



Lage- ja harvendusraiate esmane mõju haudelinnustikule

Asko Lõhmus*

Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, Liivi 2, Tartu

Kokkuvõte

Metsaraie mõju lindude arvukusele hinnatakse enamasti kaudsete meetoditega, näiteks võrreldes eri viisil majandatud aladel inventeeritud linnustikku. Uuringus kasutati täpsema hinnangu saamiseks samade alade raie-eelse ja –järgse linnustiku korduvkaardistamist nii raiealadel kui ka ümbritseval metsamaastikul. Välitööd tehti 2020. ja 2021. a kevadsuvel Ida-Eestis. Käsitletakse linnustiku arvukust ja koosseisu üheksas piirkonnas, kus lindude pesitsusaja väliselt oli kahe loenduse vahel tehtud lageraie või harvendusraie. Raiealadest kuni 200 m ulatuses paiknevatel metsa-aladel vähendasid mõlemad raieviisid tunduvalt lindude arvukust, kuid ainult raielangi piires. Kokku vähenes 15% pindalal toimunud raiete (s.o 32 ha raieid uuritud 210 ha metsamaal) tulemusel lindude üldarvukus ühe aastaga 13% võrra. Ümbritseval alal olid raiejärgsel aastal üldmuutused väikesed, kuid teatud liigid reageerisid raieservadele siiski kas negatiivselt või positiivselt. Ühtlasi oli linnukoosluste raiejärgne hõrenemine ulatuslikum viljakates kasvukohatüüpides kui soomännikutes. Metsalinnustiku seisundi seletamiseks ja prognoosimiseks vajavad edaspidi täpsemat uurimist eri aastate raietega kumuleeruvad mõjud.

Sissejuhatus

Puidu varumine kujundab tänapäeval valdavat osa Eesti ja laiemalt Põhja-Euroopa metsamaastikest. Raiete mõju elustikule on paljutahuline, pikaajaline ja paljuski kaudne, olenedes ka teistest puiduvarumisega seotud töödest (nagu uue puupõlvkonna kujundamine, kuivendus ja tee-ehitus). Vastavalt pole

seda mõju sugugi lihtne eraldi mõõta (Keenan & Kimmins 1993; Lõhmus 2018).

Eestis domineeriva lageraiepraktika mõju linnustikule on enamasti mõõdetud haudelinnustiku **võrdlevates uuringutes**, mil linde loendatakse eri vanusega, kuid muus osas võimalikult sarnastes metsades. „Mõjuna“ tõlgendatakse sel puhul vanade puistute linnukoosluste erinevust raiesmike ja noorte metsade omast, sh võidakse võrrelda ka erinevaid

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

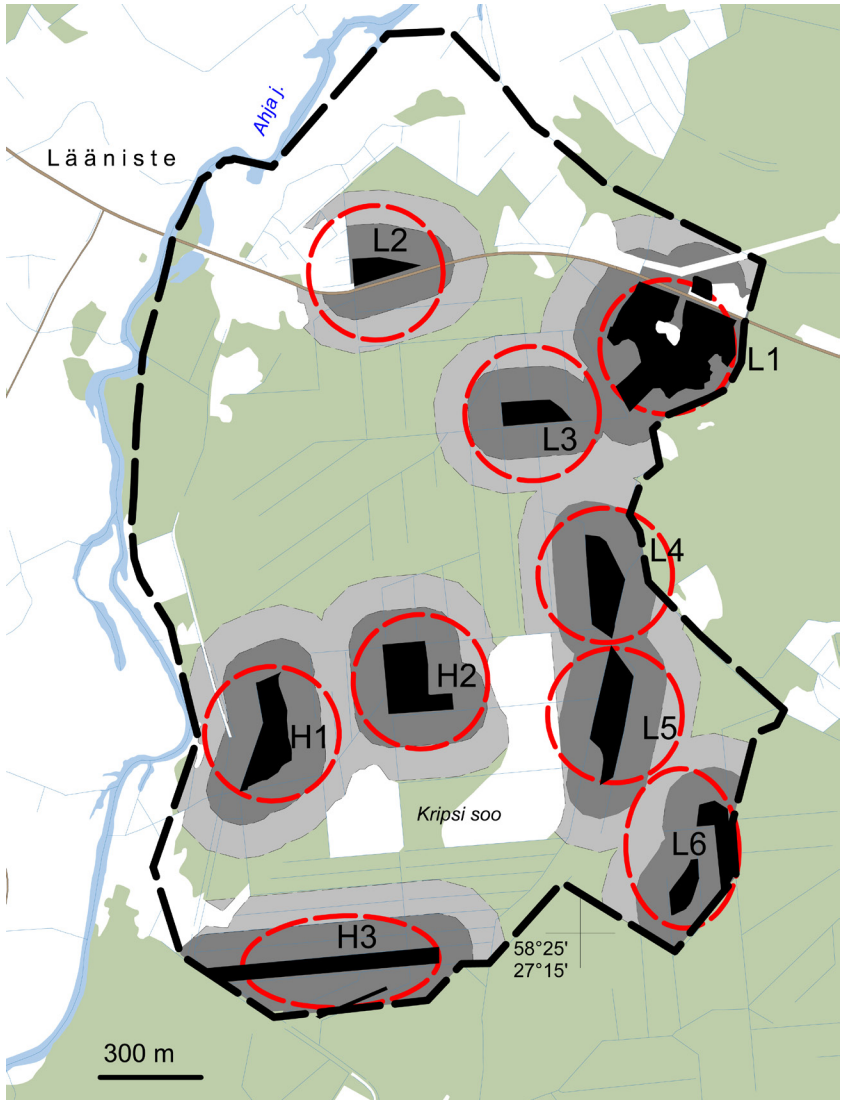
raiesmikke (nt olenevalt nende suuruselt või taimestikuga ja puistu osalisest säilitamisest). Eestiski on hästi dokumenteeritud, et lindude üldasustustihedus raiesmikel on 2–3 korda väiksem kui sama kasvukohatüübi raieküpses puistus ning 3–4 korda väiksem kui looduspuidust (Rosenvald & Lõhmus 2007; Rosenvald *et al.* 2011; Lõhmus 2020). Samamoodi on esialgselt hinnatud harvendusraiate mõju, sedastades, et harvendatud puistutes elab vähem linnuliike ja vähemalt teatud metsatüüpides ka vähem linnupaare (Lõhmus 2004; Lõhmus 2020).

Niisugused võrdlused kipuvad siiski jääma vaieldavaks rea puuduste tõttu, millest peamiselt on: 1) eeldus, et võrreldavad puistud on muidu täiesti sarnased – tegelikult võivad eri ajal raiutud ja raiumata puistud olla süstemaatiliselt erinevad. Näiteks harvendusraiet määrataksegi lähtuvalt puistute tihedusest ja koosseisust, mistõttu on pigem erandlik (eriti riigimetsas), kui nende raie-eelne seisund sarnaneb samal alal harvendamata jäetud puistutega; 2) eri raiemõjude koosinemine, eristamatus. Näiteks Eesti kõige ulatuslikumas raiesmikulindude uuringus ei suudetud eristada seisvate surnud puude (tüügaspuude) positiivset ja raiesmiku suuruse negatiivset mõju lindude asustustihedusele, sest väiksematele raiesmikele oli ühtlasi jäetud rohkem tüügaspuid (Rosenvald & Lõhmus 2007); 3) asjaolu, et raie mõju võib ulatuda raiutud langist kaugemale (Söderström 2009); 4) eeldus, et raiutud puistud kujunevad aja jooksul samasuguseks praeguste vanemate puistutega. Näiteks võisid vanemad raies taastuvad puistud tekkida kunagisest looduspuidust raiesist ja neid võidi

hooldada teisiti kui värskemaid intensiivselt majandatud metsamaale tehtud raiesmikke. Puistute struktuur võib järjestikuste raieringide järel oluliselt muutuda ka siis, kui majandusvõtted püsivad samad – teema, millest kogu maailmas vähe teatakse (Olesk 2021).

