

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ZOOLOOGIA ÕPPETOOL

Karoline Zilmer

METSSEA (*SUS SCROFA*) LISASÖÖTMISE MÕJU
KANALISTE PESARÜÜSTAJATELE

Magistritöö

Juhendaja: Ragne Oja

TARTU 2013

Sisukord

Sissejuhatus	3
Kirjanduse ülevaade	5
<i>Metssiga</i>	5
<i>Kanalised</i>	7
<i>Lisasöötmine</i>	8
<i>Tehispesade meetod ja kriitika</i>	10
Materjal ja metoodika	11
<i>Uurimispiirkond</i>	11
<i>Katse tehispesadega</i>	12
<i>Andmeanalüüs</i>	13
Tulemused	14
Arutelu	19
Kokkuvõte	23
Summary	24
Tänuavaldused	25
Kasutatud kirjandus	26

Sissejuhatus

Mitmed kanaliste populatsioonid kahanevad maailma eri piirkondades peamiselt elupaikade degradeerumise ja killustumise tõttu (Storch 2007). Kõige ohustatumad kanalised Eestis on metsislased (*Tetraonidae*): teder (*Tetrao tetrix*) ja laanepüü (*Tetrastes bonasia*) kuuluvad III ja metsis (*Tetrao urogallus*) II kaitsekategooria liikide nimekirja (Looduskaitseseadus 2004). Kanaliste pesitsusedukust ja noorlindude suremust mõjutavad temperatuur (Ludwig et al 2010), taimede katvus (Leimgruber et al 1994, Ludwig et al 2010, Gillis et al 2012), toidu kättesaadavus (Savory 1989), sademete hulk (Wegge & Kastdalen 2007), maastikuelemendid pesa vahetus ümbruses (Webb et al 2012), metsade fragmenteerumine (Yahner & Scott 1988), kuivendamine (Ludwig et al 2010), pesarüüste (Saniga 2002, Summers et al 2004, Webb et al 2012) ja kisklus (Manzer & Hannon 2008, Wegge & Kastdalen 2007). Boreaalsetes metsades tõuseb elupaikade killustumisel generalistidest röövlomade arvukus, mis tõstab lindude suremust (Andrén & Angelstam 1988, Andrén 1992) ja pesarüüste tõenäosust (Kurki et al 1997).

Lisasöötmine on laialt levinud jahimajanduslik võte, mille eesmärk on hoida ulukite arvukus kõrgel tasemel ja vähendada ulukikahjustusi. Lisasöötmine võib meelitada loomi kahjustuste piirkonnast eemale, vähendades metssea (*Sus scrofa*) põhjustatud põllukahjustusi (Calenge et al 2004) ning tõstes lindude pesitsusedukust (Crabtree & Wolfe 1988). Samas on leitud, et lisasöötmine ei ole tõhus meetod põllukahjustuste vähendamiseks (Geisser & Reyer 2004) ning võib pesarüüset tõsta (Cooper & Ginnett 2000, Jones et al 2010, Oja 2011). Eestis on metssigade lisasöötmine metsise püsielupaikades keelatud (Looduskaitseseadus 2004).

Eestis on peamine lisasöötmise objekt metssiga, kellele rajatud söödaplatside arv on alates 1991. aastast kahekordistunud (Statistikaamet). Söödaplatse külastavad peale metssea ka teised imetajad (Cooper & Ginnett 2000, Lambert & Demarais 2001, Oja 2011), Eestis kährikkoer (*Nyctereutes procyonoides*) ja rebane (*Vulpes vulpes*) (Oja 2011). Ka vareslased (*Corvidae*) võivad söödaplatsidel toitumas käia. Kõik loetletud söödaplatse külastavad liigid rüüstavad maaspesitsevate lindude pesi (Naaber 1974, Andrén 1992, Šálek et al 2004, Purger & Meszaros 2006). Kuigi sõraliste söödaplatside mõju pesarüüstele on vähe uuritud, on leitud, et valgesaba-pampahirve (*Odocoileus*

virginianus) (Cooper & Ginnett 2000) ja metssea (Oja 2011) söötmiskohtade läheduses pesarüüste tõuseb. Metssiga ei ole varem oluliseks pesarüüstajaks peetud (Henry 1969, Saniga 2002), kuid tema arvukuse tõusu tõttu soovitatakse metssea põhjustatud pesarüüstele rohkem tähelepanu pöörata (Oja 2011, Svobodová et al 2012).

Söödaplatsidel, kus asub võrreldes metsas leiduvaga suuremas koguses kergesti kättesaadavat toitu, on pesarüüstajate esinemissagedus kõrgeenenud. Elupaikade kokkupuutepiirkondades võib esineda servaepekt, mille toimel elupaiga serval liikide kooslus, struktuur ja ökoloogilised protsessid muutuvad (Murcia 1995), servaepekti mõju ja serva ulatus on liigispetsiifilised (Lidicker 1999). Lidicker (1999) eristab kahte servaepekti – maatriks- ja ökotoni efekt. Maatriksepekt tekib, kui kaks elupaika erinevad ressursi olemasolu poolest ja nende segunemisel muutub isendite asustustihedus vastavalt segunemise määrale. Ökotoni efektile on iseloomulik isendite kõrgem või madalam asustustihedus kahe biotoobi serval kui kummaski elupaigas. Eeldatavalt väheneb rüüstajate tihedus söötmiskohast metsa suunas, sest nende vastus ressursihulga muutusele on sellistel servadel üleminekuline (Ries & Sisk 2004). Seega saab püstitada hüpoteesi, et söödaplatside ümbruses esineb servaepekt, mille tulemusel väheneb pesarüüste söödaplatsist eemaldudes.

Käesoleva töö käigus uuritakse:

- millised servaepektid esinevad metssea söötmiskohtade ümbruses;
- kas lisaks kaugusele söödaplatsist mõjutavad pesarüüstet ka söötmisintensiivsus, taimede katvus ja metsatüüp;
- kas pesarüüste sõltub rüüstaja liigist (metssiga, mesokarnivor, lind).

Kirjanduse ülevaade

Metssiga

Metssiga on oportunistlik omnivoor, kelle toitumine sõltub toiduobjektide kättesaadavusest ning varieerub seetõttu piirkonniti, aastati ja aastaajati (Baubet et al 2004, Schley & Roper 2003). Suurema osa metssea toidust moodustavad taimed (Herrero et al 2006, Baubet et al 2004, Schley & Roper 2003), mille saab jagada nelja kategooriasse: nuumtoit (pähklid, tõrud, kastanid, marjad, puuviljad), taimede maa-alused osad, rohhtaime maapealsed osad ja põllukultuurid. Esimestesse kategooriatesse kuuluvad juured ja mugulad on olulisim toiduobjekt talvel (Genov 1981, Baubet et al 2004) ning rohhtaimed kevadel (Genov 1981). Põllukultuuride tarbimine on kõige sagedasem suvel (Genov 1981) ja suurtel põllumajandusaladel moodustavad need olulisima osa toidust (Herrero et al 2006). Elupaigast ja levila osast sõltumata kuulub metssea toiduobjektide hulka alati vähemalt üks energiarikas taimne toiduallikas, mis moodustab suurema osa toidust sügisel, näiteks tõrud, pähklid, kastanid, männiseemned, oliivid või teraviljad (Schley & Roper 2003).

