

PÕLLUMAJANDUSMAASTIKU LINNUSTIKU MITMEKESISUSE SEOSSED MAASTIKUINDEKSITEGA

Riho Marja, Tartu Ülikooli geograafia osakond
e-post: rmarja@ut.ee

Kokkuvõte. Käesolevas artiklis on seostatud põllumajandusmaastiku lindude liigilist mitmekesisust erinevate maastikuindeksitega. Uurimisalad paiknesid kolmes maakonnas: Valgamaal, Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal. Igal uurimisalal teostati juhuslikult valitud 10-es uurimisruudus (igas ruudus paiknes 4 loenduspunkti), punktloenduse metoodikaga 2002. ja 2004. aastal kaks loendust. Maastiku andmetest kasutati vektorkujul Eesti põhikaarti, mida klassifitseeriti ümber lähtuvalt maastikuelementide ökoloogilisest tähtsusest põllumajandusmaastike lindudele. Vektorandmed rasteriseeriti ning seejärel arutati maastikuindeksid: eraldiste tihedus, servatihedus, Shannoni maastiku mitmekesisuse indeks. Kõik maastikuindeksid näitasid, et kõige heterogeensem oli uurimisruutude maastik Valgamaal, Jõgevamaa alad olid keskmise heterogeensusega ning kõige homogeensem oli maastik Lääne-Virumaal. Selgus, et Eesti põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisus ja maastikustruktuur (väljendatuna maastikuindeksite kaudu) on omavahel seotud. Pea kõikidel uuritud juhtudel ilmnes, et suurema pindala kohta arvatatud maastikuindeksid korreleerusid lindude muutujatega tugevamini. Korrelatsioonikordajad olid madalaimad 100 m puhveraladega loenduspunktides ja suurimad 1 km² uurimisaladel. Tulemus viitab sellele, et liiga väike ala loenduspunkti ümber ei pruugi anda piisavalt adekvaatset infot lindude jaoks olulistest maastikustruktuuridest. Uuring kinnitab varasemaid tulemusi, et eraldiste suurem fragmentaarsus võib suurendada kohalikku linnurikkust.

Sissejuhatus

Põllumajanduse intensiivistumine algas Euroopas peale Teist maailmasõda (Pain & Pienkowski 1997; Siriwardena *et al.* 2000) ja

tõenäoliselt sai see paljude põllumajandusmaastike lindude arvukuse languse põhjuseks 1970. aastatest kuni tänapäevani (Donald *et al.* 2006). Paljud uurimused on näidanud, et kaasaegne põllumajandus on üks peamisi ohte bioloogilisele mitmekesisusele ja on oma mõjult võrreldav ulatuslike kliimamuutustega (Donald *et al.* 2002; Donald *et al.* 2006; Wretenberg *et al.* 2006). 20. sajandil oli Lääne- ja Põhja-Euroopas põllumajandusmaastike linnupopulatsioonide kahanemine seotud laiaulatuslike muutustega maakasutuses ja maastiku struktuuri muutustes (Fuller *et al.* 1995; Chamberlain & Fuller 2000; Virkkala *et al.* 2004). Tekkinud on ulatuslikud homogeenised põllumajandusalad (Söderström & Pärt 2000), mis katavad praegu ligi poole (45%) Euroopast (Schifferli *et al.* 1999; Donald *et al.* 2002; Donald *et al.* 2006).

Eestis on põllumajandusmaastike lindudele seni suhteliselt vähe tähelepanu pööratud. Veidi rohkem on tähelepanu pälvinud Eesti Ornitoloogiaühingu aastalinnu projekti raames järgnevad viljelusmaa linnud: rukkirääk (*Crex crex*; 1995. aastal; Elts 1997), suurkoovitaja (*Numenius arquata*; 1996. aastal), kiivitaja (*Vanellus vanellus*; 2001. aastal), valge-toonekurg (*Ciconia ciconia*; 2004. aastal) ja hänilane (*Motacilla flava*; 2006. aastal). Lisaks on veel eraldi kirjeldatud kiivitaja ja suurkoovitaja pesitsusaegset arvukust Saue seirealal 40 aasta vältel (Tuule *et al.* 2002; Tuule *et al.* 2003). Aastatel 2001–2003 viidi läbi uuring, kus vaadeldi seoseid põllumajanduse intensiivsuse ning põllumajandusmaastike lindude populatsioonide seisundi vahel kogu Baltikumis (Herzon 2007).

2005. aastal algas Põllumajandusuuringute Keskuse poolt korraldatav, Eesti Maaelu arengukava 2004–2006 põllumajandusliku keskkonnatoetuse bioloogilise mitmekesisuse hindamise raames, põllumajandusmaastike linnuseire projekt, mis kestab tänaseni. Uurimisalad paiknevad Võrumaal, Jõgeva/Tartumaal ja Saaremaal (igas maakonnas 22 seiretalu). Esialgsed tulemused on kokku võtnud Jaanus Elts (Elts 2006; Elts 2007).

Linnud on väga head indikaatorid elupaiga struktuuri ja koosseisu uurimiseks (Burel *et al.* 1998). Linnustikku käsitlevates maastiku-ökoloogilistes uurimistes pälvib suurt tähelepanu nii üksikute liikide kui ka liigirikkuse ja jaotumise seostamine maastiku struktuuriga. Üle maailma on uuritud metsalinde seoses metsade fragmenteerumisega

(Stephens *et al.* 2003; Lampila *et al.* 2005; Thompson 2007). Näiteks on väikese territooriumiga liigid võimelised asustama maastikku, kus sobiliku elupaiga osakaal on väike ning sellisesse väikesesse elupaigalaiku võib mahtuda mitu territooriumi. Kuna elupaigalaigud võivad paikneda teineteisest kaugel, ei suuda linnud neid ületada ja võivad jääda isolatsiooni. Eriti on elupaikade fragmenteerumine probleemiks nende liikide puhul, kelle pesitsusterritooriumid on suured. Fragmenteerumisega kaasneb tihti pesade rüüstamine kiskjate poolt, mikrokliimaatilised muutused ning servaeefekti suurenemine, mis võib põhjustada konkurentsi suurenemist (Estades & Temple 1999; Brotons & Herrando 2001).

Seejuures tuleb rõhutada, et mitte kõik uurijad ei ole jõudnud alati sarnaste tulemusteni, sest kasutatud on erinevaid arvutiprogramme, meetodikaid, uurimisalasid ning uuringute kestused on olnud varieeruvad. Näiteks Atauri & de Lucio (2001) leidsid, et maastiku struktuuri heterogeensus on lindudele (võrreldes kahepaiksete, roomajate ja liblikatega) kõige tähtsam komponent. Alles teisel kohal on valdav maakasutuse tüüp. Heikkinen *et al.* (2004) leidsid lindude liigirikkust ja maastikku võrreldes (jättes välja elupaiga), et tulemustesse tuleb suhtuda ettevaatusega. Autorid rõhutavad, et liigirikkuse ja maastiku struktuuri seostamisel tuleks elupaikade analüüsis lähtuda eelkõige elupaikade ökoloogilisest tähtsusest. Samas on mitmed uuringud pühendatud ainult elupaikadele ning maastiku struktuur on tähelepanuta jäetud (Burel *et al.* 1998). Üldistatult võiks öelda, et põllumajandusmaastike lindudele on tervikuna tähtis nii mitmekesine elupaigamuster, (Dramstad *et al.* 2001; Benton *et al.* 2003) kui ka ümbritseva maastiku struktuuri mitmekesisus (Tryjanowski 1999).