Kuna võrdlevates uuringutes püütakse konkreetsete uurimisalade erinevusi tasandada võimalikult paljusid alasid uurides (valimit suurendades), siis kasutatakse linnuloendusteks tavaliselt ka mõnda kiirmeetodit. **Loendusvead** süvenevad aga seda enam, mida puudulikum on loendus. Üks probleem on juhuslike esinemiste (nt toitekülaliste) registreerimine pesitsejatena, teine aga loendustulemuse olenevus metsa omadustest. Näiteks on põhjust eeldada, et punkt- või ribaloendustel jääb tihedas metsas rohkem linde märkamata kui raiesmikul või harvendatud puistus. Seetõttu võib „mõju“ paista väiksem. Tippesoonile ajastatud kiirloendustel kaetakse suhteliselt halvasti mittevärvulised ja varapesitsejad (Lõhmus 2020), keda raied võivad mõjutada teisiti kui arvukaid rändvärvulisi. Samuti on ilmne, et hulk liike käib rohtunud raiesmikel eeskätt toitumas või selle eksponeeritud „laulupostidel“ laulmas. Kõiki neid nüansse ühes uuringus arvesse võtta on võimatu ja sellepärast on oluline püüda raiate mõju hinnata eri meetoditega. Seni on territooriumide täppiskaardistamist raiemõjude hindamisel kasutatud harva (vt siiski Villard *et al.* 2007; Söderström 2009; Morris *et al.* 2013).

Artiklis kirjeldan lageraie esmaseid mõjusid täpse „enne-pärast“ võrdluse



Joonis 1. Uurimisala ja uuringu disain. Raiealad on musta värvi (L1–L6 lageraie- ja H1–H3 harvendusraiealad), neid ümbritsevad kaks 100 m laiust puhvrit vastavalt tume- ja helehallid; roheline ala on Eesti Põhikaardile vastav ülejäänud metsamaa. Must katkendjoon on mõlemal aastal loendustega kaetud maastiku välispiir (Lõhmus 2020), punased ringid ja ovaalid piiritlevad raiealaseid hõlmavaid standardseid 12,5 ha suuruseid tükke.

Figure 1. The study area and study design. The cut sites are black (L1–L6 clear-cuts; H1–H3 thinnings), surrounded by two 100-m wide buffers (darker and lighter grey, respectively); forest land outside these is the greenish area. The whole bird mapping area is delineated with the black dashed line; the red circles and ovals are standard-sized (12.5 ha) plots centred in the cut areas.



Joonis 2. Uuritud lageraiealad raie eel või ajal 2020. a. Ülal vasakul: L1 kuusik 24. oktoobril. Ülal paremal: käimasolev raie L4 kuivendatud siirdesoomännikus 5. augustil (taamal olev metsaviirg eraldise raiumata osa). All vasakul: L3 idaosa karusambla-mustika männik raie-eelse alusmetsalangetuse järel 4. augustil. All paremal: sama koht raie lõppfaasis 8. augustil, näha on jäetavaid säilikmände.

Figure 2. The studied clear-cut sites before or during the harvesting in 2020. Upper left: L1 spruce stand, 24 Oct. Upper right: harvesting in L4 drained pine bog, 5 Aug (the distant part yet uncut). Lower panel: L3 pine stand (Polytrichum-Myrtillus type) before the cut, and the same spot with the harvesting almost finished on 8 Aug (showing the solitary tree retention).

kaudu, mis sai võimalikuks juhuste kokkulangemise tõttu: 2020. aastal korduvkaardistusmeetodiga uuritud metsamaastikul (Lõhmus 2020) tehti järgneval sügisel ja talvel hulka lage- ja harvendusraieid. See võimaldas järgmisel (2021. a) sesoonil kaardistada mul sama meetodiga täpselt sama ala. Ühtlasi tähendas lühike ajavahemik kahe võrdlusaasta vahel seda, et raietest puutumata puistutes ei toimunud eeldatavasti kuigi suuri muid muutusi – probleem,

mis „enne-pärast“ võrdlusega pikemas perspektiivis paratamatult tekib. Teisest küljest on paratamatu seegi, et niisuguse täppisuuringuga ei ole võimalik katta väga suuri alasid. Seepärast on töös lisaks „keskmise mõju“ otsimisele kirjeldatud kahe loenduse vahel täheldatud erinevusi ka eraldi igal raiealal. Põhiküsimus on: millised on lageraiega võrreldes harvendusraie mõjud ning mil määral ulatub linnukoosluse raiejärgne teisenemine raiutud puistust kaugemale?



Joonis 3. Raiealad raiejärgsel 2021. a suvel. Ülareas säilikpuudega lageraiesmikud L1 ja L2. Alareas harvendusraie langid H1 ja H3.

Figure 3. The cut sites in the post-cut 2021 summer. Upper panel: clear-cuts L1 and L2 with retention trees. Lower panel: the thinned stands H1 and H3.

Materjal ja meetodika

Uurimisala ja välitööd

Linde loendati (kaardistati) 2020.-2021. aastal Ida-Eestis Põlva- ja Tartumaa piiril paiknevas Kripsi sood ümbritsevas metsamaastikus. Lähtuti 2020. a aasta vaatlusalala piiridest (joonis 1), ehkki 2021. aastal oli uuringuala märksa suurem. Vaatlusalala ja välitöömeetodeid on täpsemalt kirjeldatud 2020. a uuringu kokkuvõttes (Lõhmus 2020). Lühidalt seisnes loendus kõigi üksikvaatluste tõlgendamises pesitsusterritooriumideks pärast

korduvaid vaatluskäike samale alale, lähtudes lindude käitumisest, täpsest asukohast, samaaegsusest teiste isenditega ja kohtamisest samas kohas vähemalt kahepäevase vahega. Mõlemal aastal oli uurimisintensiivsus üldjoontes sarnane, vaateleja ja interpreteerija sama. Mõlemal aastal võis tinglikult eristada kümme vaatlusperioodi aprilli teisest poolest juulini, kuigi realselt jääb vaatluskordade arv ruumis vahelduvaks. Näiteks eri päevadel kõrvuti asetsevate alade külastamisel vaadeldakse osa alast kaks korda, mõned vaatlusalala osad jäävad aga varjatud eluviisiga

liikide osas paratamatult ebapiisavalt vaadelduks.

Uuringus analüüsin neid maastikuosi, kus 2020. aasta augustist kuni 2021. aasta märtsini oli tehtud metsaraieid. Tagantjärele märgin, et eelmised lageraied tehti alal 2017/2018 talvel, nii et 2020. aasta andmestik on vahetust raiejärgsest olukorrast mõjutamata. Nüüdseid raiealasid oli kokku üksteist, mis koondati kuueks lageraie- ja kolmeks harvendusraieks (joonis 1). Raiete täpsem kirjeldus on esitatud tulemuste osas, nende üldpind oli 23,1 ha lage- ja 9,1 ha harvendusraieid. Vastavalt maastiku üldisele iseloomule hõlmas viljakaid segametsi üksainus lageraieala (L1; ühtlasi ainus eramets) ja üks harvendusraieala (H1), ülejäänud raied tehti niisketes karusambla-mustika- või kõdusoomännikutes (boniteet 3–5). Iseloomulikke enne-pärast võrdlusi kujutavad fotod joonisel 2, alade ilmet 2021. aasta suveks aga joonis 3.

