

Tartu Ülikool  
Bioloogia-geograafia teaduskond  
Geograafia instituut

Kodukaku, kõrvukrätsu ja händkaku levik, produktiivsus ja seosed  
maastikuparameetritega Laheda uurimisalal

Magistritöö maastikuökoloogias ja keskkonnakaitstes

Henn Pärnamets

Juhendaja prof. T. Oja

Tartu 2004

# SISUKORD

SISSEJUHATUS .....	3
1.RÖÖVLINDUDE ELUPAIGAUURINGUD .....	5
<b>1.1 Pesitsusterritoorium kui loendusüksus – arvukuse hindamine</b> .....	5
<b>1.2 Pesitsustulemuste määramine – sigimisedukus</b> .....	5
<b>1.3 Välitööde meetodika</b> .....	6
<b>1.4 Pesitsusterritooriumi “staatus”</b> .....	7
<b>1.5 Elupaigauuringute vajalikkusest</b> .....	7
<b>1.6 Uuringud kakuliste pesitsusterritooriumi suuruse osas</b> .....	8
<b>1.7 Röövlindude elupaigauuringud</b> .....	9
2.MATERJAL JA METOODIKA .....	10
<b>2.1 Uurimisala iseloomustus</b> .....	10
<b>2.2. Uuritavad liigid</b> .....	11
2.2.1 Kodukakk ( <i>Strix aluco</i> ) .....	11
2.2.2 Kõrvukräts ( <i>Asio otus</i> ) .....	12
2.2.3 Händkakk ( <i>Strix uralensis</i> ) .....	12
<b>2.3 Arvukuse hindamine, sigimisedukus ja pesitsusterritooriumide asustatus</b> .....	13
<b>2.4 Saagi koostis ja toitumisbiotoobid</b> .....	13
<b>2.5 Kirjelduste ruumimastaabid</b> .....	14
<b>2.6 Mõõdetud maastikuparameetrid</b> .....	14
<b>2.7 Statistiline analüüs</b> .....	15
3. TULEMUSED .....	16
<b>3.1 Liikide arvukus, produktiivsus ja pesitsusterritooriumide asustatus</b> .....	16
<b>3.2 Maastikuparameetrid erinevates ruumimastaapides</b> .....	20
3.2.1 Piirkondlik mastaap .....	20
3.2.2 Pesitsuspiirkonna mastaap .....	24
3.2.2.1 Kodukakk ( <i>Strix aluco</i> ) .....	24
3.2.2.2 Händkakk ( <i>Strix uralensis</i> ) .....	27
3.2.2.3 Kõrvukräts ( <i>Asio otus</i> ) .....	30
4. ARUTELU JA JÄRELDUSED .....	33
<b>4.1 Levik, produktiivsus ja pesitsusterritooriumide asustatus</b> .....	33
<b>4.2 Maastikuparameetrid piirkondlikus mastaabis</b> .....	35
<b>4.3 Pesitsuspiirkonna mastaap</b> .....	36
4.3.1. Kodukakk .....	36
4.3.2. Händkakk .....	38
4.3.3. Kõrvukräts .....	39
4.3.4. Järeldused .....	40
KOKKUVÕTE .....	43
SUMMARY .....	45
KASUTATUD KIRJANDUS .....	47

## SISSEJUHATUS

Maailma linnuliikidest on üks viiendik hävimisohus või ohualtid ning vähemalt pooltel juhtudest on seejuures olulisim ohutegur elupaikade hävimine. Seetõttu on liikide elupaigauuringud väga olulised rakendamaks optimaalset kaitsekorraldust populatsiooni tasandil. Igal aastal avaldatakse nimetatud teemal tuhandeid artikleid, kuid efektiivne kaitsekorraldus eeldab nii ruumiliste kui ajaliste skaalade arvestamist, mis tihtipeale aga ei ole enamustes elupaigauuringutes adekvaatselt käsitletud.

Elupaigad on kvalitatiivselt erinevad ning klassifitseeruvad lihtsustatult kusagil “hea” ja “halva” tüübi vahepeal. Hinnates erinevaid elupaiku nende sobivuse või mitte-sobivuse aspektist teatud liigile, tuleb arvestada mitmete kriteeriumidega. Samas sõltuvalt liigist on mitmeid parameetreid, mille mõju liigi populatsioonile või tema levikule pole täpselt teada. Siiski on elupaikade määramisel kvalitatiivsuse alusel lähtunud enamasti sellest, kas ja kui suures ulatuses on teatud liigi jaoks olemas kõik vajalikud tingimused pesitsemiseks ning milline on seejuures liigi reproduktsioon. Kõige üldisemas jaotuses on optimaalsed elupaigad just need, mis peaksid olema eelistatud ning kus kõik vajalikud tingimused kõrge produktiivsuse saavutamiseks on olemas. Mida vähem kriteeriumeid on liigi edukaks pesitsemiseks tagatud, seda vähem sobivam on elupaik ning teatud staadiumis, kus enamus tingimusi on sobimatud, muutub pesitsemine võimatuks. Seega peaksid linnud teoreetiliselt eelistama optimaalseid elupaiku ning kasutama marginaalseid või isegi pessimaalseid elupaiku juhul kui optimaalsed elupaigad on hõivatud. Peamised tegurid, mis eraldavad hea elupaiga halvast on toidubaasi olemasolu ning varjetingimused, kuid on veel mitmeid teisi aspekte, mis mõjutavad liigi levikut või pesitsemisedukust juhul kui nad avalduvad koosmõjuna. Paljud neist teguritest on täpsemalt teadmata ning veelgi vähem teatakse detailsemalt konkreetse parameetri mõju liigi populatsioonile.

Viimastel aastatel on oluliselt kasvanud teadustööde hulk, mis põhinevad röövlindude ning nende elupaikade analüüsil, kuid uuritavate liikide arv ei ole võrdselt suurenenud. Selgelt eristuvad näo. populaarsed liigid, kelle kohta on koostatud enam kui pooled teadustööd. Nende liikide hulka ei kuulu aga händkakk (*Strix uralensis*), kodukakk (*Strix aluco*) ja kõrvukräts (*Asio otus*), kes on uuritavateks liikideks käesolevas töös. Näiteks händkaku elupaiga kvaliteedi analüüsi osas ei ole siiani detailsemaid uuringuid teostatud, välja arvatud mõningad kirjeldavate andmetega tööd. Kodukaku ning kõrvukrätsu elupaikade kvaliteedi analüüsil põhinevaid uurimustöid on rohkem, kuid enamasti baseeruvad need üksikute bioloogiliste aspektide (produktiivsus, noorlindude suremus, pesapaigavalikud, pesapuu ja pesatüübid, saagikoostis jms.) analüüsile, sidumata neid erinevate ruumimastaapide või ajaperioodidega.

Käesoleva töö üheks eesmärgiks ongi analüüsida händkaku, kodukaku ning kõrvukrätsu elupaikade kvaliteeti ruumiliselt kahel erineval tasandil: piirkondlik mastaap ja pesitsusterritooriumi mastaap. Selleks tulenevalt on töö ala-eesmärkideks määrata esmalt antud liikide produktiivsus, valida aluseks erinevad maastikuparameetrid, mis võiksid potentsiaalselt mõjutada kas liigi levikut või produktiivsust, hinnata valitud parameetrite osatähtsust kahes ruumimastaabis (laskumata sealjuures pesapaigavaliku detailsuseni, kirjeldades väikseima üksusena pesitsusterritooriumi tuumala) ning analüüsida võimalikke seoseid. Selgitatakse kas ja millised valitud maastikuparameetrid on erinevad nn. “headel” ja “halbadel” elupaikadel, kas liikide produktiivsus on suurem sobivate toitumisalade suurema suhtelise pindala korral, kas eristub selgelt mõni elupaiga karakteristik, millel on potentsiaalselt kõige suurem mõju nimetatud kakuliikide populatsioonide kasvule.

Eesmärkide püstitus lähtub vajadusest saada eelnevat informatsiooni võimalikest seostest kakuliste leviku ja sigimisedukuse ning maastikuparameetritega. Antud teadmine on vajalik eelkõige rakenduslikult - planeerimine, bioloogilise mitmekesisuse säilimine, maakasutuse suunamine maastikulise mitmekesisuse tagamiseks. Samas on vajalik koguda alginformatsiooni ka edaspidisteks samalaadseteks uuringuteks hinnates tulevaste analüüside ning modelleerimiste asjakohast planeerimist ning usaldusväarsust.

Uuringud on teostatud 120 km<sup>2</sup> suurusel alal Põlvamaal aastatel 1993-2003. Sellest tulenevalt on tegemist tööga, milles esitatavad hinnangud ja tehtavad järeldused lähtuvad suhteliselt väikesel alal kogutud andmetest.

Töö koosneb sisuliselt neljast osast, esimene peatükk annab lühikese ülevaate röövlindude uurimismetoodikast ning nende elupaikade eelisuste ja kvaliteedi uuringutel põhinevatest teadustöödest. Teises osas kirjeldatakse alusmaterjale ja metoodikat, millest lähtuti käesoleva töö koostamisel. Kolmandas osas esitatakse peamised tulemused lähtuvalt püstitatud eesmärkidest (liikide produktiivsus uurimisalal, mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsus kahes erinevas ruumimastaabis, võimalikud seosed liikide leviku ja produktiivsuse ning valitud maastikuparameetrite vahel). Töö viimane osa arutleb saadud tulemuste kvaliteeti, olulisust, erinevusi varasemate sarnaste töödega ning hindab edaspidiste samalaadsete uuringute võimalikke eesmärke.

# 1. RÖÖVLINDUDE ELUPAIGAUURINGUD

Röövlindude uuringute eesmärgid võivad olla väga mitmesugused, olulisim on sealjuures teada saada pesitsustulemus, millest lähtuvalt saab edaspidi analüüsida elupaikade eelistusi ja kvaliteeti, toitumisbiotoopide kvaliteeti vms. Röövlindude sigimisedukuse hindamiseks on välja töötatud suhteliselt hea meetodika, millest lühiülevaade on koostatud ka eesti keeles (Lõhmus 1997). Siinkohal põgusalt mõningatest olulisematest aspektidest röövlindude sigimisedukuse uurimisel. Samuti antakse käesolevas peatükis ülevaade röövlindude elupaikade eelistuste ja kvaliteedi uuringutel põhinevatest teadustöödest, sest antud aspekte käsitletakse ka käesolevas töös kolme kakulise liigi näitel. Seetõttu on suurem osa allpool refereeritud teadustöödest seotud just kakuliste elupaikade analüüsiga.

## 1.1 Pesitsusterritoorium kui loendusüksus – arvukuse hindamine

Röövlindude arvukust teatud uurimisalal määratakse kaardistamise ja pesade otsimise teel ning väljendatakse pesitsusterritooriumide (PT) arvuna (Saurola 1995), kasutades traditsioonilisi asustatuse kriteeriume (territooriumikäitumine, korduvad vaatlused samas piirkonnas, pesaleiud, lennuvõimestunud pesakondade kohtamine). Siinjuures tuleb arvestada seda, et pesitsusajal erinevad linnud selgesti oma “staatusest” (joonis 1). *Territoriaalsed linnud* on seotud kindla pesitsusterritooriumiga, mida asustab vaid üks paar või paarilise linn, ning kus leidub (või on varem leidunud) vähemalt üks pesa (Steenhof 1987). Mõnel liigil, näiteks händkakk, leidub ka püsivalt territooriume hoidvaid linde, kelle territooriumil pesad aga ilmselt puuduvad (Lundberg 1981). Niisuguseid territooriume arvestatakse küll arvukuse hindamisel, kuid mitte pesitsustulemuste analüüsil. “*Hulkujate*” seas leidub niihästi mitesuguküpseid kui ka sigimisvõimelisi linde, kes toidu, paarilise või sobiva pesapaiga puudumisel ei pesitse (Steenhof 1987). Selliste lindude loendamine on raske, mistõttu iseloomustatakse röövlindude arvukust tavaliselt territoriaalsete lindude põhjal - asustatud pesitsusterritooriumide arvu kaudu (Lõhmus 1997).

## 1.2 Pesitsustulemuste määramine – sigimisedukus

Asustatud pesitsusterritooriumil on kõige tähtsam määrata antud aastal lennuvõimestunud poegade arv. Täpsemate hinnangute saamiseks tuleb määrata, kas:

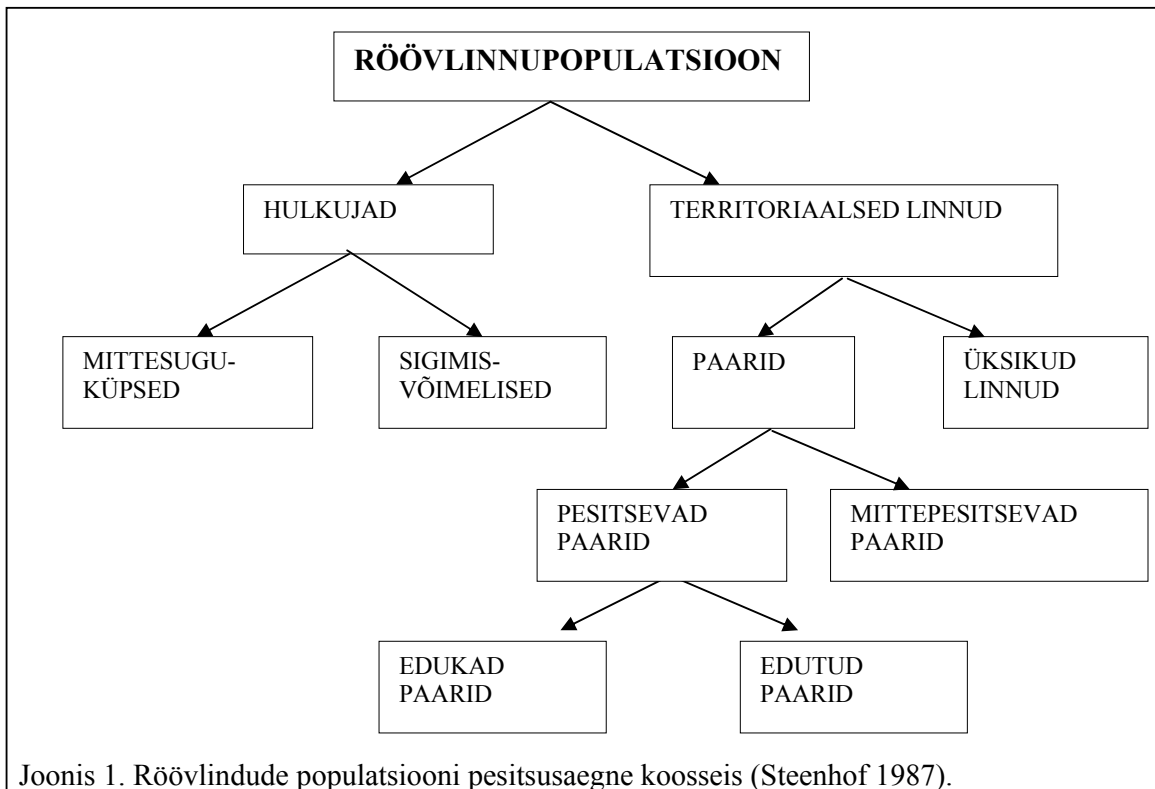
- 1) pesitsusterritooriumi asustab üksik linn või paar;
- 2) pesitsemist alustati või mitte;
- 3) pesitsemine oli edukas või edutu.

Pesitsemine loetakse alustatuks esimese muna munemisest ja edukaks loetakse pesitsus, kus lennuvõimestus vähemalt üks noorlind (Steenhof 1987). Tulemused võetakse kokku reeglina kolme põhinäitajaga (Lõhmus 1997):

- 1) **edukate paaride osatähtsus** kõigist uuritud pesitsusterritooriumidest;
- 2) **lennuvõimestunud poegade arv eduka pesituse kohta**;
- 3) eeltoodud kahe näitaja kombinatsioonil (korrutamisel) saadud **produktiivsus**, mis näitab lennuvõimestunud poegade keskmist arvu ühe PT-i kohta.

Produktiivsus on röövlindude pesitsustulemuste iseloomustamisel parimaks kriteeriumiks (Newton 1979). Produktiivsuse ülehindamise vältimiseks on nt. kõrvukrätsu puhul oluline arvestada ainult kevadel registreeritud pesitsusterritooriumide tulemustega (Lõhmus 1997). Olemasolevate andmete paremaks kasutamiseks võib erinevate valimite kaudu arvutada pesitsussageduse (pesitsejate osatähtsus), edukate paaride osatähtsuse kõigist pesitsejatest

ning keskmise noorlindude arvu eduka pesitsuse kohta (Steenhof 1987). Nimetatud kolme näitaja korrutamisel saadakse samuti produktiivsus.



### 1.3 Välitööde meetodika

Sigimisedukuse kõige usaldusväärsemaks hindamiseks on vajalik leida uuritava liigi pesa, kuid siinkohal tuleb erinevate liikide puhul kasutada erinevaid tegutsemiskeeme. Lõhmuse (1997) järgi on soovitatud kolm skeemi, millele tuginedes peaks uurima Eestis pesitsevaid röövlindude ning korraldama vastavalt ka välitöö meetodika:

- *puudel pesitsevad haukalised* – need liigid ehitavad ise pesi. Pesa, millega territoriaalsed linnud on seotud ja mida nad antud aastal ehitavad või korrastavad, nimetatakse asustatud pesaks. Asustatud pesade hulka kuuluvad nii munade ja poegade kui ka mittepesitsejate pesad. Pesitsustulemuste uurimisel kasutatakse ainult nende pesitsusterritooriumide andmeid, kust leiti asustatud pesa.
- *loorkullid, pistrikud, kakud* – need liigid ise pesi ei ehita või (loorkullidel) ehitavad pesa vaid pesitsejad. Seetõttu tuleb vähemalt mittepesitsemise kindlaksmääramiseks teha pesitsusterritooriumile mitmeid spetsiaalseid vaatluskäike. Samas on võimalus, et varases pesitsusstaadiumis ebaõnnestunud paarid loetakse kergesti mittepesitsejateks, sest hiljem ei reeda nende käitumine enam pesa asukohta. Kakuliste osas on nõutav öiste kuulamiskäikude teostamine, otsides kevadel üles pesitsusterritooriumid ning suvel pesad (või ka pojad, kuid siis jääb teadmata pesitsevate paaride arv).
- *Värbkakk* – värbkaku pesi on raske leida ja mittepesitsemist peaaegu võimatu tõestada. Siiski, kuna pesitsejate osatähtsus on igal aastal suhteliselt suur, võib värbkaku sigimisedukust hinnata poegade arvuna alustatud pesitsuse kohta.

## 1.4 Pesitsusterritooriumi “staatus”

Paari olemaolu pesitsusterritooriumil näitab pesitsemine või kahe paarununa näiva pesitsusealise linnu üheaegne vaatlemine. Pesitsemist näitab lisaks munadele või poegadele ka munakoorefragmentide või hauduva linnu vaatlemine (Steenhof 1987). Et aga haudel või väikeste poegade ajal rüüstatud pessa ei jää sageli mingeid kindlaid märke munemisest, saadakse pesitsussagedusele tavaliselt miinimumhinnang. Eduka pesitsemise tõestamine nõuab ideaaljuhul lenuvõimeliste noorlindude nägemist. Tegelikult ei õnnestu kõiki pesi täpselt õigel ajal kontrollida. Samuti on pesast lahkunud poegade loendamine ebatäpne (Glue 1977). Seepärast võib kulliliste puhul pesitsuse edukust ja poegade arvu hinnata ka pesapoegade põhjal, kui nende vanus on vähemalt 80% lenuvõimestumiseast (Steenhof 1987). Ka kakuliste puhul võib lenuvõimestuvate noorlindude arvu määrata suurte pesapoegade põhjal (Glue 1977).

## 1.5 Elupaigauuringute vajalikkusest

Maailma linnuliikidest on 20% hävimisohus või ohualtid ning vähemalt 52% juhtudest on seejuures olulisim ohutegur elupaikade hävimine. Seetõttu on liikide elupaigauuringud väga olulised rakendamaks optimaalset kaitsekorraldust populatsiooni tasandil (Scalet *et al.* 1996). Efektiivne kaitsekorraldus eeldab nii ruumiliste kui ajaliste skaalade arvestamist, kuid tihtipeale ei ole enamus elupaigauuringuid neid aspekte adekvaatselt käsitletud (Lõhmus 2003a).

Brown (1969) on eristanud kolm kvalitatiivset elupaigatüüpi: (a) optimaalsed ehk eelistatud elupaigad, kus kõik vajalikud tingimused teatud linnuliigi edukaks pesitsemiseks on olemas, (b) marginaalsed elupaigad, kus liik pesitseb, kuid reproduktsioon on madalam kui optimaalsetes elupaikades (tihti viidatud ka kui sub-optimaalsed elupaigad), (c) pessimaalsed elupaigad (sobimatud), kus liigi edukas pesitsemine on takistatud. Seega eelistavad linnud kindlasti optimaalseid elupaiku ning peavad kasutama marginaalseid või isegi pessimaalseid elupaiku juhul kui optimaalsed elupaigad on hõivatud (Fretwell and Lucas 1970). Newton (1998) on antud protsessi nimetanud kui järjendlikku elupaiga kasutust (*sequential habitat occupancy*), sest kvalitatiivsed erinevused elupaikade vahel põhjustavad järjekindlalt ajalise gradiendi elupaikade valikul. Peamised tegurid, mis eraldavad hea elupaiga halvast on toidubaasi olemasolu ning varjetingimused (Hilden 1965, Martin 1987, Ligon and Ligon 1989). Mitmetes uurimustöodes on jõutud järeldusele, et optimaalsete ja marginaalsete elupaikade vahel on märkimisväärne erinevus ka liikide produktiivsuses (Krebs 1971, Brooke 1979, Lundberg *et al.* 1981, Blancher and Robertson 1987, Andren 1990, Bench and Hasselquist 1991, Ens *et al.* 1992).

Viimastel aastatel on oluliselt kasvanud teadustööde hulk, mis põhinevad röövlindude ning nende elupaikade analüüsil, kuid uuritavate liikide arv ei ole võrdselt suurenenud. Selgelt eristuvad nõ. populaarsed liigid, kelle kohta on koostatud enam kui pooled teadustööd (Lõhmus 2004). Nende liikide hulka ei kuulu aga händkakk (*Strix uralensis*), kodukakk (*Strix aluco*) ja kõrvukräts (*Asio otus*), kes on uuritavateks liikideks käesolevas töös. Näiteks händkaku elupaiga kvaliteedi analüüsi osas on detailsemaid uuringuid teostatud väga vähe (Lõhmus 2003b) ning enamuses võib leida ainult händkaku elupaika kirjeldavate andmetega töid (Lahti 1972, Lundberg 1980, Mikkola 1983, Lundberg & Westman 1984, Tishechkin & Ivanovsky 2000). Kodukaku ning kõrvukrätsu elupaikade kvaliteeti analüüsivaid uurimustöid on siiski tehtud (Petty 1989, Hardy 1992, Petty 1992, Redpath 1995, Tome 2003, van Manen 1992, Korpimäki 1992), kuid need on enamasti

rohkem bioloogilise suunaga (produktiivsus, noorlindude suremus, pesapaigavalikud, pesapuu ja pesatüübid, saagikoostis jms.) ning ei analüüsi enamasti maastikuparameetreid erinevates ruumimastaapides, mis aga määravadki suure tõenäosusega liikide elupaikade kvaliteedi.

### 1.6 Uuringud kakuliste pesitsusterritooriumi suuruse osas

Hindamaks liikide elupaikade kvaliteeti ning võimalikke seoseid produktiivsuse, leviku vms. näitajate vahel tuleb esmalt välja selgitada uuritava liigi pesitsusterritooriumi suurus, mille piires on vajalik määrata konkreetsete parameetrid edasisteks analüüsideks. Alljärgnevalt käesolevas töös uuritavate liikide osas mujal Euroopas teostatud raadiotelemeetriiliste analüüsides tulemustest pesitsusterritooriumi suuruse hinnangu osas.