Lisaks taimedele on metsseale oluline loomne toit, mille osakaal on enamasti madal ja sõltub piirkonnast, kuigi esinemissagedus on kõrge, eriti kevadisel perioodil (Genov 1981). Prantsusmaa Alpides oli loomse toidu esinemissagedus 75% (Baubet et al 2004), Hispaania põllumajandusmaastikus 90,5% (Herrero et al 2006) ja Poolas 47% (Genov 1981). Selgrootutest kuuluvad metssea toiduobjektide hulka putukad, vihmaussid ja limused (Schley & Roper 2003), nende esinemissagedus Poolas oli 16% (Genov 1981), Hispaanias 75,9% (Herrero et al 2006). Selgroogsetest kuuluvad toiduobjektide hulka peamiselt pisiimetajad ja linnud (Schley & Roper 2003), roomajate ja kahepaiksete osakaal on väiksem (Jolley et al 2010, Schley & Roper 2003). Herrero et al (2006) andmetel oli Hispaanias pisiimetajate ja lindude esinemissagedus toidus veidi üle 16%, roomajate ja kahepaiksete esinemissagedused samas uuringus olid vastavalt 0,73% ja 1,46%. Raibe võib olla oluline toiduobjekt talvel, kui paks lumi ning külmunud pinnas takistavad juurdepääsu taimedele ja selgrootutele loomadele (Melis et al 2006).

Toidu olemasolu on peamine metssea elupaigavalikut mõjutav tegur (Meriggi & Sacchi 2001, Fonseca 2008). Toitaineterikkad heitlehised metsad on eelistatud aastaringselt (Fonseca 1997, Meriggi & Sacchi 2001, Melis et al 2006, Welander 2000). Suvel

toituvad metssead ka põldudel, hoidudes siiski metsaservade lähedusse (Thurfjell et al 2009). Lisaks toiduallikatele mõjutab elupaigavalikut sobivate puhke-, varje- ja veeäärsete alade olemasolu (Meriggi & Sacchi 2001, Fonseca 2008). Varjumiseks sobivad paremini sega- ja laialehised metsad (Meriggi & Sacchi 2001) ning kuusemetsad (Fonseca 2008).

Toiduotsingutel esinev tuhnimine on pinnasehäiring, mis toimub erineva ulatusega aastaringset (Welander 2000) ning mõjutab mulla füüsikalisi omadusi ja viljakust (Campbell & Long 2009). Kõige intensiivsemalt tuhnivad metssead sügisest varakevadeni (Kotanen 1995), sest otsivad sügisel pähkleid, tõrusid ja muid vilju (Schley & Roper 2003) ning toituvad talvel peamiselt taimede maa-alustest osadest (Genov 1981). Tuhnimine segab huumuse ja mulla ülemisi kihte (Singer et al 1984) ning alandab kõdukihi paksust (Singer et al 1984, Mohr et al 2005), mis kahandab mulla lüljalgsete arvukust ja mikroobide aktiivsust. Lüljalgsete arvukust ning mikroobide aktiivsust vähendab ka tallamine (Mohr et al 2005).

Metssea tuhnimine põhjustab taimekooslustes suuri häiringuid (Massei & Genov 2004). Tuhnimine vähendab rohttaimede katvust (Howe et al 1981, Singer et al 1984, Wirthner et al 2012) ja kahjustab taimejuuri, tuues kaasa nende biomassi vähenemise (Howe et al 1981). Lisaks rohttaimedele võib metssiga toiduotsingutel ka puid kahjustada. Näiteks Kagu-Hispaanias kahanes iilekstamme (*Quercus ilex*) juurdekasv, sest tõrusid otsides kahjustas metssiga noori võrseid (Bueno et al 2010). Mida suurem on metssigade asustustihedus, seda rohkem esineb seal tuhnimist (Kotanen 1995), kui tuhnimine toimub tundlikus piirkonnas pidevalt, siis alale omane taimestik ei saa täielikult taastuda ja koosluse liigirikkus väheneb (Bratton 1975).

Lisaks mehaanilisele kahjustamisele muudab tuhnimine mulla omadusi ja aineriinget ning mõjutab nii taimestikku ka kaudselt. Kõdu- ja mullakihi segunemise tõttu kahaneb mulla lasuvustihedus (Singer et al 1984), mis võib suurendada mullaerosiooni ning mõjutada toitainete leostumist. Singer et al (1984) leidsid, et tuhnimine suurendas Ca, P, Zn, Cu ja Mg leostumist ning Mohr et al (2005) katses oli tuhnutud aladel väiksem P, K, Mg ja Ca sisaldus. Kõdukihi segunemine mullaga, mikroobide ja imijuurte biomassi kasv (Risch et al 2010) ning süsiniku koguse suurenemine pinnases (Wirthner et al 2012) tuhnimise tagajärjel viitab lagunemise kiirenemisele. Tuhnutud aladelt vabaneb seetõttu keskmiselt 23% rohkem CO₂ kui tuhnimata aladelt (Risch et al 2010).

Tuhnimise tõttu muutub ka mulla lämmastikuringe (Singer et al 1984). Wirthner et al (2012) leidsid, et tuhnutud aladel kahanes rohttaimede lämmastiku kättesaadavus. Puude lämmastiku tarbimine tuhnutud aladel suureneb ning nende kasv kiireneb (Lacki & Lancia 1986).

Kanalised

Eesti kanalitest on kõige enam metsaelupaikadega seotud teder, laanepüü ja metsis. Teder eelistab nooremaid metsi (Grant & Dawson 2005, Pearce-Higgins et al 2007), kuid asustab mõnes piirkonnas ka avatumaid kanarbikuga nõmmesid (Starling-Westerberg 2001). Laanepüüle sobiv elupaik on tiheda alustaimestikuga (Åberg et al 2003, Sachot et al 2003) ja okaspuude enamusega segamets (Åberg et al 2003, Swenson 1993). Metsis on seotud vanade kuuse ja männimetsadega (Gjerde 1991, Storch 1993, Sachot et al 2003) ja eelistab alasid, kus alustaimestikus domineerib mustikas (Storch 1993). Metsislaste arvukuse vähenemise põhjusteks peetakse eelkõige elupaikade degradeerumist ja killustumist, aga ka kisklust ning inimeste poolt tekitatud häiringuid (Storch 2007).

Pesarüüste mõjutab oluliselt kanaliste pesitsusedukust (Summers et al 2004), näiteks metsise ja laanepüü pesade rüüstemäär Kesk-Slovakkia mägedes aastatel 1983–2001 oli 70% (Saniga 2002). Pesarüüstajad ei ole enamasti pesade otsimisele spetsialiseerunud, vaid leiavad need juhuslikult toiduotsingute käigus (Angelstam 1986, Storch 1991), seega sõltub eri liiki rüüstajate lõhutud pesade hulk nende suhtelisest esinemissagedusest piirkonnas (Angelstam 1986). Rebane ja kärplased (*Mustelidae*) on olulised maaspesitsevate lindude pesade rüüstajad (Saniga 2002, Šálek et al 2004), Eestis ka kährikkoer (Naaber 1971). Metsaservadesse koonduvad vareslased (Andrén 1992) võivad olla olulisemad pesarüüstajad just fragmenteeritud metsamaastikus (Yahner & Scott 1988, Andrén 1992).