Pärast 2020. aasta andmete avaldamist (Lõhmus 2020) võeti uurimisalal ette kaardistusmeetodi kontroll, mis lähtus pesitsusvälisel ajal hästi äratuntavate linnupesade otsimisest. Välitöödel 2020. a detsembrist 2021. a aprillini selguski, et vähemalt rästaste arvukust alahindab üksnes kevadiste vaatluste arvestamine (Lõhmus, *in prep.*). Seepärast pöörati 2021. aasta kaardistustel aprillis-mais eraldi tähelepanu varapesitsevate liikide pesade ja pesitsusjälgede leidmisele. Vastavalt on ka 2020. aasta andmeid tagantjärele täiendatud talviste pesaleidude põhjal mõne territooriumi tsentroidi nihutades või üksikuid territooriume lisades. Kokku on käsitletud aladele lisatud avaldatud

andmetega (Lõhmus 2020) võrreldes üks sinikael-pardi (*Anas platyrhynchos*), üks raudkulli (*Accipiter nisus*) ja üks muusträsta (*Turdus merula*) pesa.

Andmetöötlus

Kõik andmed digitaliseeriti geoinfosüsteemis: esmalt üksikvaatlused, siis nende põhjal määratud iga linnuterritooriumi kese (tsentroid). Analüüsi põhivõtteks oli seejärel loendada linnupaare (tsentroidide) eri põhimõtetel raiesmike ümber piiritletud võõndites. Seega on iga paari arvestatud punktobjektina, arvestamata seda, kuidas linnud ümbritsevat maastikku kasutavad. Kodupiirkondade piiritlemiseks on üksikvaatlused üldiselt liiga juhuslikud ja omakorda veaga – nt on tihedas metsas linde raskem märgata kui raiesmikul, laulvat lihtsam kui toituvat või pesal istuvat jne. Seda eripära tuleb andmete tõlgendamisel arvestada. Subjektiivsuse vähendamiseks määrati territooriumide tsentroidid enne kokkuvõttevõõndite piiritlemist, arvestades üksnes vaatluste koondumist ja/või kõige tõenäolisemat pesa asukohta heterogeense metsa puhul. Piisavalt suure valimi puhul peaks ka punktvaatlused seega andma ülevaate lindude arvukuse erinevustest, eriti lageraiesmikel, kus paljud liigid selgesti eristuvadki selle poolest, kas nad elutsevad avamaastikul või puistus.

Raiete mõju hindamiseks piiritleti geoinfosüsteemi vahenditega igale raiealale neli võõndit (joonis 1): 1) raiesmik, mille välispiir korrigeeriti välitööde alusel, jättes servas raiumata ribad raieala arvestusest välja (oluline L1, L2 ja H3 puhul);

2) raiesmikust kuni 100 m paiknev metsamaa, vastavalt Eesti Põhikaardi puistute kihile; 3) eelmisest veelgi kaugemale – kuni 200 m – ulatuv metsamaa; 4) raiesmiku keskpunkti joonistatud 200 m raadiusega ring või (välispiiril paiknevate alade L6 ja H3 puhul) sama suur (12,5 ha) ovaal. Viimane kattus osaliselt teiste võõnditega ja seda vaadeldi eraldi esmajoones liikide arvu standardseks võrdlemiseks (liikide arv oleneb pindalast, mis teiste võõndite puhul erineb raiealade vahel). Samas varieerub standardse ringi puhul raiesmiku (peamise mõjuala) osatähtsus selle pindalast.

Kuivõrd uurimisdisaini võib vaadelda pooleldi eksperimentaalse „enne-pärast“ võrdlusena, oli ka analüüsi põhiküsimuseks kahe aasta vaheline erinevus iga võõndi piires leitud linnupaaride ja -liikide arvus. Sellise võrdluse tegemiseks võeti geoinfopäringutega kokku iga raieala iga võõndit kummalgi aastal asustanud linnustik. Kõrvuti asetsevatel aladel, mille puhvrid omavahel kokku puutusid, need liideti ja käsitletakse analüüsis liidetuna, et samu linnupaare mitte korduvalt arvestada (joonis 1). Ringid (võõnditüüp 4) olid joonistatud nii, et need omavahel ei kattunud. Kuna aastate vahel võivad lindude arvukused ka tegelikult varieeruda, siis käsitletakse kõige kaugemat (200 meetrini) ulatuvat puhverala tinglikult „foonina“. Samas tuleb arvestada ka võimalust, et linnud liiguvad servaefekti tõttu raiesmikule lähemale ja nende territoriaalsuse tõttu võib veidi kaugemal linde ka hõredamaks jääda. Neid erinevaid võimalusi on andmete tõlgendamisel vaadeldud nii kokkuvõttes kui ka tavalisemate liikide piires.

Tulemused

Kokku loeti kahel uuringuaastal raiealadel ja nende ümber piiritletud metsamaa võõndites pesitsejaks 59 liiki linde (tabel 1). Pesitsusterritooriume (paare) eristati sellel 210 ha suurusel kogupindalal raie-eelselt 2020. aastal 525 ning raiejärgselt 2021. aastal 459, s.o keskmise asustustihedusega vastavalt 2,5 ja 2,2 paari metsamaa hektari kohta. Raiete järgsel aastal leiti seega 13% vähem linnupaare kui eelneval aastal.

Koondarvud osutavad, et üldarvukus vähenes just raiealadel (2020. a 90 paari, 2021. a 20 paari), mis moodustasid käsitletavast kogupindalast 15%. Neid ümbritsevas 200 m laiusega metsamaapuhvris (85% pindalast) olid loendustulemused kahel aastal väga sarnased (vastavalt 435 ja 439 paari). Seetõttu on järgnevalt täpsemalt kirjeldatud raiealasad ning eraldi nende ümbruse linnustikku.

Muutused raiealadel

L1. Novembris 2020 raiuti sanitaarlageraiena valdav osa 1980. a paiku põllule rajatud jänese kapsa- ja naadi tüüpi kuusikutest (joonis 2–3), mille linnustikku on varem detailselt iseloomustatud (Lõhmus 2020: maastikuosa C). Raieala (Korksilla maaüksus, er. 1,2,6) kuulub Tornator Eesti OÜ-le ja selle pindala oli u 8,3 ha. Raiesmikule jäeti kasetukk ja tükike kraaviäärseid remmelgaid ning üksikuna 35 mändi ja kümme kasket kaske, lisaks u 10 looduslikku tüügast ja seitse 5 m kõrguselt lõigatud kuuse „tehistüügast“. Kohati säilis põõsaid ning suurt raieala liigendas selle keskel

Table 1. Pesitsevate liikide arvukus raieladel ja neid ümbritseval metsamaal kuni 100 m ja 101–200 m ulatuses. Arvukus on määratud pesitussusterritooriumide tsentroide loendades ja esitatud eraldi raietähtsuse 2020. a (kaldkriipsu ees) ja raietähtsuse 2021. a kohta (kaldkriipsu järel).

Table 1. Abundance of nesting birds in the cut areas and their surrounding forest lands (two buffer zones distinguished). The estimates refer to the centroids of territories (observation clusters); slash (/) separates the pre-cut (2020) and post-cut (2021) results.