Maastikuökoloogia, modelleerimise ja geograafiliste informatsioonisüsteemide areng viimastel aastakümnetel võimaldab tänapäeval täpsemalt uurida seoseid lindude arvukuse, liigilise mitmekesisuse, maakasutuse ning maastiku struktuurielementide vahel. Üheks võimaluseks on hinnata maastiku ja elupaikade struktuuri maastikuindeksite abil ning seeläbi leida maastiku struktuuri mõju linnustiku mitmekesisusele.

Käesoleva artikli eesmärgiks oli uurida seoseid erineva pindalaga uurimisalade kohta arvutatud maastikuindeksite ja põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse näitajate vahel. Maastikuindeksite arvutamisel kasutati erineva suurusega uurimisüksusi seepärast, et seni on selgusetu, kui suures raadiuses peaks ümber konkreetse loendustransecti/uurimisala maastiku struktuuri arvestama. Sõltuvalt eesmärkidest on kirjanduse põhjal erinevate uurimistöde autorid reeglina arvestanud maastiku struktuuri ja uuritud alade pindalasid erinevalt. Veelgi enam, kasutatud digitaalsete maakasutuskaartide detailsused (maakasutustüüpide puhul) ja kaartide mõõtkavad ise on väga erinevad. Eesti põhikaart (1:10 000) on piisavalt hea detailsusega, sest sellel on kujutatud palju väikesepindalalisi objekte (nt. kivihunnikud, üksikpuud jne.), mis on väga olulised pesitsuskohad paljudele lindudele. Samuti saab põhikaarti vajadusel lihtsasti täpsemaks klassifitseerida (näiteks eristada erinevaid põllukultuure). Seetõttu oli töö üheks eesmärgiks selgitada välja põhikaardi maastikutunnuste kasutamise võimalusi linnustiku kirjeldamisel.

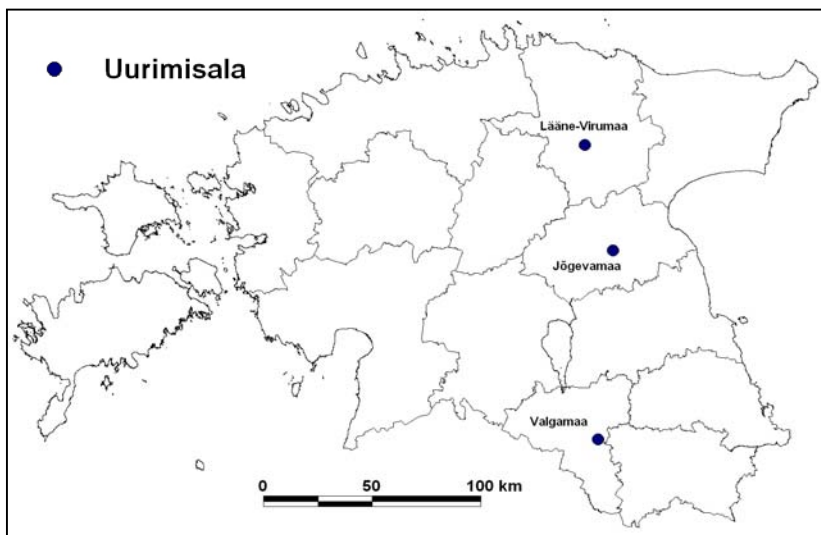
Uuringus püstitati hüpotees: maastikus, kus on suur eraldiste tihedus, servatihedus ja maastiku mitmekesisus, on lindude mitmekesisus ja asustustihedus samuti suurem.

Metoodika

Mõisted. Uurimisruut: 1 km² suurune ruut. Igas uuritavas maakonnas 10 ruutu. Loenduspunkt: igal uurimisruudul paiknes 4 loenduspunkti. Igas maakonnas oli 4 x 10 loenduspunkti ehk 40 loenduspunkti (kolmes maakonnas kokku 120).

Uurimisalad. Uurimisalad (joonis 1) valis välja 2002. aastal Irina Herzon Helsingi Ülikoolist projekti „Põllumajandusmaastiku linnustik Balti riikides” raames (Herzon 2007) ning need paiknesid Lääne-Virumaal (Aburi juures kolm ala, lisaks Kroonu, Pandivere, Eipri, Triigi, Avispea ja Puidvere), Jõgevamaal (Painküla juures kolm ala, lisaks Pataste, Uhmardu, Kassema, Kudina, Süvalepa, Õuna ja Siimusti) ja Valgamaal (Kurevere ligidal kaks ala, Sangaste, Lauküla juures kaks ala, Tiidu, Lossiküla, Tagula ja Korva luhal kaks ala).

Uurimisalad olid 100 km² suurused, igal uurimisalal valiti loendusvõrgustikust juhuslikult kümme ruutkilomeetrist detailuuringute ala. Mõnes piirkonnas tuli valitud alasid nihutada, et uurimisruudus moodustaks avamaastik piisava osakaalu (vähemalt 80%). Uurimisruutude valikul lähtuti sellest, et ükski ala poleks metsaga kaetud rohkem kui 10% ning et ala pindalast moodustaks põllumajandusmaastik vähemalt 80% (Herzon 2007).



Joonis 1. Uurimisalade paiknemine maakondades

Figure 1. Schema of study areas

Igal uurimisruudul oli neli loenduspunkti, mis paiknesid süstemaatiliselt võrdsetel kaugustel loendusruudu nurgast, miinimumdistsantsiga punktide vahel vähemalt 300 m. Maakasutuse andmetena kasutati Eesti põhikaarti 1:10 000. Põhikaardi maakasutusandmed (<http://www.maaamet.ee>) klassifitseeriti veidi ümber, lähtudes eelkõige näitajate ökoloogilisest tähtsusest põllumajandusmaastike lindudele. Osadele maakasutustüüpidele omistati uued koodid (elektrooniline lisa 1). Eelkõige täpsustati põllukultuuride levikut. Kõlvikute piire täpsustati, kasutades maakatastrite kihte ja ortofotosid.

Loendused. Kasutati punktloendust (Bibby *et al.* 1992; Bibby *et al.* 1998). Loenduste aluskaardina kasutati katastrikaarti (aastal 2002) ja Eesti põhikaarti (aastal 2004) mõõtkavas 1:10 000. Kaardile märgitud punktis kandis loendaja kaardile kõik 5 minuti jooksul nähtud ja kuulnud linnud vastavalt linnu paiknemisele ja tema tegevusele (laulmine, toitumine, ärevushüüd jne.). Lindude tegevuse märkimiseks kasutati erinevaid koode (Koskimies & Väisanen 1991 järgi).

Igas punktis fikseeriti maksimaalne isendite arv loenduse jooksul. Kõiki loendatud linde käsitleti kui eri isendeid. Kui mõnel juhul oli võimalik loendada toituvaid linde mitmest punktist (näiteks toituvad suurkoovitajad), siis loendati nad ainult ühest punktist.

Loendused teostati aladel kaks korda: esimene mai keskel ja teine juuni keskel. Välitööd algasid kell 5 hommikul ja kestsid maksimaalselt kuni kella 10:00-ni. Linde loendati alati "ilusa" ilmaga, kus ühegi segava ilmastikuteguri (väga tugev tuul, kõrge temperatuur, sademed) mõju polnud märkimisväärne. Välitöid tegid artikli autor, Jaanus Elts ja Uku Paal.