Ka pisiimetajad võivad ohustada väiksemate maaspesitsevate lindude pesi (Maxson & Oring 1978), kuid nad ei ole võimelised purustama suuremate lindude mune (Purger et al 2008) ning ei ole seega suurematele kanalitele (metsis, teder) otseselt ohtlikud. Alternatiivse saagi hüpoteesi kohaselt rüüstavad peamiselt pisinärilistest toituvad mesokarnivoorid rohkem pesasid madala näriliste arvukusega aastatel (Ackerman 2002,

Šálek et al 2004). Pisiimetajate kohalolek võib siiski omada kaudset mõju, meelitades ligi suuremaid pesarüüstajaid (Purger et al 2008).

Lisasöötmine

Metssea arvukus Euroopas on 20. sajandi lõpul oluliselt tõusnud (Boitani et al 1995, Csányi 1995, Fruzinski 1995, Nores et al 1995) ning see on toonud kaasa põllukahjustuste sagenemise (Neet 1995, Geisser & Reyer 2004, Schley et al 2008). Metssea lisa söötmist kasutatakse põllukahjustuste vältimiseks, kuigi selle meetodi efektiivsus ei ole piisavalt kinnitust leidnud. Šveitsis, kus lisa söõtmine toimub aastaringselt, esines intensiivsema lisa söötmisega piirkondades rohkem põllukahjustusi ning vilja valmimise ajal, kui kahjustuste oht on suurim, söödaplatsid metssigu põldudelt eemale ei meelitanud (Geisser & Reyer 2004). Calenge et al (2004) leidsid küll, et metssigade lisa söõtmine vähendas nende poolt tekitatud kahjustusi viinamarjaistandustes, kuid lisa sööt oli saadaval vaid viinamarjade valmimise perioodil ja võrdluses loodusliku toiduga oli selle osa tühine. Autorid ei soovita lisatoitu jagada aastaringselt lokaliseeritud punktides, nagu seda tehakse Eestis.

Lisa söõtmine tõstab metssigade arvukust, vähendades suremust ja suurendades sigimisedukust. Kui toidu kättesaadavus metssea elupaigas paraneb, suureneb juveniilide ellujäämus ning nad kasvavad kiiremini (Bieber & Ruf 2005). Toidurohkuse tingimustes saavutavad noored emised paljunemiseks vajaliku kehamassi (30–40 kg) varem ja on võimelised juba 8–10 kuu vanusena sigimises osalema (Geisser & Reier 2005). Suguküpsuse saabudes püüavad emised keskkonnatingimustest sõltumata igal aastal sigida (Servanty et al 2009). Toidurohketel aastatel võib põrsastega emiste osakaal populatsioonis tõusta 20–30%-lt 90%-ni, samuti sünnivad suuremad pesakonnad (Massei et al 1996). Toidurohkete aastate sagenemine põhjustab kiire populatsiooni kasvu, seega toob lisa söõtmine eelkõige noorloomade suurenenud sigivuse arvelt kaasa metssea arvukuse tõusu (Bieber & Ruf 2005). Mida suurem on aga metssigade asustustihedus mingis piirkonnas, seda suurema tõenäosusega ja suuremas ulatuses sellel alal kahjustusi esineb (Schley et al 2008).

Kuna alternatiivne toiduallikas võib pesarüüstet vähendada (Crabtree & Wolfe 1988), on lisa söötmist soovitatud rakendada ka maaspesitsevate lindude kaitsel. Analüüsides

artikleid, mis käsitlesid alternatiivse toiduobjekti mõju pesitsusedukusele, leidsid Jiménez & Conover (2001) siiski, et lisaõõtmine ei ole efektiivne meetod pesarüüste vähendamiseks. Pesarüüste võib söödaplatside läheduses tõusta, sest lisatoit meelitab potentsiaalseid pesarüüstajaid pesade lähedusse (Cooper & Ginnett 2000, Jones et al 2010, Oja 2011). Metssiga, kes on Eestis peamine lisaõõtmise objekt, võib olla oluline maaspesitsevate lindude pesarüüstaja (Purger & Meszaros 2006), eriti kui tema arvukus piirkonnas on kõrge (Svobodová et al 2012). USA-s Texas on metssiga peamine metskalkuni (*Meleagris gallopavo silvestris*) pesade rüüstaja. 1998. aastal oli metskalkuni pesitsusedukus 0%, aga kui metssiga kalkuni elupaigast eemaldati, tõusis pesitsusedukus 1999. aastal 25%-ni (Petty et al 2005). Samas võib metssea põhjustatud eemalepeletav häiring teistele rüüstajatele pehmemdada üldist rüüstemäära tõusu (Henry 1969), mistõttu ei pruugi kõrgeenenud metssea asustustihedusega piirkonnas pesarüüste ilmtingimata suurenedagi.

Sõraliste söödaplatse külastavad ka teised liigid, kellele lisaõõtmist rakendada ei soovita ja kes võivad linde ohustada isegi siis, kui lisaõõtmise objektliik pesasid ei rüüsta (Cooper & Ginnett 2000). Mida kauem on lisaõõtt saadaval, seda suurema tõenäosusega külastavad söödaplatse eri liiki loomad (linnud, mesokarnivoorid, pisinärilised) (Lambert & Demarais 2001), Eestis on need omnivoorne kährikkoer (Kauhala et al 1998, Zhang et al 2009, Süld et al 2012) ja rebane (Oja 2011). Söödaplatsid koondavad ka pisiimetajaid ja seega võivad just närilised rebaseid ja kährikkoeri söödaplatsidele meelitada (Oja 2011). Pisinärilised kuuluvad mõlema koerlase toiduobjektide hulka (Naaber 1974, Kauhala et al 1998, Zhang et al 2009). Naaber (1971) leidis, et Eestis moodustavad pisinärilised kährikkoera toiduobjektidest keskmiselt 45%. Rebase toidus võib näriliste osakaal olla üle poole (Naaber 1974, Soe 2012). Linnud (värvulised, partlased ja kanalised) ja nende munad esinevad kährikkoera ja rebase toidus peamiselt kevadel ja suvel (Naaber 1974), moodustades 12,7% kährikkoera (Süld et al 2012) ja 20% rebase toidust (Naaber 1974). Ka Eestis söödaplatse külastavad vareslased rüüstavad kanaliste pesi (Andrén 1992, Saniga 2002). Angelstam (1986) leidis, et Rootsis rüüstasid pasknäär (*Garrulus glandarius*) ja ronk (*Corvus corax*) 75% okasmetsa rajatud tehispesadest.

Tehispesade meetod ja kriitika

Lindude pesarüüste uurimisel kasutatakse tihti tehispesasid, sest looduslike pesade uurimine on keerukas ja töömahukas. Pesade jälgimine häirib linde (Westmoreland & Best 1985) ja võib tuua kaasa pesitsusedukuse languse (Picozzi 1975, Westmoreland & Best 1985), aga tehispesi kasutades saab seda vältida. Vastavalt katse ülesehitusele on võimalik valida sobiv pesade hulk ja paigutus, seega saab tehispesade katseid viia läbi kontrollitud tingimustes.