Liik Species	Lageraie / Clear-cut						Harvendusriie / Thinning							
	Lank Cut area		Puhver / Buffer: 0–100 m				Puhver / Buffer: 101–200 m		Lank Cut area		Puhver / Buffer: 100 m			
	Kokku Total	L1,L3	L2	L4–L5	L6	Kokku Total	Kokku Total	Kokku Total	Kokku Total	H1	H2	H3	Kokku Total	Kokku Total
Simikael-part	--	--	--	0/1	--	0/1	--	--	--	--	0/1	1/0	1/1	--
Sõtkas	--	0/1	--	--	--	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--
Laanepüü	--	--	--	--	0/1	0/1	1/3	--	--	--	--	--	--	--
Metsis	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0/1	--	0/1	--
Raudkull	--	1/0	--	--	--	1/0	--	--	--	--	--	--	--	--
Hireviu	--	1/1	--	--	--	1/1	--	--	--	--	--	--	--	1/1
Hireviu	--	1/1	--	--	--	1/1	--	--	--	--	--	--	--	1/1
Metsitlder	--	1/2	--	0/1	--	1/3	2/1	--	--	--	--	--	--	1/0
Metskurvits	--	2/0	1/0	0/1	1/0	4/1	0/2	1/1	--	--	--	--	0/1	--
Tikutaja	--	--	--	0/1	--	0/1	1/0	--	--	--	--	--	--	--
Kaelstuvi	1/0	1/2	--	--	1/1	2/3	2/1	--	--	--	--	--	--	1/2
Turteltuvi	--	--	--	--	--	--	2/0	--	--	1/0	--	--	--	--
Kägu	--	0/1	--	1/0	--	1/1	1/1	--	--	0/1	--	--	0/1	1/1
Värbkakk	1/0	--	--	--	0/1	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--
Händkakk	--	1/0	--	--	--	1/0	1/1	--	--	--	--	--	--	--
Õsorr	--	1/1	--	1/1	1/0	3/2	1/1	--	--	--	--	--	--	1/1

Liik Species	Lageraie / Clear-cut										Harvendusrate / Thinning									
	Lank Cut area					Puhver / Buffer: 0-100 m					Lank Cut area			Puhver / Buffer: 100 m			Puhver / Buffer: 200 m			
	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku Total	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku Total	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku Total	H1	H2	H3	Kokku Total	Kokku Total
Hallpea-rähn	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1/0	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Musträhn	--	1/0	--	--	1/0	0/2	--	--	--	0/2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1/0
Suur-kirjurähn	1/0	1/3	--	0/1	1/4	2/4	2/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Valgeselg-kirjurähn	--	0/1	--	--	0/1	1/0	--	--	--	1/0	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Metskiur	3/3	4/2	1/1	4/5	0/1	13/10	2/2	1/2	3/3	6/7	4/7	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--
Linavästriik	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0/1
Käblik	8/1	4/9	1/1	2/2	1/2	8/14	7/2	--	--	1/1	0/1	1/2	--	--	1/1	--	0/1	1/2	3/1	--
Võsaraat	0/1	3/2	--	1/0	0/1	4/3	0/2	--	--	0/2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Punarind	4/1	9/6	1/1	4/3	1/1	15/11	11/10	--	--	0/1	1/0	3/3	--	--	2/3	--	2/3	5/6	4/0	--
Ööbik	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Lepalind	--	--	--	1/1	--	1/1	--	--	--	1/0	--	--	--	--	0/1	--	0/1	--	0/1	--
Mustrastas	1/0	2/6	1/0	1/1	1/1	5/8	3/8	--	--	3/0	0/1	0/1	0/1	3/2	1/4	--	1/4	2/3	1/1	--
Laulurastas	4/1	3/7	1/0	1/1	2/1	7/9	5/7	--	--	0/1	1/0	0/1	--	--	0/1	--	0/1	2/3	1/1	--
Vainurastas	--	--	--	--	--	0/1	--	--	--	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Hoburastas	--	0/1	--	1/2	--	1/3	1/0	--	--	0/1	--	--	--	0/1	1/1	--	0/1	1/1	1/1	--
Jõgi-ritsiklind	--	1/1	--	--	1/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Putke-roolind	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1/0
Pruunselg-pöösaliind	--	1/2	2/1	1/4	1/0	5/7	3/5	--	--	0/2	--	--	--	0/2	0/1	--	0/2	0/1	0/1	--
Aed-pöösaliind	--	3/3	--	0/1	0/1	3/5	2/4	--	--	0/1	2/1	--	--	2/1	2/2	--	2/1	2/2	2/2	--
Mustpea-pöösaliind	1/0	3/2	1/0	--	4/2	0/3	--	--	--	2/0	--	--	--	2/0	1/0	--	2/0	2/0	1/0	--

Liik <i>Species</i>	Lageraie / <i>Clear-cut</i>										Harvendusriie / <i>Thinning</i>							
	Lank <i>Cut area</i>					Puhver / <i>Buffer: 0-100 m</i>					Lank <i>Cut area</i>			Puhver / <i>Buffer: 100 m</i>			Puhver / <i>Buffer: 200 m</i>	
	Kokku <i>Total</i>	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	H1	H2	H3	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	Kokku <i>Total</i>	
Mets-lehelind	PHYSIB	4/0	8/7	3/2	5/4	1/2	17/15	9/11	2/1	1/1	0/1	2/2	3/4	7/4				
Väike-lehelind	PHYCOL	4/0	10/5	3/3	2/4	4/2	19/14	12/8	0/1	3/2	--	2/1	5/3	4/4				
Salu-lehelind	PHYLUS	2/0	4/4	0/1	4/4	0/1	8/10	13/9	2/0	1/2	--	1/0	2/2	2/4				
Föälpoiss	REGREG	1/0	5/4	1/0	1/1	--	7/5	4/4	--	--	--	1/0	1/0	1/1				
Hall-kärbsenäpp	MUSSTR	1/1	0/1	--	1/0	--	1/1	0/1	--	--	--	--	--	--				
Väike-kärbsenäpp	FICPAR	--	1/0	--	--	--	1/0	1/0	--	--	--	--	--	--				
Must-kärbsenäpp	FICHYP	--	4/2	0/1	1/0	--	5/3	--	--	--	--	--	--	--				
Sabatihane	AEGCAU	--	1/0	--	--	--	1/0	--	--	--	--	--	--	--				
Sinutihane	CYACAE	2/0	0/1	--	1/0	--	1/1	--	--	--	--	--	--	--				
Rasvatihane	PARMAJ	2/0	5/3	--	1/1	1/1	7/5	4/2	--	1/2	--	1/0	2/2	2/0				
Mustihane	PERATE	1/0	1/2	--	--	0/1	1/3	1/0	--	--	--	--	--	0/1				
Tutt-tihane	LOPCRI	2/0	--	1/0	0/1	--	1/1	6/4	2/0	1/0	--	0/2	1/2	0/1				
Põhjatihane	POEMON	3/0	1/1	0/1	0/1	1/0	2/3	2/2	--	--	1/0	--	1/0	1/1				
Puukoristaja	SITEUR	2/0	1/2	--	--	--	1/2	2/1	--	0/1	--	--	0/1	1/0				
Porr	CERFAM	--	3/1	0/1	1/0	--	4/2	--	--	1/0	--	--	1/0	--				
Peoleo	ORIORI	--	--	--	1/0	--	1/0	--	--	--	--	0/1	0/1	--				
Punaselg-õgija	LANCOL	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--				
Pasknäär	GARGLA	2/0	1/0	--	0/1	--	1/1	1/0	--	--	--	0/1	0/1	1/1				
Metsvint	FRICOE	16/1	14/12	1/3	5/8	3/3	23/26	17/14	1/0	4/3	3/4	5/5	12/12	6/7				
Siisike	SPISPI	6/0	1/1	2/0	1/3	--	4/4	4/3	--	0/1	2/1	1/0	3/2	0/2				