*Kodukaku* pesitsusterritooriumi suurused Fennoskandias on olnud 91–1780 (mediaan 286) ha Kesk-Norras (Sunde et al. 2001) ning 89–146 ha Lõuna-Rootsis (Nilsson 1977). Samas on „ringidena“ kasutatud 500 ja 1000 m raadiusega ringe Norras (Sunde et al. 2001) (vastavalt pindalaga 78,5 ja 314 ha) ning 100 ha ringe Lõuna-Rootsis (Nilsson 1987). Lisaks tasub märkida Inglismaal 12–20 ha ning „mujal Euroopas“ 27–182 ha kodupiirkondi (Southern 1970, ref. Carey et al. 1992), kuid samas leidis teine töö Inglismaal keskmiselt 88 ha kodupiirkonnad (Redpath 1995). Itaalias olid linna-populatsioonis keskmiselt 18 ha, maal 22 ha suurused „territooriumid“ (Galeotti 1994). „Ringidena“ on kasutusel  $r=300$  m (Salvati et al. 2002) mis vastab pindalale 28 ha ja  $r=500$  m (Redpath 1995).

*Kõrvukrätsu* kohta oleks märkimisväärne ainult Šveitsis teostatud raadiotelemeetriiline töö, kus kodupiirkonna suurus pesitsusajal tugevasti varieerus, oli keskmiselt  $585\pm 510$  S.D. ha, kuid emaslindudel väiksem (kuuel isasel 239–1322 ha, mediaan 928 ha) (Henrioux 2000). Maastikuanalüüsiks on kasutatud Ameerikas  $r=500$  (Bull et al. 1989), Lõuna-Rootsis 100 ha (Nilsson 1987). Lisada võiks, et ka *soorätsu* kohta on kasutatud  $r=500$  m (Arroyo & Bretagnolle 1999).

*Händkaku* kohta on kirjanduses raadiustel põhinevaid töid väga vähe. „Territooriumi“ suuruseks märgib Mikkola (1983) ca 450 ha. Lõhmus (2003b) analüüsib händkaku pesitsusterritooriumi tuumala 600m raadiuses (113 ha), määrates sealjuures ka peamiste biotoopide osatähtsused märgitud raadiuse piires.

*Habekakul* ongi kasutatud vaatlusringide raadiusega  $r=1,15$  km (Stepnisky 1997), mis vastab pindalale 415 ha. Muudest meie kakkudest on *karvasjalg-kaku* isaslinnu pesitsusaegne toitumisala raadiotelemeetria andmeil Kagu-Norras üle 2 km<sup>2</sup> (Sonerud et al. 1986), ca 3 km<sup>2</sup> Soomes (Korpimäki 1987) ning kokkuvõttes Fennoskandias 2–5 km<sup>2</sup> ehk 1,5 km raadiuses (Hakkarainen et al. 1996). Samas on uuringutes raadiustena kasutatud  $r=500$  m (Hakkarainen & Korpimäki 1996, Hakkarainen et al. 1997).

Samas on ilmne, et tüüpiliselt kasutatavad raadiused hõlmaksid Eesti tingimustes vaid kodupiirkonna tsentraalse osa, sest tegelik kodupiirkond on kõigil neil liikidel meie oludes kindlasti üle 2 km<sup>2</sup>.



## 1.7 Röövlindude elupaigauuringud

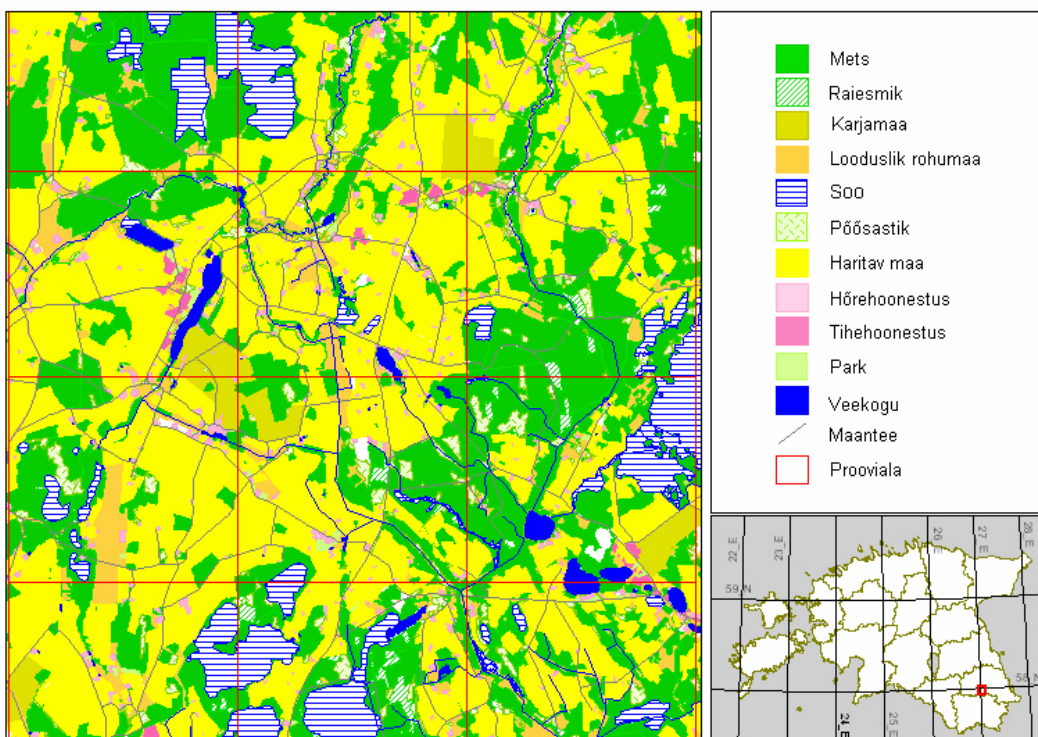
Lõhmuse (2004) järgi on röövlindude elupaigauuringud hüppeliselt kasvanud just viimastel aastatel. Peamiselt keskendutakse röövlindude elupaigavalikule, elupaiga kvaliteedile, ajalistele ning ruumilistele erinevustele elupaiga kasutamisel, analüüsitakse morfofüsioloogilisi seoseid elupaiga kasutusega, töötatakse välja erinevaid ennustavaid ja analüütilisi elupaigamudeleid (Peterson & Robins 2003). Samuti on võrreldud röövlindude asustustihedust ning produktiivsust erinevate piirkondade vahel, analüüsitud muutusi pesitsuspaikades või toitumisbiotoopides, hinnatud pesitsusterritooriumi suurust, geograafilisi trende kurna ja pesakonna suuruse osas, röövlindude saagi koostist või saakobjektide rohkest erinevates keskkondades, asustustiheduse või produktiivsuse ning saakobjektide aastate vaheliste arvukuse kõikumise võimalikke seosed jms. Eelnimetatud teemade piires on suurem osa teadustöödest keskendunud korruga ühele liigile. Vaid väike osa teadustöödest käsitleb korruga kolme või enamat sarnase bioloogiaga liiki. Samas on tõenäoliselt pooled maailma röövlinnuliikidest ilma kvantitatiivsete analüüsideta elupaiga uuringute osas (eksisteerivad ainult elupaikade kirjeldused). Erinev on ka elupaigauuringute geograafiline katvus, kus enamik teadustöid on tehtud Põhja-Ameerikas ja Euroopas.

Konkreetselt käesolevas töös käsitletavate liikide elupaikade kvaliteedi või eelistuste osas on uuringuid teostatud suhteliselt vähe. Enamasti on analüüsitud eraldi üksikuid aspekte nagu saagikoostis, noorlindude suremus, okasmetsade struktuuri mõju produktiivsusele, uruhiirte arvukuse kõikumise seosed kakuliste sigimisedukusele/arvukusele, jne. Tihtipeale aga on taolised uuringud käsitletud kas liialt kitsast ruumimastaapi (vahetu pesakoha ümbrus) või on pesitsuspiirkond jäänud konkreetselt määramata.

## 2. MATERJAL JA METOODIKA

### 2.1 Uurimisala iseloomustus

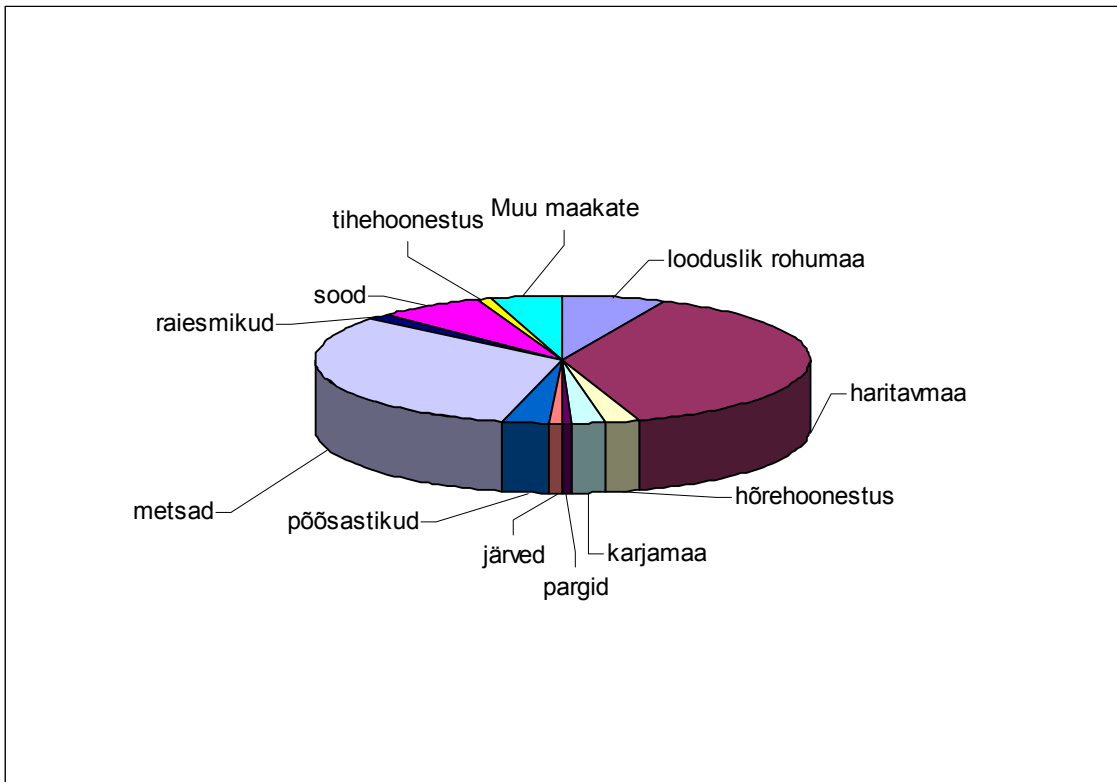
Uurimisala, kogupindalaga 120 km<sup>2</sup>, paikneb Kagu-Eestis Põlva linnast lõunas (joonis 2). Pindalaliselt 80 km<sup>2</sup> alast jääb Põlvamaale (Laheda vald) ning 40 km<sup>2</sup> Võrumaale (Lasva ja Võru vald). Uurimisala kujunes püsivaks röövlinnuseire piirkonnaks 1996. aastal, mil ala arvestati riikliku röövlindude seire programmi püsialade hulka. Vaatlusi on uurimisalal teostatud juba alates 1991. aastast, kuid käesolevas töös analüüsitakse andmeid vahemikus 1993-2003. Arvestades UTM-koordinaadistiku põhiruute asub nimetatud ala sisuliselt nelja ruudu keskel (NE2c1, NE2d1, ME4d5, ME4c5).



Joonis 2. Laheda uurimisala paiknemine Eesti mastaabis ning ülevaade ala biotoobiaotusest.

Maastikuliselt paikneb ala Kagu-Eesti lavamaa mosaiikmaastikus, kus on valdavalt levinud kahkjad leetunud mullad (LP, LPg), leetunud huumuslikud leedemullad (L(k)I, L(k)II) ja gleistunud huumuslikud leedemullad (L(k)Ig, L(k)Iig). Aroldi (1999) järgi võib uurimisala detailsemalt liigitada karbonaadiavaese kattega moreentasandiku allpaigastiku tüüpi, mida taimkattekooslustest iseloomustavad laanemetsad, palumetsad, männi-kuuse segametsad, kuivad pärisaruniidud ja kohati paluniidud. Avifaunistilise suurjaotuse alusel paikneb uurimisala Kõrg-Eesti piirkonnas (Kumari 1954).

Mets katab uurimisalast 31,8 % looduslik rohumaa 6,7 %, haritav maa 38,2 %, hõrehoonestus 2,4 %, karjamaa 2 %, pargid 0,67 %, pinnaveekogud 0,95 %, põõsastikud 3 %, liitumata raiesmikud 1,8 %, sood 6,9 %, tihehoonestus 0,67 %, muu maakate 4,8 %. Graafiliselt on biotoopide jaotus uurimisalal esitatud joonisel 3.



Joonis 3. Maakattetüüpide osatähtsus uurimisalal (määratud ortofotolt 1:10 000, vt. ka p. 2.6).

## 2.2. Uuritavad liigid

### 2.2.1 Kodukakk (*Strix aluco*)

Varesesuurune ümar mustade silmade ning tumeda lauba- ja kiirutriibuga kakk. Põhivärvus varieerub hallikast ruskeni, kuid Põhja-Euroopas on punaka tooniga isendid haruldased<sup>1</sup>. Kodukakk on Eestis üldlevinud haudelind, asustades peamiselt kultuurmaastikku – talu- ja linnapargid, parkmetsad, metsatukad ja metsalaamade servaalad, Lääne-Eesti saartel ka suuremad metsad (Randla 1976; Laur & Lelov 1990). Kodukakk ei ole pesapaiga valikul kuigi nõudlik, ehkki on Eestis värb- ja karvasjalg-kaku järel kolmas kõige tõelisem õonekakk. Eestis leitud pesadest paiknes 69% puuõõnsustes (valdavalt lehtpuudes), 18% ehitistes, 6% õõnsates puutüügastes ning 6% mujal. Sobivates elupaikades (piisavalt õõnsusi ning rohkelt toitu) võib asustustihedus ulatuda 3-4 paarini 100 km<sup>2</sup> kohta ning üldarvukus on hinnatud 1000-2000 paari (Lõhmus 1999a; Elts jt. 2003).



<sup>1</sup> Arvatakse, et tuhkhall sulestiku variatsioon iseloomustab idapoolse levikuga vormi ning roostepruun läänepoolset. Meil esinevad nad siiski läbiseigi (Randla 1976).

Kodukaku talvine arvukus on 3000-5000 isendi piires. Vahemikus 1991-1997 märkimisväärseid muutusi liigi arvukuses ei ole (Lõhmus jt. 1998). Kodukakk toitub põhiliselt pisinärilistest (eriti kodurott, uruhiired, leethiir) ja väiksematest lindudest (eriti rästad, metsvint). Pisiimetajate osatähtsus kodukaku saagis võib maapiirkondades ulatuda kuni 90%-ni (Laur & Lelov 1990; Väli & Laansalu 2002). Parkides pesitsevatel isenditel võivad värvulised moodustada valdava osa saagist, kuigi Kesk-Euroopas on toidus linde vaid 12,5 %. Kodukakk on paigalind, kelle hulguliikumised ulatuvad kuni 10 kilomeetri kaugusele, harva kaugemale (Randla 1976).

### 2.2.2 Kõrvukräts (*Asio otus*)

Erineb kodukakust oranžpunaste silmade ja pikkade sulgkõrvade poolest, mis rahulikus olekus on langetatud ja nähtamatud. Eestis üldlevinud arvukas haudelind, kelle elupaigaks on põhiliselt kultuurmaastik (Randla 1976). Keskmine asustustihedus on 2-3 paari 100 km<sup>2</sup> kohta, kuid olenevalt uruhiirte arvukusest kõigub see (nagu ka sigivus) tugevasti (Lõhmus 1999a, b). Kogu Eestis jääb kõrvukrätsu arvukus 1000-3200 paari vahele, seega on ta mõnel aastal Eesti arvukaim kakuline (Elts jt. 2003). Talvine arvukus ulatub aga vaid 50-200 isendini (Lõhmus jt. 1998), mis viitab ulatuslikele hulgurännetele (Randla 1976). Kõrvukräts pesitseb põldude läheduses mitmesugustes metsades ja metsatukkades (eriti okaspuistutes), hekkides, taluparkides ning isegi keset põldu kasvavate üksikpuude otsas, kui on olemas sobiv pesaalus – enamasti vana varese-, haraka- või oravapesa (Randla 1976; Laur & Lelov 1990). Harva pesitseb ta ka metsalaamades raiesmike lähedal (Leibak 1991). Kõrvukräts vajab saagijahiks lageniite, põlde ja soid, mistõttu elutseb eeskätt künklikul kultuurmaastikul ning eelistab väikesi metsatukki suurtele (van Manen 1992). Pesitsusajal on kõrvukrätsu toidus kuni 90 % pisinärilisi, eelkõige uruhiired ja leethiir (Randla 1976; Väli & Laansalu 2002), millest lähtuvalt on tegemist toitu kitsalt valiva liigiga.



### 2.2.3 Händkakk (*Strix uralensis*)

Varesest suurem, helehalli triibulise sulestikuga liik. Eesti mandriosa suuremates metsades võrdlemisi tavaline haudelind ning väheste paaridena ka läänesaartel. Keskmine asustustihedus on 4 paari 100 km<sup>2</sup> kohta ning üldarvukus 1300-2000 paari (Lõhmus 1999a; Elts jt. 2003). Talvine arvukus 2800-4500 isendit (Lõhmus jt. 1998). Eelistab suuremaid kuuse-segametsi ja lodumetsi. Pesitseb enamasti kulliliste, ronga või must-toonekure vanades pesades, harvem leiab munemiseks mõne avara puuõõne või kännutüüka, väga harva pesitseb maapinnal (Randla 1976). Händkakk tavatseb saaki varitseda niitude ja raiesmike ääres või seal kasvavate üksikute puude otsas, samuti metsasihtide ja -teede ääres (Lõhmus 2001). Tema pesitsusaegsest toidust moodustavad uruhiired ja leethiir, olenevalt nende arvukusest, 20-70% ning vastavalt sellele vaheldub ka händkaku



sigimisedukus (Lõhmus 1999b). Eestis on händkaku toidus leitud rästaid, kaelustuvi, mägri, kärplasi, pisinärlisi, oravat, valgejänese poegi, harukordadel kalu ja vähke. Seetõttu on tegemist liigiga, kes toidu suhtes ei ole kitsalt spetsialiseerunud. Händkakk on Eestis tüüpiline paigalind, kelle asurkond talveks siiski täieneb põhjapoolsete isendite arvel (Randla 1976).

### 2.3 Arvukuse hindamine, sigimisedukus ja pesitsusterritooriumide asustatus

Kodukaku, kõrvukrätsu ja händkaku arvukust uurimisel määrati kaardistamise ja pesade otsimise teel ning väljendati pesitsusterritooriumide (edaspidi: PT) arvuna, kasutades traditsioonilisi asustatuse kriteeriume (territooriumikäitumine, korduvad vaatlused samas piirkonnas, pesaleiud, lennuvõimestunud pesakondade kohtamine). Händkakul leidub ka püsivalt PT-i hoidvaid linde, kelle territooriumil pesad ilmselt puuduvad (Lundberg 1981). Niisuguseid PT-e on arvestatud küll arvukuse hindamisel, kuid mitte pesitsustulemuste analüüsil.

Välitöid teostati ajavahemikus 1993-2003 kokku ca 4800 tundi, millest hinnanguliselt kakulistele kulus 35 %. Enamus PT-e on registreeritud öiste vaatluskäikude tulemusel, otsides kevadel üles PT-d ja suvel pesad. Pesade täpne asukoht registreeriti GPS-iga ning kanti kaardile, kasutades programmi MapInfo. Igal asustatud PT-l määrati antud aastal lennuvõimestunud poegade arv. Täpsemate hinnangute saamiseks määrati, kas:

4) PT-i asustab üksik lind või paar;

5) pesitsemist alustati või mitte;

6) pesitsemine oli edukas või edutu.

Tulemused on kokku võetud kolme põhinäitajaga:

4) **edukate paaride osatähtsus** kõigist uuritud pesitsusterritooriumidest;

5) **lennuvõimestunud poegade arv eduka pesituse kohta**;

6) eeltoodud kahe näitaja kombinatsioonil (korrutamisel) saadud **produktiivsus**, mis näitab lennuvõimestunud poegade keskmist arvu ühe PT-i kohta.

Kõrvukrätsu puhul on arvestatud ainult kevadel registreeritud PT-de tulemusi, vältimaks produktiivsuse ülehindamist.

Käesolevas töös analüüsitakse kokku 36 erinevat PT-i, kust on teada vähemalt kolme järjestikuse aasta pesitsustulemus. Liigiliselt jaguneb territooriumide ja pesitustulemuste arv vastavalt kodukakk 11/76 (st. 11 erinevat territooriumi 76 pesitsustulemusega kokku), kõrvukräts 19/90 ja händkakk 6/28. Kõgutud andmestiku põhjal on produktiivsust hinnatud, kas a) ühe territooriumi kõigi aastate keskmisena või b) ühe aasta kõigi antud liigi territooriumide keskmisena. Esimest hinnangut kasutatakse maastikuparameetrite mõju analüüsimiseks kakuliste sigimisedukusele ja levikule uurimisel. Aastakaupa produktiivsuse määramine võimaldab võrrelda erinevaid aastaid ja hinnata "hiiretsükli" mõju antud liikidele. Arvestatud on siinkohal asustatud territooriumide tulemusi.

### 2.4 Saagi koostis ja toitumisbiotoobid

Kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu saagikoostise analüüsist järeldub, et kitsamalt spetsialiseerunud liigiks on kõrvukräts, kelle pesitusaegne saak koosneb 90 % ulatuses pisiimetajatest. Händkakk ja kodukakk on rohkem "generalisti" tüüpi, kuid ka nendel on saagi oluline osa pisiimetajatel (vt. ka liikide lühikirjeldus p. 2.2 Uuritavad liigid).

Toitumisbiotoobid on algselt jagatud kolme rühma lähtudes eelkõige antud liikide põhitoidu (pisiimetajad) saadavusest erinevates biotoopides:

- a) optimaalsed (haritavmaa, looduslik rohumaa, raiesmikud)
- b) sub-optimaalsed (mets, pargid, pinnaveekogud)
- c) pessimaalsed (hõrehoonestus, karjamaa, tihehoonestus, põõsastik, sood)

Arvestades nimetatud toitumisbiotoopide esindatust kogu uurimisalal ning nende jaotumist kvalitatiivselt on käesolevas töös analüüsideks kasutatud kombineeritud rühma „saagialad“. Saagialadena on arvestatud antud liikidele kõige rohkem sobivate biotoopidega, kus on potentsiaalselt rohkem toitu (pisiinärlised ja -imetajad) ning saagijaht kõige tõenäolisem. Olemasolevate andmete alusel ei ole võimalik usaldusväärselt jaotada toitumisbiotoope kvalitatiivsel alusel eraldi eelpool toodud rühmadesse, sest on teadmata, millised biotoobid ning kui suures ulatuses on kas optimaalsed või sub-optimaalsed saagialad. Vastavad biotoobid, mida käesolevas töös defineeritakse saagialadena on: haritavmaa, looduslik rohumaa, raiesmikud, pinnaveekogud ja pargid.

## 2.5 Kirjelduste ruumimastaabid

Kodukaku, kõrvukrätsu ja händkaku elupaigad on eristatud kahes ruumimastaabis, lähtudes osaliselt Steele ja Whelan'i (1994) skeemist.