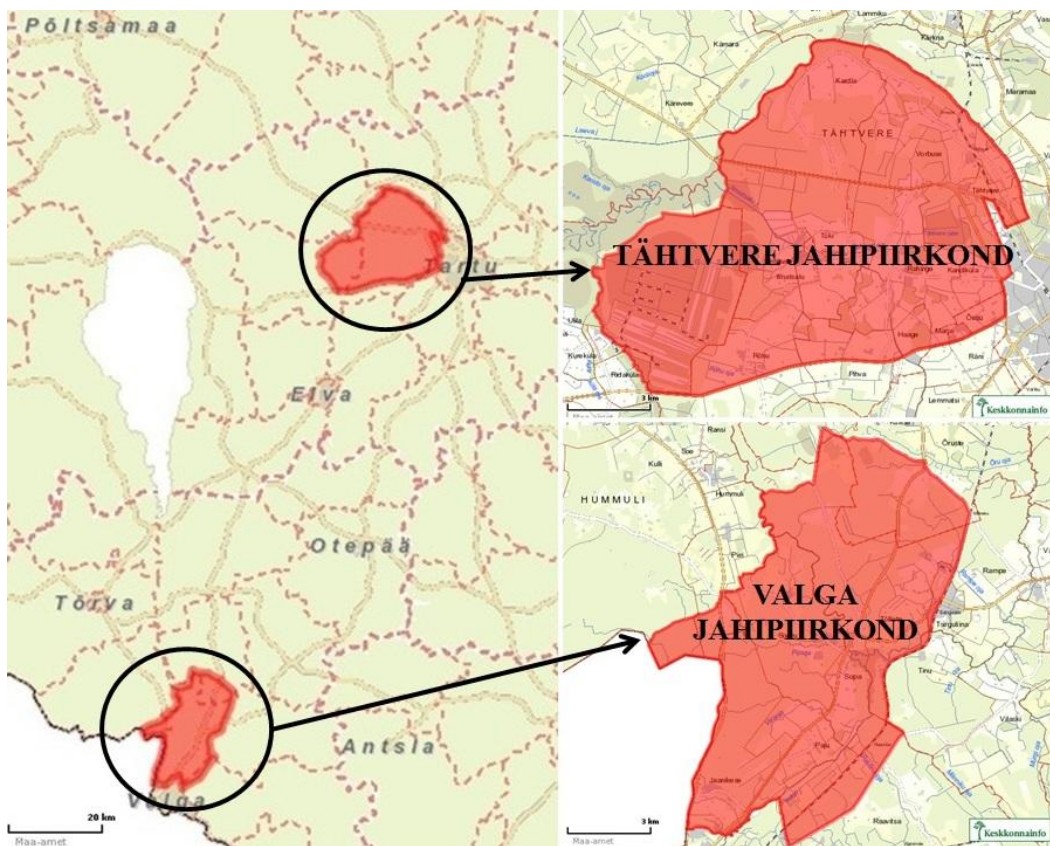
Tehispesad erinevad looduslikest ning seetõttu on paljud autorid nende kasutamist kritiseerinud. Tehispesasid vanemlind ei kaitse ja need on kergemini leitavad (Butler & Rotella 1998) ning rüüstemäär võib olla kõrgem kui looduslikel pesadel (Roper 1992, Wilson et al 1998, King et al 1999, Zanette 2002). Kuna tehispesades kasutatakse tihti vutimune, mille koort pisiimetajad lõhkuda ei suuda, alahinnatakse nende rüüset (Roper 1992). Kritiseerijad on välja toonud ka inimese (Whelan et al 1994) või muna riknemise lõhna (Henry 1969), mis meelitab imetajatest rüüstajaid ja võib seeläbi tulemusi kallutada.

Tehispesi saab siiski kasutada, kui leitud rüüstemäärasid ei laiendata tegelikule rüüstele looduslikes tingimustes (Moore & Robinson 2004). Ka kriitika vale suurusega munade kasutamise kohta kehtib vaid juhul, kui rüüstemäärasid püütakse võrrelda väiksemate linnumunade omaga (Marini & Melo 1998). Lisaks leidsid Skagen et al (1999) vastupidiselt varasemale kriitikale, et rohumaal, kus peamised pesarüüstajad olid närilised ning mesokarnivoorid, ei mõjutanud lõhn pesarüüstet. King et al (1999) ei leidnud samuti seost tehispesade suurema rüüstemäära ja lõhna vahel.

Materjal ja metoodika

Uurimispiirkond

Tehispesade katse viidi läbi Tartumaal Tähtvere jahipiirkonnas ning Valgamaal Valga jahipiirkonnas (joonis 1). Tähtvere jahipiirkonnas on sagedasemad puuliigid kuusk, kask ja mänd, esindatud on peamiselt naadi, angervaksa ja kõdusoo kasvukohatüübid. Valga jahipiirkonnas on levinuimad puuliigid mänd ja kuusk, piirkonnas on valdav mustika kasvukohatüüp, esineb ka pohla, jänese kapsa-mustika, kanarbiku, sinika ja kõdusoo kasvukohatüüpe. Mõlemas jahipiirkonnas esineb potentsiaalsetest rüüstajatest metssiga, rebane ja kährikkoer. Mõlema uurimisala söödaplatside läheduses nähti välitööde käigus laanepüüd, Tähtveres ka tetre. Katsesse valitud söödaplatsidele viiakse peamiselt vilja ja viljapeksujäätmeid, harvem kartuleid ja maisi. Söödaplatside valikul seati tingimuseks, et seda ümbritseks vähemalt ühes suunas 700 m raadiuses võimalikult ühetaoline mets, mida ei katkesta teed ega suuremad jõed.



Joonis 1. Tähtvere ja Valgamaa jahipiirkondade asupaik. Mõõtjoone pikkus vasakpoolsel pildil on 20 km, parempoolsel 3 km.

Katse tehispesadega

Metssea söödaplatside koondava mõju ulatuse uurimiseks viidi läbi katse tehispesadega. Nii Tähtvere kui Valga jahipiirkonnas valiti välja 6 sobivat söödaplatsi, mis jagati söötmissiivsuse järgi suurteks ja väikesteks. Suurtele platsidele viidi iga päev 10 kg vilja või nädalas vähemalt ühe korra 50 kg vilja, väikestele platsidele viidi kuni 50 kg vilja. 29. ja 30. mail 2012 rajati iga söödaplatsi juurde 26 pesa. Pesad paigutati kuni 50 m vahedega kahele paralleelsele, söödaplatsist eemalduvale kuni 600 m pikkusele transektile, mille kaugus üksteisest oli ligikaudu 50 m. Söödaplatsi mõju ulatub vähemalt 225 m kaugusele (Jones et al 2010) ja pilootuuringus (Oja 2011), mis näitas suurenenud rüüstemäära söödaplatside juures, paiknesid kontrollalad umbes 500 m kaugusel lähimatest söödaplatsidest. Esimesed pesad asusid söödaplatsidest umbes 15 m kaugusel. Kokku rajati 312 tehispesa.