Liik Species	Lageraie / Clear-cut						Harvendusraie / Thinning													
	Lank Cut area			Puhver / Buffer: 0-100 m			Puhver / Buffer: 101-200 m			Lank Cut area			Puhver / Buffer: 100 m			Puhver / Buffer: 200 m				
	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku Total	Kokku Total	L1,L3	L2	L4-L5	L6	Kokku Total	H1	H2	H3	Kokku Total	H1	H2	H3	Kokku Total	
Kuuse-käbilind	--	--	--	--	--	2/1	--	--	--	--	--	--	1/0	--	1/0	--	--	--	1/0	1/1
Karminleevike	--	--	0/1	--	0/1	0/1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Leevike	2/0	1/0	1/0	--	2/0	2/3	1/0	--	--	1/0	1/0	--	--	--	--	--	--	--	--	1/2
Talvike	0/3	1/2	0/1	--	1/3	3/2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Paaride arv / No. of pairs	74/13	104/99	21/18	43/55	187/194	143/135	16/7	25/23	9/13	19/20	53/57	16/7	25/23	9/13	19/20	53/57	16/7	25/23	9/13	19/20
Liikide arv / No. of species	24/9	35/33	15/12	24/26	43/43	35/35	11/6	14/14	5/9	10/10	19/23	11/6	14/14	5/9	10/10	19/23	11/6	14/14	5/9	10/10
Pindala / Area (ha)	23,1	19,8	6,1	19,1	8,7	53,7	49,4	9,1	11,7	10,8	15,2	37,7	9,1	11,7	10,8	15,2	37,7	9,1	11,7	10,8

paiknev soolapp (joonis 1); samas raiuti ala lääneosas lagedale lehtpuudega ääristatud ojasäng.

Raiesse läinud kuusikuosas sedastasin 2020. a 44 paari linde 18 liigist, neist sagedasemad metsvint (*Fringilla coelebs*) – 12 paari, siisike (*Spinus spinus*), punarind (*Erithacus rubecula*) ja käblik (*Troglodytes troglodytes*) – igauht 4 paari. 2021. a asustas raieala 10 paari linde 8 liigist, kellest neli liiki (kuue paarina) olid kuusikust puudunud: metskiur ja talvike (*Emberiza citrinella*) – kumbagi 2 paari, punaselg-õgija (*Lanius collurio*) ja võsaraat (*Prunella modularis*) – kumbagi 1 paar. Lisaks asus langi keskel olevasse põõsastikku maastiku avanemise järel pesitsema tikutaja (*Gallinago gallinago*) ning toitumisalana võtsid raiesmiku kohe kasutusele mitu ümbritsevas metsas pesitsevat liiki, sh hiireviu (*Buteo buteo*), metstilder (*Tringa ochropus*) ja kolm liiki rähne.

L2. Küla- ja maanteeäärne vana karusamblamännik (AH034: 1,2) oli ümbritseva maastiku vanim metsatukk (er. 1 vanusega 157 a). Hoolimata Riigimetsa Majandamise Keskusele (RMK) saadatud põhjendustest tuka vastavusest vääriselupaiga struktuuritunnustele ja maastikulise unikaalsuse kohta raiuti see 8. augustil 2020; sellele eelnes paljude laialehiste puudega alusmetsa lõikamine juulis. Raiel säilitati er. 1 põhjaserv (lehtpuude riba ja u 15 vana mändi, osa neist õõnestatud männitaelikust *Phellinus pini*). Raiealaks kujunes nõnda 1 ha, kuhu jäeti viis üksikut säilikuud ning alusmetsatukakesi, mis mitmekesisistasid raiesmiku ilmet (joonis 3). 2020. aastal pesitses L2 tukas viis linnupaari, kellest

suur-kirjurähni (*Dendrocopos major*) ja puukoristajat (*Sitta europaea*) 200 m raadiuses rohkem ei leidunud. 2021. aastal elas L2 raiesmikul üks paar talvikesi, toitumas käisid ka ümbruskonnas pesitsevad metsvindid ja hallvarese (*Corvus cornix*) paar.

L3. Metsatee-äärses karusamblamännikus (AH036:6, AH037:6) oli raieteatis 2,2 ha suurusele alale. Pärast tähelepanujuhtimist eraldas RMK kv. 36 er. 6 põhjaosast 1,0 ha kaitstaks vääriselupaigaks (nt oli seal hulk vaigutatud mände), kuigi alusmets jõuti sealtki maha lõigata. Raie tehti 6. ja 15. augustil, jättes kasvama 15 mändi (neist 9 säiliktukana), lisaks mõned vanemad puud kirdeserva (joonis 2–3). Sellel raiealal pesitses 2020. aastal kaks paari käblikuid ning üks paar siisikesi ja põhjatihaseid (*Poecile montanus*). 2021. aastal raiealal linde ei pesitsenud, kuid alal kohati pesitsusajal laulmas või toitumas viit liiki, sh kanakulli (*Accipiter gentilis*) ja öösorri (*Caprimulgus europaeus*).

L4 (AH037:18,19) ja **L5** (AH040:3). Kunagise Kripsi soo servamännikute linnustikku on varem põhjalikult iseloomustatud (Lõhmus 2020: maastikuosa A3). 30. juulist 5. augustini 2020 raiuti sellest kaks lähestikust vana osa (L4: 2,4 ha, vanus 117 a; L5: 2,8 ha, 107 a), mis olid juba ümbritsetud teedest, sihtidest ja raiesmikest ning pikaajalise kuivenduse tulemusena tihenened. Metsakasvatustlikult olid alad boniteediklassides III–IV. Säilitati kokku kolm säiliktukka ning L4 alal kümnekond üksikut säilikmändi.

Neil kahel alal leiti 2020. aastal kokku 16 linnupaari, sh 3 paari metskiurusid ja

metsvinte ning 2 paari väike-lehelinde (*Phylloscopus collybita*). Lageraie järel jäi 2021. a lankidele üksnes üks paar hall-kärbsenäppe (*Muscicapa striata*) (L5 säiliktukka). Lisaks käisid seal aegajalt laulmas kaks piirnevat metskiuru isalindu ning juunis kasutasid (ilmselt) kaks eri hoburästa (*Turdus viscivorus*) paari raiesmikke püsiva toitumisalana.

L6 hõlmab Kripsi soost eraldi paiknevat kuivendatud siirdesoolaiku, kus alates 30. juulist raiuti kaks väiksemat 107-aastast kõdusoostunud III boniteediklassi männikut (AH043:4,6; kokku 2,3 ha). Metsateatisega planeeritud raieala oli üle kahe korra suurem, kuid minu ja Kadri Runneli raie-eelsete vaatluste põhjal jättis RMK sellest vääriselupaigana välja mitut kaitsealuste ja ohustatud liikide leiukohta hõlmanud osa. Raiesmiketele jäeti kokku kolm säiliktukka ja mitmeid üksikuid. Sealne linnustik oli hõre juba 2020. aastal, mil leiti viis paari linde (igauks eri liigist). 2021. aastal leiti raiesmikul ainult üks metskiurupaar, kuid see oli oluline rästaste ja puukoristaja toitumisala.

H1 on 32-aastane viljakas jänesekapsapohla tüüpi kaasik (AH038:3), mille raie-eelseks täiuseks hindas 2016. a takseerkirjeldus 102 ning tagavaraks 513 tm (190 tm/ha). Metsateatisel oli ette nähtud raiuda 136 tm (27%). Nagu kõigil harvendusraietel, jäeti peenem materjal siingi metsa alla (joonis 3).