Kasutatud muutujad. Liikide arvuks võeti kahe loenduse summana kohatud kõik loendusalaadel pesitsevad liigid. Shannoni liikide mitmekesisuse indeks (*Shannon's Diversity Index, H*). Shannoni liikide mitmekesisuse indeksit (edaspidi *H*) kasutatakse väga laialt liikide kirjeldamiseks erinevates kooslustes, mis näitab nii ala liigirikkust kui ka erinevate liikide arvukust uuritava alal (st. mida rohkem on uuritava alal liike ja mida võrdsemad on nende osakaalud koosluses, seda suurem on indeksi väärtus; Begon *et al.* 1996).

Analüüsivad maastikuindeksid. Maastikuindekseid kasutatakse maastikuökoloogias sageli maastikumustri hindamiseks, kirjeldamiseks ja nende seostamiseks elusorganismidega. Levinuimaks programmiks on *Fragstats* (McGarigal & Marks 1995), mida kasutati ka käesolevas uurimistöös.

Eraldiste tihedus (*patch density*). Maastik koosneb erinevat tüüpi eraldistest (näiteks maakasutustüüpidest). Eraldiste tihedus maastiku tasandil näitab eraldiste arvu pindalaühiku kohta (*Fragstats*-is arvutatakse 100 ha kohta). Mida rohkem on maastikus eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. Eraldiste tihedus on heaks indikaatoriks

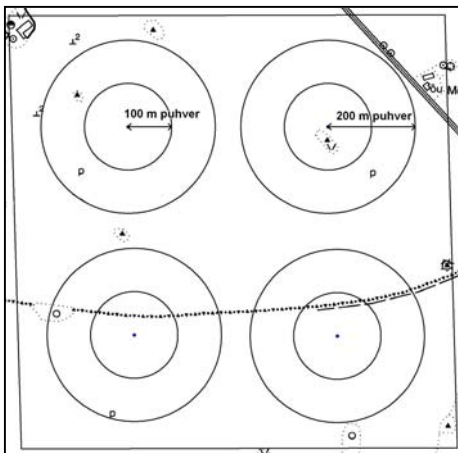
maastiku fragmenteeritusest ning seega väga oluline määramaks maastiku struktuuri. Indeks võimaldab võrrelda ka erinevaid maastikke.

Servatihedus (*edge density*). Servaks loetakse maastikuökoloogias piiri kahe erineva maastikuklassi vahel (Farina 1998). Servatihedus maastiku tasandil on kõikide maastikuklasside piiride pikkus pindalaühiku kohta. Servatihedus on eraldiste kaju keerukuse mõõt ja väljendab maastikumosaigi heterogeensust. Maastikuökoloogiliste uuringute seisukohalt on servatihedus ja ka teised serva indeksid olulised servaefekti tõttu, mis esineb maastikuosise või koosluse siirdevööndis ja sisaldab mõlema elemente ning on seepärast keskkonnast komplekssem või liigirikkam kui kumbki neist (Jagomägi *et al.* 1988). Näiteks metsa ja niidu servaalal on rohkem valgust kui metsas ning vähem kui niidul. Sellest tulenevalt esineb seal liike mõlemast kooslusest. Osad liigid on tugevalt mõjutatud servadest, kuid mõningaid teisi liike ei mõjuta need üldse (Farina 1998).

Shannoni maastiku mitmekesisuse indeks (*Shannon's Diversity Index, SHDI*). Shannoni maastiku mitmekesisuse indeksit (edaspidi *SHDI*) mõjutab peamiselt kaks komponenti: erinevate maakasutuse tüüpide rohkus ja ühtlus (nende pindalaline proportsioon maastikus). *SHDI* on rohkem tundlik eraldiste rohkuse suhtes, see tähendab, mida enam on maastikus eri tüüpi eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. Indeks on tundlik harva esinevate eraldiste tüüpide suhtes (Farina 1998). Indeksi väärtus on 0, kui maastikus on ainult üks eraldis (st. mitmekesisus puudub) ja indeksi väärtus kasvab, kui erinevat tüüpi eraldiste arv kasvab või/ja nende jaotus ruumis muutub ühtlasemaks.

Maastiku analüüs. Maastiku analüüsi algallikana kasutati Eesti põhikaardi vektorkihte (põhialad, jooned, punktid) *MapInfo* formaadis. Kõik uurimisruudud ja loenduspunktid digitaliseeriti *MapInfos*. Joonobjektide ja punktobjektide ümber tuli teha kahe meetrine puhverala, et objektid rasteriseerimisel kaduma ei läheks. Seejärel ühendati *MapInfos* põhialade, joonobjektide ja punktobjektide kihid omavahel. Peale seda konverteeriti *MapInfo* kiht *ArcView* programmi ning kirjutati loenduspunkti/uurimisruudu fail (vektorkujul) ümber rasterfailiks. Piksli serva pikkuseks valiti 1 meeter. Rasterfailid

omakorda eksporditi *ASCII* failiks ning seejärel arvutati programmiga *Fragstats* erinevad maastikuindeksid. Maastikuindeksid arvutati kolmes kategoorias: (1) iga uurimisruudu kohta pindalaga 100 hektarit, kokku 30 uurimisruutu mõlemal aastal (igas maakonnas 10 uurimisruutu); (2) loenduspunktide kohta, mille ümber jäeti 100-meetrine puhverala pindalaga 3,14 ha (joonis 2) ja arvutati maastikuindeksid (et igal uurimisruudul paiknes 4 sellist punkti, kogunes igast maakonnast kokku 40 punkti ja loenduspunktide summaks tuli mõlemal uurimisaastal seega 120); (3) loenduspunktide kohta, mille ümber jäeti 200-meetrine puhverala pindalaga 12,54 ha (joonis 2) ja arvutati maastikuindeksid; sarnaselt eelmisele saadi kokku 120 loenduspunkti mõlemal uurimisaastal.



Joonis 2. 100- ja 200- meetrised puhveralad ümber loenduspunktide. Punkt puhveralade keskel tähistab loenduspunkti.

Figure 2. Buffer zones (100 and 200 meter) around the counting spot. A point inside the buffer zones represents the count spots.

Erineval tasandil arvutati maastikuindeksid seepärast, et seni on selgusetu, kui suurelt peaks ümber loenduspunkti või loendustransekti maastiku struktuuri arvestama. Kirjanduse põhjal on erinevates uurimistöodes arvestatud maastiku struktuuri ja uuritud alade pindalaid erinevalt. Kahe erineva suurusega puhverala eeliseks on see, et arvestatakse ainult maastikku, mis on ümber konkreetse loenduspunkti. Miinuseks on aga see, et mõned liigid (nt. kiivitajad, koovitajad jms.) võisid loenduspunktist näiteks 250 meetri kaugusel olla

ning nende avastamine lagedal põllul ei tekita probleeme. Samas jääb 100- või 200-meetrise puhverala puhul maastikuindeksite arvutamisest välja ümbritsev maastik, kuid suuremaks kui 200 meetrit ei saanud puhveralasad teha, sest nii oleksid need omavahel teatud suurusel „ühinenud“. Uuringus kasutatud põhikaardi detailsuse juures polnud mõtet teha väiksemat puhverala kui 100 meetrit, sest maastikuindeksid võivad hakata nii väikesel pindalal „valetama“.