1. **Piirkondliku mastaabi (pesitsuspiirkonna valik)** uurimiseks on aluseks võetud kogu uurimisala (120 km<sup>2</sup>), kuid detailsemalt on kasutatud 10 km<sup>2</sup> suuruseid ruute (valimi suurus 12 ruutu), võttes iseloomustamisel aluseks antud liikide asustustiheduse ruutudes ning valitud maastikuparameetrite (vt. 2.6 Mõõdetud maastikuparameetrid) osatähtsused. Arvestatud on ainult paikseid, pesaga seotud ja (valdavalt) paarunud linde, kes on sotsiaalselt kõrgeima seisundiga, omavad parimaid toitumispaiku ning interakteeruvad omavahel harva. Sellest tulenevalt saab asustustihedusi siinkohal interpreteerida kui antud piirkonna suhtes tehtud positiivseid valikuid.
2. **Pesitsusterritooriumi paigutamise mastaabis (pesitsusterritooriumi valik)** on kirjeldatud kahe funktsionaalselt erineva mastaabi “kodupiirkonna” ja territooriumi kaitstava “tuumala” kaudu. Mõlemad suurused on määratud kirjanduses avaldatud andmete põhjal analüüsides eraldi iga liiki (vt. täpsemalt 1. Röövlindude uurimismeetodid ja olulisemad teadustööd). Kirjanduses avaldatud andmed kakuliste pesitsusterritooriumi suuruse osas näitavad, et need raadiused hõlmaksid vaid kodupiirkonna tsentraalse osa, sest tegelik kodupiirkond on kõigil neil liikidel Eesti oludes kindlasti üle 2 km<sup>2</sup>. Sellest tulenevalt ongi kirjeldatud pesitsusterritooriumi kas mastaabis: tuumala – raadius 600m, pindala 1,13 km<sup>2</sup> või kodupiirkond – raadius 2000m ja pindala 12,56 km<sup>2</sup>. Kuigi kodupiirkond on pindlaliselt samas suurusjärgus kui pesitsuspiirkonna mastaabis levikuruudud, on kodupiirkonda kasutatud teise ruumilise mastaabina pesitsusterritooriumi valikul seetõttu, et antud ala on määratud vastavalt tegelikule pesapaiga asukohale ning kajastab objektiivsemalt pesitsusterritooriumi maastikuparameetreid.

## 2.6 Mõõdetud maastikuparameetrid

Maastikuparameetrite määramiseks valitud ruumimastaapides (vt. 2.5 Kirjelduste ruumimastaabid) on mõõdetud erinevaid biotoope, kasutades aluskihina aerofotosid (1:10 000), millelt digitaliseeriti käsitsi erinevad pind- ja joonobjektid. Biotoopide pindalade ja

osatahtsuste mõõtmiseks kasutati programmi MapInfo. Olemasolevad kaardid ei olnud antud töö tarvis piisava detailsusega.

Parameetritena on arvestatud pindobjektide<sup>2</sup> osatahtsusi, mis jaotuvad täpsemalt:

- looduslik rohumaa (söötis põld, niit, lageluht)
- haritav maa (viljapõllud, kultuurheinamaa, kartuli-, köögivilja või rapsipõld)
- hõrehoonestusala (üksiktalud, kus on arvestatud kogu ala 50-100m raadiuses hoonetekompleksi tsentrist, sh. marja- ja/või viljapuuaiad)
- karjamaa (suurkarja poolt kasutatav, tugevasti sõtkutud rohumaa)
- mets (leht-, okas- ja segametsad)
- park (valdavalt lehtpuudega kaetud haljasala)
- pinnaveekogu (järved ja tiigid, mille pindala suurem kui 1 ha)
- põõsastik (võsastunud alad, kus puurinne välja kujunemata)
- raiesmik (liitumata lageraielank, puurinne välja kujunemata; liituvus alla 0,3)
- soo (põõsa- või puissoo, lagesoo, kus puud või põõsad katavad alla 5% pinnast)
- tihehoonestusala (maa-asulad, kus teedevõrk ja tehisalad katavad valdava osa maapinnast)
- muu maastik (perv, jäätmaa, teed, karjäärid)

Lisaks nimetatutele on lisaparameetrina arvestatud ka *Simpsoni indeksiga*, mis on leitud eelnevate parameetrite alusel. Samuti on mõõdetud maastikuparameetrid grupeeritud lähtudes osaliselt CORINE maakattetüüpide klassifikatsioonist. Kokkuvõtvalt on esitatud metsad ja poollooduslikud biotoobid (metsad, põõsastik, raiesmikud, looduslik rohumaa), põllumajandusmaastik (haritavmaa ja karjamaa), tehismaastik (pargid, hõrehoonestus, tihehoonestus, muu maastik).

Maastikuparameetrite määramisel oli eesmärgiks kajastada võimalikult konkreetselt (välistades liigse detailsuse ning sellest tuleneva "müra") uurimisalal ning antud liikide territooriumidel paiknevaid biotoope, mille alusel on veel hinnatud ka potentsiaalselt kõige kvaliteetsemate toitumisalade (vt. 1.4 Saagi koostis ja toitumisbiotoobid) osatahtsust ja võimalikke seoseid leviku ja produktiivsuse vahel.

## 2.7 Statistiline analüüs

Suurem osa käesoleva töö statistilistest analüüsides on tehtud programmi STATISTICA (Release 6.0 for Windows) abil. Mann-Whitney U-statistikut on kasutatud väikeste ( $n < 8$ ) ja keskmise suurusega ( $9 < n < 20$ ) valimite puhul (andmete mitte normaalse jaotuse puhul). Protsentide võrdlemiseks on kasutatud Bonferroni Z-statistikut. Parameetriliste testide kasutamise korral kontrolliti tunnuste jaotuse lähedust normaaljaotusele Shapiro-Wilk's W-testiga. Osatahtsused (levikuruutude ja pesitsusterritooriumide maastikuparameetrite analüüsis) teisendati arvutusteks arkussinufunktsiooni abil ( $y = \arcsin X$ , kus X on osatahtsus 0...1). Parameetrilistest testidest kasutati t-testi (eelistuste analüüsil pesitsusterritooriumi ja piirkondliku mastaabi võrdlemisel) ja mitmetunnuselise lineaarregressiooni (kvaliteedi analüüsil produktiivsuse ja maastikuparameetrite vahel).

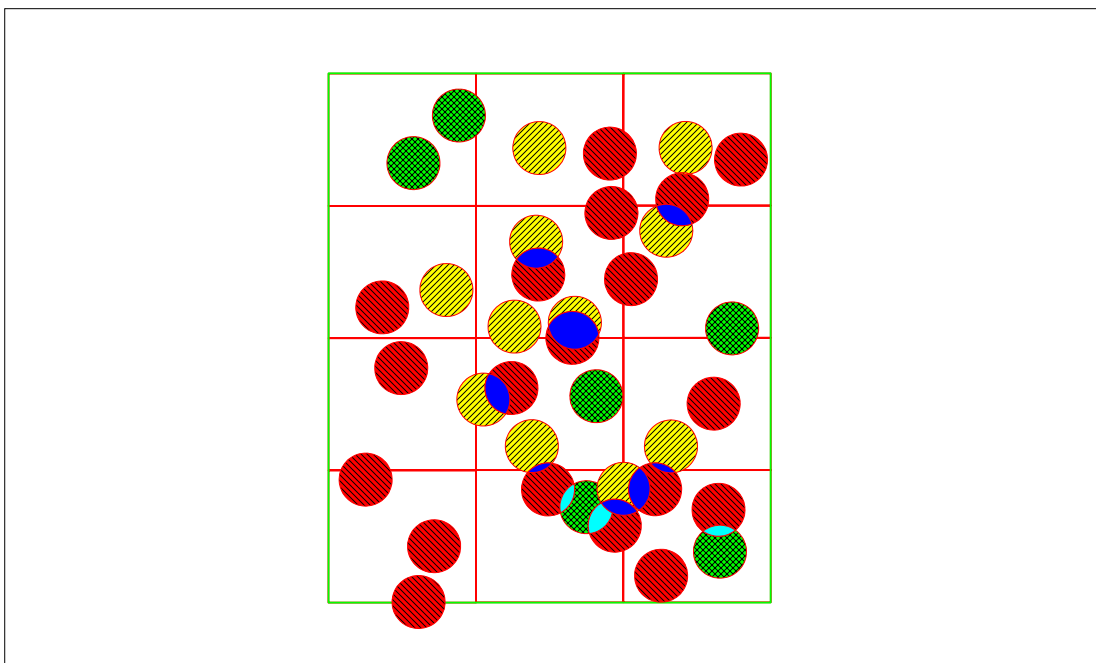
---

<sup>2</sup>Lisaks pindobjektidele oli algselt mõõdetud ka joonobjektide (vooluveekogud, metsasihid ja teed) pikkusi alal, kuid nende otsene seos pindobjektidega välistas antud parameetrite kasutamise edasisest analüüsist.

### 3. TULEMUSED

#### 3.1 Liikide arvukus, produktiivsus ja pesitsusterritooriumide asustatus

Uurimisalal on registreeritud kokku 6 erinevat händkaku, 11 kodukaku ning 19 kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi viimase 10 aasta jooksul (1993-2003), millelt on teada pesitsustulemus vähemalt kolmel aastal (joonis 4). Keskmine liikide asustustihedus uurimisalal on esitatud tabelis 1. Numbriline erinevus koguarvukuse ja keskmise asustustiheduse vahel tuleneb sellest, et liikide arvukust on alal hinnatud igal aastal eraldi ning seejuures on registreeritud ainult territooriumid, kus määrati kindlaks pesitsemine. Asustustiheduse aastatevahelised kõikumised on tähelepanuväärsed, sest on suured kõigil liikidel. Suurim varieeruvus on olnud händkakul (variatsioonikoeffitsient 41,1%) ning ka kõrvukrätsul (variatsioonikoeffitsient 30,7%). Kodukakul on vastav number 22,2%.



Joonis 4. Händkaku (roheline ring), kõrvukrätsu (punane ring) ja kodukaku (kollane ring) pesitsusterritooriumide jaotumine ning kattuvused uurimisalal (joonisel on esitatud 600m raadiusega pesitsusterritooriumid ehk “tuumalad”). Kodukaku ja kõrvukrätsu territooriumide kattuvused märgitud tumesinise ning händkaku ja kõrvukrätsu territooriumude kattuvused helesinise värviga.

Kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu levik uurimisalal näitab, et mõningates piirkondades on eri liikide pesitsusterritooriumid kattuvad (arvestades 600m raadiusega “tuumala”). Kõige enam kattusid kodukaku ja kõrvukrätsu territooriumid (kokku 8 juhul). Vähem kattuvad olid händkaku ja kõrvukrätsu territooriumid (kokku 3 juhul) ning seda pindalaliselt suheliselt vähe. Samas ei kattunud ühelgi juhul kodukaku ja händkaku pesitsusterritooriumid 600m “tuumala” puhul. Jooniselt 4 on samuti selgelt näha, et üldjuhul on händkaku pesitsusterritooriumid eraldatud teatud puhvertsooniga teiste kakuliikide territooriumidest.



Tabel 1. Händkaku, kõrvukrätsu ja kodukaku keskmine ja maksimaalne (sulgudes antud ka vastav aasta) asustustihedus uurimisalal aastatel 1993-2003.

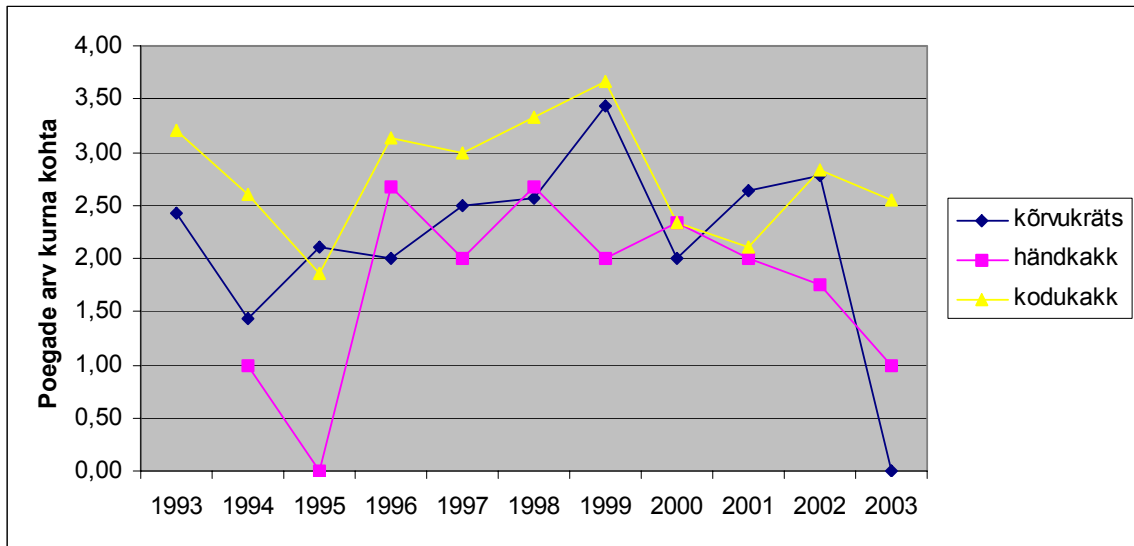
LIIK	ASUSTUSTIHEDUS (PT/100 KM <sup>2</sup> )	MAX
Händkakk	2,35	5,0 (2003)
Kodukakk	6,59	9,17 (2002)
Kõrvukräts	7,43	10,0 (1996)

Liikide sigimisedukus aastatel 1993-2003 on esitatud tabelis 2. Händkaku, kõrvukrätsu ja kodukaku lennuvõimestunud noorlindude keskmine arv uurimisalal alustatud peitsuse kohta aastatel 1993-2003 on esitatud joonisel 5. Händkaku lennuvõimelise pesakonna keskmine suurus oli 2,03 ning keskmine produktiivsus uurimisalal 1,61 võttes aluseks viimase 10 aasta tulemused. Kodukaku lennuvõimelise pesakonna keskmine suurus oli 3,03 ning produktiivsus 2,54 ning kõrvukrätsu vastavad numbrid olid 2,96 ja 2,04.

Tabel 2. Händkaku, kõrvukrätsu ja kodukaku sigimisedukus aastatel 1993-2003 (eri aastate tulemused liidetud). Valimite suurused on antud sulgudes.

LIIK	EDUKATE TERRITOORIUMIDE OSATÄHTSUS (%)	LENNU- VÕIMELISE PESAKONNA SUURUS	PRODUKTIIVSUS
Händkakk	78,8 (28)	2,03 (22)	1,61
Kodukakk	80,4 (76)	3,03 (64)	2,54
Kõrvukräts	68,9 (90)	2,96 (62)	2,04

Kodukaku ja kõrvukrätsu lennuvõimestunud noorlindude keskmine arv alustatud pesitsuse kohta oli keskmiselt kõrgem aastatel 1993, 1996, 1999 ja 2002. Händkakul aga olid paremad aastad 1996, 1998 ja 2000. Alates aastast 2000 on händkaku lennuvõimestunud noorlindude keskmine arv uurimisalal langevas trendis. Parematel aastatel (st. pisinäriliste kõrge arvukuse korral) oli edukate territooriumide osatähtsus suurem kui aastatel, kus sigimisedukus oli madalam. Kodukakul oli aastatel 1993, 1996, 1999 ja 2002 uurimisalal edukaid territooriume 87,5% (n=29) ning aastatel 1994, 1995, 1997, 1998, 2000, 2001 ja 2003 oli vastav number 79,5% (n=58). Kõrvukrätsul edukate territooriumide osatähtsus samade ajaperioodide võrdlusena oli vastavalt 60,7% (n=42) ja 57,1% (n=56). Händkaku puhul ei ole antud võrdlus valimi väiksuse tõttu asjakohane. Eduka pesitsuse kohta lennuvõimestus kõrvukrätsul aastatel 1993, 1996, 1999, 2002 rohkem poegi (3,39; n=26) kui aastatel 1994, 1995, 1997, 1998, 2000, 2001 ja 2003 (2,91; n=32). Kodukaku samade ajaperioodide võrdluse tulemuseks oli vastavalt 3,67 poega (n=21) ja 2,88 poega (n=43). Kokkuvõttes tähendas see erinevust produktiivsuses, mis langeb kokku muutustega pisinäriliste arvukuses (maksimum aastad 1993, 1996, 1999 ja 2002), kuid erinevused kodukaku ja kõrvukrätsu osas ei ole statistiliselt olulised.

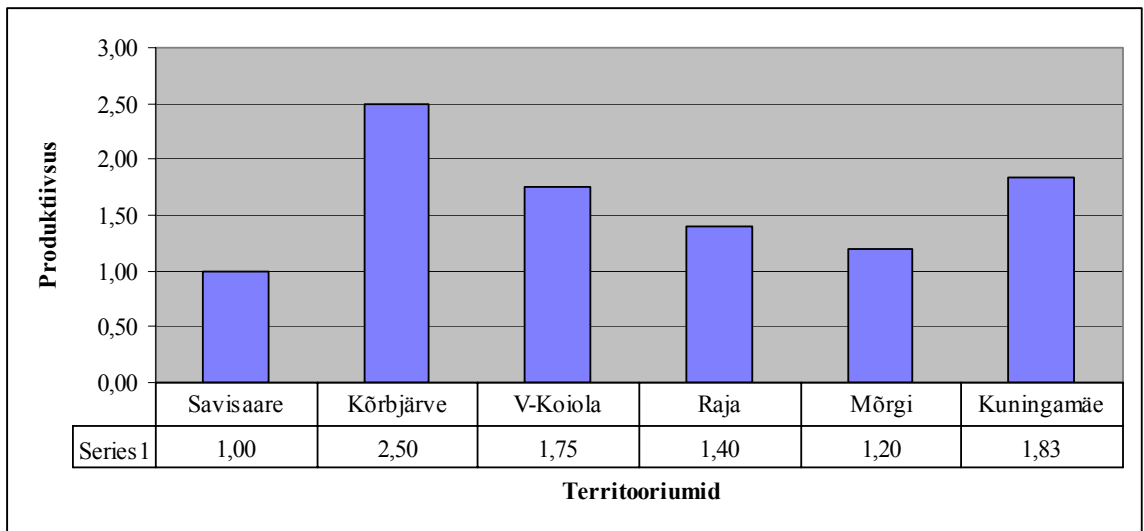


Joonis 5. Händkaku, kõrvukrätsu ja kodukaku lennuvõimestatunud noorlindude keskmine arv alustatud pesitsuse kohta aastatel 1993-2003.

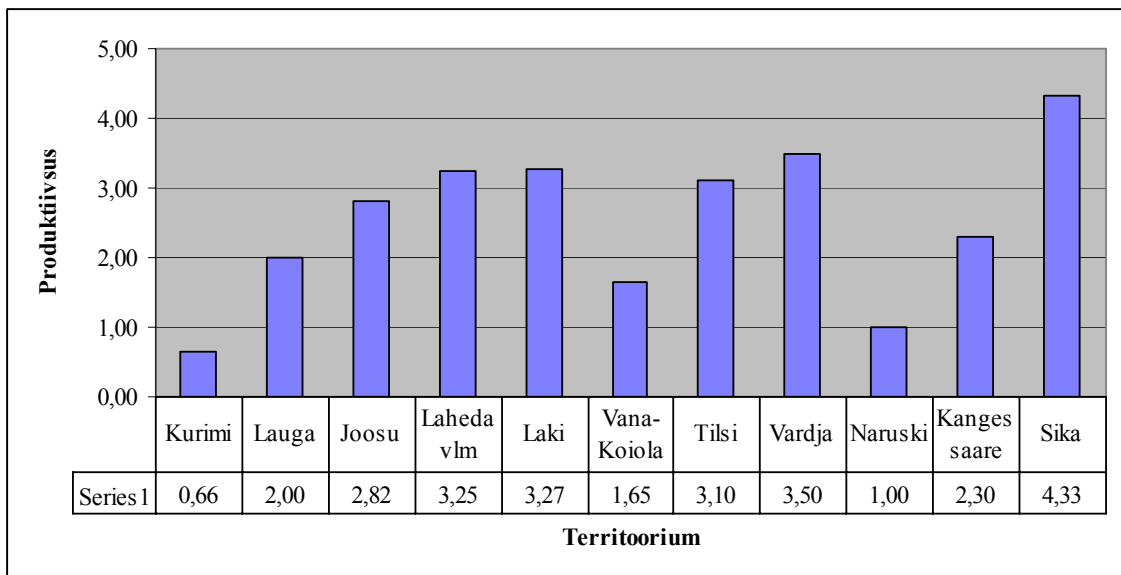
Vaadates lähemalt kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu sigimisedukust pesitsusterritooriumide lõikes on näha märkimisväärsed erinevused sama liigi territooriumide vahel (joonised 6, 7 ja 8). Võttes aluseks uurimisalal keskmise antud liikide produktiivsuse võib pesitsusterritooriumid jaotada kaheks: keskmiselt edukamad ja keskmiselt vähem edukamad territooriumid. Händkaku keskmine produktiivsus uurimisalal oli 1,61 (vt. ka tabel 2). Sellest madalam produktiivsus (keskmiselt vähem edukamad) oli kolmel territooriumil (Savisaare, Raja ja Mõrgi). Vastavalt keskmisest edukamad olid samuti kolm territooriumi (Kõrbjärve, Vana-Koiola ja Kuningamäe). Keskmisest edukamate territooriumide keskmine produktiivsus oli 2,03 ning vastavalt keskmisest vähem edukamate produktiivsus 1,2.

Kodukaku keskmine produktiivsus uurimisalal oli 2,54 (vt. ka tabel 2). Keskmisest vähem edukamaid territooriume oli antud suurusega võrreldes 5 (Kurimi, Lauga, Vana-Koiola, Naruski, Kangessaare) ning vastavalt keskmisest edukamaid 6 pesitsusterritooriumi (Joosu, Laheda vlm., Laki, Tilsu, Vardja, Sika). Keskmine produktiivsus edukamatel territooriumidel oli 3,38 ja vähem edukamatel 1,52.

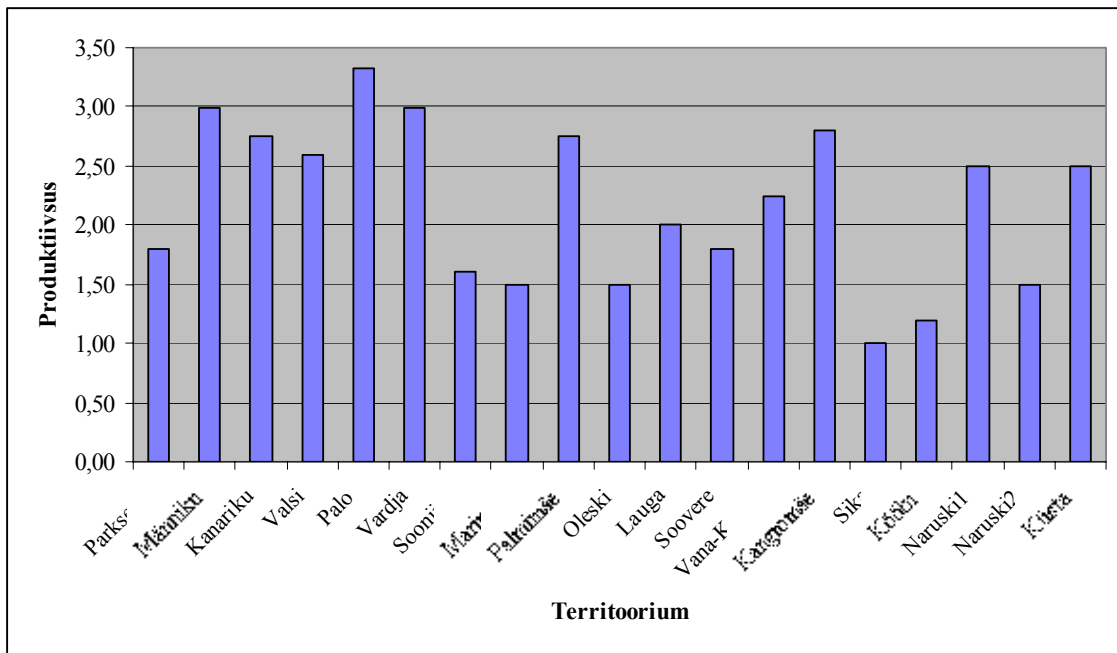
Kõrvukrätsu kõikide territooriumide keskmine produktiivsus oli 2,04 (vt. ka tabel 2), millest lähtuvalt keskmisest edukamaid territooriume oli 10 ja keskmiselt vähem edukamaid territooriume 9. Edukamate territooriumide keskmine produktiivsus oli 2,75 ning vähem edukamate territooriumide produktiivsus 1,55.