Selle 2,7 ha eraldise linnustik polnud 2020. a kuigi rikkalik: seitse liiki kuuest liigist, sh kaks paari salu-lehelinde (*Phylloscopus trochilus*). Harvendusraie järel jäi neid neli, sh oli seal mõlemal

aastal üks mets-lehelinnu (*P. sibilatrix*) ja tõenäoline metskurvitsa (*Scolopax rusticola*) pesapaik. Lisaks vaadeldi puistus mõlemal aastal umbes ühepalju liike, kes pigem pesitsesid mujal, kuid aastati paistis erinevusi. Nii nähti 2020. aastal tihnikuid soosivat sabatihast (*Aegithalos caudatus*) ning maapinnal toituvaid metsvinti ja musträstast (*Turdus merula*), 2021. aastal aga peamiselt puuvõrades tegutsevaid linde, nagu põhjatihane, kaelustuvi (*Columba palumbus*) ja kägu (*Cuculus canorus*).

H2 ja H3 harvendusraiate alad paiknevad kunagise Kripsi puissoost kuivenduse tulemusena tekkinud siirdesoomännikutes, mis on üldiselt väga linnuvaesed (Lõhmus 2020: maastikuosa A2; keskmine asustustihedus 1 paar/ha). Mõlemal alal oli raie metsateatisel märgitud palju suuremana (H2: 12 ha; H3: üle 30 ha), millest teostati väike osa. Pehme pinnase tõttu oli mõlemal raiel selge mõju ümbritsevatele sihtidele ning inimesi liikus ümbruskonnas veel märtsis-aprilliski. Langid jäävad metsise mängupiirkonda (*Tetrao urogallus*) ning ekskrementide ja vaatluste põhjal nihutas kukk oma tegutsemisala 2020. aasta omaga võrreldes tunduvalt eemale. Samas säilis ühest raiealast kõigest 100 m kaugusel paikneva mängupuul püskasutus, kuhu kukk lendas õhtuti raieteta sooala poolt.

H2 hõlmas kolme hektarit 87-aastast tihedat IV boniteedi männikut (AH039:1). Sealsest raie-eelsest viiest linnupaarist (5 liiki) jäi raie järel alles üks paar metskiurusid. Seejuures pesitsesid puistus 2020. a metsvint ja tutt-tihane (*Lophophanes cristatus*), kellele ala säilis toitumisalana, kuid linnud tulid kaugemalt (s.t mõlema liigi

üks paar ikkagi „kadus“). Vastupidiselt nihkus üks hoburästa territoorium kaugemalt päris langi äärde (pesa sellest 50 m) ja paar tegutses seal sageli hilis-kevadel ja suvel.

H3 paiknes soo lõunaosa 82-aastaselt suurel siirdesoomännikualal (boniteet III), millest harvendati varakevadel kaks kitsast riba peamiselt AH041:2 piires (joonised 1 ja 3; kokku 3,3 ha). Mõlemal aastal pesitses neis ribades üks paar metskiurusid ja üks paar suur-kirjurähne, raie-eelselt ka üks paar mets-lehelinde ja tutt-tihaseid. Neist tutt-tihase territoorium jäi alles, aga nihkus u 100 m, mets-lehelinnu oma pigem kadus. Seegi lank sai 2021. a hoburästaste toitumisalaks, kuid 2020. a toiteküalistest ei kohatud seal siisikesi.

Raiealade ümbruse linnustik

Raiealaid hõlmavate 12,5 ha suuruste alade („ringide“, vt joonis 1) võrdlus näitas, et keskmiselt oli raiejärgsel aastal neis üks liik vähem ja paaride arv 16% võrra väiksem (tabel 2). Need arvud on esialgsed, eriti harvendusraiate puhul, kus tulemus saadakse väiksemalt alalt ja varieerub rohkem. Küll väärivad keskkonnamõju hindamise seisukohalt tähelepanu kõige suuremad negatiivsed muutused, mis leidsid nii lageraiete kui ka harvendusraiate osas aset metsanduslikult just produktiivsematel aladel (L1–L3, H1). Kuivendatud soometsades oli mõju keskmiselt märksa stabiilsem ja kahte raiepiirkonda (L6, H3) asustas 2021. aastal koguni mõni uus liik või lisapaar.

Tabel 2. Raiealasadid hõlmavate 12,5 ha suuruste alade linnustiku võrdlus alade ja aastate vahel.**Table 2.** Comparison of breeding bird assemblages within standard 12.5 ha areas including the cut sites.

Ala / Site	Raieala (%) Harvest area (%)	Paaride arv No. of pairs		Liikide arv No. of species		Muutuse ulatus Change	
		2020	2021	2020	2021	Paarid (%) Pairs (%)	Liigid Species
<i>Lageraie / Clear-cut</i>							
L1	63	64	37	24	22	-42	-2
L2	8	40	33	23	17	-18	-6
L3	10	56	38	24	23	-32	-1
L4	19	38	33	20	19	-13	-1
L5	22	23	20	15	15	-13	0
L6	18	27	27	17	19	0	2
<i>Harvendusraie / Thinning</i>							
H1	22	25	19	17	14	-24	-3
H2	24	14	11	8	8	-21	0
H3	23	9	11	6	7	22	1
<i>Keskmine / Average</i>	23,1	32,9	25,4	17,1	16,0	-15,7	-1,1
\pm 95% CI	\pm 10,6	\pm 12,0	\pm 6,9	\pm 4,3	\pm 3,7	\pm 12,2	\pm 1,5

Raiealasadid ümbritseva metsamaa linnustiku üldnäitajate stabiilsus (vt eespool) ei tähenda, et selle piires ei või avalduda raiemõjud konkreetsetele liikidele. Siiski tundub, et vähemalt uuritud majandatavates metsades tavalistele lindudele ei olnud need mõjud kuigi tugevad. Tabeli 2 põhjal saab edasist uurimist väärivate juhtudena eristada näiteks juhud, kus 1) lageraie 100 m ulatuses pigem arvukus suurenes ja kaugemas puhvris pigem vähenes – nagu käbliku ja metsvindi puhul, või 2) kus muutus oli vastupidine – nagu metskurvitsa ja mets-lehelinnu puhul. Harvendusraiate käsitlemiseks on andmestik liiga väike. Lageraie lähedal leiti 2021. a veel märksa rohkem suur-kirjurähni pesi, kuid nende puhul ei saa välistada aastate vahelist kõikumist. Kõikumiseks võib ilmselt pidada ka turteltuvi (*Streptopelia*

turtur) kadumist kogu alalt: rändelt saabunud linde kuuldi 28.-30. mail lausa neljas kohas, aga hiljem enam mitte. 2020. a oli sisseränne samalaadne, kuid kaks paari jäid paikseks.

Üksikvaatlustest väärivad tähelepanu röövlindude pesitsemised. Lageraieist u 100 m kaugusele jäänud raudkulli pesapaik jäi 2021. a asustamata, teisel aga jätkas hiireviu pesitsemist sama kaugel paiknevas pesas. Värbkaku (*Glauucidium passerinum*) pesit-susterritoorium säilis samuti, kuid pesa täpne asukoht ei olnud kummalgi aastal teada ja vaatluskohtade tsentroidi põhjal järeldatud varasema pesakoha raie (tabel 2) pole kindel. Suure lageraieala L1 piirkonda jäänud händkaku (*Strix uralensis*) paar kadus, kuid väiksema (L3) juures pesitseti mõlemal aastal edukalt.