Tehispesad koosnesid kolmest vutimunast, mis olid paigutatud kannaga maasse tehtud lohku. Pesasid ei kaetud loodusliku materjaliga, sest pesade varjamine ei mõjuta rüüstemäärasid elupaikades, kus peamised pesarüüstajad on imetajad (Bowman & Harris, 1980, Maxson & Riggs 1996, Sloan et al 1998). Pesade leidmise hõlbustamiseks märgistati lähima puu tüvi ohulindiga ning määrati pesa asukoht GPS seadmega (Garmin GPSmap 62). Taimede katvuse arvutamiseks tehti pesadest 1,5 m kõrguselt foto, selleks kasutati statiivile kinnitatud 8.0 MP Olympus SP-560UZ kaamerat. Kanaliste 25–26 päeva pikkust pesitsusaega arvestades (Jönsson et al 1991) kontrolliti pesasid ühe, kahe ja kolme nädala möödudes nende rajamisest, Tähtveres vastavalt 5., 12. ja 19. juunil ning Valgas 6., 13. ja 20. juunil. Pesasid kontrolliti keskpäeval ajal, et vältida rüüstajate ligimeelitamist (Bayne & Hobson 1997). Pesa loeti rüüstatuks, kui vähemalt üks muna kolmest oli kadunud või lõhutud (Jönsson et al 1991). Võimaluse korral määrati tegevusjälgede järgi ka pesa rüüstaja. Kui pesast oli kadunud üks muna või oli koores auk, aga enamus muna sisust alles, loeti rüüstajaks lind. Metssiga oli tõenäoline rüüstaja, kui pesa ümber oli tuhnitud ja kõik munad olid kadunud ning mesokarnivor, kui pesa oli lõhutud ja munakoored olid selle ümber laiali.

Andmeanalüüs

Taimede katvus määrati programmiga Samplepoint (Booth et al 2006). Kasutati seitset katvuse klassi: rohi, sammal, puhmas, kõdu, pinnas, kivi ja muu. Taimede katvuse leidmisel iga pesa juures kasutati valemit:

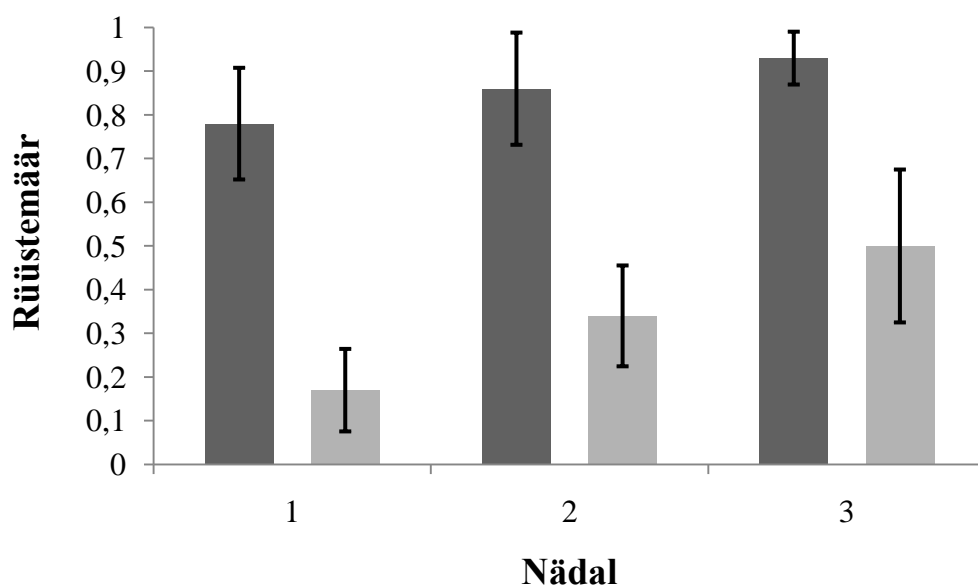
$$\frac{\text{rohi (\%)} + \text{puhmas (\%)}}{100 - \text{muu (\%)}} * 100.$$

Andmetest parema ülevaate saamiseks jagati pesad kuude kaugusklassi vastavalt kaugusele söödaplatsist : a) <85 m, b) 86–170 m, c) 171–250 m, d) 251–340 m, e) 341–424 m, f) >425 m. Rüüstemäär (rüüstatud pesade arv / rajatud pesade arv) leiti suurtel ja väikestel söödaplatsidel igas kaugusklassis eraldi ja naaberklasside vahelisi erinevusi uuriti χ^2 testiga.

Et kontrollida, kas rüüstemäär oli mõlemal uurimisalal (Tähtvere ja Valga) sarnane, viidi läbi χ^2 test. Et uurida lisa söötmise ja teiste tegurite mõju pesarüüstele (sõltuv muutuja 1 – rüüstatud, 0 – rüüstamata) ühe, kahe ja kolme nädala möödudes pesade rajamisest, kasutati logistilist regressiooni. Sõltumatute pidevate tunnustena kasutati pesa kaugust söödaplatsist ja taimede katvust, kategoorilise tunnuseks kaasati söötmisintensiivsus (suur või väike) ja uurimisala (Tähtvere või Valga). Mudelist eemaldati sammhaaval ebaolulised muutujad (*backwards removal*). Analüüsi korrati valimiga, mis sisaldas ainult kindla rüüstaja (metssiga ja mesokarnivoor või lind) lõhutud ja terveid pesasid. Analüüsid viidi läbi programmiga R 2.15.1.

Tulemused

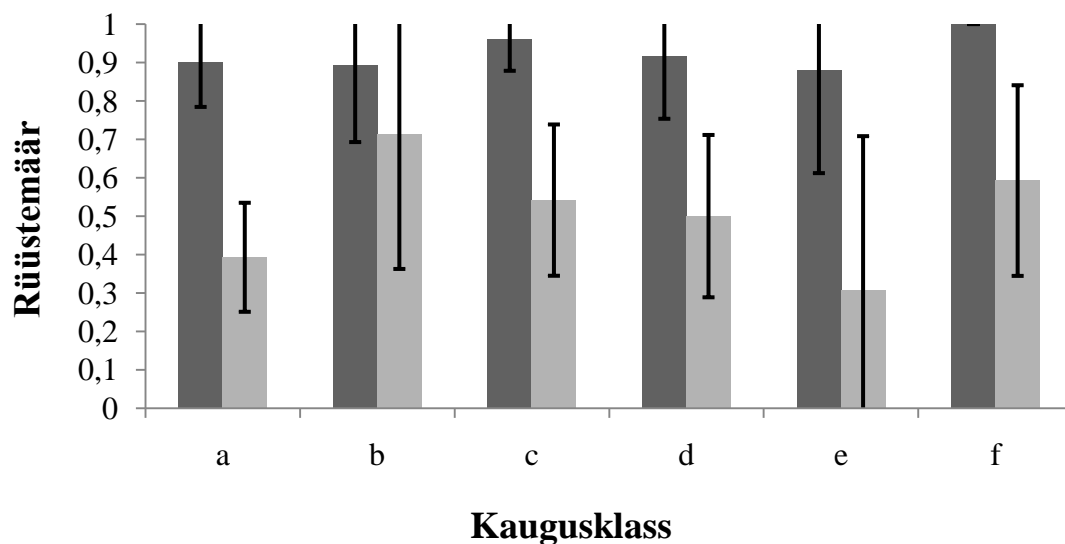
312 rajatud pesast rüüstati 151 (48%) juba esimese nädala jooksul, teise nädala alguseks oli rüüstatud 189 pesa (61%). Kokku rüüstati kolme nädala jooksul 224 pesa (72%), neist üle poole (148 pesa, 66%) rüüstati suurte platside ümbruse transektidel ning 76 pesa (34%) väikeste platside ümbruse transektidel. Rüüstemäära tõus iga nädala kohta on esitatud joonisel 2. Valgas rüüstati 199 pesa ja Tähtveres 105, mis moodustavad vastavalt 53% ja 47% rüüstatud pesadest. Arvatavaid rüüstajaid oli võimalik määrata 113 (50%) pesa juures, neist 41 Valgas ja 72 Tähtveres. Kõige sagedasem pesarüüstaja oli metssiga, kes rüüstas 54 pesa (24% rüüstatud pesadest), 33 korral (15%) oli rüüstaja mesokarnivoor ning 26 korral (12%) lind. Valgas rüüstas 19 pesa metssiga, 14 mesokarnivoor ja 8 lind, Tähtveres 35 pesa metssiga, 19 mesokarnivoor ja 18 lind.