Joonis 6. Händkaku pesitsusterritooriumide keskmine produktiivsus uurimisalal aastatel 1994-2003 (eri aastate tulemused liidetud)



Joonis 7. Kodukaku pesitsusterritooriumide keskmine produktiivsus uurimisalal aastatel 1993-2003 (eri aastate tulemused liidetud)



Joonis 8. Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumide keskmine produktiivsus uurimisalal aastatel 1993-2003 (eri aastate tulemused liidetud).

### 3.2 Maastikuparameetrid erinevates ruumimastaapides

#### 3.2.1 Piirkondlik mastaap

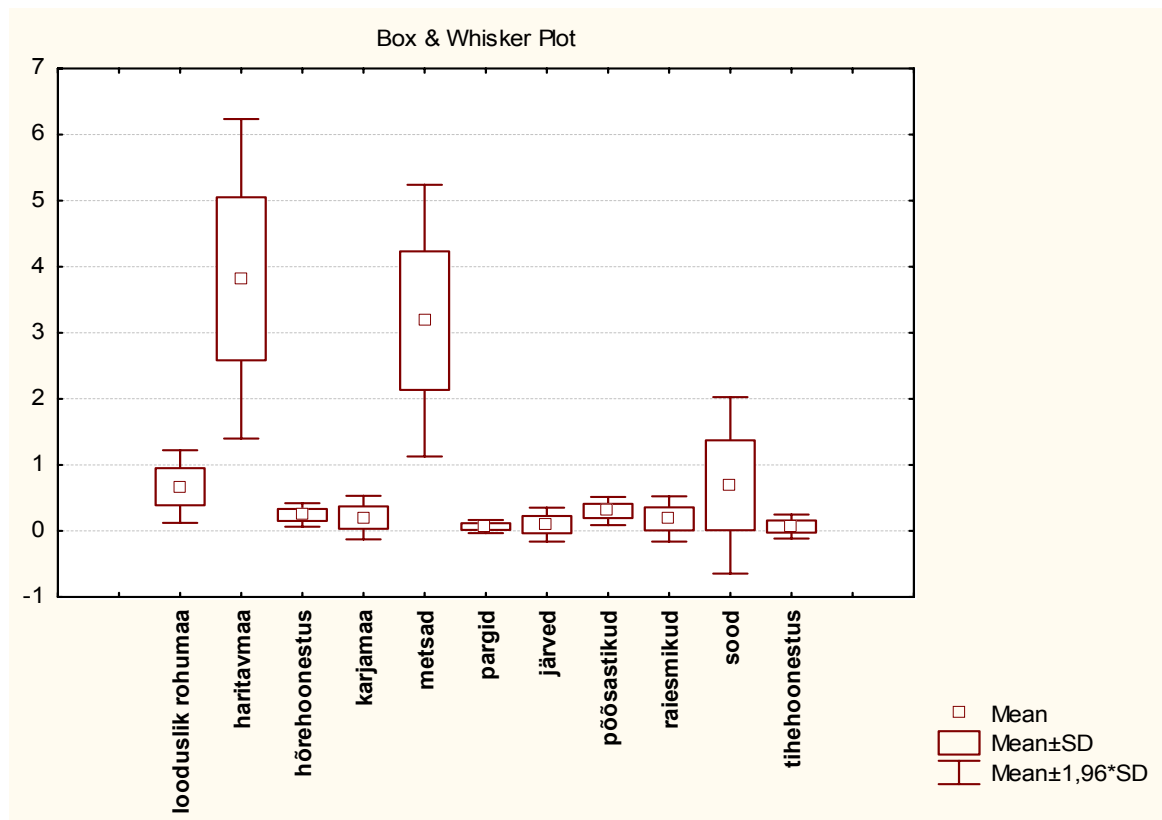
Piirkondliku mastaabina on vaadeldud kogu uurimisala (120 km<sup>2</sup>), mille piires on mõõdetud 12 erinevat maastikuparameetrit. Valitud maastikuparameetrid kirjeldavad uurimisala biotoopide jaotust hästi võrrelduna Eesti keskmise maakattetüüpide jaotusega (CORINE andmebaasi järgi). Haritavat maad on uurimisalal keskmisest siiski enam ja metsi pisut vähem. Mets katab uurimisalast 31,8%, looduslik rohumaa 6,7%, haritav maa 38,2%, hõrehoonestus 2,4%, karjamaa 2%, pargid 0,67%, järved 0,95%, põõsastikud 3%, liitumata raiesmikud 1,8%, sood 6,9%, tihehoonestus 0,67%, muu maastik 4,8%.

Iseloomustamaks maastikuparameetrite detailsemat jaotumist (võttes aluseks ka üksikute eraldiste pindala ning arvu) ning valitud liikide (kodukakk, kõrvukräts ja händkakk) levikut piirkondliku mastaabi piires on uurimisala jagatud 12 nn. levikuruuduks (pindalaga 10 km<sup>2</sup>). Piirkondliku mastaabi analüüsil on kontrollitud, kas liikide asustustihedus on suurem sobivate toitumislade suurema suhtelise pindala korral (ühesuunaline hüpotees). Antud levikuruutude piires mõõdetud maastikuparameetrite jaotus on esitatud joonisel 9 ning osatähtsus uuritud ruutudes on näidatud tabelis 3, millest lähtuvalt andmete korrelatsioonanalüüs (Spearmani ja Kendalli korrelatsioonikordajate alusel) näitas olulisi positiivseid seoseid järgmiste parameetrite vahel: looduslik rohumaa-pargid, haritavmaa-hõrehoonestus, raiesmikud-metsad, tihehoonestus-pargid. Samas metsad olid negatiivselt seotud loodusliku rohumaa, haritava maa ja parkidega, raiesmikud olid negatiivses seoses haritava maa ja hõrehoonestusega, sood haritava maa ja hõrehoonestusega ning negatiivses seoses olid ka tihehoonestus ja põõsastikud. Tabelist 3 on näha, et selgelt eristub kahe parameetri (haritav maa ja metsad) suhteliselt kõrge osatähtsus teiste parameetrite suhtes. Nendest parameetritest lähtuvalt on kokku 7 levikuruutu, kus haritava maa osatähtsus on suurem kui metsade osatähtsus. Vastupidiste näitajatega on 5 levikuruutu. Soode suhteliselt

suur osatähtsus (üle 10%) on neljas ruudus ning loodusliku rohumaa osatähtsus on teistest ruutudest oluliselt suurem viies ruudus. Lähtudes mitmekesisuse indeksist, mis uurimisalal valitud maastikuparameetrite alusel on keskmisena 3,87, on erinevused levikuruutudes olemas (joonis 10), kuid otsest seost liikide asustustihedusega ei ilmnenud. Keskmisest kõrgem mitmekesisus on kolmes ruudus (ruut nr. 1, 5 ja 10).

Saagialade keskmine osatähtsus kogu uurimisalal on 48,3%. Lähtudes eraldi 12st levikuruudu saagialade osatähtsusest on näha märkimisväärne erinevus kolmes levikuruudus, kus antud parameetri osatähtsus on 60% ja rohkem.

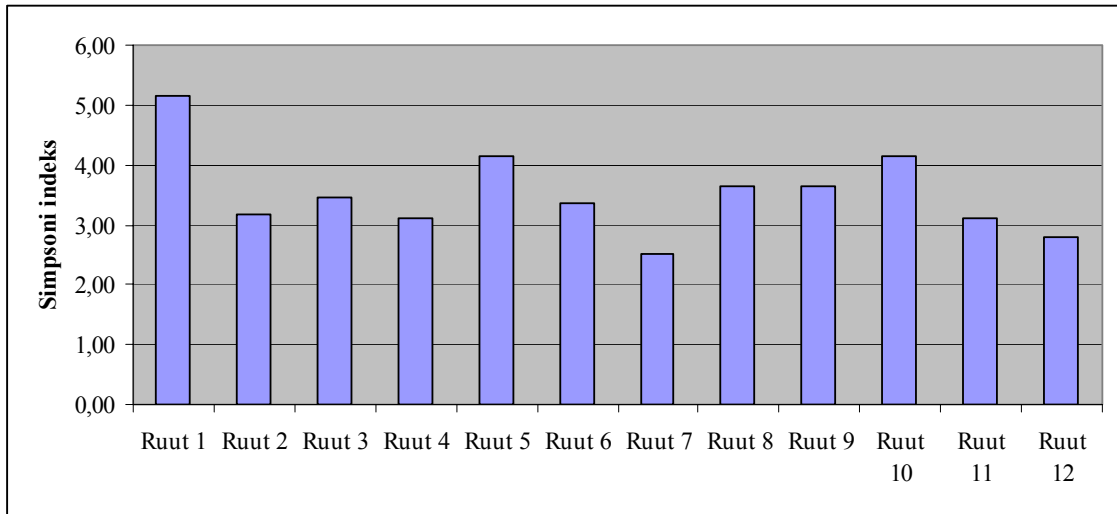
Kõrvukrätsu, kodukaku ja händkaku pesitsusterritooriumid on levikuruutudes esindatud erinevalt (joonis 11), kuid ei ole ühtegi ruutu, kus pesitsusterritoorium puuduks. Võttes aluseks kõigi kolme liigi asustustiheduse levikuruutudes, eristuvad selgelt kõrgema (3-5 PT/10 km<sup>2</sup>) ja madalama (1-2 PT/10 km<sup>2</sup>) asustustihedusega ruudud. Nende kahe rühma võrdlemise teel on kontrollitud eespool püstitatud ühesuunalist hüpoteesi. Kolmes levikuruudus on esindatud nii kodukaku, händkaku kui kõrvukrätsu pesitsusterritooriumid (ruudud nr. 6, 9, 11) ning samuti kolmes ruudus on ainult ühe liigi territoorium (ruudud nr. 1, 2, 4). Kodukaku kõrgema asustustihedusega ruudud näitasid statistiliselt olulist seost saagialade suurema suhtelise osatähtsusega ( $F(1,10)=6,175$ ;  $p=0,03227$ ) ning oluline oli ka haritava maa osatähtsus kõrgema asustustihedusega ruutudes (kuigi mitte statistiliselt usaldusväärselt:  $F(1,10)=4,5157$ ;  $p=0,0595$ ). Händkaku ja kõrvukrätsu kõrgema asustustihedusega ruudud ei näidanud statistiliselt olulist seost saagialade suurema suhtelise osatähtsusega, kuid samas oli händkaku levik ruutudes negatiivselt seotud karjamaa osatähtsusega ( $F(1,10)=10,965$ ;  $p=0,00786$ ) ning kõrvukräts positiivselt parkide osatähtsusega ( $F(1,10)=5,8616$ ;  $p=0,03600$ ) levikuruutudes.



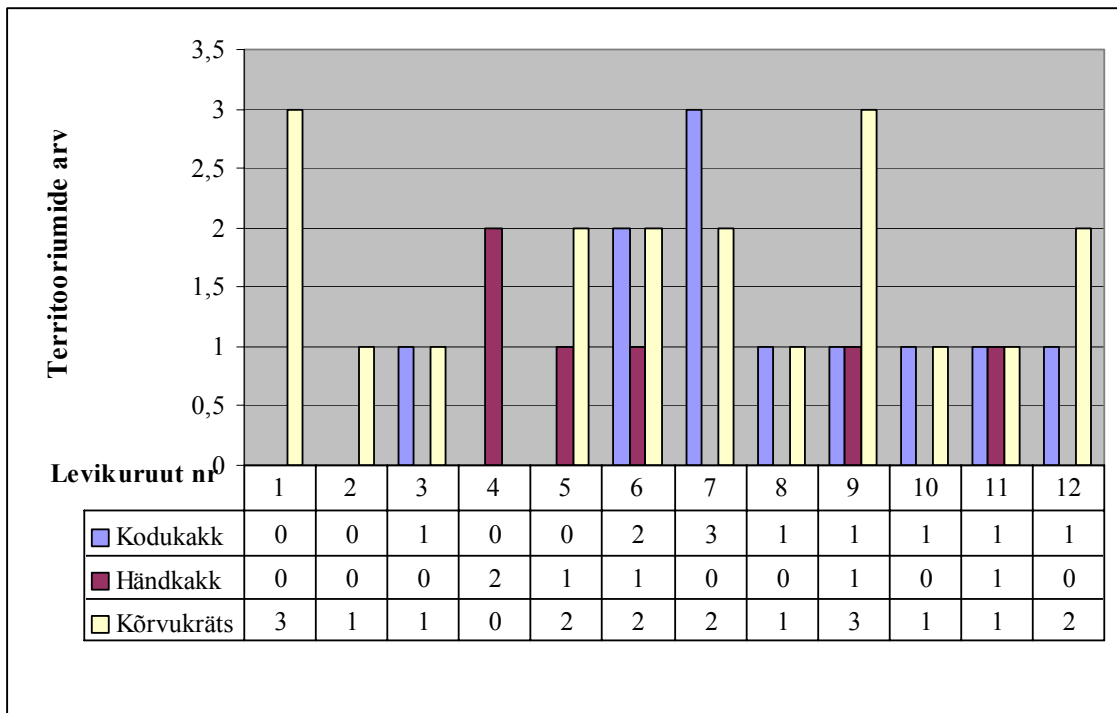
Joonis 9. Peamiste biotoopide jaotus levikuruutudes (12 ruutu).

Tabel 3. Maastikuparameetrite osatähtsus levikuruutudes (n=12).

MAASTIKU PARAMEETER	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12
Haritavmaa %	26,1	48,7	48,1	39,0	22,5	45,7	61,0	42,5	32,2	19,7	29,4	43,3
Karjamaa %	2,6	2,7	4,7	0,0	0,0	3,9	0,9	2,7	0,0	4,0	0,6	2,2
<b>Põllumajandus- maastik kokku %</b>	<b>28,7</b>	<b>51,4</b>	<b>52,8</b>	<b>38,9</b>	<b>22,5</b>	<b>49,5</b>	<b>61,8</b>	<b>45,2</b>	<b>32,1</b>	<b>23,7</b>	<b>29,9</b>	<b>45,5</b>
Põõsastik %	1,4	2,9	1,6	1,2	4,0	4,0	2,6	4,2	3,8	3,2	3,9	3,5
Looduslik rohumaa %	9,1	9,7	8,5	4,5	3,9	5,4	9,6	5,6	11,4	6,3	3,5	3,2
Metsad %	21,8	25,3	21,3	38,6	36,8	28,6	12,4	28,0	39,2	41,5	47,7	40,9
Raiesmikud %	0,3	0,7	0,9	1,1	4,0	3,2	0,0	0,0	2,9	4,2	4,2	0,3
<b>Metsad ja poollooduslik maastik kokku %</b>	<b>38,9</b>	<b>42,0</b>	<b>32,6</b>	<b>59,3</b>	<b>70,9</b>	<b>42,8</b>	<b>25,7</b>	<b>47,1</b>	<b>62,1</b>	<b>69,12</b>	<b>64,9</b>	<b>47,9</b>
Tihehoonestus %	2,7	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,4	0,9	0,4	0,0
Hõrehoonestus %	2,7	3,0	3,2	1,7	2,0	2,4	4,3	2,6	1,5	1,0	1,6	3,1
Pargid %	1,6	0,6	1,1	0,0	0,5	1,3	1,0	0,1	0,9	0,6	0,4	0,1
Muu maastik %	25,16	2,83	4,44	0	3,1	3,75	4,46	5,04	1,28	1,49	2,66	3,56
<b>Tehismaastik kokku %</b>	<b>32,1</b>	<b>6,4</b>	<b>10,7</b>	<b>1,7</b>	<b>5,6</b>	<b>7,4</b>	<b>11,3</b>	<b>7,7</b>	<b>4,1</b>	<b>4,1</b>	<b>5,0</b>	<b>6,7</b>
Sood %	6,4	3,5	0,4	14,0	22,3	1,6	1,1	9,3	4,9	13,9	5,6	0,0
Pinnaveekogud %	0,3	0,2	3,9	0,0	0,9	0,3	1,1	0,0	1,7	3,1	0,1	0,0
<b>Saagialad kokku %</b>	<b>37,4</b>	<b>59,8</b>	<b>62,5</b>	<b>44,5</b>	<b>31,8</b>	<b>55,8</b>	<b>72,6</b>	<b>48,2</b>	<b>48,9</b>	<b>33,9</b>	<b>37,6</b>	<b>46,8</b>
Mitmekesisuse indeks	5,17	3,18	3,45	3,10	4,15	3,35	2,50	3,65	3,64	4,16	3,11	2,79



Joonis 10. Mitmekesisuse indeks levikuruutudes (levikuruudu pindala 10 km<sup>2</sup>).



Joonis 11. Händkaku, kodukaku ja kõrvukrätsu territooriumide jaotus levikuruutudes (levikuruudu pindala 10 km<sup>2</sup>).

### 3.2.2 Pesitsuspiirkonna mastaap

Pesitsuspiirkonna mastaabis on antud liikide osas ruumiliselt analüüsitud kahte pindalaliselt ja funktsionaalselt erineva suurusega pesitsusterritooriumi (tuumala –  $r=600\text{m}$ ; kodupiirkond –  $r=2000\text{m}$ ). Antud pesitsusterritooriumide pindalad on vastavalt  $1,13\text{ km}^2$  ja  $12,56\text{ km}^2$ . Saadud tulemused on esitatud osatähtsustena ning tuumalade ja kodupiirkondade võrdlus kogu uurimisala andmestikuga on esitatud iga liigi kohta eraldi. Pesitsuspiirkonna mastaabis mõõdetud maastikuparameetrite ning produktiivsuse alusel on hinnatud kas ja millised antud maastikuparameetrid on erinevad nn. “headel” ja “halbadel” elupaikadel, kas liikide produktiivsus on suurem sobivate toitumisalade suurema suhtelise pindala korral, kas eristub selgelt mõni elupaiga karakteristik, millel on kõige suurem mõju nimetatud kakuliikide populatsioonide kasvule.

#### 3.2.2.1 Kodukakk (*Strix aluco*)

Kodukaku pesitsusterritooriumidel mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsus on esitatud kokkuvõtvalt tabelis 4 (vastavalt  $600\text{m}$  (tuumala) ja  $2000\text{m}$  raadiusega (kodupiirkond) territooriumide puhul). Kodukaku pesitsusterritooriumide tuumaladel eristus kolm peamist maastikuparameetrit, millede keskmine osatähtsus moodustas kokku  $77,1\%$  ( $46,8\%$  haritav maa,  $21,1\%$  metsad ning  $9,2\%$  looduslik rohumaa). Ülejäänud parameetrite osatähtsus jäi alla  $5\%$ . Sisuliselt olematu (alla  $1\%$ ) oli raiesmike ja soode osatähtsus. Erinevused territooriumide vahel olid märkimisväärsed arvestades parameetrite osatähtsuse jaotust (tabel 4). Kodukaku  $2000\text{m}$  raadiusega pesitsusterritooriumidel (kodupiirkond) olid kolm peamist parameetrit samuti haritav maa, metsad ja looduslik rohumaa (vastavalt  $45,6\%$ ,  $25,6\%$  ja  $6,4\%$ ) moodustades keskmisena kokku  $77,6\%$ . Võrreldes tuumalaga oli kodupiirkonnas suurenenud metsade osatähtsus  $4,5\%$  võrra, loodusliku rohumaa osatähtsus vähenes  $2,8\%$  võrra. Erinevate parameetrite osatähtsuste erinevused territooriumide vahel olid väiksemad, kuid siiski olulised haritava maa ja metsade puhul (tabel 4). Tuumala ja kodupiirkonna maastikuparameetrite osatähtsuse keskväärtuste omavahelisel võrdlemisel (t-test) olid erinevused statistiliselt olulised hõrehoonestuse ( $t=2,33$ ;  $df=20$ ;  $p=0,03$ ) osas, kus tuumalal on hõrehoonestuse osatähtsus tunduvalt suurem kui kodupiirkonnas. Vastupidiselt on statistiliselt oluline erinevus karjamaa ( $t=-3,57$ ;  $df=20$ ;  $p=0,002$ ), raiesmike ( $t=-3,57$ ,  $df=20$ ;  $p=0,01$ ) ja soode osas ( $t=-2,61$ ;  $df=20$ ;  $p=0,016$ ), kus siis nimetatud parameetrite osatähtsus on märkimisväärselt suurem kodupiirkonnas. Erinevused kodukaku  $600\text{m}$  ja  $2000\text{m}$  raadiusega pesitsusterritooriumide parameetrites võrrelduna uurimisalal saadaolevaga on esitatud tabelis 5. Erinevused kodukaku pesitsusterritooriumi kahes ruumimastaabis (tuumala ja kodupiirkond) võrrelduna uurimisalal saadaolevaga on olulised metsade ja pool-looduslike maastike osas (erinevus oluline nii kodupiirkonnas kui ka tuumalal – vastavalt  $t=2,6071$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0165$  ja  $t=0,78819$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0258$ ). Tuumala parameetrite võrdluses uurimisalal saadaolevaga on erinevused olulised karjamaa ( $t=2,5161$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0201$ ), metsade ( $t=2,3483$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0287$ ), raiesmike ( $t=3,2256$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0041$ ) ja soode ( $t=3,6580$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0015$ ) osatähtsuste puhul, kus antud parameetrid olid tuumalal kõik väiksema kaaluga kui uurimisalal keskmiselt. Samas hõrehoonestus ja saagialad olid parameetrid, mille osatähtsus tuumalal oli märkimisväärselt suurem kui uurimisalal keskmiselt (vastavalt  $t=0,1536$ ;  $df=21$ ;  $p=0,0034$  ja  $t=0,7686$ ;  $df=21$ ;  $p=0,009$ ).



Tabel 4. Kodukaku pesitsusterritooriumide tuumalal (r=600m) ja kodupiirkonnas (r=2000m) mõõdetud peamiste maastikuparameetrite keskmised, minimaalsed ja maksimaalsed osatähtsused (n=11).

PARAMEETER	KESKMINE %		MINIMAALNE %		MAKSIMAALNE %	
	600m	2000m	600m	2000m	600m	2000m
Haritavmaa	46,39	45,56	27,61	31,22	65,84	60,39
Hõrehoonestus	4,25	2,90	1,33	1,79	6,46	4,04
Karjamaa	0,69	3,77	0,00	0,00	6,02	9,39
Looduslik rohumaa	8,99	6,43	4,25	3,05	14,87	10,66
Metsad	21,09	25,58	5,40	13,30	39,47	37,14
Tihehoonestus	1,63	0,61	0,00	0,00	13,19	1,58
Pargid	2,23	0,77	0,00	0,05	6,46	1,43
Pinnaveekogud	4,77	1,41	0,00	0,01	18,14	3,33
Põõsastik	4,89	3,33	0,27	2,29	12,30	4,30
Raiesmikud	0,33	1,48	0,00	0,00	2,83	3,62
Sood	0,80	3,03	0,00	0,00	3,27	10,49

Tabel 5. Parameetrite pindalaline sagedusjaotus uurimisalal ja kodukaku pesitsusterritooriumidel (tuumalal ja kodupiirkonnas). Valimi suurus 11 pesitsusterritooriumi. Esitatud on erinevuse olulisus uurimisala keskmisest (t-test).