Arutelu

Ilmselt kõige intrigeerivam tulemus oli lindude üldarvukuse vähenemine sarnases proportsioonis raiealade pindalaga metsamaa üldpindalast (13% vähenemist 15% pindalal toimunud raiete korral). Kahjuks ei leidu ühtki teist uuringut, mis võimaldaks selle seose üldisemat kehtivust kontrollida. Kritiseerida saab näiteks asjaolu, et uuring ei olnud rangelt võttes eksperimentaalne, s.t raiutavaid alasid ei määratud juhuslikult, nagu on tehtud mõnede suurte teadusprojektide raames Põhja-Ameerikas (Villard *et al.* 2007; Morris *et al.* 2013; Perry *et al.* 2018). Samas oli lageraie nõrk esmane mõju ümbritseva metsa linnustikule sarnane Kanadas Albertas eksperimentaalselt leitule (Villard *et al.* 2007). Samuti ei käsitletud raiesmike ruumilist paiknemist üksteise ja varasemate raiesmike suhtes. Siiski saab arutleda, millised tegurid niisugust vähenemist eeldatavasti mõjutasid.

Esiteks saab uuringu põhjal väita, et lindude vähenemist võivad lisaks lageraietele põhjustada ka **harvendusraied**. Järelikult ei piisa raiete keskkonnamõju analüüsidest lageraie käsitlemisest. Tulemus haakub mitme Eestiski varem avaldatuga (vt Lõhmus 2020), millest kõige sarnasem ja tugevamal meetodilisel alusel on metsise elupaikade taastamiskatse Soomaal. Seal leiti kõdusoomännikutes kaks aastat pärast eksperimentaalseid harvendusraieid kontrollaladega võrreldes umbes kolmandiku võrra vähem linnupaare ning mõju oli seda suurem, mida suuremas ulatuses oli harvendusraiet tehtud. Seejuures mõne liigi (nagu

käbliku) arvukus raiejärgselt tõusis, aga sagedamini (eriti näiteks mets-lehelinnul) vähenes (Lõhmus 2017). Käesolevas töös reageerisid nimetatud liigid samamoodi eripidisel lageraie lähedusele, mis näitab, et isegi tavaliste metsavärvuliste koosseis võib maastikel vastavalt raieintensiivsusele ümber kujuneda.

Harvendusraieid tasuks edasi uurida võrdlevalt loodusmetsade hõrenemise ja häilulisusega. Näiteks Białowieża ürgmetsas kuulub mets-lehelind koos väike-kärbsenäpiga (*Ficedula parva*) tuuleheitehäilude lähedust vältivate liikide hulka, samas kui häilukohtades on üldiselt rohkem nii pesitsevaid linnuliike kui ka paare (Fuller 2000). Väike-kärbsenäpp oli Kripsi majandusmetsades haruldane ja uuritud raiepiirkondadest kadus raiejärgselt üldse (tabel 1). Paistab niisiis, et mõnegi tavavärvulise arvukus võib ulatuslikult väheneda ka juhul, kui lageraieid ei tehta, aga metsi pidevalt „hooldatakse“. Kuna mets-lehelind on üks Eesti arvukamaid metsavärvulisi, kelle viimaste aastakümnete trend on tugevalt langev (Elts *et al.* 2019), siis mõjutab tema vähenemine ka linnustiku üldarvukuse näitajaid. Samas viitab Białowieża uuring, et hõrenemises on ka olulisi linnustikku soosivaid muutusi. Need muutused võivad seostuda näiteks toidubaasi ja häiluäärsete puude kiirema kasvuga, eriti kui tulemuseks on hõredamate ja tihedamate metsaosade mosaiik. Küsimus on, kuidas positiivseid muutusi metsanduslikus harvendusraiepraktikas tugevdada (nt Carey 2003).

Teiseks meenutan, et Kripsi uuring hõlmab ainult ühe aasta jooksul toimunud

muutusi. Ilma edasise jälgimiseta pole võimalik öelda, milliseks kujuneb tehtud raiete pikaajaline mõju ja kuidas liituvad sellele uued raied. Lageraiealade linnustiku dünaamikat nende taimestumise ja puistute arengu reas tuntakse meie regioonis üldjoontes hästi (nt Vilbaste 1958; Haapanen 1965; Zawadzka *et al.* 2018). Palju halvemini on aga teada arengud harvendatud puistutes ja raiesmikuservades. Näiteks Leedus muutuvad metsaservad aja jooksul lindudele atraktiivsemaks ja see positiivne servaepekt üldasustustihedusele on suurim 10–20 aastat pärast raiet (Brazaitis *et al.* 2005). Lõuna-Rootsis leiti aga paigavärvulisi alla 10-aastaste raiesmike metsaservadest hoopis vähem kui sügavamalt metsast (negatiivne servaepekt), kusjuures see mõju avaldus just avatumamatel raiesmikel (Söderström 2009). Nõnda võiks oletada, et raiete mõju teiseneb hilisematel aastatel kõige kiiremini seal, kus rohu- ja põõsarinne kiiresti ümber kujuneb – kas looduslike tegurite (nt produktiivsed kasvukohad) või metsakasvatuse võtete tõttu (nt maapinna ettevalmistus, metsaistutus, noorendike hooldamine). Unustada ei tohi ka seda, et majandatavatele metsamaastikele ehitatakse ka edaspidi üha uut keskkonnamõjulist infrastruktuuri – metsateid, kuivendusobjekte jms. Kõik see mõjutab linnukoosluste tulevikuperspektiivi.

Uuring näitab aga seda, et linnustiku arvukus *saab* Eesti tavalisel metsamaastikul lihtsalt raiete järel tuntavalt väheneda ka juhul, kui enamikus puistutest samal ajal üldse raiet ei tehta ja need saavad vanemaks. Linnustiku seisundi prognoosimiseks on tähtis

mõista, mis asjaoludel see juhtub. Intuiitiivselt võib ju tunduda, et ühtlane metsakasutus peaks majandusmetsas tagama linnustiku stabiilsuse, kui igal aastal saab raiesmikega sama palju puistuid majanduslikus mõttes raieküpseks. Üks esile kerkinud asjaolu on, et intensiivsemalt raietakse kõige viljakamaid, vanemaid ja kahjuks jätkuvalt ka üldiselt loodusväärtuslikke puistusid. Nõnda on linnustiku **koondumiskohad** (tulpunktid, *hotspots*) maastikul ebaproportsionaalse raiesurve all. Teatavasti on Eestis lageraiet lubavad puistu vanused seotud kasvukoha viljakusega, nii et parimate kasvukohtade puistud raiutakse kaks või isegi kolm korda nooremas eas kui kõige kiduramate kasvukohtade puistud. Sellest lähtuvalt tehakse viljakates puistutes sagedamini ka hooldusraieid ja teisi metsatöid. Minu vaatlused toetasid arusaama, et sellistes kohtades on isegi ühekordse raie mõju asustustihedusele ja liikide arvule suur (tabel 2) ning on loogiline arvata, et see võimendub, kui raiet tehakse sagedamini. Võimendumine puuduks juhul, kui produktiivsemates kasvukohtades kaoks raie mõju kiiremini. Kas ja kus see looduslike tegurite ja inimtegevuse kombinatsioonis võiks aset leida, vajab uurimist.

Eelkirjeldatud mõjusid varjab puistute arvestus metsandusliku arenguklassi järgi (nt „küpsede“ puistute osakaal), kuivõrd need on linnustiku – ja kahtlemata ka muu elustiku – seisukohalt kasvukohatüübiti ja muude metsakasvatuse võtete poolest äärmiselt heterogeensed. Tuleb arvestada ka võimalust, et kehvemad kasvukohad ei saagi

mõne liigi põhielupaikade degradeerumist kompenseerida ning asurkond väheneb isegi siis, kui raiete üldpindala ei ole suur (aga kriitiliselt tähtsad kohad kaovad). Näiteks on märkimisväärne, et uuritud maastikul ei kohatud kahe aasta jooksul mitte ühtki kanaliste pesakonda. Kokkuvõttes on pealtnäha „ühtlase“ metsakasutuse piires võimalik metsamajanduse niisugune intensiivistumine, mis viib elustiku vaesumiseni (nt Angelstam *et al.* 2018).