Statistiline andmetöötlus. Kuna lindude kohta arvatud muutujate (liikide arv ja H) väärtused ei olnud normaaljaotusega, siis kasutati maastikuindeksite ja lindude kohta saadud muutujate vaheliste seoste uurimisel astakorrelatsiooni (*Spearman'i r*). Lindude kohta arvatud muutujaid analüüsiti mitmel tasandil. Kõigepealt viidi analüüs läbi kahel uurimisaastal iga maakonna kohta eraldi (igas maakonnas 40 loenduspunkti 100 ja 200-meetrises puhveralas ning 10 uurimisruudus). Teiseks võeti arvesse kõikide maakondade loenduspunktid/uurimisruudud kokku (120 loenduspunkti/30 uurimisruutu mõlemal uurimisaastal). Sellise analüüsi korral on pseudoreplikatsiooni oht küll olemas, kuid see on minimaalne, sest sarnaseid punkte leidis ühes ruudus (nt. ainult lagedad ja monokultuursed põllud) vaid üksikuid. Kontrolli mõttes viidi läbi analüüs kasutades uurimisruutude kaupa 100 ja 200-meetrise puhveralade keskväärtusi. Tulemused olid üldjuhul samad (mõnel juhul tulid kõrgemad korrelatsioonikordajad, osadel juhtudel madalamad). Seega võib väita, et kui oligi tegu pseudoreplikatsiooniga, ei mõjutanud see saadud tulemusi. Rohkearvuliste liikide arvukusi analüüsiti *Kruskal-Wallis* keskmiste astakute võrdluse testiga ja *Mann-Whitney U*-testiga.

Tulemused

Arvukamad liigid 2002 ja 2004.

Pesitsevate liikide arvud ja H keskväärtused kahe aasta võrdlusena maakondade uurimisaladel on esitatud tabelis 1. Arvukamate pesitsevate liikide arvukus kõikus nii aastate võrdlusel kui ka maakonniti (joonis 3). Samas erinesid uurimisruutude tasandil

maakondade vahel aastati oluliselt vaid üksikute liikide arvukused (nt. kadakatäksi *Saxicola rubetra* arvukused 2004 aastal Valga ja L.-Virumaal: $p=0,02$). Loenduspunktide tasandil erinesid 2002. ja 2004. põldlõokese (*Alauda arvensis*) arvukused Valgamaal ($p=0,02$). Rukkirääk oli 2002 aastal arvukam Valga- kui Jõgevamaal ($p=0,01$) ja L.-Virumaal ($p=0,05$). Enim erinevusi ilmnes kadakatäksi arvukuse puhul: arvukus oli mõlemal aastal Valgamaal oluliselt kõrgem kui Jõgevamaal (2002: $p=0,01$; 2004: $p<0,001$), ja L.-Virumaal (2002: $p=0,01$; 2004: $p<0,001$).

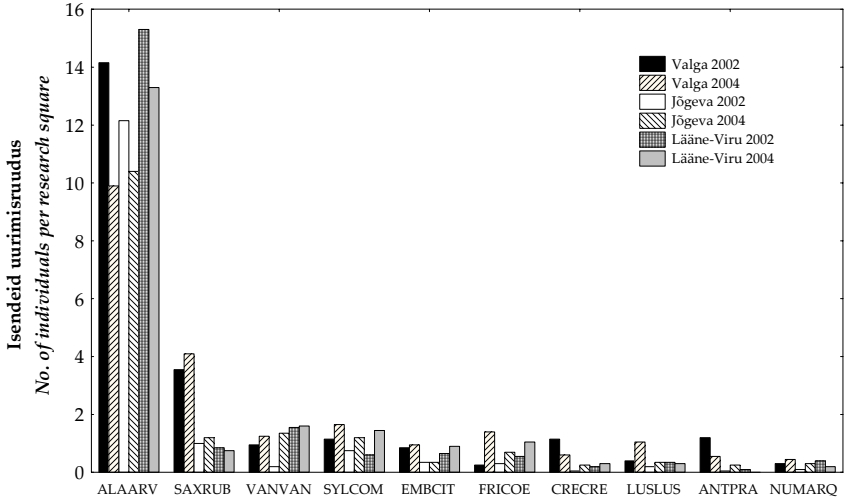
Tabel 1. Liikide arvu ja Shannoni H keskväärtused maakondade uurimisaladel 2002. ja 2004. (\pm standardhälve).

Table 1. Average number of species and Shannon's H in different research areas in 2002 and 2004 (\pm SD).

	Valga 2002	Valga 2004	Jõgeva 2002	Jõgeva 2004	L.-Virus 2002	L.-Virus 2004
Pesitsevaid liike / Breeding species						
Loenduspunktis <i>In count point</i>	24 ($\pm 2,03$)	51 ($\pm 3,40$)	24 ($\pm 1,90$)	30 ($\pm 2,31$)	23 ($\pm 2,03$)	25 ($\pm 1,96$)
Loendusruudus <i>In research square</i>	24 ($\pm 2,59$)	51 ($\pm 3,68$)	24 ($\pm 4,30$)	30 ($\pm 4,01$)	23 ($\pm 3,74$)	25 ($\pm 2,67$)
Shannoni H / Shannon's H						
Loenduspunktis <i>In count point</i>	1,3 ($\pm 0,49$)	1,66 ($\pm 0,60$)	0,58 ($\pm 0,63$)	0,94 ($\pm 0,68$)	0,85 ($\pm 0,62$)	0,99 ($\pm 0,59$)
Loendusruudus <i>In research square</i>	1,8 ($\pm 0,45$)	2,3 ($\pm 0,39$)	1,1 ($\pm 0,75$)	1,5 ($\pm 0,56$)	1,4 ($\pm 0,47$)	1,5 ($\pm 0,36$)

Kui võrreldi arvukuse kõikumist maakondade uurimisruutudes erinevatel aastatel, siis leiti oluline erinevus vaid põldlõokese puhul Valgamaal (M.-W. U-test: $U=23$, $p=0,04$; joonis 3), olles kõrgem 2002. aastal. Kui analüüsiti loenduspunkte maakonna sisesealt, siis selgus, et Valgamaa punktid erinesid põldlõokese ($U=501,5$, $p<0,001$) ja metsvindi (*Fringilla coelebs*; $U=600,5$, $p=0,01$) arvukuse poolest. Jõgevamaa uurimisalade loenduspunktid erinesid aastati oluliselt metsvindi ($U=640,0$, $p<0,001$), ööbiku (*Luscinia luscinia*; $U=700,0$, $p=0,02$) ja kiivitaja ($U=652,5$, $p=0,03$) arvukuse poolest. Lääne-Virumaa uurimisaladel usaldusväärseid lindude arvukuse kõikumisi ei leitud.

Maakondade sisesed uurimisruutude ja loenduspunktide võrdlused liigiti on esitatud lisas 1.



Joonis 3. Kümne arvukama pesitseva linnuliigi keskmised arvukused 2002. ja 2004. aastal erinevate maakondade uurimisruutudes.

Figure 3. 10 most numerous breeding species in 2002 and 2004 in different research squares.

Linnustiku mitmekesisuse seosed maastikuindeksitega.

Kolme maakonna loenduspunktide (nii 100- kui ka 200-meetrise puhveralaga) ja uurimisruutude kohta arvatud eraldiste tihedus korreleerus oluliselt nii liikide arvu kui ka liikide mitmekesisusega (H), seda eriti 2004. aastal kõigis uuritavates maakondades (tabel 2).