Joonis 2. Rüüstemäära tõus suurtel (tumehall) ja väikestel (helehall) söödaplatsidel 1., 2. ja 3. nädalal peale tehispesade rajamist, tulba kõrgus näitab keskmist rüüstemäära, joonisele on lisatud standardhälbed.

Kaugusklassidesse katégoriseeritud rüüstemäärade vaatlemisel ilmnas, et rüüstemäära oodatav langus esines teisest eelviimase kaugusklassini (joonis 3). Väikeste söödaplatside ümbruse esimeses kaugusklassis a) 15–85 m, kuhu kuulusid söödaplatsile lähimad pesad, oli rüüste madalam kui järgnevas ($\chi^2 = 4,98$; $p = 0,03$), mis vastab

ökotoni efekti definitsioonile. Suurte söödaplatside ümbruses erinevust ei esinenud ($\chi^2 = 0,01$; $p = 0,93$). Viimases kaugusklassis (>425 m) tõusis rüüstamine eelmise kaugusklassiga võrreldes oluliselt väikeste söödaplatside juures ($\chi^2 = 4,339$; $p = 0,04$), mis viitab maatriksefekti esinemisele. Suurte söödaplatside ümbruses erinevust ei olnud ($\chi^2 = 3,56$; $p = 0,06$). Teiste naaberklasside rüüstemäärad oluliselt ei erinenud, kuigi väikeste söödaplatside ümbruses rüüste vähenes. Edasine analüüs pidevskaalal näitas, et kui valimist eemaldati järjest söötmiskohale lähemal paiknevaid pesasid, mõjutas kaugus rüüstat alates 67,5 m kaugusel söötmiskohast. Pesade asukoha määramine oli võimalik 3 m täpsusega ja seetõttu kasutati logistilise regressiooni analüüsides kaugust 70–425 m.



Joonis 3. Tehispesade rüüstemäär kaugusklasside kaupa suurtel (tumehall) ja väikestel (helehall) söödaplatsidel, tulba kõrgus näitab keskmist rüüstemäära, joonisele on lisatud standardhälbed.

Rüüstatud pesade osakaal oli kahel uurimisalal (Tähtvere ja Valga) sarnane ($\chi^2 = 3,10$; $p = 0,08$). Logistilise regressiooni tulemusel (detailsed tulemused on esitatud tabelis 1) selgus, et täielikku valimit kasutades mõjutas pesarüüstat kõigil kolmel nädalal vaid söötmisintensiivsus. Kui valim sisaldas ainult arvatavalt lindude poolt rüüstatud pesade andmeid, rüüstatu pesa suurema tõenäosusega väikeste platside ümbruses, samas kui kõigis teistes mudelites rüüstatu pesa tõenäolisemalt suurte platside ümbruses. Kui valimis kasutati ainult suurte söödaplatside ümbruse pesasid, esines 3. nädalal tendents taimede poolt vähem kaetud pesade suuremaks rüüsteks, 1. ja 2. nädala rüüstat ei

seletanud mitte ükski kasutatud tunnustest. Kaugus ei osutunud oluliseks mitte üheski mudelis, kuid linnurüüste puhul esines tendents rüüstata pesasid söödaplatsist kaugemal.

Kui valimis kasutati pesasid kaugusel 70–425 m, olid olulised muutujad söötmise intensiivsus, kaugus söödaplatsist, taimede katvus ja uurimisala. Söödaplatsi kategooria (suur või väike) oli oluline kõigis mudelites, mis näitab söötmisintensiivsuse tugevat mõju pesarüüstamisele. Pesa kaugus söödaplatsist oli statistiliselt oluline kaugusel 70–425 m kolmandal nädalal pärast katse algust väikese intensiivsusega söödaplatside ümbruses ja kui valimist olid eemaldatud arvatavad linnurüüsted. Söödaplatsile lähemal asuvad pesad rüüstati suurema tõenäosusega kui kaugemal asuvad pesad. Kuna kauguse mõju ilmnis alles kolmandal nädalal, ei pruugi linnud kauguse mõju avaldumise perioodil söödaplatsi läheduses suuremat rüüsteohtu tajuda. Katvus oli oluline mudelis, kus kasutati 2. nädala metssea ja mesokarnivoori rüüsteandmeid, suurte söödaplatside ümbruses esines 2. nädalal tendents rüüstata suurema tõenäosusega madalama katvusega pesad, mis näitab, et rohttaimede katvus pesarüüstatel olulisel määral ei mõjutanud. Uurimisala (Tähtvere või Valga) oli oluline 1. ja 2. katsenädalal, kui kasutati valimit, millest olid eemaldatud arvatavad linnurüüsted, 3. katsenädala lõplikus mudelis uurimisala ei esinenud. Valgas määrati rüüstajaid vähem kui Tähtveres ja see võis tulemusi mõjutada.

Tabel 1. Tehispesade rüüstat ennustavate mudelite tulemused

Mudelid ja muutujad	Kordaja	Standardviga	z	p
Rüüste 1 ~ intensiivsus				
vabaliige	1,273	0,191	6,657	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,851	0,288	-9,898	< 0,001
Rüüste 2 ~ intensiivsus				
vabaliige	1,836	0,230	7,999	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,520	0,287	-8,787	< 0,001
Rüüste 3 ~ intensiivsus				
vabaliige	2,512	0,300	8,370	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,512	0,341	-7,364	< 0,001