PARAMEETER	UURIMIS-ALAL %	KODU-PIIRKONNAS %	ERINEVUSE OLULISUS	TUUMALAL %	ERINEVUSE OLULISUS
	120 km <sup>2</sup>	R=2000m		R=600m	
Haritavmaa	38,2	45,56	n.s.	46,39	n.s.
Karjamaa	2,0	3,77	n.s.	0,69	*
Põllumajandusmaastik kokku	40,2	49,3	n.s.	47,1	n.s.
Looduslik rohumaa	6,7	6,43	n.s.	8,99	n.s.
Metsad	31,8	25,58	n.s.	21,09	*
Raiesmikud	1,8	1,48	n.s.	0,33	**
Põõsastik	3,0	3,33	n.s.	4,89	n.s.
Metsad ja poollooduslik maastik kokku	50,3	36,8	*	35,7	*
Hõrehoonestus	2,4	2,90	n.s.	4,25	**
Tihehoonestus	0,7	0,61	n.s.	1,63	n.s.
Pargid	0,7	0,77	n.s.	2,23	n.s.
Muu maastik	4,8	5,1	n.s.	2,9	n.s.
Tehismaastik kokku	8,6	9,4	n.s.	11,0	n.s.
Pinnaveekogud	0,9	1,41	n.s.	4,77	n.s.
Sood	6,9	3,03	n.s.	0,80	**
Saagialad kokku	48,3	55,6	n.s.	63,6	**
Mitmekeesisuse indeks	3,52	3,39	n.s.		

“n.s.” – p>0,05; \* - p<0,05; \*\* - p<0,01; \*\*\* - p<0,0001

Võttes aluseks kodukaku pesitsusterritooriumide produktiivsuse uurimisel (aastatel 1993-2003) saab eristada keskmisest edukamaid ja keskmisest vähem edukamaid territooriume. Mõõdetud maastikuparameetrite ning saagialade võrdlus antud kahe rühma vahel (sh. eraldi tuumala ja kodupiirkond) on esitatud tabelis 6. Kodukaku tuumaladel (r=600m) oli märkimisväärselt oluline suurem parkide osatähtsus keskmiselt edukamatel territooriumidel (t= -2,1805; df=9 p=0,0571). Kodupiirkonnas oli kodukaku kõrgema produktiivsusega pesitsusterritooriumidel suurem saagialade (t= -2,2711; df=9; p=0,0493) ning haritava maa osatähtsus (t= -2,0105; df=9; p=0,0753). Metsade osatähtsus kodupiirkonnas oli samas suurem vähem edukamatel territooriumidel (t= 2,2549; df=9; p=0,0506).

Tabel 6. Kodukaku keskmisest edukamate ja vähem edukamate pesitsusterritooriumide maastikuparameetrite keskmised osatähtsused (tuumalal-r=600m ja kodupiirkonnas r=2000m).

PARAMEETER	KESKMISEST EDUKAMAD N=6		KESKMISEST VÄHEM EDUKAMAD N=5		ERINEVUSE OLULISUS (T-TEST)	
	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m
Haritavmaa %	47,74	49,61	44,80	40,69	n.s.	*
Karjamaa %	1,27	5,30	0	1,92	n.s.	n.s.
Põllumajandusmaastik kokku %	49,01	54,91	44,80	42,62	n.s.	n.s.
Looduslik rohumaa %	10,12	6,81	7,63	5,96	n.s.	n.s.
Metsad %	17,36	21,47	25,56	30,53	n.s.	*
Põõsastik %	4,14	2,93	5,79	3,81	n.s.	**
Raiesmikud %	0	0,92	0,73	2,15	n.s.	n.s.
Metsad ja poollooduslik Maastik kokku %	31,62	32,13	37,70	42,45	n.s.	n.s.
Tihehoonestus %	2,98	0,66	0	0,55	n.s.	n.s.
Pargid %	3,29	0,93	0,96	0,58	*	n.s.
Hõrehoonestus %	4,04	3,29	4,50	2,43	n.s.	*
Tehismaastik kokku %	13,56	9,63	10,25	9,16	n.s.	n.s.
Muu maastik %	3,25	4,74	4,80	5,61	n.s.	n.s.
Pinnaveekogud %	5,27	1,36	4,18	1,47	n.s.	n.s.
Sood %	0,55	1,98	1,10	4,30	n.s.	n.s.
Saagialad kokku %	66,42	59,64	58,29	50,85	n.s.	*

“n.s.” – p>0,05; \* - p<0,05; \*\* - p<0,01;

### 3.2.2.2 Händkakk (*Strix uralensis*)

Händkaku pesitsusterritooriumidel mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsus on esitatud kokkuvõtvalt tabelis 7 (vastavalt 600m (tuumala) ja 2000m raadiusega (kodupiirkond) territooriumide puhul). Pesitsusterritooriumide tuumaladel eristus kolm peamist maastikuparameetrit, mille keskmine osatähtsus moodustas kokku 77,9% (9,4% haritav maa, 53,8% metsad ning 14,6% sood). Märkimisväärne on ka raiesmike osatähtsus tuumalal – 6%. Ülejäänud parameetrite osatähtsus jäi alla 5%. Sisuliselt olematu (alla 1%) oli parkide osatähtsus. Samas puudusid tuumalal karjamaa ja tihehoonestus. Erinevused territooriumide vahel olid märkimisväärsed arvestades parameetrite minimaalset ja maksimaalset osatähtsuse jaotust (tabel 7). Esile võib tuua ühe territooriumi, kus soode osatähtsus tuumalal moodustas 43,5%. Händkaku 2000m raadiusega pesitsusterritooriumidel (kodupiirkond) olid kolm peamist parameetrit samuti haritav maa, metsad ja sood (vastavalt 25,3%, 38,8% ja 12,6%) moodustades keskmisena kokku 76,7%. Võrreldes tuumalaga oli kodupiirkonnas vähenenud oluliselt metsade osatähtsus (15% võrra), samas haritava maa osatähtsus kodupiirkonnas suurenes 15,9% võrra. Erinevate parameetrite osatähtsuste erinevused territooriumide vahel olid väiksemad, kuid siiski olulised haritava maa ja metsade puhul (tabel 7). Tuumala ja kodupiirkonna maastikuparameetrite osatähtsuse keskväärtuste omavahelisel võrdlemisel (t-test) olid erinevused statistiliselt olulised metsade ( $t=2,81$ ;  $df=10$ ;  $p=0,018$ ) ning metsade ja poollooduslike maastike ( $t=2,91$ ;  $df=10$ ;  $p=0,016$ ) osas, kus tuumalal on antud parameetrite osatähtsus tunduvalt suurem kui kodupiirkonnas. Vastupidiselt on statistiliselt oluline erinevus põllumajandusmaastiku ( $t= -2,74$ ;  $df=10$ ;  $p=0,021$ ), muu maastiku ( $t= -2,57$ ,  $df=10$ ;  $p=0,028$ ), ja tehismaastiku osas ( $t= -3,22$ ;  $df=10$ ;  $p=0,009$ ), kus siis nimetatud parameetrite osatähtsus on märkimisväärselt suurem kodupiirkonnas. Erinevused händkaku 600m ja 2000m raadiusega pesitsusterritooriumide parameetrites võrrelduna uurimisalal saadaolevaga on esitatud tabelis 8. Võrrelduna händkaku pesitsusterritooriumi kodupiirkonnas mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsuste erinevusi uurimisalal saadaolevaga eristub selgelt põllumajandusmaastiku vähesus ( $t=2,5713$ ;  $df=16$ ;  $p=0,0205$ ). Statistiliselt olulised erinevused keskmisest edukamate ja keskmisest vähem edukamate pesitsusterritooriumide vahel ei näidanud oodatud seoseid saagialade osas. Samas oli eraldi 600m raadiusega territooriumide puhul oluline loodusliku rohumaa suurem osatähtsus keskmisest edukamatel territooriumidel ( $t= -3,61$ ;  $df=4$ ;  $p=0,022$ ) ning 2000m raadiusega pesitsusterritooriumidel oli statistiliselt oluline metsade ( $B=0,89$ ;  $p=0,016$ ) ja metsade ning poolloodusliku maastiku ( $B=0,86$ ;  $p=0,028$ ) suurem osatähtsus keskmisest edukamatel territooriumidel. See kehtib sisuliselt ainult haritava maa kohta, sest karjamaa osatähtsus händkaku pesitsusterritooriumi kodupiirkonnas ja tuumalal on olematu. Samuti on händkaku kodupiirkonnas märkimisväärselt vähem saagialasid, kui uurimisalal keskmiselt saadaolev ( $t=2,2945$ ;  $df=16$ ,  $p=0,0356$ ). Samasugused seosed maastikuparameetrite osatähtsuste suhtes tuumalal võrrelduna uurimisalal saadaolevaga näitasid, et ka händkaku pesitsusterritooriumi tsentraalses piirkonnas on märkimisväärselt väikese osatähtsusega põllumajandusmaastik ( $t= 5,3829$ ;  $df=16$ ;  $p=0,00006$ ), hõrehoonestus ( $t=3,5014$ ;  $df=16$ ;  $p=0,003$ ), tihehoonestus ( $t=2,078$ ;  $df=16$ ;  $p=0,05$ ), pargid ( $t=2,9214$ ;  $df=16$ ;  $p=0,009$ ). Märkimisväärselt suurem osatähtsus tuumalal oli metsamaastikul ( $t=-3,8915$ ;  $df=16$ ;  $p=0,0287$ ). Samas oli saagialade osatähtsus tuumalal sisuliselt poole väiksem oodatust ( $t=3,9268$ ;  $df=16$ ,  $p=0,001$ ).

Tabel 7. Händkaku pesitsusterritooriumide tuumalal (r=600m) ja kodupiirkonnas (r=2000m) mõõdetud peamiste maastikuparameetrite keskmised, minimaalsed ja maksimaalsed osatähtsused (n=6).

PARAMEETER	KESKMINE %		MINIMAALNE %		MAKSIMAALNE %	
	600m	2000m	600m	2000m	600m	2000m
Haritavmaa	9,40	25,25	0,00	10,53	21,42	37,92
Hõrehoonestus	0,93	1,58	0,00	0,70	2,74	2,56
Karjamaa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Looduslik rohumaa	5,97	5,47	1,24	2,30	11,42	10,54
Metsad	53,83	38,82	40,27	34,49	73,19	48,34
Tihehoonestus	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,61
Pargid	0,10	0,59	0,00	0,00	0,35	1,16
Pinnaveekogud	1,03	0,91	0,00	0,00	6,19	2,18
Põõsastik	4,28	2,91	0,00	1,13	13,54	5,02
Raiesmikud	6,00	2,19	0,00	0,82	18,58	4,08
Sood	14,62	12,61	3,72	0,83	43,45	21,23

Tabel 8. Parameetrite pindalaline sagedusjaotus uurimisalal ja händkaku pesitsusterritooriumidel (tuumalal ja kodupiirkonnas). Valimi suurus 6 pesitsusterritooriumi. Esitatud on erinevuse olulisus uurimisalal keskmiselt saadaolevast (t-test).

PARAMEETER	UURIMISALAL %	KODU-PIIRKONNAS %	ERINEVUSE OLULISUS	TUUMALAL %	ERINEVUSE OLULISUS
	120 km <sup>2</sup>	R=2000m		R=600m	
Haritavmaa %	38,2	25,25	*	9,40	***
Karjamaa %	2,0	0,00	**	0,00	**
Põllumajandusmaastik kokku%	40,21	25,25	*	9,4	***
Looduslik rohumaa %	6,7	5,47	n.s.	5,97	n.s.
Metsad %	31,8	38,82	n.s.	53,83	**
Põõsastik %	3,0	2,91	n.s.	4,28	n.s.
Raiesmikud %	1,8	2,19	n.s.	6,00	n.s.
Metsad ja poollooduslik maastik kokku %	50,28	49,39	n.s.	70,09	**
Hõrehoonestus %	2,4	1,58	n.s.	0,93	**
Tihehoonestus %	0,7	0,10	n.s.	0,00	*?
Pargid %	0,7	0,59	n.s.	0,10	**
Muu maastik %	4,81	9,57	n.s.	3,83	n.s.
Tehismaastik kokku %	8,57	11,84	n.s.	4,87	n.s.
Pinnaveekogud %	0,9	0,91	n.s.	1,03	n.s.
Sood %	6,9	12,61	n.s.	14,62	n.s.
Saagialad kokku %	48,31	34,41	*	22,51	**
Mitmekeesisuse indeks	3,52	3,82	n.s.		

“n.s.” – p>0,05; \* - p<0,05; \*\* - p<0,01; \*\*\* - p<0,0001

Võttes aluseks händkaku pesitsusterritooriumide produktiivsuse uurimisel (aastatel 1994-2003) saab eristada keskmisest edukamaid ja keskmisest vähem edukamaid territooriume. Mõõdetud maastikuparameetrite ning saagialade võrdlus antud kahe rühma vahel (sh. eraldi tuumala ja kodupiirkond) on esitatud tabelis 9. Statistiliselt olulised erinevused keskmisest edukamate ja keskmisest vähem edukamate pesitsusterritooriumide vahel ei näidanud oodatud seoseid saagialade osas. Samas oli eraldi 600m raadiusega territooriumide puhul oluline loodusliku rohumaa suurem osatähtsus keskmisest edukamatel territooriumidel ( $t = -3,61$ ;  $df=4$ ;  $p=0,022$ ) ning 2000m raadiusega pesitsusterritooriumidel oli statistiliselt oluline metsade ( $B=0,89$ ;  $p=0,016$ ) ja metsade ning pool-loodusliku maastiku ( $B=0,86$ ;  $p=0,028$ ) suurem osatähtsus keskmisest edukamatel territooriumidel.

Tabel 9. Händkaku keskmisest edukamate ja vähem edukamate pesitsusterritooriumide maastikuparameetrid (tuumalal- $r=600m$  ja kodupiirkonnas  $r=2000m$ ).

PARAMEETER	KESKMISEST EDUKAMAD N=3		KESKMISEST VÄHEM EDUKAMAD N=3		ERINEVUSE OLULISUS (T-TEST)	
	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m
Haritavmaa %	8,41	19,20	10,38	31,30	n.s.	n.s.
Karjamaa %	0	0	0	0	n.s.	n.s.
Põllumajandusmaastik kokku%	8,41	19,20	10,38	31,30	n.s.	n.s.
Looduslik rohumaa %	9,29	6,66	2,66	4,28	*	n.s.
Metsad %	61,18	42,24	46,49	35,40	n.s.	*
Põõsastik %	3,45	2,38	5,10	3,44	n.s.	n.s.
Raiesmikud %	3,86	1,79	8,14	2,60	n.s.	n.s.
Metsad ja poollooduslik Maastik kokku %	77,79	53,07	62,39	45,71	n.s.	*
Hõrehoonestus %	0,26	1,22	1,03	1,93	n.s.	n.s.
Tihehoonestus %	0	0,20	0	0	n.s.	n.s.
Pargid %	0,03	0,44	0,18	0,74	n.s.	n.s.
Muu maastik %	2,29	11,0	4,75	8,15	n.s.	n.s.
Tehismaastik kokku %	3,15	12,87	5,96	10,81	n.s.	n.s.
Pinnaveekogud %	0	0,98	2,07	0,84	n.s.	n.s.
Sood %	10,03	13,88	19,20	11,33	n.s.	n.s.
Saagialad kokku %	21,59	29,07	23,42	39,75	n.s.	n.s.

n.s. –  $p > 0,05$ ; \* -  $P < 0,05$ ; \*\* -  $p < 0,01$

### 2.2.2.3 Kõrvukräts (*Asio otus*)

Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumidel mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsus on esitatud kokkuvõtvalt tabelis 10 (vastavalt 600m (tuumala) ja 2000m raadiusega (kodupiirkond) territooriumide puhul). Pesitsusterritooriumide tuumaladel eristus kolm peamist maastikuparameetrit, mille keskmine osatähtsus moodustas kokku 82,5% (48,5% haritav maa, 24,0% metsad ning 10,0% looduslik rohumaa). Ülejäänud parameetrite osatähtsus jäi märgatavalt alla 5%. Sisuliselt olematu (alla 1%) oli raiesmike, pinnaveekogude ja parkide osatähtsus. Erinevused territooriumide vahel olid märkimisväärsed arvestades parameetrite minimaalsete ja maksimaalsete osatähtsuste jaotust (tabel 10).

Kõrvukrätsu 2000m raadiusega pesitsusterritooriumidel (kodupiirkond) olid kolm peamist parameetrit samuti haritav maa, metsad ja looduslik rohumaa (vastavalt 40,4%, 28,2% ja 6,6%) moodustades keskmisena kokku 75,2%. Võrreldes tuumalaga oli kodupiirkonnas suurenenud metsade osatähtsus ~ 4% võrra, loodusliku rohumaa osatähtsus vähenes 3,4% võrra. Erinevate parameetrite osatähtsuste erinevused territooriumide vahel olid väiksemad, kuid siiski olulised haritava maa ja metsade puhul (tabel 10).

Tuumala ja kodupiirkonna maastikuparameetrite osatähtsuse keskväärtuste omavahelisel võrdlemisel (t-test) olid erinevused statistiliselt olulised saagialade osas ( $t=2,87$ ;  $df=36$ ;  $p=0,007$ ), kus tuumalal on antud parameetri osatähtsus tunduvalt suurem kui kodupiirkonnas. Vastupidiselt on statistiliselt oluline erinevus pinnaveekogude ( $t= -2,69$ ;  $df=36$ ;  $p=0,01$ ), põdsastike ( $t= -3,34$ ,  $df=36$ ;  $p=0,002$ ), raiesmike ( $t= -2,78$ ;  $df=36$ ;  $p=0,009$ ) ja muu maastikuga ( $t= -2,87$ ,  $df=36$ ;  $p=0,007$ ), kus siis nimetatud parameetrite osatähtsus on märkimisväärselt suurem kodupiirkonnas.

Erinevused kõrvukrätsu 600m ja 2000m raadiusega pesitsusterritooriumide parameetrites võrrelduna uurimisalal saadaolevaga on esitatud tabelis 11. Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi kodupiirkonnas eristus ainult märkimisväärse erinevusega metsade ja poolloodusliku maastiku koondparameetri osatähtsus, mis oli märkimisväärselt väiksem kui uurimisalal keskmiselt saadaolev ( $t=2,5564$ ;  $df=29$ ;  $p=0,016$ ). Samas kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi tuumalal oli järgmiste maastikuparameetrite osatähtsus väiksem kui uurimisalal keskmiselt: sood ( $t=2,1828$ ;  $df=29$ ;  $p=0,037$ ), metsad ja poollooduslik maastik ( $t=2,3596$ ;  $df=29$ ;  $p=0,0252$ ), kusjuures viimatinimetatud koondparameetri siseselt eristusid eraldi raiesmikud ( $t=2,8064$ ;  $df=29$ ;  $p=0,0089$ ) ja põdsastikud ( $t=2,6314$ ;  $df=29$ ;  $p=0,014$ ). Samas oli tuumalal märkimisväärselt suurema osatähtsusega haritavmaa ( $t=-2,1059$ ;  $df=29$ ;  $p=0,0439$ ) ja saagialad ( $t=-2,7702$ ;  $df=29$ ;  $p=0,01$ ).

Tabel 10. Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumide tuumalal (r=600m) ja kodupiirkonnas (r=2000m) mõõdetud peamiste maastikuparameetrite keskmised, minimaalsed ja maksimaalsed osatähtsused (n=19).

PARAMEETER	KESKMINE %		MINIMAALNE %		MAKSIMAALNE %	
	600m	2000m	600m	2000m	600m	2000m
Haritavmaa	48,53	40,43	16,99	18,26	66,37	58,21
Hõrehoonestus	2,39	2,48	0,18	1,00	7,52	4,39
Karjamaa	2,53	2,54	0,00	0,00	26,37	7,96
Looduslik rohumaa	10,02	6,62	0,00	1,21	38,32	10,39
Metsad	23,96	28,15	1,86	14,06	61,68	45,61
Tihehoonestus	1,71	0,84	0,00	0,00	18,94	2,33
Pargid	0,88	0,70	0,00	0,05	7,61	1,39
Pinnaveekogud	0,49	1,18	0,00	0,00	6,46	3,88
Põõsastik	1,79	3,10	0,00	1,35	4,42	6,00
Raiesmikud	0,59	1,28	0,00	0,00	4,62	3,47
Sood	3,21	4,45	0,00	0,00	22,83	17,16

Tabel 11. Parameetrite pindalaline sagedusjaotus uurimisalal ja kõrvukrätsu pesitsusterritooriumidel (tuumalal ja kodupiirkonnas). Valimi suurus 19 territooriumi. Esitatud on erinevuse olulisus uurimisalal keskmiselt saadaolevast (t-test).

PARAMEETER	UURIMISALAL	KODU-PIIRKONNAS	ERINEVUSE OLULISUS	TUUMALAL	ERINEVUSE OLULISUS
	%	%		%	
	120 km <sup>2</sup>	R=2000m		R=600m	
Haritavmaa %	38,2	40,43	n.s.	48,53	*
Karjamaa %	2,0	2,54	n.s.	2,53	n.s.
Põllumajandusmaastik kokku %	40,21	42,97	n.s.	51,16	n.s.
Põõsastik %	3,0	3,10	n.s.	1,79	**
Raiesmikud %	1,8	1,28	n.s.	0,59	**
Looduslik rohumaa %	6,7	6,62	n.s.	10,02	n.s.
Metsad %	31,8	28,15	n.s.	23,96	n.s.
Metsad ja poollooduslik maastik kokku %	50,28	39,15	**	36,67	*
Tihehoonestus %	0,7	0,84	n.s.	1,71	n.s.
Pargid %	0,7	0,70	n.s.	0,88	n.s.
Hõrehoonestus %	2,4	2,48	n.s.	2,39	n.s.
Muu maastik %	4,81	8,23	n.s.	3,48	n.s.
Tehismaastik kokku %	8,57	12,43	n.s.	8,46	n.s.
Pinnaveekogud %	0,9	1,18	n.s.	0,49	n.s.
Sood %	6,9	4,45	n.s.	3,21	*
Saagialad kokku %	48,31	50,21	n.s.	60,93	**
Mitmekesisuse indeks	3,52	3,58	n.s.		

“n.s.” – p>0,05; \* - p<0,05; \*\* - p<0,01; \*\*\* - p<0,0001

Võttes aluseks kõrvukrätsu pesitsusterritooriumide produktiivsuse uurimisel (aastatel 1993-2003) saab eristada keskmisest edukamaid ja keskmisest vähem edukamaid territooriume. Mõõdetud maastikuparameetrite ning saagialade võrdlus antud kahe rühma vahel (sh. eraldi tuumala ja kodupiirkond) on esitatud tabelis 12.

Tabel 12. Kõrvukrätsu keskmisest edukamate ja vähem edukamate pesitsusterritooriumide maastikuparameetrid (tuumalal-r=600m ja kodupiirkonnas r=2000m).

PARAMEETER	KESKMISEST EDUKAMAD N=10		KESKMISEST VÄHEM EDUKAMAD N=9		ERINEVUSE OLULISUS (T-TEST)	
	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m	R=600m	R=2000m
Haritavmaa %	55,01	44,95	41,32	35,40	*	n.s.
Karjamaa %	1,50	3,07	3,67	1,96	n.s.	n.s.
Põllumajandusmaastik kokku%	56,51	48,02	44,99	37,36	n.s.	n.s.
Looduslik rohumaa %	8,89	7,47	11,28	5,68	n.s.	n.s.
Metsad %	20,62	24,31	27,68	32,41	n.s.	*
Põõsastik %	1,57	2,85	2,04	3,39	n.s.	*
Raiesmikud %	0,58	1,46	0,59	1,08	n.s.	n.s.
Metsad ja poollooduslik Maastik kokku %	31,65	36,09	41,58	42,55	n.s.	n.s.
Hõrehoonestus %	3,27	2,73	1,42	2,20	n.s.	n.s.
Tihehoonestus %	0,36	0,64	3,22	1,06	n.s.	n.s.
Pargid %	0,60	0,81	1,19	0,58	n.s.	*
Muu maastik %	4,31	6,05	3,45	10,65	n.s.	*
Tehismaastik kokku %	8,54	10,23	9,27	14,49	n.s.	n.s.
Pinnaveekogud %	0,91	0,93	0,03	1,45	n.s.	n.s.
Sood %	2,38	4,73	4,13	4,14	n.s.	n.s.
Saagialad kokku %	65,99	55,62	54,41	44,19	*	*

n.s. -  $p > 0,05$ ; \* -  $p < 0,05$ ; \*\* -  $p < 0,01$

Kõrvukrätsu tuumaladel ( $r=600m$ ) oli statistiliselt oluline suurem haritava maa ( $t = -2,53$ ;  $df=17$ ;  $p=0,021$ ) ning saagialade ( $t = -2,49$ ;  $df=17$ ;  $p=0,023$ ) osatähtsus keskmisest edukamatel pesitsusterritooriumidel. Võrduseks kodupiirkonnas ( $r=2000m$ ) oli statistiliselt oluline metsade ( $t=2,23$ ;  $df=17$ ;  $p=0,039$ ), põõsastike ( $B = -0,48$ ;  $p=0,035$ ) ja muu maastiku ( $U=18$ ;  $Z=2,20$ ;  $p=0,027$ ) suurem osatähtsus keskmisest vähem edukamatel pesitsusterritooriumidel. Samas keskmisest edukamatel territooriumidel oli kodupiirkonnas parkide ( $B=0,51$ ;  $p=0,024$ ) ja saagialade ( $t = -2,72$ ;  $df=17$ ;  $p=0,015$ ) suurem osatähtsus.