Analüüsidest koos erinevatest maakondadest saadud andmeid (nii erinevate suurustega loenduspunktide kui ka uurimisruutude andmeid), saadi kõigil juhtudel olulised seosed kõikide lindude kohta arvatud muutujate puhul (tabel 2).

Tabel 2. Eraldiste tiheduse ja lindude kohta arvatatud indekse (liikide arv ja H) vahelised astakorrelatsioonikordajad. Rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, $p \leq 0,05$.

Table 2. Correlations between patch density and bird indexes (number of species and H). Statistically significant correlations are marked in bold, $p \leq 0,05$.

Aasta / Year	Liikide arv No of species		Shannoni H Shannon's H	
	2002	2004	2002	2004
Valgamaa				
100 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	0,20	0,34	0,20	0,40
200 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	0,21	0,4	0,21	0,44
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,31	0,65	0,36	0,61
Jõgevamaa				
100 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	0,44	0,44	0,41	0,47
200 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	0,32	0,57	0,31	0,60
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,23	0,69	0,12	0,65
Lääne-Virumaa				
100 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	-0,04	0,12	0,00	0,14
200 m puhveralal ¹ / buffer zone ¹	0,32	0,48	0,33	0,50
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,50	0,69	0,56	0,65
Kokku / Total				
100 m puhveralad ³ / buffer zones ³	0,31	0,40	0,31	0,43
200 m puhveralad ³ / buffer zones ³	0,40	0,58	0,40	0,61
1 km ² uurimisruudud ⁴ / buffer zones ⁴	0,46	0,80	0,41	0,82

Valimi suurus / sample size: 1=40; 2=10; 3=120; 4=30.

Märkimisväärne on, et uuritavate alade pindala kasvades suurenes enamasti ka liikide arvu, H ja eraldiste tiheduse vaheliste seoste tugevus (tabel 2). Korrelatsioonikordajad olid madalaimad 100 m puhveralaga loenduspunktide puhul ja suurimad ruutkilomeetristel uurimisaladel. Seega, uurimisala pindala suurenedes ilmsid tugevamad seosed.

Servatihedus andis lindude kohta arvatatud muutujatega oluliselt vähem usaldusväärseid seoseid kui eraldiste tihedus (tabel 3). Servatihedus korreleerus positiivselt pesitsevate linnuliikide arvu kui ka H -ga Jõgevamaal 2002. aastal 100-meetrise puhveraladel, 2004. aastal

200-meetrise puhveraladel ning ruutkilomeetrites uurimisruutudes (tabel 3).

Tabel 3. Servatiheduse ja lindude kohta arvatud indeksite (liikide arv ja H) vahelised astakkorrelatsioonikordajad. Rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, $p \leq 0,05$.

Table 3. Correlations between edge density and bird indexes (number of species and H). Statistically significant correlations are marked in bold, $p \leq 0,05$.

<i>Aasta / Year</i>	Liikide arv <i>No of species</i>		Shannoni H <i>Shannon's H</i>	
	2002	2004	2002	2004
Valgamaa				
100 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	0,09	0,11	0,09	0,17
200 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	0,18	0,26	0,19	0,31
1 km ² uurimisruut ² / <i>research square</i> ²	0,23	0,31	0,36	0,32
Jõgevamaa				
100 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	0,31	0,30	0,3	0,33
200 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	0,30	0,42	0,28	0,45
1 km ² uurimisruut ² / <i>research square</i> ²	0,25	0,71	0,19	0,72
Lääne-Virumaa				
100 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	-0,15	0,06	-0,10	0,08
200 m puhveralal ¹ / <i>buffer zone</i> ¹	0,14	0,25	0,16	0,29
1 km ² uurimisruut ² / <i>research square</i> ²	0,09	0,48	0,35	0,53
Kokku / Total				
100 m puhveralad ³ / <i>buffer zones</i> ³	0,23	0,30	0,23	0,33
200 m puhveralad ³ / <i>buffer zones</i> ³	0,33	0,44	0,33	0,47
1 km ² uurimisruudud ⁴ / <i>buffer zones</i> ⁴	0,32	0,71	0,37	0,74

Valimi suurus / sample size: 1=40; 2=10; 3=120; 4=30.

Samas ilmesid erineva suurusega loenduspunktide puhveralade ja uurimisruutude analüüsil servatiheduse ja lindude kohta arvatud muutujate vahel praktiliselt kõikidel juhtudel usaldusväärsed seosed (olulist seost pole vaid uurimisruutude tasandil 2002. aastal liikide arvu ja servatiheduse vahel).

Uurimisruutudele arvatud $SHDI$ korreleerus positiivselt nii liikide arvu kui ka H indeksiga mõlemal aastal (tabel 4).

Tabel 4. SHDI ja lindude kohta arvatud indeksite vahelised astakorrelatsioonikordajad. Rasvases kirjas statistiliselt usaldusväärsed seosed, $p \leq 0,05$.

Table 4. Correlations between SHDI and bird indexes. Statistically significant correlations are marked in bold, $p \leq 0,05$.

Aasta / Year	Liikide arv No of species		Shannoni H Shannon's H	
	2002	2004	2002	2004
Valgamaa				
100 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	0,03	0,25	0,05	0,29
200 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	0,16	0,41	0,19	0,47
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,44	0,78	0,52	0,73
Jõgevamaa				
100 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	0,56	0,22	0,53	0,24
200 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	0,52	0,48	0,52	0,5
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,36	0,57	0,37	0,67
Lääne-Virumaa				
100 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	-0,12	0,18	-0,07	0,18
200 m puhverala ¹ / buffer zone ¹	0,22	0,36	0,26	0,36
1 km ² uurimisruut ² / research square ²	0,71	0,66	0,87	0,60
Kokku / Total				
100 m puhveralad ³ / buffer zones ³	0,27	0,3	0,28	0,33
200 m puhveralad ³ / buffer zones ³	0,41	0,48	0,42	0,51
1 km ² uurimisruudud ⁴ / buffer zones ⁴	0,59	0,57	0,58	0,64

Valimi suurus / sample size: 1=40; 2=10; 3=120; 4=30.

Analüüsidest koos erinevate maakondade tulemusi (nii erinevate suurustega loenduspunktide kui uurimisruutude põhjal), leiti kõikidel juhtudel olulised seosed lindude kohta arvatud muutujate puhul. Jällegi tuli välja, et uurimisala pindala suurenedes ilmsid tugevamad seosed.

Arvestades maastiku mitmekesisust maakondade tasandil (maakondade uurimisruutude maastikuindeksite keskmised), selgus, et kõige heterogeensem oli maastik Valgamaal, keskmise keerukusega maastik Jõgevamaal ja kõige homogeensem maastik Lääne-Virumaa

uurimisaladel. Seda näitasid mõlema uurimisaasta andmed. Ka pesitsevate liikide arv oli kõige kõrgem Valgamaal, keskmine Jõgevamaal ning madalaim Lääne-Virumaal (tabel 1).