Mudelid ja muutujad	Kordaja	Standardviga	z	p
Intensiivsus (suur) rüüste 3 ~ katvus				
vabaliige	3,297	0,582	5,663	< 0,001
katvus	-0,021	0,011	-1,813	0,070
Linnuta rüüste 1 ~ intensiivsus				
vabaliige	1,324	0,196	6,758	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,852	0,302	-9,439	< 0,001
Linnuta rüüste 2 ~ intensiivsus				
vabaliige	1,868	0,235	7,968	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,936	0,309	-9,491	< 0,001
Linnuta rüüste 3 ~ intensiivsus				
vabaliige	2,492	0,300	8,296	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,852	0,350	-8,157	< 0,001
Linnurüüste ~ intensiivsus + kaugus				
vabaliige	-4,725	0,735	-6,426	< 0,001
intensiivsus (väike)	2,240	0,627	3,571	< 0,001
kaugus	0,003	0,001	1,911	0,056
Rüüste 1 (70–425 m) ~ intensiivsus				
vabaliige	1,086	0,223	4,880	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,867	0,357	-8,030	< 0,001
Rüüste 2 (70–425 m) ~ intensiivsus				
vabaliige	1,738	0,271	6,412	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,374	0,341	-6,972	< 0,001
Rüüste 3 (70–425 m) ~ intensiivsus + kaugus				
vabaliige	3,166	0,561	5,640	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,261	0,391	-5,785	< 0,001
kaugus	-0,003	0,002	-2,101	0,036
Intensiivsus (suur) rüüste 2 (70–425 m) ~ katvus				
vabaliige	2,466	0,520	4,739	< 0,001
katvus	-0,019	0,010	-1,825	0,068
Intensiivsus (väike) rüüste 3 (70–425 m) ~ kaugus				
vabaliige	1,251	0,536	2,335	0,020
kaugus	-0,005	0,002	-2,451	0,014

Mudelid ja muutujad	Kordaja	Standardviga	z	p
Linnuta rüüste 1 (70 –425 m) ~ intensiivsus + ala				
vabaliige	1,861	0,429	4,341	< 0,001
intensiivsus (väike)	-3,279	0,459	-7,150	< 0,001
ala (Valga)	-0,934	0,451	-2,070	0,038
Linnuta rüüste 2 (70 –425 m) ~ intensiivsus + ala + katvus				
vabaliige	3,206	0,645	4,970	< 0,001
intensiivsus (väike)	-3,461	0,477	-7,248	< 0,001
ala (Valga)	-0,986	0,462	-2,135	0,033
katvus	-0,018	0,009	-2,056	0,040
Linnuta rüüste 3 (70 –425 m) ~ intensiivsus + kaugus				
vabaliige	3,327	0,592	5,619	< 0,001
intensiivsus (väike)	-2,618	0,406	-6,443	< 0,001
kaugus	-0,004	0,002	-2,357	0,018

Rüüste – kõigi tehispesade rüüste, 1 – rüüstatud, 0 – rüüstamata

1, 2, 3 – number näitab, mitmenda nädala andmeid kasutati.

Intensiivsus (suur) – suurte söödaplatside ümbruses asuvate pesade rüüste.

Intensiivsus (väike)– väikeste söödaplatside ümbruses asuvate pesade rüüste.

70–425 m – söödaplatsist 70–425 m kaugusele jäävate pesade rüüste.

Linnuta rüüste – analüüsis kasutati metssea ja mesokarnivoori poolt rüüstatud pesade andmeid.

Linnurüüste – analüüsis kasutati ainult lindude poolt rüüstatud pesade andmeid.

Arutelu

Kuigi enamik tehispesadest rüüstati, oli ligikaudu pooltel pesadest võimalik määrata arvatavaid pesarüüstajaid. Kõige sagedasem rüüstaja oli metssiga, kes leiab pesad juhuslikult (Henry 1969, Angelstam 1986, Oja 2011). Kõrge metssea asustustihedusega piirkondades, nagu söötmiskohtade ümbruses, võib ta olla peamine maaspesitsevate lindude pesarüüstaja (Svobodová et al 2012). Käesolevas töös rüüstasid tehispesi ka mesokarnivoorid, kes on sageli kõige olulisemad imetajatest pesarüüstajad (Saniga 2002, Šálek et al 2004). Tõenäoliselt rüüstavad metssea söödaplatside läheduses pesi rebane ja kährikkoer, kes kogunevad söödaplatsidele kõrge pisiimetajate arvukuse tõttu (Oja 2011). Linnunad ei moodusta Eestis rebase (Soe 2012) ja kährikkoera (Naaber 1971, Süld et al 2012) toidus väga suurt osa ja seetõttu võib arvata, et nad ei ole spetsialiseerunud pesade otsimisele. Samas kirjeldavad nimetatud tööd rebase ja kährikkoera toitumist aastaringselt, mitte ainult kevadperioodil, mil pesarüüstajad maaspesitsevaid linde enim ohustavad.

Kõige vähem pesasid rüüstasid linnud, mis võib viidata nende madalale arvukusele mõlemal uurimisalal. Ka Oja (2011) töös oli lindudest pesarüüstajate osakaal madal. Nad on sagedased pesarüüstajad fragmenteeritud metsamaastikus (Yahner & Scott 1988, Andrén 1992), kus nende arvukus on kõrge (Andrén 1992). Linnud rüüstasid pesasid suurema tõenäosusega väikeste söödaplatside ümbruses. Samuti rüüstasid nad suurema tõenäosusega söödaplatsist kaugemal asuvaid pesasid, kuigi erinevus ei olnud statistiliselt oluline. Pesarüüstajate sagedusest sõltub, kes piirkonnas kõige enam pesasid rüüstab (Angelstam 1986). Lindude osakaal pesarüüstes võis olla söödaplatsidest kaugemal suurem, sest platside läheduses rüüstasid söödaplatse tihedamini külastavad imetajad enam pesi. Linnud rüüstavad enamasti puudel või põõsastel asuvaid pesasid, mida näevad paremini kui maapinnal olevaid (Yahner & Scott 1988). Seega on võimalik et nad ei märganud maas tihedama taimeestiku sees asuvaid pesasid, mille tõttu linnurüüste oli harv ja juhuslik sündmus. Kui see on õige, siis võiks eeldada, et katvus mõjutab lindude rüüstet. Käesolevas töös mõjutas rohttaimede katvus vaid imetajate pesarüüstet, mistõttu on tõenäoline, et rüüstajaid koondav lisasöötmise ületab katvuse positiivse mõju.

Söötmissiintensiivsus on kõige olulisem pesarüüstat mõjutav faktor, kusjuures suurte söödaplatside ümbruses rüüstati rohkem pesi ja see toimus väga kiiresti. Juba esimese nädala möödudes oli ligikaudu 80% pesadest rüüstatud, kahel järgneval nädalal rüüstatud pesade hulk oluliselt ei tõusnud. Väikeste söödaplatside ümbruses oli katse lõpuks rüüstatud vaid 50% pesadest. Järelikult jõutakse suurte platside ümbruses kiiremini piirini, millest rohkem pesasid ei leita ja väikeste platside naabruses kulub selleks aega kauem kui kolm nädalat. Kuigi ka Oja (2011) leidis, et suurte platside juures rüüstatakse rohkem pesi, näitab käesolev töö, et erinevus söötmise siintensiivsuses on oluline söötmiskohta ümbritsevas teede ja põldude poolt katkemata metsas vähemalt 600 m kaugusel konkreetsest platsist, mitte ainult söödaplatsi vahetus läheduses. Suurtele platsidele viiakse toitu tihti ja suuremas koguses ning seetõttu külastavad loomad neid sagedamini. Mida kõrgem on aga pesarüüstajate tihedus piirkonnas, seda suurema tõenäosusega seal pesad rüüstatakse (Kurki et al 1997) ning seetõttu ongi suurte söödaplatside ümbruses rüüste tõenäosem.