## 4. ARUTELU JA JÄRELDUSED

### 4.1 Levik, produktiivsus ja pesitsusterritooriumide asustatus

Kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu asustustihedus uurimisalal varieerus aastati märkimisväärselt. Antud asjaolu on selgitatav eelkõige nende liikide põhitoidu (pisiimetajad, eriti uruhiired) saadavalolekuga, mis aastati erineb ning samuti on asustustihedust käesolevas töös näidatud asustatud territooriumide baasil (st. ei ole arvestatud aastati isendeid/paare, kes tegelikult on territooriumil, kuid ei alusta pesitsemist). Uruhiired (*Microtus spp.*) on liigid, kellest oleneb paljude neist toituvate röövlindude arvukus, kuid samuti kurna suurus ja sigivus (Korpimäki 1984, Lõhmus 1999b). Samas on asustustiheduse erinevuse detailsemad põhjused liigiti erinevad. Kõrvukrätsu asustustihedus on konkreetset seotud uruhiirte arvukusega antud aastal. Sellest tulenevalt kõigub kõrvukrätsu arvukus aastati kogu Eestis väga laias vahemikus (1000-3200 paari), sest kõrvukrätsu pesitsusaegsest toidust moodustavad pisiimetajad, eelkõige uruhiired ja leethiir 90-95% (Randla 1976, Väli & Laansalu 2002). Samuti on kõrvukräts liik, kes liigub ringi geograafiliselt suurel maa-alal ning nõ. asub pesitsema piirkondades, kus on kõrge näriliste arvukus (Korpimäki 1992). Händkakk, kes Eestis on paigalind ning pesitseb aastaid ühes ja samas piirkonnas, on kindlasti tegelikult pesitsusterritooriumil olemas, kuid toidupuudusest tingituna ei alusta pesitsemist. Händkaku pesapaiga truudus on kindlasti üks põhjustest miks mõnel aastal pesitsusterritoorium on asustatud ning teisel aastal mitte. Nimelt kui mõlemad sugupooled elutsevad aastaringselt ühes ja samas piirkonnas sõltub pesitsuse alustamine kevadel sellest, millised olid toidu saadavaloleku tingimused talvel (sh nii pisiimetajate arvukus kui ka lumikatte paksus). Seega on händkaku iga-aastane asustustihedus uurimisalal kohati alahinnatud, sest mittepesitsevaid paare on raske kindlaks määrata. Kodukaku asustustihedus erines aastati kõige vähem, mis tuleneb eelkõige sellest, et kodukakk pesitseb uurimisalal peaaegu eranditult parkides ja park-metsades, kus alternatiivse saagi (linnud) olemasolu tagab stabiilsema pesitsemise ning territooriumide asustatuse igal aastal. Tuues võrdluseks Eesti keskmise asustustiheduse antud liikide osas aastatel 1994-2003 on Laheda uurimisalal kõrvukrätsu asustatud territooriumeid keskmiselt 100 km<sup>2</sup> kohta märkimisväärselt rohkem (Eestis 3,2, Laheda uurimisalal 7,4). Samuti on kodukaku asustustihedus uurimisalal peaaegu kaks korda suurem kui Eestis keskmiselt. Samas händkaku puhul on sama näitaja alusel Laheda uurimisalal asustustihedus kaks korda väiksem, mis viitab eelkõige suuremate metsamassiivide vähesusele (händkaku üks olulisemaid pesitsusbiotoope) uurimisalal. Kodukaku ja kõrvukrätsu jaoks on Laheda uurimisalal sobivad pesitsusbiotoope aga rohkem (pargid ja parkmetsad, metsatukkadega vahelduv kultuur-avamaastik).

Kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu levik uurimisalal (vt. joonis 3) näitab selgelt, et händkaku pesitsusterritooriumid on eraldatud teiste liikide territooriumist. See tuleneb händkaku suuremast agressiivsusest (samuti on händkakk teistest käesolevas töös käsitletavatest liikidest suurem) ning kuna händkakk on väga pesapaigatruu, siis puudub teistel liikidel võimalus asuda pesitsema händkaku naabrusesse. Lisaks eelnevale on händkaku elupaigad teistsugused (suuremad metsamassiivid, hõredam inimasustus), mida kodukakk ja kõrvukräts võimalusel väldivad. Kodukaku ja kõrvukrätsu levik uurimisalal näitas, et need liigid saavad pesitseda suhteliselt kõrvuti (vähim asustatud kodukaku ja kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi vahe oli ca 300m) ning asustavad sarnast maastikku.

Tähelepanuväärne on asjaolu, et nii händkaku kui ka kodukaku edukate territooriumide osatähtsus (vt. tabel 2) uurimisalal oli keskmiselt 10% suurem võrreldes Eesti keskmisega, mis ajaperioodil 1999-2003 händkakul oli 68,1% ja kodukakul 71,3%. Kõrvukrätsu edukate territooriumide osatähtsus oli sisuliselt sama, mis Eestis keskmiselt (ca 69%).

Edukate territooriumide suurem osatähtsus uurimiselal viitab kvaliteetsematele keskkonna tingimustele kodukaku ja händkaku pesitsusterritooriumidel, kuid ei anna veel alust sügavateks järeldusteks elupaikade kvaliteedi osas. Võrreldes samas antud liikide keskmist lennuvõimestunud poegade arvu ning produktiivsuse näitajaid uurimiselal ja Eestis tervikuna (aluseks röövlinnuseire projekti tulemused Lõhmuse (2004) kokkuvõtte järgi) on näha erinevused kõigi kolme liigi puhul. Aastatel 1994-2003 oli Eestis keskmiselt produktiivsus händkakul 1,21, kodukakul 2,05 ning kõrvukrätsul 1,94. Samad näitajad uurimiselal olid silmnähtavalt suuremad (vt. tabel 2) händkaku ja kodukaku puhul. Mitmed uuringud on näidanud, et paljude kakuliste ellujäämine ja produktiivsus teatud piirkonnas sõltub eelkõige saakloomade olemasolust ja rohkusest (Adamick et al. 1978, Korpimäki 1984). Kuigi händkakk ja kodukakk ei ole toidu suhtes nii valivad nagu kõrvukräts, mõjutavad ka nende liikide sigimisedukust olulisel määral uruhiirte arvukus antud aastal (Saurola 1985). Nii kodukakk kui händkakk on ka väga pesapaigatruud, olles seotud aastaringselt ning pikaajaliselt ühe ja sama pesitsusterritooriumiga. Seetõttu on veelgi paremini selgitatav ka uruhiirte arvukuse muutuste mõju nende liikide sigimisedukusele (parematel aastatel on kurnad suuremad ning poegade arv potentsiaalselt suurem).

Seega, kui väita, et sigimisedukus on enim mõjutatud ikkagi toidu kättesaadavusest ja rohkusest, siis on Laheda uurimiselal saakloomade (eriti just pisiimetajate) saadavalolek parem kui Eestis keskmiselt. See tähendab üheltpoolt saakloomade rohkust kui ka nende kättesaadavust (heade jahimaade olemasolu). Laheda uurimiselalaga pindalaliselt sarnases Härjanurme röövlindude seire vaatlusruudus (100 km<sup>2</sup>) Tartumaal on Väli & Laansalu (2002) ajavahemikus 1992-2001 hinnanud händkaku edukate territooriumide osatähtsust 80% ning keskmine lennuvõimestunud poegade arv 2,0 (valimi suurus 10 pesitsusterritooriumit). Samuti oli Härjanurme vaatlusalal kodukaku keskmine lennuvõimestunud poegade arv 3,0 ning kõrvukrätsul 1,89. Antud näitajad on peaaegu võrdsed Laheda uurimiselal määratuga (välja arvatud kõrvukräts), kuid samas on Härjanurme vaatlusruudu biotoobiaotus Lahedast tunduvalt erinev metsade ja soode väiksema osatähtsuse osas. Siiski ei ole piisavalt alust väita, et lennuvõimelise pesakonna erinevuse suuruse määrajaks kõrvukrätsu osas on just need kaks biotoopi. Lõhmus jt. (1997) järgi on Kagu-Eestis tervikuna (aluseks kolmel uurimiselal pindalaliselt kokku ca 500 km<sup>2</sup> teostatud röövlinnuseire tulemused ajaperioodil 1986-1996) kodukaku lennuvõimelise pesakonna suurus keskmiselt 2,6, händkakul 2,0 ning kõrvukrätsul 2,7. Antud tulemused on pisut väiksemad kui Laheda uurimiselal saadud näitajad (välja arvatud händkakk), mis viitab asjaolule, et Laheda uurimiselal on antud liikide jaoks sobivamad pesitsustingimused ning seeõttu on sigimisedukus ka kõrgem. Võrreldes mujal Euroopas avaldatud andmetega, on Laheda uurimiselal händkaku produktiivsus samuti suurem kui näiteks Rootsis, kus antud näitaja on keskmiselt 1,03 (Lundberg & Westman 1984). Kodukaku produktiivsus Saksamaal on olnud 0,92 (Wendland 1972) ning kõrvukrätsul sama näitaja 1,67 (Block & Block 1991). Samas on händkaku lennuvõimelise pesakonna keskmine suurus antud andmete alusel Rootsis suurem (2,5) kui Laheda uurimiselal (2,03) ning Saksamaal on kodukaku lennuvõimelise pesakonna keskmine suurus 4,5, mis on samuti suurem Laheda uurimiselal saadud tulemustest. Antud asjaolu viitab sellele, et nii händkaku pesitsemise edukus Rootsis kui kodukakul Saksamaal on kehvem ning paljud pesitsused ebaõnnestuvad, mistõttu produktiivsus on madal.

Võrreldes aastatevahelist lennuvõimestunud noorlindude keskmist arvu alustatud pesitsuse kohta Laheda uurimiselal ja kogu Eestis tervikuna saab kinnitada trendi, et uruhiirlastest toituvate liikide sigivus jätkab kolmeaastase vahega korduvate kõrgseisude rütmi. Nii nagu Eestis tervikuna (Lõhmuse (2004) koostatud röövlinnuseire projekti koondtulemuste alusel) on ka Laheda uurimiselal paremateks aastateks pesitsustulemuste põhjal olnud aastad 1993, 1996, 1999, 2002. Hiljutised uuringud Eestis näitavad üha selgemini

regulaarseid muutusi uruhiirlastest toituvate liikide sigivuses (Lõhmus 1999a, 1999b). Neid muutusi on raske põhjendada millegi muuga kui pisinäriiliste arvukuse muutustega. Näiteks on ka Soomes hiljuti kasutatud röövlindude sigivust sealsete “hiiretsükli” piirkondliku ja ajalise muutlikkuse uurimiseks (Sundell *et al.* 2004). Samas on aga oluline teada ka millised maastikuparameetrid mõjutavad antud liikidel kas levikut või produktiivsust. Kas uruhiirlastele sobivate biotoopide osatähtsus pesitsusterritooriumil (eelkõige haritav maa, raiesmikud, looduslik rohumaa) on oluliselt seotud ka kakuliste produktiivsusega? Sellele küsimusele võiks vastata jaatavalt, kuid seejuures on tihtipeale raske andmete vähesuse või lünklikkuse tõttu tõestada seda ka statistiliselt usaldusväärselt.

#### 4.2 Maastikuparameetrid piirkondlikus mastaabis

Kuigi nii kõrvukrätsu, händkaku kui kodukaku pesitsusterritooriumid olid Laheda uurimisalal esindatud piirkonniti erinevalt (lähtudes 12st 10 km<sup>2</sup> suurusest levikuruudust) ei olnud siiski statistiliselt usaldusväärselt kõrvukrätsu ja händkaku kõrgema asustustihedusega ruudud seotud saagialade osatähtsusega. Seega ei leidnud nende kahe liigi puhul tõestust eelenevalt tõstatatud ühesuunaline hüpotees. Samas oli kodukaku asustustihedus suurem levikuruutudes, kus oli suurem ka saagialade osatähtsus ning lisaks oli märkimisväärselt oluline ka haritava maa osatähtsus kõrgema asustustihedusega ruutudes. Antud tulemused näitavad, et kodukaku kõrgem asustustihedus on biotoopidest kõige enam seotud haritava maaga, mis võib viidata ka võimalusele, et just see biotoop on üks olulisematest toitumisbiotoopidest.

Händkaku asustustiheduse ja levikuruutudes mõõdetud maastikuparameetrite analüüs näitas selgelt, et händkakk väldib piirkondi, kus on suurem karjamaa osatähtsus. Siiski on valimi ning karjamaa suhtelise osatähtsuse vähesuse tõttu ennatlik teha kaugele ulatuvaid järeldusi. Händkaku puhul on siiski märkimisväärne, et pesitsusterritooriumid olid esindatud ruutudes, kus oli soode suhteline osatähtsus suurem. Seos ei olnud küll statistiliselt oluline, kuid on täheldatud, et händkakk asustab tihti piirkondi, kus üheks peamiseks biotoobiks on just sood. Põhjuseks võib olla händkaku saagijahi stiil (varitsusjaht), kus metsade või raiesmikega piirnevad sooservad pakuvad paremaid võimalusi varitsuseks (olemas sobivad istumispuud, vaade metsasihile või raiesmikule).

Kõrvukrätsu puhul oli üllatavalt oluline parkide suurema suhtelise osatähtsuse esinemine kõrgema asustustihedusega ruutudes. Antud seos võib olla ka juhuslik, sest uurimisalal on pargid esindatud 11 levikuruudus 12st. Samuti on parkide jaotus suhteliselt ühtlane (vt. ka joonis 9) kõigis ruutudes arvestades antud parameetri keskmist osatähtsust.

Võttes aluseks kõigi kolme liigi asustustiheduse levikuruutudes, eristusid 5 ruutu, kus oli esindatud 3-5 pesitsusterritooriumi ning 3 ruutu, kus asustustihedus oli vähemalt 4 pesitsusterritooriumi. Samas ei eristunud ühtegi parameetrit, mis oleks näidanud olulist seost liikide suurema asustustihedusega. Märkimisväärseks võib lugeda siiski saagialade suurema suhtelise osatähtsuse ruutudes, kus asustustihedus oli vähemalt 4 pesitsusterritooriumi ( $t= 1, 944$ ;  $df=10$ ;  $p=0,0806$ ). Võrreldes mitmekesisuse indeksit levikuruutudes ja liikide asustustihedust ei saa samuti välja tuua olulisi seoseid, sest maastiku mitmekesisus levikuruutudes jaotus suhteliselt ühtlaselt.

Seega puuduvad piirkondlikus mastaabis usaldusväärsed seosed liikide asustustiheduse ja valitud maastikuparameetrite vahel (välja arvatud kodukaku seos saagialade osatähtsusega kõrgema asustustihedusega ruutudes). Põhjus võib seisneda kas valimi väiksuses või ei eristu händkaku ja kõrvukrätsu puhul sellises mastaabis (10 km<sup>2</sup>) konkreetseid

parameetreid, mis võiksid iseloomustada liigi asustustihedust. Kuigi händkaku puhul, kelle pesitsusterritorium on suurem ning kes kasutab ühte konkreetset piirkonda pesitsusterritoriumina pikka aega ning aastaringselt, võiks eeldada vähemalt saagialade ning metsade olulisust. Samas on händkaku valim antud töös kõige väiksem ning statistiliselt usaldusväärsed seosed seetõttu ka kõige vähem võimalikud (suur vea tõenäosus).

Korrelatsioonanalüüs valitud maastikuparameetrite ja liikide asustustiheduse vahel näitas “peaaegu” olulisi positiivseid seoseid kodukaku osas põllumajandusmaastikuga ning negatiivseid seoseid soodega. Händkakul oli suhteliselt kõrge positiivne seos raiesmike ja metsade ning pool-loodusliku maastikuga ning negatiivne seos tehismaastikuga. Viimati nimetatud parameetriga oli negatiivne seos ka kõrvukrätsul.

Täiendavaks segavaks teguriks seoste leidmisel pesitsusedukuse ja vaatlusruudu maastikuparameetrite vahel võib olla pesitusterritoriumi keskme varieeruv kaugus ruudu küljest – ühtviisi käsitletakse neid ruute, kus PT on ruudu keskel kui neid kus see on ruudu nurgas.

### 4.3 Pesitsuspiirkonna mastaap

Mitmetes uuringutes on ära märgitud, et linnuliikide pesitsuspiirkonnad on kvaliteedilt erinevad (Newton 1976, Toland 1987, Kostrzewa 1996, Pavey & Smyth 1998, Franklin *et al.* 2000, Jenkins 2000). Mõningad uuringud on tõestanud, et uute alade asustamine liigi poolt (nt. populatsiooni kasvul) ei ole juhuslik, olles seotud kindlate elupaiga karakteristikutega (Newton 1991, Ardia & Bildstein 1997, Mearns & Newton 1988, Ferrer & Donazar 1996, Haller 1996).

#### 4.3.1. Kodukakk

Kodukaku pesitsusterritoriumide tuumalal ( $r=600m$ ) ja kodupiirkonnas ( $r=2000m$ ) oli erinevusi hõrehoonestuse osatähtsuse puhul, mis tuumalal oli märkimisväärselt suurem kui kodupiirkonnas. Tulemus on igati oodatav, sest kodukakk pesitseb tihti inimasustuse lähedal, kus ta leiab pesitsemiseks sobivaid õõnsusi (vanad parkmetsad majade ümbruses). Kodupiirkonnas ei ole hõrehoonestusel enam otsest kasulikkust, sest sellises ruumimastaabis on pigem oluline kvaliteetsemate toitumisbiotoopide olemasolu. Kodukaku kodupiirkonnas on suurema osatähtsusega sood, raiesmikud ja karjamaa, võrrelduna tuumalal samade parameetrite osatähtsustega (erinevused statistiliselt olulised). Põhjus seisneb tõenäoliselt selles, et raiesmikud on potentsiaalsed toitumisbiotoobid, kuid samas ei ole antud parameeter niivõrd oluline kui seda on haritavmaa, pargid ja looduslik rohumaa. Soode, karjamaa, raiesmike suurem osatähtsus kodupiirkonnas võib viidata asjaolule, et kodukakk tuumalal väldib võimalusel soode ja karjamaa biotoope ning kasutab raisemikke alternatiivsete jahimaadena kodupiirkonnas. Nii tuumalal kui kodupiirkonnas oli võrdselt esindatud haritava maa osatähtsus (ca. 45%), mis näitab, et antud biotoobi osatähtsus on kodukakule üks olulisemaid parameetreid. Samuti võib oletada, et kui tuumalal on piisavalt sobivaid toitumisbiotoope (haritav maa, looduslik rohumaa, pargid), siis ei ole kodupiirkonnas kodukaku jaoks enam oluline mõningate vähemtähtsate biotoopide osatähtsuse (sood, karjamaa) võimalik mõju. Laheda uurimisalal eristus kodukakul selgelt nii kodupiirkonnas kui ka tuumalal kolm peamist parameetrit, mille osatähtsused moodustasid kokku rohkem kui 77% (haritav maa, metsad, looduslik rohumaa). Antud parameetritest olid haritav maa ja looduslik rohumaa suurema

osatahtsusega tuumalal, mis võib viidata asjaolule, et kodukaku jaoks on rohkem oluline tuumalal potentsiaalselt kvaliteetsemate biotoopide jaotus (arvestades antud biotoope kui paremaid saagialasid) ning kodupiirkonnas kasutatakse lisaks alternatiivseid jahialasid kehvematel pisinäriiliste aastatel. Metsade osatahtsus oli suhteliselt madal mõlemas pesitsusterritooriumi mastaabis, mis näitab, et kodukaku jaoks on metsade osatahtsus pesitsusterritooriumidel vähem tähtsam. Eelpoolnimetatud trendi tuumala biotoobijaotuse olulisusest toetab ka tuumala ja kodupiirkonna parameetrite osatahtsuste võrdlus uurimisalal saadaolevaga. Nii kodupiirkonnas kui tuumalal oli metsade ja poollooduslike maastike (põõsastikud, raiesmikud, metsad, looduslik rohumaa) osatahtsus tunduvalt väiksem kui uurimislalal saadaolev. Samas oli mõlemas pesitsusterritooriumi mastaabis haritava maa osatahtsus ca 9% suurem kui uurimisalal keskmiselt (erinevus ei olnud küll statistiliste oluline). Kodukaku tuumalal oli märkimisväärselt väiksem karjamaa, metsade, raiesmike ja soode osatahtsus kui uurimisalal keskmiselt (sama trendi nimetatud parameetrite osas näitas ka kodupiirkond, kuid seosed ei olnud statistiliselt olulised, vt. Tabel 5). Sealjuures saagialade ja hõrehoonestuse osatahtsused olid tunduvalt suuremad tuumalal võrrelduna uurimisalal saadaolevaga. Seega saab kodukaku puhul väita, et elupaikade valikul eelistab see liik piirkondi, kus on suhteliselt suurem saagialade (eriti haritava maa) ja hõrehoonestuse osatahtsus. Hõrehoonestus on tõenäoliselt seotud rohkem sobivate pesapaikade olemasoluga ning saagialade suurem osatahtsus tuumalal viitab sellele, et kodukakk eelistab rohkem piirkondi, kus potentsiaalsed toitumisbiotoobid jäävad pesapaigale võimalikult lähedale. Kodupiirkonnas vajatakse sealjuures vaid alternatiivseid jahialasid kehvamateks jahiaastateks (nt. raiesmikud, looduslik rohumaa). Kas nimetatud parameetrid, mille alusel kodukakk eelistab teatud piirkondi teistele, on ka olulised produktiivsuse seisukohalt? Keskmisest edukamate ja vähem edukamate pesitsusterritooriumide analüüs näitab, et tuumalal on oluline seos produktiivsusega ainult parkide osas (st. keskmisest edukamatel territooriumidel oli parkide osatahtsus tunduvalt suurem). See on muidugi oodatud tulemus, sest parkides on lisaks headele pesapaiga tingimustele (palju õõnsusi, paremad varjetingimused) ka tagatud alternatiivsete saakloomade olemaolu (linnud) kehvematel uruhiirte arvukusega aastatel. Samas näitas kodupiirkonna maastikuparameetrite osatahtsuste analüüs produktiivsusega olulisi seoseid haritava maa ja saagialade osas, kus mõlema parameetri suhteline osatahtsus oli suurem keskmisest edukamatel territooriumidel. Võrreldes eelpool toodud hinnangut pesitusterritooriumi eelistuste osas (kus samuti oli oluline haritava maa ja saagialade suurem osakaal) oleks siinkohal oodanud, et seosed ilmnevad juba tuumala puhul. Kodupiirkonnas eristus veel ka metsade väiksem osatahtsus keskmisest edukamatel territooriumidel. Kokkuvõttes võib siinkohal väita, et kodukakk näib eelistavat piirkondi, kus on suur haritava maa ja hõrehoonestuse osatahtsus tuumalal, kuid keskmisest edukamate territooriumide parameetrid viitavad asjaolule, et kõrgem produktiivsus on territooriumidel, mis asuvad lisaks ka parkides või parkmetsades ning kus on potentsiaalseid saagialasid nii tuumala kui kodupiirkonna mastaabis ning kus metsade osatahtsus on suhteliselt väike. Metsade osas on kodukakule eriti negatiivsed okasmetsad, kus noorlindude ellujäämine uruhiirte vaestel aastatel on tunduvalt madalam (Petty 1992). Seega on kodukakule veelgi detailsemas biotoobijaotuses oluline ka millises metsatüübis ta pesitseb, kuid käesolev töö näitab, et reeglina kodukakk võimalusel väldib suurema osatahtsusega metsamaastikku pesitsusterritooriumil. Mujal Euroopas avaldatud andmete põhjal on toodud esile veel kodukaku suurt paindlikkust elupaiga valikul keskkonnatingimuste muutumisel (Bevan 1964), asudes elama ka linnaparkides ning inimasustusele võimalikult lähedal (Goszczyński *et al.* 1993), vajades mõnikord pesitsemiseks vaid kahte-kolme puud, kus oleks sobiv pesakoht (Redpath 1995).