Siinkohal tulebki meenutada, et uuring tehti juba pikaajaliselt majandatud maastikel, mille raiemõjud ei ole ilmselt samad, mis oleksid loodusmaastikku raietega majandama asudes. On võimalik, et lähitulevikus hakatakse mõningaid majandatud metsamaastikke käsitlema lausa intensiivpõllumajanduse puhveraladena, kus paljudelt raiesmikelt oodatakse niiduliikide säilitamise funktsiooni (Ram *et al.* 2020). Nõnda võib teise nurga alt vaadata ka tulemust, et kuigi raiealadel pesitsevate lindude arvukus väheneb, muutusid langid mõnele liigile sobivaks toitumisalaks. Kui välja arvata röövlindude toitumine lageraiesmikel (nt Lõhmus 2001), siis on raiete mõjust lindude toitumisvõimalustele avaldatud üllatavalt vähe andmeid. Üks väheuuritud metsalind, kellele mõlemat tüüpi raied uuritud kõdusoomännikute ökosüsteemis paistsid sobivat, oli hoburästas. Selle pealtnäha elupaigaspetsiifilise liigi ökoloogia vääriks Eestis põhjalikumat uurimist.

Kokkuvõttes näitab uuring, et ei saa välistada kasvanud raieintensiivsuse juhtrolli Eesti metsalindude üldises

arvukuse languses (Nellis & Volke 2019). Ettevaatusprintsibiist lähtuvalt oleksid raieintensiivsuse jätkudes seega põhjendatud täiendavad nõuded raiete läbiviimisele (ajastus, tehnika), raiejärgsele elupaigale (säilikstruktuurid, kohapealne mosaiiksus) ning maastikuplaneerimisele (koondumiskohtade säilitamine). Nende efektiivsust tuleks aga mõõta laiemalt kui raiealal, soovitatavalt maastiku mastaabis.

Tänuavaldus.

Uuringut toetas Eesti Teadusagentuur (grant PRG1121).

Kasutatud kirjandus

- Angelstam, P., Naumov, V., Elbakidze, M., Manton, M., Priednieks, J. & Rendenieks, Z. (2018) Wood production and biodiversity conservation are rival forestry objectives in Europe's Baltic Sea Region. *Ecosphere*, **9**, e02119.
- Brazaitis, G., Roberge, J.M., Angelstam, P., Marozas, V. & Pételis, K. (2005) Age-related effects of clear-cut-old forest edges on bird communities in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research*, **20** (S6), 59–67.
- Carey, A.B. (2003) Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry*, **76**, 127–136.
- Elts, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I. & Väli, Ü. (2019) Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo*, **32**, 1–39.

- Fuller, R.J. (2000) Influence of treefall gaps on distributions of breeding birds within interior old-growth stands in Białowieża Forest, Poland. *The Condor*, **102**, 267–274.
- Haapanen, A. (1965) Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. *Annales Zoologici Fennici*, **2**, 153–196.
- Keenan, R.J. & Kimmins, J.P. (1993) The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, **1**, 121–144.
- Lõhmus, A. (2001) Toitumisbiotoobi valikust Loode-Tartumaa röövlindudel. *Hirundo*, **14**, 27–42.
- 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. TÜ Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu.
- Lõhmus, A. (2018) Lageraiepõhise metsamajanduse mõju ohustatud elustikule ja selle leevendamise võtted. *Eesti metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu aruanne*, lk. 236–252. Eesti Maaülikool ja Tartu Ülikool, Tartu. <https://dspace.emu.ee/xmlui/handle/10492/4578>
- Lõhmus, A. (2020) Haudelinnustiku asustustihedus kuivendatud Kripsi soo ümbruse metsades. *Hirundo*, **33**, 30–52.
- Morris, D.L., Porneluzi, P.A., Haslerig, J., Clawson, R.L. & Faaborg, J. (2013) Results of 20 years of experimental forest management on breeding birds in Ozark forests of Missouri, USA. *Forest Ecology and Management*, **310**, 747–760.
- Nellis, R. & Volke, V. (2019) Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983–2018. *Hirundo*, **32**, 63–80.
- Olesk, M. (2021) Lisanduvate lageraie-kordade mõju metsaökosüsteemile. Bakalaureusetöö, TÜ Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu.
- Perry, R.W., Jenkins, J.M., Thill, R.E. & Thompson III, F.R. (2018) Long-term effects of different forest regeneration methods on mature forest birds. *Forest Ecology and Management*, **408**, 183–194.
- Ram, D., Lindström, Å., Pettersson, L.B. & Caplat, P. (2020) Forest clear-cuts as habitat for farmland birds and butterflies. *Forest Ecology and Management*, **473**, 118239.
- Rosenvald, R. & Lõhmus, A. (2007) Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: 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.
- Söderström, B. (2009) Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi-boreal forest bird communities in Sweden. *Forest Ecology and Management*, **257**, 215–222.
- 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.
- Vilbaste, H. (1958) Kagu-Eesti kasepuistute linnustiku asustustihedusest. *Ornitoloogiline kogumik*, **1**, 153–159. Tartu, Eesti.
- Villard, M.A., Schmiegelow, F.K. & Trzcinski, M.K. (2007) Short-term response of forest birds to experimental clearcut edges. *The Auk*, **124**, 828–840.

Summary

Short-term impacts of clear-cutting and thinning on breeding birds in forests

Timber harvesting has become a major transformative force in the North European forest landscapes. Its impacts are complex and not straightforward to assess. The most common approach to the dominant clear-cutting practice has been a chronosequence of stands across their age gradient, but this indirect approach has several methodological problems. A problem with the comparability of differently managed stands also applies to the studies on thinning impacts. This paper reports a direct before-after comparison for a set of six clear-cut and three thinning areas, which transformed an East-Estonian production forest landscape between two subsequent breeding periods.

In the two years, all breeding birds were mapped using similar conventional techniques (see Lõhmus, 2020 for details). The analysis is based on the locations of the centroids of breeding-season observation clusters or apparent nest sites based on birds' behaviour ('territories'). The 'landscape' was defined as the total area comprising the cut areas and their surrounding forests within a 200m buffer (see the study design on Fig. 1, and examples of the harvested stands on Fig. 2–3).

In total, the 210 ha 'landscape' was inhabited by 59 species of birds with 525 territories in 2020 (pre-cut) and 459 territories in 2021 (post-cut) (Table 1). The 13% decrease in total numbers was solely attributable to the cut areas (90 territories in 2020; 20 territories in 2021), which formed 15% of the landscape. However, certain species appeared to respond also in the surrounding buffer zones either by concentrating around clear-cuts (e.g., *Troglodytes troglodytes* and *Fringilla coelebs*) or avoiding these (e.g., *Scolopax rusticola* and *Phylloscopus sibilatrix*). On average, the standard 12.5-ha circle areas centred in the cut area lost one of 17 breeding species, but all harvest-induced losses were much clearer on fertile sites than in the drained bog forests (Table 2).

The results indicate that significant landscape-scale reductions of breeding birds can be caused solely through the harvesting even if most stands remain intact and become older. A reason for that is apparently a more intensive harvesting pressure on fertile sites that coincide with the avian hotspots. How this adds up throughout longer periods with cumulative impacts, requires further studies. However, in addition to clear-cutting, the impact assessments should also include thinnings, which can reduce bird diversity and change their species composition. Hence, managing for a stable timber supply and age structure is not sufficient for sustaining the bird diversity within production forest landscapes over time.