Arutelu

Tulemustest ilmnes selgelt, et mida suurem oli eraldiste tihedus, seda suurem oli ka lindude liigirikkus ja mitmekesisus. See on seletatav sellega, et mida rohkem erinevaid eraldisi (põõsad, kivihunnikud, kraavide servaalad jne.), mis on põllumajandusmaastike lindudele elupaigaks (pesade asukoht, laulmiskoht jne.), toitumispaiaks, pelgupaigaks, seda suurem on lindude mitmekesisus. Sellest saab järeldada, et mida keerukam on maastik (palju eraldisi), seda suurem on ka lindude mitmekesisus. Eraldiste tiheduse puhul ilmnes tendents, et liiga väikese alaga arvestamine loenduspunkti ümber ei anna piisavalt adekvaatset infot lindude jaoks olulistest maastikstruktuuridest. Lääne-Virumaal, kus olid kõige lagedamad alad, on liikide arvu puhul seos ühel juhul isegi negatiivne.

Bennett *et al.* (2004) defineerivad servaliikideks liigid, kes eelistavad erinevaid ökotone (näiteks põllu ja metsaserva, põllu ja veekogu serva). Servatiheduse puhul olid seosed küll enamikel juhtudel positiivsed, kuid statistiliselt usaldusväärseid korrelatsioone ei ilmnenu. Servatiheduse miinuseks on see, et indeks arvestab kõiki erinevaid servi, mis lindudele ei pruugi üldse olulised olla. Samuti olid 100-meetrite puhveralade puhul 2002. aastal Lääne-Virumaal paaril juhul seosed vastupidised oodatule. Tõenäoliselt on põhjuseks see, et nii väikse pindala kohta arvutatud maastikuindeksid ei hinda adekvaatselt maastiku keerukust antud detailsuse juures. Arvestada tuleb siiski, et servad (ökotonid) on paljudele põllumajandusmaastike lindude jaoks väga olulised pesitsuspaigad, laulmiskohad ja pelgupaigad. Samas tuleb rõhutada, et mitte kõik põllumajandusmaastiku liigid ei ole seotud servadega. Võib-olla ongi see põhjuseks, miks võrreldes eraldiste tihedusega leiti oluliselt vähem seoseid servatiheduse ja linnustiku mitmekesisuse vahel. Servaliikide ja ökotonide vahelisi positiivseid seoseid on leidnud ka teised autorid (Fauth *et al.* 2000; Howell *et al.*

2000; Bennett *et al.* 2004), kuid seda mitte alati (Howell *et al.* 2000). Sarnaselt eraldiste tihedusele näitasid ka servatiheduse analüüsi tulemused võimalikku maastiku struktuuri mõju linnuliikide mitmekesisusele – mida suurem oli servatihedus (heterogeensem maastikumosaik), seda suurem oli lindude mitmekesisus.

SHDI viitas samuti, et mida rohkem erinevaid eraldisi oli maastikus (heterogeensem maastik), seda kõrgem oli lindude mitmekesisus (rohkem liike) ja arvukus.

Võrreldes maastikuindekseid (eraldiste tihedus, servatihedus ja *SHDI*) linnuandmetega (liikide arv ja *H*), leiti 2004. aastal rohkem usaldusväärseid seoseid kui 2002. aastal. See võiks olla seotud arvukamate liikide asustustiheduste kõikumistega erinevatel aastatel. Samuti võis liikide arvu mõjutada elupaikade muutus (põllukultuuride erinevused kahel uurimisaastal) ning võimalikud fenoloogilised ja hüdroloogilised erinevused kahe uurimisaasta vahel. Ehkki statistiliselt usaldusväärseid seoseid kõikidel juhtudel ei ilmnenud, olid seosed enamikel juhtudel igati loogilised ja ootuspärased. Sarnast vastuolu on ilmnenud ka varasemates uurimustes. Näiteks Herrando & Brotons (2002) leidsid Hispaanias (punktloendus 4 km² alal), et põllumajandusmaastike lindude ja eraldiste tiheduse vahel puudus usaldusväärne seos. Kuid samas on metsalindudel selline seos leitud (Brotons *et al.* 2002). Green & Baker (2003) leidsid näiteks Ameerika Ühendriikides, et majade ning teede tihedusel on oluline negatiivne mõju liigirikkusele, mis näitab inimhäirimise mõju üldisele liigirikkusele. Samas leidsid nad, et põõsaste tiheduse suurenedes kasvas üldine liigirikkus. Siiski, näiteks Mitchell *et al.* (2006), leidsid positiivse seose lindude liigirikkuse ja teede tiheduse vahel.

Antud töö tulemused kinnitavad Pino *et al.* (2000) tulemusi, kus leiti, et maastikes, kus domineerivad metsatukad, on pesitsevate ja talvituvate lindude liigirikkus seotud maastiku mitmekesisuse ja eraldistega, mis tagavad maastiku heterogeensuse. Ka Mitchell *et al.* (2006) tulemustest järeldub, et metsade heterogeensus tagab üleüldise linnustiku rikkuse. Samuti leidsid Clergeau *et al.* (1998), et elupaikade ja taimestiku mitmekesisus ning tihedus suurendab näiteks linnades

linnustiku liigirikkest. Heikkinen *et al.* (2004) leidsid positiivse seose maastiku mitmekesisuse ja kõigi pesitsevate paaride arvukuse vahel.

Käesolevas uuringus andsid erinevad pindalad enamikel juhtudel lindude kohta arvatud muutujate puhul sarnased seosed. Ainult 100-meetrise puhverala maastikuindeksite analüüsil olid Lääne-Virumaal ja Valgamaal 2002. aasta tulemused mõnedel juhtudel erinevad teistest saadud seostest. Seega tuleks nii väikesele alale arvatud maastikuindeksitesse suhtuda ettevaatlikult, sest see võib olla võimalik veallikas. Mayer & Cameron (2003) uurisid lindude liigirikkest ja mitmekesisust maastikuindeksitega erineva suurusega uurimisaladel (50 m, 100 m, 500 m, 1000 m, 2500 m, 5000 m puhveralad ümber 40 kilomeetrise loendustranseptide). Samade andmete kasutamisel leidsid nad mõnede pindalade puhul lindudega negatiivseid seoseid ja teistel juhtudel positiivseid seoseid. Veelgi enam, erinevad lindude grupid andsid samade pindalade korral erinevaid tulemusi.

Söderström & Pärt (2000) leidsid, et maastiku mosaiiksus ja põllumajandusmaastike lindude rohkus sõltuvad nii uuritava ala suurusest, kui ka sellest, mis gruppi liigid kuuluvad (metsaservade või põlluservade liigid, spetsialiseerunud põlluliigid jne.). Antud töös lindude kohta arvatud muutujate puhul liike gruppidesse ei jaotatud, kuid usaldusväärsed seosed maastikuindeksitega ilmned siiski kõikidel uuritud pindaladel. Võimalik, et usaldusväärseid seoseid oleks ilmnunud rohkem, kui liike oleks vastavalt klassifitseeritud.

Käesolevas artiklis maastikuindeksite ja lindude kohta arvatud muutujate vahel leitud seosed toetavad Howell *et al.* (2000) tulemusi, et eraldiste suurem fragmenteerumine, mille tagavad Eesti põllumajandusmaastikus peamiselt põldudel ja nende ümbruses olevad maastikuobjektid (kivihunnikud, kraavid, hekid, õuealad jne.), võib suurendada kohalikku liigirikkest. Nii suurenevad erinevate nišside võimalused liikidele ning kasvab elupaikade ja mikroelupaikade arv. Fragmenteerumine suurendab servaelupaikade ulatust, mis on väga oluline paljudele viljelusmaa linnuliikidele, näiteks võsa-ritsiklinnule (*Locustella naevia*), talvikesele (*Emberiza citrinella*) ja pruunselg-põõsalinnule (*Sylvia communis*).