### 4.3.2. Händkakk

Händkaku pesitsusterritooriumidel eristusid kodukakuga võrreldes peaaegu samad parameetrid, kuid nende tähtsuse järjekord on teistsugune. Händkaku pesitsusterritooriumide tuumalal ja kodupiirkonnas moodustasid metsad, haritav maa ja sood ca 77%. Erinevused tuumala ja kodupiirkonna parameetrite osatähtsuste vahel olid märkimisväärsed metsade ja haritava maa osas. Nimelt on tuumalal 15% võrra suurem metsade osatähtsus, mis viitab selgelt asjaolule, et metsade osatähtsus tuumalal on händkaku pesitsusterritooriumi valikul oluline väiksemas mastaabis (pesakoha valikul). Lõhmuse (2003b) andmetel moodustas näiteks Tartumaal 900 km<sup>2</sup> suurusel uurimisalal händkaku tuumalal (600m) ca 67% metsamaastik. Laheda uurimisalal oli antud parameeter samas mastaabis ca 54%. Haritava maa osatähtsus oli samas 16% võrra suurem kodupiirkonnas, mis viitab antud biotoobi kasutamisele toitumisbiotoobina ning samuti sellele, et händkakk kasutab jahialadena pesapaigast kaugemal asuvaid alasid. Soode suhteliselt suur osatähtsus nii kodupiirkonnas kui tuumalal toetab piirkondliku mastaabi analüüsil viidatud võimalikele seostele, kus soode osatähtsus oli keskmiselt suurem nendes levikuruutudes, kus paiknes händkaku territoorium. Põhjus, miks händkaku territooriumide tuumalal oli vähem põllumajandusmaastikku, tehismaastikku ning muud maastikku kui kodupiirkonnas, on tõenäoliselt selles, et antud parameetrid ei ole pesitsusterritooriumi tsentraalses osas olulised, sest ei taga händkakule sobivaid pesakohatingimusi. Samas on selge, et põllumajandusmaastiku osatähtsus kodupiirkonnas peab suurenema, sest antud parameeter on üks olulisematest saagialadest (uruhiired). Metsad pakuvad händkakule kindlasti alternatiivset saaki (linnud, oravad), kuid seda aastatel kus põhitoidu saadavalolek on väiksem. Võrreldes uurimisala keskmiselt saadaolevate biotoopidega, on händkaku pesitsusterritooriumide tuumaladel märkimisväärselt vähem saagialasid (vastupidiselt kodukakule), mis veelkord viitab, et händkaku tuumalal on olulisteks teguriteks esmalt head pesitustingimused, mitte potentsiaalsete toitumisalade olemasolu. Toitumisalade osatähtsus suurenes küll kodupiirkonnas, kuid jäi siiski väiksemaks kui kogu uurimisalal keskmiselt saadaolev. Kas see võib tähendada, et händkakk kasutab alternatiivse toitumisbiotoobina metsamaastikku rohkem kui eeldati käesolevas töös? Lõhmuse (2001) hinnangul on händkaku eelistatunemateks toitumiskohtadeks lisaks niitudele ja raiesmikele ka metsateed ja –sihid. Seega võib oletada, et händkaku jaoks on metsad olulised nii pesitsusbiotoobina kui ka potentsiaalse saagialana (seda küll ainult piiratud tingimustes ning alati ei saa otsest seost anda metsade pindalaga).

Analüüsides händkaku keskmisest edukamaid ja vähem edukamaid territooriume, eristus tuumalade osas olulise parameetrina looduslik rohumaa, mille osatähtsus tuumalal oli märkimisväärselt suurem edukamatel territooriumidel. Kas antud parameeter võib olla seotud samuti pesitsuskoha valikuga või on looduslik rohumaa oluline toitumisbiotoop üksnes pesitsusperioodil? Kodupiirkonnas näiteks oli edukamatel territooriumidel metsade ja poolloodusliku maastiku osatähtsus oluline parameeter produktiivsuse seisukohalt. Kas siit võib järeldada, et händkaku pesitsusterritooriumi valiku eelistused on pigem seotud metsade ja poolloodusliku maastiku suurema osatähtsusega? Kas pesitusterritooriumi kvaliteet on tuumalal rohkem potentsiaalsetest saagialadest (looduslik rohumaa), kuid kodupiirkonnas saavad suurema kaalu kvaliteetsematel aladel metsade ja poollooduslike maastike biotoobid? Nendele küsimustele on raske adekvaatselt käesoleva töö tulemuste baasil valimi väiksuse tõttu vastata. Võttes aluseks mujal Euroopas teostatud tööd (pesapaikade kirjeldused) leiab kinnitust käesolevas töös esitatud hüpoteesi, et elupaiga eelistuse osas on tõenäoliselt metsade osakaal oluline ning seda eriti pesitsusterritooriumi tsentraalses (tuumala) piirkonnas.

### 4.3.3. Kõrvukräts

Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumide tuumalal ja kodupiirkonnas eristus samuti kolm peamist maastikuparameetrit (haritav maa, metsad ja looduslik rohumaa), mille osatähtsus moodustas tuumalal 82% ning kodupiirkonnas 75%. Suuremaid erinevusi antud parameetrite suhtes tuumala ja kodupiirkonna vahel ei olnud. Metsade osatähtsus kodupiirkonnas pisut suurenes ning loodusliku rohumaa osatähtsus vähenes, kuid erinevus ei olnud statistiliselt oluline. Samas lisaparameetrina oli saagialade osatähtsus tuumalal tunduvalt suurem kui kodupiirkonnas, mis näitab, et kõrvukräts võib eelistada pesitsusterritooriumi tsenraalses osas rohkem toitumisbiotoopide saadavalolekut, kui konkreetselt pesitsuskoha tingimusi. Pinnaveekogude ja raiesmike suurem osatähtsus kodupiirkonnas (erinevus oluline ka statistiliselt) viitab tõenäoliselt asjaolule, et kõrvukräts kasutab kodupiirkonnas raiesmikke ja pinnaveekogude äärseid alasid alternatiivsete saagialadena, kuid samas ei ole antud biotoopide osatähtsus tervikuna niivõrd oluline, et nende osatähtsus ületaks samas nt. põõsastike ja muu maastiku osatähtsuse, mis samuti kodupiirkonnas oli märkimisväärselt suurema kaaluga kui tuumalal. Metsade ja poollooduslike maastike väiksem osatähtsus kodupiirkonnas (ning ka tuumalal) võrreldes uurimisalal saadaolevaga viitab sellele, et kõrvukräts (sarnaselt kodukakuga) eelistab pesitsusterritooriumi valikul piirkondi, kus on väiksem metsade osatähtsus. Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi tuumalal on lisaks metsade ja poolloodusliku maastiku üldisele parameetritele statistiliselt oluline ka põõsastike, raiesmike ning soode osatähtsuse märgatavalt väiksem osakaal võrreldes uurimisalal saadaolevaga. Põhjus seisneb tõenäoliselt põõsastike ja soode mittesobivuses kõrvukrätsu elupaigana ning samuti ei ole antud biotoobid toitumisaladena arvestatavad. Raiesmike väiksem osatähtsus tuumalal (samuti ka kodupiirkonnas) näitab pigem selle biotoobi vähest tähtsust kõrvukrätsu elupaiga eelistustele, kuigi väiksema pindalaga raiesmikud on potentsiaalsed saagialad (uruhiired). Võrreldes uurimisalal keskmiselt saadaolevaga oli kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi tuumalal oluliselt suurem saagialade osatähtsus (kodupiirkonnas vastav erinevus ei olnud märkimisväärne), millest suurema kaalu moodustas selgelt haritavmaa. Kõrvukrätsu toitumisalade kasutatavus võib olla seega väiksema ulatusega ning jääb kvaliteetsemate alade puhul 600m raadiuse piiresse. Samuti võib kõrvukräts sarnaselt *Otus flammeolus* liigile Kanadas, valida esimese prioriteedina pesitsusterritooriumi potentsiaalsete saagialade põhjal ning alles seejärel valitakse sobiv koht pesitsemiseks. Produktiivsuse ja maastikuparameetrite osatähtsuse analüüs keskmisest edukamate ja vähem edukamate territooriumide vahel näitab olulist seost saagialadega nii tuumalal kui kodupiirkonnas. Siiski võib arvata, et saagialadel on kõrvukrätsu jaoks oluline tähtsus eelkõige tuumalal ning kvaliteetsematel aladel (keskmisest edukamad) on saagialade (sh eelkõige haritava maa) osatähtsus märkimisväärselt suurem. Samuti on keskmisest edukamatel territooriumidel vähemalt kodupiirkonnas vähem metsamaastikku, põõsastikke ning muud maastikku, mis on ka igati oodatud tulemus (nimetatud biotoobid ei sobi kõrvukrätsule ei pesakohana ega saagialadena). Antud tulemus toetab ka kõrvukrätsu võimalikke eelistusi maastikuparameetrite suhtes pesitsusterritooriumi kodupiirkonnas – eelistab pesitseda piirkonnas, kus on keskmisest väiksem metsade, põõsastike ja soode osatähtsus. Kõrvukrätsu puhul on tegemist liigiga, kes ei ole tugev territooriumihoidja (Scott 1997) ning asustab aastati erinevaid piirkondi. Sellest tulenevalt on antud liigi leviku ja produktiivsuse seosed maastikuparameetritega suhteliselt usaldusväärsed, sest puudub tugev isendiline mõju (vanus, spetsialiseerumine, kohanemine).

#### 4.3.4. Järeldused

Võib väita, et käesoleva töö üks eesmärkidest - analüüsida händkaku, kodukaku ning kõrvukrätsu elupaikade kvaliteeti ruumiliselt kahel erineval tasandil: piirkondlik mastaap ja pesitsusterritooriumi mastaap – on saavutatud. Eesmärgi saavutamiseks on täidetud ka rida ala-eesmärke (produktiivsuse määramine, asustustihedus, maastikuparameetrite mõõtmine), mis tervikuna annavad vajaliku kirjeldava informatsiooni võimalike seoste leidmisel. Kahes ruumimastaabis mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsuste ja antud liikide leviku ning produktiivsuse vaheliste seoste analüüs näitab, et valitud maastikuparameetritest olulisemad (mets, haritavmaa, park, looduslik rohumaa, raiesmik) on erinevad nn. “headel” ja “halbadel” elupaikadel. Samuti on üldjuhul liikide produktiivsus suurem sobivate toitumislade suurema suhtelise pindala korral. Valitud maastikuparameetritest eristus selgelt haritava maa ja metsamaastiku olulisus nii liikide elupaiga eelistuse kui ka kvaliteedi osas. Lisaparameetritena eritusid suhteliselt olulistena ka raiesmik, park ja looduslik rohumaa. Eelnimetatud viis parameetrit on enamuses ka kvalitatiivsemad saagialad ning võib väita, et antud parameetritel on potentsiaalselt kõige suurem mõju nimetatud kakuliikide populatsioonide kasvule. Siiski peab märkima, et valitud parameetrid ei ole piisavalt detailsed. Kuigi statistiliselt olulised seosed olid olemas, tuleb antud tulemusi hinnata kriitiliselt ning analüüsida edaspidi põhjalikumalt juba parameetreid, mis potentsiaalselt avaldavad suuremat mõju liikide levikule ja sigimisedukusele. Sealjuures tuleb arvestada lisaks ka teisi võimalikke tegureid (saakloomade arvukus, elupaigad).

Siiski tuleb töö tulemustest ka järeldada, et nii kodukaku, händkaku kui ka kõrvukrätsu asustustiheduse põhjal ei ole usalduväärselt võimalik leida otseseid seoseid maastikuparameetritega sedavõrd väikeses mastaabis (piirkondlik mastaap – 120 km<sup>2</sup>). Piiravaks teguriks on eelkõige valimi väiksus, kuid võib ka oletada, et territooriumide jaotus levikuruutudes ei ole meetodiliselt kõige õigem (pesa asukoha alusel). Näiteks võib pesa asukoht paikneda levikuruudu ääres ning raske on määratleda, kas see on põhjustatud antud ruudu parameetritest või avaldab positiivset/negatiivset mõju naaberruut. Ainus arvestatav tulemus piirkondliku mastaabi analüüsil on see, et kodukaku kõrgema asustustihedusega levikuruutudes oli oluline saagialade suurem osatähtsus. Seega meetodiliselt suur viga ei saa olla, sest kodukaku valimi suuruseks oli 11 territooriumi, mistõttu oleks pidanud eeldatavalt tulemusi andma ka kõrvukrätsu asustustiheduse ja maastikuparameetrite vaheline analüüs (territooriumide arv analüüsis 19). Põhjuseid, miks kõrvukrätsul ning händkakul ei esinenud seoseid maastikuparameetrite ja levikuga piirkondlikus mastaabis usaldusväärset tasemel võib olla mitmeid. Händkaku osas kindlasti on üheks peamiseks põhjuseks valimi suurus (6 territooriumi), kuid kõrvukrätsu puhul võib pigem oletada, et selle liigi leviku põhjuste analüüs piirkondliku mastaabi tasemel vajab kas teistsugust meetodikat või peab edaspidi rohkem tähelepanu pöörama pesitsusterritooriumi mastaabile. Kõrvukrätsu pesitsusterritooriumi mastaabis on pesakohta ümbritsev maastik (eriti tuumala, r=600m, piires) suurema tõenäosusega seotud liigi esinemisega (ei ole vajalik eraldi analüüsida naaberruutude võimalikku mõju). Samuti võib piirkondlik mastaap olla liigi jaoks liialt suur ala, kus võib esineda suhteliselt palju parameetreid, mille suhtes kõrvukrätsul ei ole eelistusi ning võimalik mõju puudub (tekib nõ. “müra”). Piirkondliku mastaabi piires on suurema pesitsusterritooriumiga liikide puhul mõistlikum analüüsida eelnevalt kahte erineva maakattetüübiga piirkonda ning hinnata liikide asustustiheduse ja valitud parameetrite vahelisi seoseid (seejuures peab suurt tähelepanu pöörama parameetrite valikule). Üksiku ala analüüs eraldi ei anna head tulemust võimalike seoste ülekandmiseks teistesse piirkondadesse, kus maastikulised



tingimused on erinevad (Oja *et al* 2004). Siiski näitab käesoleva töö tulemus piirkondliku mastaabi analüüsil, milliseid seoseid võib oodata ning millised parameetrid potentsiaalselt võiksid mõjutada liikide levikut. Selle tõestamiseks on aga vajalik analüüsida suuremaid mastaape (nt. 50x50km levikuruutude omavaheline võrdlus, kus detailsemas skaalas võib vaadata veel eraldi 10x10km ruute). Taoline metoodika nõuab liikide pesitusterritooriumide kohta adekvaatse info olemasolu suhteliselt suurel territooriumil, kuid sealjuures on tulemus efektiivsem ning annab aluse edaspidiseks modelleerimiseks (nt. analüüsida, millistes levikuruutudes võiks teatud liik veel pesitseda).

Kodukaku, kõrvukrätsu ja händkaku pesitusterritooriumidel mõõdetud maastikuparameetrite analüüs näitab teatud eelistusi kas metsamaastiku suhtes (händkakk) või haritava maa osas (kõrvukräts, kodukakk). Händkaku eelistused metsamaastiku suhtes on seotud kindlasti rohkem pesitsuskohaga (st. vajab reeglina pesitsemiseks suuremaid metsamassiive) kasutades metsateid ja –sihte ka alternatiivse saagialana. Händkakk oli erandiks antud kolmest liigist, kellel ei olnud oluline saagialade suurem osatähtsus pesitusterritooriumil (seda nii tuumala kui kodupiirkonna mastaabis). Nii kodukakul kui kõrvukrätsul oli saagialade suurem osatähtsus siiski oluline parameeter (seda nii eelistuste kui kvaliteedi aspektist). Siit edasi on kindlasti huvitav uurida, millised konkreetsetest biotoopidest, mis on potentsiaalsed toitumisbiotoobid antud liikidele, on rohkem olulised. Lõhmus (2001) järgi on toitumisbiotoobi eelistused otseselt seotud saagijahi edukusega. Pisiimetajatele spetsialiseerunud liigirühm eelistab mitmeid biotoope (niit, põllud), mida teised liigid näiteks väldivad või kasutavad harvem. Reeglina kasutavad pisiimetajatest toituvad liigid põhiliselt kultuur-avamaastikku. Saagijahi edukusest tulenev valivus toitumisbiotoobi suhtes tähendab, et maastike muutumisel on röövlindude jaoks potentsiaalselt suur mõju. Toitumisalade kasutatavust mõjutab 3 tegurit: saakloomade rohkus ja paiknemine, saakloomade kättesaadavus, konkurents toidu pärast. Käesolevas töös saagialadena määratletud biotoopidest on teoreetiliselt kvaliteetsemad haritavmaa ning raiesmikud, kus uruhiirte arvukus on suurem. Looduslik rohumaa, pargid ja pinnaveekogude äärsed alad võivad olla saakloomade rohkuse poolest võrdsed, kuid kohati saakloomade kättesaadavuse seisukohast kehvemad, mistõttu neid biotoope võidakse kasutada harvem. Võttes aluseks näiteks haritava maa osatähtsuse, mis kõrvukrätsu keskmisest edukamatel pesitusterritooriumide tuumalal (kodukakul sama näitaja kodupiirkonnas) on suurem, võib väita, et antud parameeter on oluline sigimisedukuse aspektist. Samas on suur tõenäosus, et lisaks haritavale maale kasutatakse saagialadena ka looduslikku rohumaad, raiesmikke, vähem parke ja pinnaveekogude äärseid alasid. Ainult ühe biotoobi kasutamine toitumisalana ei ole isendile pikemas perspektiivis soodus, sest mitmed uuringud Lõhmuse (2003a) hinnagul on näidanud, et elupaiga kvaliteet on aastati erinev. Seega võiksid liigid eeldatavalt eelistada mitmekesisist maastikku, kuid antud eeldus ei leidnud käesoleva töö puhul kinnitust (mitmekesisuse indeksi alusel ei olnud olulisi seoseid leviku ega produktiivsuse osas). Kodukaku puhul on Petty (1989) analüüsid näidanud, et produktiivsuse ja mitmekesisuse seosed on olemas aastatel, kus uruhiirte arvukus on madal. Seega kasutab kodukakk nõ. kehvematel aastatel rohkem erinevamaid biotoope saagialadena. Händkaku osas toob Lõhmus (2003b) esile hoopiski pesitsussageduse tähtsuse elupaiga kvaliteedi hindamiseks. Antud aspekti ei ole aga piisavalt uuritud andmete vähesuse tõttu.

Tihti peale uuritakse elupaikade kvaliteedi või eelistuste osas suhteliselt erinevaid parameetreid, võrreldakse teatud liigi elupaigakasutust uuritavas piirkonnas saadaolevaga (Allredge & Ratti 1986), analüüsitakse teatud piirkonnas lennuõimestunud noorlindude ellujäämist ning püütakse leida seoseid elupaikade kvaliteediga (Morrison *et al.* 1992) jne. Käesolevas töös on analüüsitud peamise eesmärgina kõrvukrätsu, kodukaku ja händkaku levikut ja produktiivsust 120 km<sup>2</sup> suurusel uurimisalal ning on proovitud leida vastavalt

seoseid valitud maastikuparameetritega erinevates ruumimastaapides. Töö tulemustest lähtuvalt võib järeldada, et edaspidiste uuringute tegemisel antud liikide osas on vajalik keskenduda juba konkreetsematele parameetritele, mis potentsiaalselt avaldavad suuremat mõju kas liigi levikule või produktiivsusele. Kui võtta järgmise etapina eesmärgiks elupaiga kvaliteedi mudeli koostamine peab arvestama, et mudelis kasutatavad parameetrid oleksid lihtsalt mõõdetavad ning on liigi pesitsussageduse, produktiivsuse või leviku suhtes võimalikult suure mõjuga. Mudeli rakendamisel on vajalik, et oleks olemas piisavalt usaldusväärne välitööde andmestik kontrollimaks mudeli tõepärasust ning efektiivsust. Käesoleva töö tulemused on üks etappidest selgitamaks antud liikide elupaikade kvaliteeti ja eelistusi vajades edaspidi detailsemat analüüsi olulisemate parameetrite osas. Samuti tule märkida, et väiksemas ruumimastaabis ning väikese valimi puhul on otstarbekas keskenduda otseselt pesitsusterritooriumidele, sest piirkondlik mastaap (levikuruudud) võivad anda ennatlikke tulemusi. Antud töö järgmise etapina on vajalik võrrelda andmeid teiste pindalalt sarnaste uurimisaladega ning hinnata kas käesoleva töö tulemustena eristunud olulised parameetrid avaldavad mõju liikide sigimisedukusele ka mujal. Sellest tulenevalt võiks tõstatada hüpoteesi, et kvaliteetsemad pesitsusterritooriumid on teatud kindlate maastikuparameetritega, mille suhtes liikidel on eelistused ning võimaluse korral valitakse nõ. paremad pesitsuspiirkonnad, kus on eelistatud parameetrite osatähtsus suurem.

## KOKKUVÕTE

Viimastel aastatel on oluliselt kasvanud teadustööde hulk, mis põhinevad röövlindude ning nende elupaikade analüüsil, kuid uuritavate liikide arv ei ole võrdselt suurenenud. Selgelt eristuvad nõ. populaarsed liigid, kelle kohta on koostatud enam kui pooled teadustööd. Nende liikide hulka ei kuulu aga händkakk (*Strix uralensis*), kodukakk (*Strix aluco*) ja kõrvukräts (*Asio otus*), kes on uuritavateks liikideks käesolevas töös.

Aastatel 1993-2003 uuriti kodukaku, kõrvukrätsu ja händkaku levikut, produktiivsust ja seoseid maastikuparameetritega erinevates ruumimastaapides Põlvamaal Laheda röövlinnuseire püsialal (pindala 120 km<sup>2</sup>). Liikide arvukust uurimisel määrati kaardistamise ja pesade otsimise teel ning väljendati pesitsusterritooriumide arvuna, kasutades traditsioonilisi asustatuse kriteeriume. Territooriumidel määrati asustatus ja sigimistulemused (enamasti leitud pesade alusel). Valitud maastikuparameetrite osatähtsused määrati ortofotodelt (1:10 000) ning analüüsid teostati kahes erinevas ruumimastaabis: piirkondlik mastaap (12 levikuruutu pindalaga 10 km<sup>2</sup>) ja pesitsusterritooriumi mastaap (600m ja 2000m raadiusega ringid, mille pindalad on vastavalt 113 ha ja 1256ha). Piirkondlikus mastaabis oli eesmärgiks analüüsida võimalikke seoseid liikide leviku ja maastikuparameetrite vahel. Pesitsusterritooriumi mastaabis hinnati võimalikke seoseid pesitsusterritooriumidel mõõdetud maastikuparameetrite ning produktiivsuse vahel (sh. hinnati võimalikke seoseid nii elupaiga eelistuse kui kvaliteedi osas). Pesitsusterritooriumide suurused määrati kirjanduse põhjal ning peamiste maastikuparameetrite alusel määrati lisaparameetritena saagialad (haritavmaa, looduslik rohumaa, raiesmikud, pargid, pinnaveekogud), metsad ja poollooduslik maastik (metsad, looduslik rohumaa, põõsastikud, raiesmikud), põllumajandusmaastik (haritavmaa, karjamaa), tehismaastik (hörehoonestus, tihehoonestus, pargid, muu maastik) ja mitmekesisuse indeks. Iseseisvate parameetritena käsitleti pinnaveekogusid ja soode osatähtsusi.

Piirkondliku mastaabi analüüsil oli kodukaku puhul oluliseks seoseks saagialade suurem osatähtsus levikuruutudes, kus liik oli arvukam. Teistest parameetritest liikide leviku ja maastikuparameetrite vahel oli kodukaku osas positiivne seos põllumajandusmaastikuga ning negatiivne seos soode osatähtsusega. Händkakul oli suhteliselt kõrge positiivne seos raiesmike ja metsade ning poolloodusliku maastikuga ning negatiivne seos tehismaastikuga. Viimati nimetatud parameetriga oli piirkondlikus mastaabis negatiivne seos ka kõrvukrätsul.

Pesitsusterritooriumi mastaabis iseloomustas liikide eelistusi kodupiirkonnas eelkõige haritava maa osatähtsus (kodukakk, kõrvukräts) ning metsade ja poolloodusliku maastiku osatähtsus (händkakk). Elupaikade kvaliteedi analüüs näitas olulisi seoseid produktiivsuse ja valitud maastikuparameetrite vahel kõigil liikidel. Olulisemateks parameetriteks, mis mõjutasid liikide produktiivsust positiivses suunas olid saagialad (kõrvukräts, kodukakk), haritavmaa (kõrvukräts kodukakk), pargid (kodukakk), looduslik rohumaa (händkakk) ning metsad ja poollooduslik maastik (händkakk).

Käesoleva töö eesmärgid saavutati hoolimata valitud parameetrite üldisusest ning tulemused on enamuses usaldusväärsed. Händkaku, kodukaku ning kõrvukrätsu elupaikade kvaliteedi (kohati ka eelistuste) analüüsil ruumiliselt kahel erineval tasandil saavutatud tulemused (kolme liigi pesitsusterritooriumide produktiivsused viimasel 10 aastal, liikide asustustihedus, pesitsusedukus, pesitsusterritooriumidel paiknevate biotoopide osatähtsuse

jaotus, võimalikud seosed maastikuparameetrite ning liikide leviku ja sigimisedukusega) annavad hea aluspõhja edaspidiste uuringute teostamiseks ning võimalusel elupaiga kvaliteeti hindava mudeli koostamiseks. Kahes ruumimastaabis mõõdetud maastikuparameetrite osatähtsuste ja antud liikide leviku ning produktiivsuse vaheliste seoste analüüs näitab, et valitud maastikuparameetritest olulisemad (mets, haritava maa, park, looduslik rohumaa, raiesmik) on erinevad nn. “headel” ja “halbadel” elupaikadel. Samuti on liikide produktiivsus suurem sobivate toitumisalade suurema suhtelise pindala korral. Valitud maastikuparameetritest eristus selgelt haritava maa ja metsamaastiku olulisus nii liikide elupaiga eelistuse kui ka kvaliteedi osas. Lisaparameetritena eritusid suhteliselt olulistena ka raiesmik, park ja looduslik rohumaa. Eelnimetatud viis parameetrit on enamuses ka kvalitatiivsemad saagialad, mistõttu võib oletada, et antud parameetritel on teiste maastikuparameetritega võrreldes potentsiaalselt kõige suurem mõju nende liikide populatsioonide kasvule. Siiski peab märkima, et valitud parameetrid ei ole piisavalt detailsed. Kuigi statistiliselt olulised seosed olid olemas, tuleb antud tulemusi hinnata kriitiliselt ning analüüsida edaspidi põhjalikumalt juba parameetreid, mis potentsiaalselt avaldavad suuremat mõju liikide levikule ja sigimisedukusele. Sealjuures tuleb arvestada lisaks ka teisi võimalikke tegureid (saakloomade arvukus, elupaigad).

Laheda uurimisalal analüüsitud kodukaku, händkaku ja kõrvukrätsu leviku, produktiivsuse ja võimalike seoste hinnang maastikuparameetritega näitab kohati olulisi tulemusi, kuid nende tõlgendamine ning ülekandmine teistele liikidele on raske. Põhjuseks on valimi suurus, mis ei võimalda teha ulatuslikke järeldusi antud liikide elupaikade eelistuste või kvaliteedi osas. Samuti on sellest tulenevalt ennatlik teha järeldusi teiste bioloogialt sarnaste liikide kohta. Siiski kinnitab käesolev töö juba varem avaldatud hüpoteese saagialade olulisuse kohta kvaliteetsematel aladel. Samuti on selge, et elupaiga kirjeldustes toodud “eelistatud” biotoobid on esindatud liikide pesitsusterritooriumidel keskmisest suurema osatähtsusega ning mõningad neist näitavad ka olulisi seoseid leviku ja produktiivsusega (kvaliteetsematel aladel on teatud maastikuparameetrite osatähtsused suuremad).

## **SUMMARY**

### Tawny Owl (*Strix aluco*), Long-eared Owl (*Asio otus*) and Ural Owl (*Strix uralensis*) distribution, productivity and relationships with landscape parameters in Laheda research area

Research on habitat relationships of raptors and owls has sharply increased during recent years. However, the number of species under research has not equally increased. Most of the studies are dealing with so-called popular species and approximately half of the studies have concentrated on them. Ural owl (*Strix uralensis*), Tawny owl (*Strix aluco*) and Long-eared owl (*Asio otus*) do not belong into these popular species group but are under research in the current paper.

During years 1993-2003 Ural owl (*Strix uralensis*), Tawny owl (*Strix aluco*) and Long-eared owl (*Asio otus*) distribution, productivity and possible relationships with selected landscape metrics in different spatial scales has been studied in a research area of 120 km<sup>2</sup> in Põlva County (South-Estonia). The number of species nesting territories was registered by mapping and searching nests, which was expressed as number of breeding territories using traditional occupancy criterias. For the registered breeding territories the occupancy and nesting result was given for each territory (usually based on the found nests). Share of selected landscape metrics was measured from aerial photography (1:10 000) and analyses were made in two different spatial scales: regional scale (12 cells with area of 10 square km each) and breeding territory scale (territories with radius of 600m and 2000m). In the regional scale the aim was to analyse and find possible relationships between species distribution and selected landscape metrics. In the scale of breeding territory, possible relationships between landscape metrics and productivity was estimated (taking into account habitat preferences and quality). The area of breeding territories for the species has been given according to the available data in recent studies. Based on the main landscape metrics, additional metrics were determined: foraging area (arable land, natural grassland, clearcut, park, waterbody), forest and semi-natural landscape (forests, natural grasslands, shrubberies, clearcuts), agricultural landscape (arable land, pastures), artificial landscape (rural areas, dense housing, parks, other areas) and Simpson landscape diversity index. Independent parameters were share of waterbodies and bogs.

Analyses made on regional scale showed significant relationships between Tawny owl distribution and foraging areas. Considering the relationships between other parameters and species distribution, agricultural landscape had positive impact and bogs negative impact to the Tawny owl distribution in the research area. Clearcuts, forests and semi-natural landscape showed positive impact to the Ural owl distribution. On the other hand, artificial landscape had significant negative impact to the Ural owl distribution. The same parameter had also negative impact to the Long-eared owl distribution in the regional scale.

In the scale of breeding territory (circles with radius of 600m and 2000m) the arable land had significant importance for Tawny owl and Long-eared owl. Forests and semi-natural landscape showed significant importance for Ural owl. These outcomes can be taken as habitat preferences for the species. In terms of habitat quality the analysis showed significant relationships between species productivity and selected landscape metrics. The most important parameters, which could possibly influence species productivity positively were foraging areas and arable land (Tawny owl, Long-eared owl), parks (Tawny owl), natural grasslands and forests and semi-natural landscape (Ural owl).

The aims of the current study were achieved despite of the generality of selected landscape parameters and it can be concluded that the results are reliable. The results of the analysis on habitat quality in two different spatial scales on the Ural owl, Tawny owl and Long-eared owl were mainly descriptive (as productivity, species distribution, breeding success, share of landscape parameters in breeding territories) but the results are the basis for further studies. The relationships between some selected landscape metrics and species distribution/productivity showed significant importance (as foraging areas, arable land, parks, forests and semi-natural landscapes). The results of current paper will give good basis for modelling habitat quality and preferences. Measured landscape parameters in two different spatial scales and possible relationships between species distribution or productivity show that the most important metrics (forests, arable land, parks, natural grassland, clearcuts) are different in “good” and “bad” habitats. Also the productivity of the species is higher if there is relatively more foraging areas available in the breeding territory. From the selected landscape metrics arable land and forests were important in terms of species habitat preferences and quality. However, the clearcut areas, parks and natural grasslands are as important also. Above mentioned five landscape parameters are determined as the most valuable foraging areas for the species. Therefore it can be concluded that these parameters have potentially high influence for the three owl species population increase. However, it has to be stated that selected parameters are not detailed enough. Statistically significant relationships were present but the results should be interpreted carefully and must be critically estimated. Further, the most important parameters have to be analysed in detail considering that these metrics could possibly influence the distribution and productivity of the species. Also, it has to be mentioned that other possible aspects (like availability of main prey and their distribution) must be taken into account.

The results of the three owl species distribution, productivity and estimation of possible relationships with landscape metrics are in some cases significant but the interpretation and extrapolation of main findings for other similar species is not easy. This is because of the small sample sizes, which does not allow making extensive conclusions in terms of the owls' habitat preferences and quality. However, the results of the current paper confirm previous hypothesis that the importance of foraging areas in better habitats is significant in most cases. Also, it is clear that the preferred biotopes as described in most descriptive studies are present in species breeding territories and are with higher share in qualitative habitats. Some of these biotopes are also important in terms of species productivity and distribution in defined landscape.

## KASUTATUD KIRJANDUS

- Adamick, R.S., Todd, A.W., Keith, L.B. 1978. Demographic and dietary responses of Great Horned Owls during a snowshoe hare cycle. *Canadian Field-Naturalist*. 92 (2): 156-166.
- Allredge, J.R. & Ratti, J.T. 1986. Comparison of some statistical techniques of analyses of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 50:157-165.
- Andren, H. 1990. Despotic distribution, unequal reproductive success, and population regulation in the jay *Garrulus glandarius* L. *Ecology* 71 (5): 1796-1803.
- Ardia, D. R. & Bildstein, K.L. 1997. Sex-related differences in habitat selection in wintering American kestrels *Falco sparverius*. *Anim. Behav.* 53: 1305-1311.
- Arold, I. 2001. Eesti maastikuline liigestatus. Tartu Ülikooli Kirjastuse Trükikoda.
- Arroyo, B.E. & Bretagnolle, V. 1999. Breeding biology of the Short-eared owl (*Asio flammeus*) in agricultural habitats of southwestern France. *J. Raptor Res.* 33 (4): 287-294.
- Bench, S. and Hasselquist, D. 1991. Territory infidelity in the polygynous great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus*: the effect of variation in territory attractiveness. *J. Anim. Ecol.* 60: 857-871.
- Bevan, G. 1964. The food of Tawny Owls in London. *London Bird Report* 29: 56-72.
- Scott, D. 1997. The long-eared owl. *The Hawk and Owl Trust*, London.
- Blancher, P. J. and Robertson, R. J. 1987. Effect of food supply on the breeding biology of western kingbirds. *Ecology* 68: 723-732.
- Block, B. & Block, P. 1991. Zur Reproduktion und zum Fortpflanzungsverhalten der Waldohreule *Asio otus*. *Populationsökologie Greifvogel-u. Eulenarten* 2: 434-444. *Wiss.Beitr.Univ.Halle* 1991/1 (p 45).
- Brooke, M. de L. 1979. Differences in the quality of territories held by wheatears (*Oenanthe oenanthe*). *J. Anim. Ecol.* 48: 21-32.
- Brown, J. L. 1969. Territory behaviour and population regulation in birds. *Wilson Bull.* 81: 293-329.
- Bull, E.L., Wright, A.L. & Henjum, M.G. 1989. Nesting and diet of Long-eared owls in conifer forests, Oregon. *Condor* 91 (4): 908-912.
- Carey, A.B., Horton, S.P. & Biswell, B.L. 1992. Northern spotted owls: influence of prey base and landscape character. *Ecol. Monogr.* 62: 223-250.
- Eltis, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigijõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E. & Ots, M. 2003. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998-2002. *Hirundo* 16: 58-83.

- Ens, B. J., Kersten, M., Brenninkmeijer, A. and Hulscher, J. B. 1992. Territory quality, parental effort and reproductive success of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *J. Anim. Ecol.* 61: 703-715.
- Franklin, A. B., Anderson, D. R., Gutierrez, R. J. & Burnham, K. P. 2000. Climate, habitat quality, and fitness in Northern spotted owl populations in northwestern California. *Ecol. Monogr.* 70: 539-590.
- Ferrer, M. & Donazar, J. A. 1996. Density dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish imperial eagles. *Ecology* 77: 69-74.
- Fretwell, S. D. and Lucas, H. L. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheor.* 19: 16-36.
- Galeotti, P. 1994. Patterns of territory size and defence level in rural and urban tawny owl (*Strix aluco*) populations. *J. Zool., Lond.*, 234 (4): 641-658.
- Glue, D.E. 1977. Breeding biology of Long-eared owls. *Brit. Birds* 70 (8): 318-331.
- Goszczynski, J.; Jablonski, P.; Lesinski, G.; Romanowski, J. 1993. Variation in diet of Tawny Owl *Strix aluco* L. along an urbanization gradient. *Acta Ornithologica.* 27: 113-123.
- Haller, H. 1996. Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. *Orn. Beob. Beiheft* 9.
- Hakkarainen, H. & Korpimäki, E. 1996. Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. *Ecology* 77 (4): 1134-1142.
- Tome, D. 1997. Breeding biology of long-eared owl (*Asio otus*) in central Slovenia. *Folia Zool.* 46: 43-48.
- Hakkarainen, H., Koivunen, V., Korpimäki, E. & Kurki, S. 1996. Clear-cut areas and breeding success of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. *Wildl. Biol.* 2 (4): 253-258.
- Hakkarainen, H., Koivunen, V. & Korpimäki, E. 1997. Reproductive success and parental effort of Tengmalm's owls: effects of spatial and temporal variation in habitat quality. *EcoScience* 4 (1): 35-42.
- Hardy, A.R. 1992. Habitat use by farmland Tawny Owls *Strix aluco*. In: The ecology and conservation of European owls. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee (UK Nature Conservation, No. 5): 55-63.
- Henrioux, F. 2000. Home range and habitat use by the Long-eared owl in northwestern Switzerland. *J. Raptor Res.* 34 (2): 93-101.
- Hilden, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annal. Zool. Fenn.* 2: 53-75.
- Jenkins, A. R. 2000. Hunting mode and success of African Peregrines *Falco peregrinus minor*: does nesting habitat quality affect foraging efficiency. *Ibis* 142: 235-246.



- Korpimäki, E. 1984. Population dynamics of birds of prey in relation to fluctuations in small mammal populations in western Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21: 287-293.
- Korpimäki, E. 1987. Selection for nest-hole shift and tactics of dispersal in Tengmalm's owl, *Aegolius funereus*. *J. Anim. Ecol.* 56: 185-196.
- Korpimäki, E. 1992. Population dynamics of Fennoscandian owls in relation to wintering conditions and between-year fluctuations of food. In: The ecology and conservation of European owls. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee (UK Nature Conservation, No. 5): 1-10. 323.
- Kostrzewa, A. 1996. A comparative study of nest site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species. *Ethol. Ecol. Evol.* 8: 1-18.
- Krebs, J. R. 1971. Territory and breeding density in the great tit, *Parus major* L. *Ecology* 52: 2-22.
- Kumari, E. 1954. Eesti NSV linnud. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.
- Lahti, E. 1972. Nest sites and nesting habitats of the Ural Owl *Strix uralensis* in Finland during the period 1870-1969. *Ornis Fennica* 49: 91-97.
- Laur, T. & Lelov, E. 1990. Kakuliste liigilisest koosseisust, levikust ja pesitsusaegsest arvukusest Edele-Eestis. *Loodusvaatlusi*, 1/1987: 97-111.
- Leibak, E. 1991. Kakuliste arvukusest Karula maastikukaitsealal. *Loodusvaatlusi*, 1/1989:45-47.
- Ligon, J. D. and Ligon, S. H. 1989. Green woodhoopoe. In: Newton, I. (ed.). Lifetime reproduction in birds. Academic Press, London, pp. 219-232.
- Lundberg, A. 1980. Why are the Ural Owl *Strix uralensis* and the Tawny Owl *Strix aluco* parapatric in Scandinavia? *Ornis Scand.* 11: 116-120.
- Lundberg, A. 1981. Population ecology of the Ural Owl *Strix uralensis* in Central Sweden. *Ornis Scandinavica* 11: 65-70.
- Lundberg, A., Alatalo, R. V., Carlson, A. and Ulfstrand, S. 1981. Biometry, habitat distribution and breeding success in the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Ornis Scand.* 12: 68-79.
- Lundberg, A. & Westman, B. 1984. Reproductive success, mortality and nest site requirements of the Ural Owl *Strix uralensis* in Sweden. *Ornis Scand.* 11: 65-70.
- Lõhmus, A. 1997. Kuidas uurida röövlindude sigimisedukust? *Hirundo* 1997 (1): 33-39.
- Lõhmus, A., Evestus, T., Lauk, K. & Väli, Ü. 1997. Röövlindude sigimisedukusest Ida-Kagu-Eestis. *Hirundo* 1/1997: 40-50.

- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L. & Sellis, U. 1998. Eesti lindude status, pesitsusaegne ja talvine arvukus. *Hirundo* 11/2: 63-84.
- Lõhmus, A. 1999a. Röövlinnuprojekt aastail 1994-1998. *Hirundo* 12: 19-35.
- Lõhmus, A. 1999b. Vole-induced regular fluctuations in Estonian owl populations. *Ann. Zool. Fennici* 36: 167-178.
- Lõhmus, A. 2001. Toitumisbiotoobi valikust Loode-Tartumaa röövlindudel. *Hirundo* 14:27-42.
- Lõhmus, A. 2003a. Are certain habitats better every year? A review and case study on birds of prey. *Ecography* 26: 545-552.
- Lõhmus, A. 2003b. Do Ural owls (*Strix uralensis*) suffer from the lack of nest sites in managed forests? *Biological Conservation* 110: 1-9
- Lõhmus, A. 2004. Raptor Habitat Studies – the state of the art. Chancellor, R. D. & B.-U. Meyburg eds.
- Manen van, W. 1992. Territorium – en nestkeuze bij de Ransuil *Asio otus*. *Limosa* 65: 1-6.
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 453-487.
- Mearns, R. & Newton, I. 1988. Factors affecting breeding success of Peregrines in South Scotland. *J. Anim. Ecol.* 57: 903-916.
- Meiner, A. (ed.) 1999. Land cover of Estonia. The implementation of CORINE land cover project in Estonia. EEIC, Tallinn.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. Poyser, Calton.
- Morrison, M.L., Marcot, B., Mannon, R.W. 1992. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. Madison, WI: University of Wisconsin Press. 343 p.
- Newton, I. 1976. Breeding of Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in different environments. *J. Anim.Ecol.* 45: 831-849.
- Newton, I. 1979: Population ecology of raptors. - Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. 1991. Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks. *Ibis* 133 Suppl. 1: 76-88.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic press, London.
- Nilsson, I.N. 1977. Hunting methods and habitat utilization of two Tawny Owls (*Strix aluco* L.). *Fauna och flora* 72: 156-163.

- Nilsson, I.N. 1987. The relationships between habitat, food and reproductive output in Long-eared Owl *Asio otus* and Tawny Owl *Strix aluco* in southern Sweden. Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica 14: 124-130.
- Oja, T., Alamets, K., Pärnamets, H. 2004. Modelling bird habitat suitability based on landscape parameters at different scales. Landscape Indicators (submitted).
- Pavey, C. R. & Smyth, A. K. 1998. Effects of avian mobbing on roost use and diet of powerful owls, *Ninox strenua*. Anim. Behav. 55: 313-318.
- Peterson, A.T. & Robins, C.R. 2003. Using Ecological-Niche Modeling to Predict Barred Owl Invasions with Implications for Spotted Owl Conservation. Conservation Biology 17 (4): 1161-1165.
- Petty, S. J. 1989. Productivity and density of tawny owls *Strix aluco* in relation to the structure of a spruce forest in Britain. Ann. Zool. Fenn. 26: 227-233.
- Petty, S.J. 1992. Ecology of the Tawny Owl (*Strix aluco*) in the spruce forests of Northumberland and Argyll. Open University. 295 p. Ph.D. dissertation.
- Randla, T. 1976. Eesti röövlinnud. Valgus, Tallinn.
- Redpath, S.M. 1995. Habitat fragmentation and the individual: Tawny Owls *Strix aluco* in woodland patches. Journal of Animal Ecology. 64: 652-661.
- Salvati, L., Manganaro, A. & Ranazzi, L. 2002. Wood quality and the Tawny Owl *Strix aluco* in different forest types of central Italy. Ornis Svecica 12: 47-51.
- Saurola, P. 1985. Finnish birds of prey: status and population changes. Ornis Fennica, 62: 64-72.
- Saurola, P. 1995 (toim). Suomen pöllöt. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Scalet, C. G., Flake, L. D. and Willis, D. W. 1996. Introduction to wildlife and fisheries: an integrated approach. W. H. Freeman.
- Sonerud, G.A., Solheim, R. & Jacobsen, B.V. 1986. Home range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. Fauna Norvegica Ser. C, Cinclus 9: 100-106.
- Southern, H.N. 1970. The natural control of a population of Tawny Owls (*Strix aluco*). Journal of Zoology, London. 162: 197-285.
- Steele, B. B. & Whelan, C. J. 1994: Proximate and ultimate cues in habitat selection: The importance of spatial scale. - J. Orn. 121.
- Steenhof, K. 1987. Assessing raptor reproductive success and productivity. In: Pendelton, B. A. G. *et al.* (eds.), Raptor management techniques manual. Nat. Wildl. Fed., Washington, DC, pp. 157-170.

- Stepnisky, D.P. 1997. Landscape features and characteristics of Great Gray Owl (*Strix nebulosa*) nests in fragmented landscapes of central Alberta. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NC-190: 601-607.
- Sunde, P., Overskaug, K., Bolstad, J.P. & Øien, I.J. 2001. Living at the limit: ecology and behaviour of Tawny owls *Strix aluco* in a northern edge population in central Norway. *Ardea* 89 (3): 495-508.
- Sundell, J., Huitu, O., Henttonen, H., Kaikusalo, A., Korpimäki, E., Pietiäinen, H., Saurola, P. & Hanski, I. 2004. Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *J. Anim. Ecol.* 73: 167-178.
- Tishechkin, A. V. & Ivanovsky, W. V. 2000. Die Brutleistung des Uralkauzes im nördlichen Weibrubland. *Ornithologische Mitteilungen* 52, 76-88.
- Tome, D. 2003. Nest site selection and predation driven despotic distribution of breeding long-eared owls *Asio otus*. *J. Avian Biol.* 34: 150-154.
- Toland, B. R. 1987. The effect of vegetative cover on foraging strategies, hunting success and nesting distribution of American kestrels in central Missouri. *J. Raptor Res.* 21: 14-20.
- Väli, Ü. & Laansalu, A. 2002. Rüüvlindude arvukus, sigimisedukus ning saagikoostis Härjanurme vaatusruudus Tartumaal 1992-2002.a. *Hirundo* 15: 35-47.
- Wendland, V. 1972. Jährige Beobachtungen zur Vermehrung des Waldkauzes (*Strix aluco*). *J. Orn.* 113 (3): 276-286.