Saadud tulemuste põhjal võib järeldada, et erinevad maakattetüübid (erinevad põllukultuurid) ja maastiku heterogeensus tagavad Eesti põllumajandusmaastikus põllulindude mitmekesisuse ning see toetab Atauri & de Lucio (2001) ja Brotons *et al.* (2003) tulemusi. Käesoleva tööga sarnaseid analüüse on tehtud metsalindude kohta (Donovan & Flather 2002), kus leiti seoseid mitmete metsalindude arvukuse ja erinevate maastikuindeksite vahel.

Tänuavaldused. Käesoleva töö autor tänab Irina Herzonit, Jaanus Eltsi, Ülo Mandrit, Evelyn Uuemaad, Uku Paali, artikli toimetajaid (Lauri Saks, Marko Mägi) ja retsensenti.

Relationship between bird fauna diversity and landscape metrics in agricultural landscape: Estonian case study

The main objectives of this study were to find relationship between the heterogeneity of the agricultural landscape and farmland bird species diversity. Research areas were located in three counties of Estonia: Valga county, Jõgeva county and Lääne-Viru county. For each research area, 10 research squares of a size 1 km² were randomly chosen. In 2002 and in 2004 two point counts were carried out in each test square. For gathering landscape data vector-shaped Estonian Basic Map (1:10 000) was used. Vectoral data were rastered in ArcView and three landscape indexes of Fragstats (Patch Density, Edge Density and Shannon's Landscape Diversity Index) were calculated at three levels: 100 metres and 200 metres buffer zones around the count points and 1 km² research square. For the characterization of bird fauna, the following indexes were calculated: species density and Shannon's Species Diversity Index. Each of these indexes was correlated with the landscape indexes.

Generally, all landscape indexes showed that the most heterogeneous were the landscape squares in Valga county (southern Estonia), whereas average heterogeneity was found in Jõgeva county

(eastern Estonia). The landscape of Lääne-Viru county (northern Estonia) was found to be the most homogenous.

In terms of breeding bird species all the indexes used were significantly correlated with bird fauna diversity and landscape structure. In most cases the following trend was found: the Spearman rank correlation values between the number of bird and landscape indexes increased when expanding the research area. The correlation coefficients were lowest in 100 metres buffer cases and highest in 1 km² research square cases. Therefore relations improved with the increase size of research area. This indicates that a 100- metre buffer around the count point does not give adequate information about landscape pattern for birds.

Analysis of this research work confirms the earlier results that fragmentation may increase the local species diversity. In that case different niches for various species and also the number of different habitats and microhabitats may increase. For instance, fragmentations increase edge habitats, which are very important for many farmland bird species.

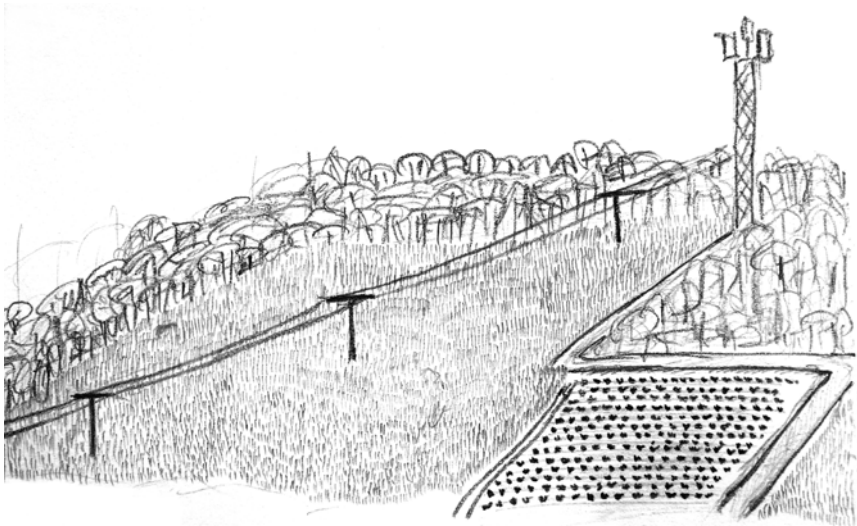
The results of this research supported hypotheses on strong relationship between the landscape metrics and bird fauna diversity. Thus, the landscape structure is a significant predictor of bird fauna structure in agricultural landscapes.

Kirjandus: **Atauri, J.A. & de Lucio, J.V. 2001.** The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in mediterranean landscapes. *Landsc. Ecol.* 16: 147–159. – **Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996.** *Ecology: Individuals, populations and communities.* Blackwell Science, Oxford, pp: 682–683. – **Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D. & MacNally, R. 2004.** Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biol. Conserv.* 119: 191–206. – **Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003.** Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188. – **Bibby, C., Jones, M. & Marsden, S. 1998.** *Bird Surveys. Expedition Field Techniques.* Expedition Advisory Centre. London, pp: 15–34. – **Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H. 1992.** *Bird Census Techniques.* Academic Press, London, pp: 44–49. – **Brotons, L. & Herrando, S. 2001.** Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. *Acta Oecol.*

- 22: 21–31. – **Brotons, L., Mönkkönen, M., Huhta, E. & Rajasärkkä, A. 2003.** Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in Northern Finland. *Landsc. Ecol.* 18: 377–393. – **Brotons, L., Mönkkönen, M. & Martin, J.L. 2002.** Fragments are not real islands: Landscape context and population trends of birds in boreal forest. In: Chamerlain, D. & Wilson, A. (Eds.) *Avian Landscape Ecology. Pure and applied issues in the large-scale ecology of birds.* Colin Cross Printers Ltd, Garstang. IALE (UK), pp: 39–47. – **Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., LeCoeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillet, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E. & Lefeuvre J.C. 1998.** Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecol.* 19: 47–60. – **Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. 2000.** Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78: 1–17. – **Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G. & Falardeau, G. 1998.** Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413–425. – **Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D. & Pain, D.J. 2002.** The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 167–182. – **Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. 2006.** Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196. – **Donovan, T.M. & Flather, C.H. 2002.** Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecol. Appl.* 12: 364–374. – **Dramstad, W.E., Fry, G., Fjellstad, W.J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, M.L.B., Tveit, M.S., Geelmuyden, A.K. & Framstad, E. 2001.** Integrating landscape-based values – Norwegian monitoring of agricultural landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 57: 257–268. – **Elts, J. 1997.** Studies of the Corncrake in Estonia in 1995. *Vogelwelt* 118: 236–238. – **Elts, J. 2006.** MAK 2004–2006 põllumajandusliku keskkonnatoetuse bioloogilise mitmekesisuse hindamise raames 2006. a. teostatud põllulindude seiretulemuste analüüs. Tartu, (käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses Põllumajandusseire ja –uuringute osakonnas) 27 lk. – **Elts, J. 2007.** MAK 2004–2006 põllumajandusliku keskkonnatoetuse bioloogilise mitmekesisuse hindamise raames 2007. a. teostatud põllulindude seiretulemuste analüüs Eestis (kolm piirkonda – Võru, Jõgeva/Tartu, Saare). Tartu, (käsikiri Põllumajandusuuringute Keskuses Põllumajandusseire ja –uuringute osakonnas) 33 lk. – **Estades, C.F. & Temple, S.A. 1999.** Deciduous-forest bird Communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecol. Appl.* 9: 573–585. – **Farina, A. 1998.** Principles and Methods in Landscape Ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp: 153–164. – **Fauth, P.T., Gustafson, E.J. & Rabenold, K.N. 2000.** Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the mid-western U.S. *Landsc. Ecol.* 15: 621–631. – **Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H.,**

Wilson, J.D., Baillie, S.R. & Carter, N. 1995. Population Decline and Range Contractions among Lowland Farmland Birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9: 1425–1441. – **Green, D.M. & Baker, M.G. 2003.** Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landsc. Urban Plan.* 63: 225–239. – **Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. 2004.** Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *J. Appl. Ecol.* 41: 824–835. – **Herrando, S. & Brotons, L. 2002.** Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography* 25: 161–172. – **Herzon, I. 2007.** Ode to a Skylark: Agricultural intensification and farmland birds in the Baltic region. Department of Applied Biology. University of Helsinki. 49pp. – **Howell, C.A., Latta, S.C., Donovan, T.M., Porneluzi, P.A., Parks, G.R. & Faaborg, J. 2000.** Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landsc. Ecol.* 15: 547–562. – **Jagomägi, J., Kõlvik, M., Mander, Ü. & Jacuchno, V. 1988.** The structural-functional role of ecotones in the landscape. *Ekologia* 7: 81–94. – **Koskimies, P. & Väisänen, R.A. 1991.** Monitoring bird populations: a manual of methods applied in Finland. Finnish Museum of Natural History. Helsinki, Finland, pp: 63–72. – **Lampila, P., Mönkkönen, M. & Desrochers, A. 2005.** Demographic Responses by Birds to Forest Fragmentation. *Conserv. Biol.* 19: 1537–1546. – **Mayer, A.L. & Cameron, G.N. 2003.** Landscape characteristics, spatial extent, and breeding bird diversity in Ohio, USA. *Diversity and Distribution* 9: 297–311. – **McGarigal, K. & B.J. Marks. 1995.** FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351. – **Mitchell, M.S., Rutzmoser, S.H., Wigley, T.B., Loehle, C., Gervin, J.A., Keyser, P.D., Lancia, R.A., Perry, R.W., Reynolds, C.J., Thill, R.E., Weih, R., White, D. & Wood, P.B. 2006.** Relationship between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *For. Ecol. Manage.* 221: 155–169. – **Pain, D. & Pienkowski, M. 1997.** Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Academic Press. London. UK. 448 pp. – **Pino, J., Roda, F., Ribas, J. & Pons, X. 2000.** Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landsc. Urban Plan.* 49: 35–48. – **Schifferli, L., Fuller, R.J. & Müller, M. 1999.** Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. In: A.J. Helbig and M. Flade (Eds.), *Bird Numbers 1998: Where Monitoring and Ecological Research Meet. Die Vogelwelt.* AULA-Verlag Wiebelsheim, pp: 151–161. – **Siriwardena, G. M., Baillie, S.R., Crick, H.Q.R. & Wilson, J.D. 2000.** The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *J. Appl. Ecol.* 37: 128–148. – **Stephens, S.E., Koons, D.N., Rotella, J.J. & Willey, D.W. 2003.** Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biol. Conserv.* 115: 101–110. – **Söderström, B. & Pärt, T. 2000.** Influence of landscape

Scale on Farmland Birds breeding in Semi-Natural Pastures. *Conserv. Biol.* 14: 522–533. – **Thompson, F.R.** 2007. Factors affecting nest predation on forest songbirds in North America. *Ibis* 149: 98–109. – **Tryjanowski, P.** 1999. Effect of Habitat Diversity on Breeding Birds: Comparison of Farmland Bird Community in the Region of Wielkopolska (W. Poland) with Relevant Data from Other European Studies. *Pol. J. Ecol.* 47: 153–174. – **Tuule, E., Tuule, A. & Elts, J.** 2003. Suurkoovitaja pesitsusaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963 – 2002. *Hirundo* 16: 14–22. – **Tuule, E., Tuule, A. & Elts.** 2002. Kiivitaja pesitsuseaegsest arvukusest Saue seirealal aastatel 1963–2001. *Hirundo* 15: 19–25. – **Virkkala, R., Luoto, M. & Rainio, K.** 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecography* 27: 273–284. – **Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & Pärt, T.** 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 43: 1110–1120. – <http://www.maaamet.ee> – Eesti põhikaardi digitaalkaardistuse juhend, 07.02.2007.



Lisa 1. Arvukamate liikide arvukuste erinevused maakondade kaupa kahe aasta võrdlused uurimisruutude (n=10) ja loenduspunktide (n=40) tasandil (Mann-Whitney U-test). Rasvases kirjas olulisused seosed, $p < 0,05$.

Appendix 1. Abundance differences of most numerous species in 2002 and 2004 in research squares (n=10) and count points (n=40) in different counties (Mann-Whitney U-test). Significant differences are marked in bold, $p < 0,05$.

		n=10		n=40	
		U	p	U	p
Lääne-Virumaa					
Põldlõoke	ALA ARV	33,0	0,20	685,0	0,25
Sookiur	ANT PRA	40,0	0,45	760,0	0,15
Rukkirääk	CRE CRE	43,5	0,62	758,5	0,44
Talvike	EMB CIT	42,5	0,57	762,0	0,63
Metsvint	FRI COE	48,0	0,88	690,5	0,15
Ööbik	LUS LUS	40,0	0,45	780,5	0,75
Suurkoovitaja	NUM ARQ	40,5	0,47	738,5	0,28
Kadakatäks	SAX RUB	42,0	0,55	767,5	0,65
Pruunselg-põõsalind	SYL COM	35,5	0,27	662,5	0,11
Kiivitaja	VAN VAN	44,5	0,68	723,5	0,39
Jõgevamaa					
Põldlõoke	ALA ARV	40,0	0,45	721,0	0,43
Sookiur	ANT PRA	34,5	0,24	720,0	0,09
Rukkirääk	CRE CRE	49,0	0,94	740,0	0,17
Talvike	EMB CIT	41,5	0,52	783,0	0,78
Metsvint	FRI COE	28,5	0,10	640,0	0,00
Ööbik	LUS LUS	35,0	0,26	700,0	0,02
Suurkoovitaja	NUM ARQ	34,0	0,23	739,0	0,16
Kadakatäks	SAX RUB	48,5	0,91	728,0	0,38
Pruunselg-põõsalind	SYL COM	32,5	0,19	680,5	0,15
Kiivitaja	VAN VAN	33,0	0,20	652,5	0,03
Valgamaa					
Põldlõoke	ALA ARV	23,0	0,04	501,5	0,00
Sookiur	ANT PRA	43,0	0,60	704,0	0,24
Rukkirääk	CRE CRE	35,0	0,26	643,5	0,07
Talvike	EMB CIT	48,0	0,88	739,0	0,48
Metsvint	FRI COE	28,0	0,10	600,5	0,01
Ööbik	LUS LUS	31,0	0,15	656,5	0,06
Suurkoovitaja	NUM ARQ	49,0	0,94	766,0	0,57
Kadakatäks	SAX RUB	47,0	0,82	655,0	0,15
Pruunselg-põõsalind	SYL COM	34,5	0,24	675,0	0,17
Kiivitaja	VAN VAN	46,5	0,79	776,5	0,76