Eemaldumine söödaplatsist vähendas pesarüüstat, aga see oli statistiliselt oluline ainult väikeste söödaplatside ümbruses 70–425 m kaugusel ja alles kolmandal nädalal peale pesade maha panemist. Suurte platside ümbruses pesarüüste ei vähenenud. Võimalik, et kauguse mõju avaldus ka suurte söödaplatside ümbruses, kuid see jäi märkamata, sest pesi kontrolliti esmakordselt alles ühe nädala möödudes peale katse algust ja suuri platse külastavad loomad väga sageli. Kauguse mõju ilmneb väikeste platside läheduses hiljem, sest loomad liiguvad seal harvem. Linnud suudavad kiskluse riski hinnata ning võivad pesapaiga valikul vältida kõrge rüüstajate arvukusega alasid (Storch 1991). Seega võib eeldada, et välditakse pesitsemist suurte söödaplatside ümbruses. Väikeste platside ümbruses võivad linnud suurenenud kisklusohtu halvemini tajuda, sest kauguse mõju pesarüüstele ilmneb alles kolmandal nädalal ja rüüstemäär tõuseb aeglasemalt. Kanalised võivad esimese kurna kaotamisel muneda järelkurna (Brittas & Willebrand 1991, Storaas et al 2000, Gregg et al 2006) ning uue kurna munemise tõenäosus on suurem, kui esimene rüüstatakse haudumisperioodi alguses (Storaas et al 2000, Gregg et al 2006). Samuti võivad kanalised pesitsemiseks valida pidevalt sama territooriumi, isegi, kui varasem pesitsemine on ebaõnnestunud (Warren et al 2012). Seega on väikeste söödaplatside ümbruses pesitsedes suur võimalus kaotada ka järelkurn ja kanaliste pesitsusaladel tuleb lisa söötmist täielikult vältida, mitte ainult vähendada lisa söötmise siintensiivsust.

Kuni 70 meetrini söödaplatsist oli rüüste oodatust madalam. Vaatamata ressursi (liskasööt) järsule muutusele ei langenud pesarüüste söödaplatsi läheduses kiiresti, mida eeldab maatriksefekt (Lidicker 1999). Seega mõjub söötmiskoht küll koondavalt, kuid vaatamata järsule muutusele ressursi olemasolus esineb ökotoni efekt. Söödaplatsid on rajatud tavaliselt lagedamale alale metsaservas, kus on vähe varjevõimalusi, aga loomadevahelised kontaktid sagedased (Höfle et al 2004, Hines et al 2007). Söötmiskohtade ohtlikkust tajuv metssiga, kes oli ka käesolevas töös kõige olulisem pesarüüstaja, kasutab neid vaid siis, kui hukkumisoht on piisavalt väike (Thurfjell 2011). Näiteks leidsid Lemel et al (2003) metssea liikumist ja aktiivsus uurides, et toitumisalale minnes olid metssead väga ettevaatlikud, käies enne sisenemist ümber ala, tõenäoliselt selleks, et tuvastada igast suunast levivaid lõhnu. Rootsis hoidusid metssead viljapõldudel toitudes metsaservade lähedusse (Thurfjell et al 2009). Loomad kohandavad pidevalt oma käitumist vastavalt sellele, kui suur on kiskluse risk (Laundré et al 2001) ja metssigade aktiivsustrid muutuvad häiringute toimetel väga väikesel skaalal (Ohashi et al 2013). Võimalik, et metssiga tunnetab vahetut ohtu söödaplatsist kuni 70 m kaugusel.

Alates 425 m kaugusel söötmiskohast tõusis pesarüüste järsult – esines maatriksefekt. Kuigi metssead kogunevad söödaplatsidele (Oja 2011), veedavad nad enamuse ajast paremate varjevõimalustega elupaikades (Thurfjell et al 2009) ja seetõttu on metssigade esinemissagedus metsas kõrgem. Oja (2011) tehispesade katses, kus võrreldi pesarüüset söödaplatsidel ning umbes 500 m kaugusel kontrollaladel, selgus, et uurimisaja jooksul rüüstati söödaplatside juures enam pesasid. Oja (2011) töös valiti aga kontrollaladeks söödaplatsidega võimalikult sarnased kohad – avatumad alad metsaservades, mida metssead harilikult väldivad (Thurfjell et al 2009). Kuigi mets oli transektidel valdavalt ühetüübiline ja varjekohtade rohkus ei muutunud, on pesarüüste suurenemine leitud kaugusest alates arvatavasti samuti seotud metssigade ohutunnetusega. Calenge et al (2004) leidsid metssea liskasöötmise mõju uurides, et kahjustused viinamarjaistandustes vähenesid metsaservast kaugenedes, kuid tõusid uuesti metsast kaugemal kui 400 m. Seega muutub metssea rüüstamissagedus väikesel skaalal, mis ei ole võrreldav tema kodupiirkonna suurusega (Singer et al 1981, Massei et al 1997). Seda järeldust toetab metssea päevase aktiivsuse vähenemine asulale lähemal kui 200 m (Ohashi et al 2013).

Käesolevas töös ei mõjutanud rohttaimede katvus pesade edukust oluliselt, kuigi harilikult on katvus üks olulisim pesarüüset mõjutav tegur (Leimgruber et al 1994,

Baines et al 2004, Gillis et al 2012, Webb et al 2012). Intensiivne lisaõõtmine vähendas katvuse mõju pesarüüstele. Sarnaselt leidsid Cooper & Ginnett (2000), et kõrge taimede katvuse korral rüüstati valgesaba-pampahirve söötmiskohtade läheduses rohkem pesi kui mujal. Mudelis, kus analüüsiti 2. nädala imetajate rüüsteandmeid 70–425 m kaugusel söödaplatsist, oli katvus siiski oluline muutuja, seega võivad imetajatest rüüstajad madalama katvusega aladel pesad kiiremini üles leida. Suurema taimede katvusega kohtade valimine pesitsemiseks (Storaas & Wegge 1987) ei kaitse tõenäoliselt siiski söödaplatside läheduses kiskjate eest.

Rüüstemäär oli Valgas ja Tähtveres sarnane, aga uurimisala oli oluline mudelites, kus kasutati 1. ja 2. nädala imetajate rüüsteandmeid söödaplatsist 70–425 m kaugusel. Kuigi erinevus pesarüüstes ei olnud kahel alal statistiliselt oluline, oli Valga jahipiirkonnast katsesse valitud rohkem suuri söödaplatse, mida loomad võisid sagedamini külastada ja seetõttu rüüstati Valgas rohkem pesasid. Valgas domineerisid valgusküllased vähese alustaimestikuga okasmetsad, aga Tähtvere jahipiirkonnas esines lisaks männikutele ka segametsa. Lisaks oli Tähtveres, kus pesasid kontrollis kogenum uurija, võimalik määrata rohkem pesarüüstajaid. Valgas oli maapind enam samblaga kaetud, mis raskendas seal jälgede kindlakstegemist.

Kokkuvõte

Kanalised on üha intensiivsema inimtegevuse tõttu väga ohustatud linnurühm ning seetõttu pööratakse nende kaitsele palju tähelepanu. Pesarüüste ja inimtegevus mõjutavad maaspesitsevate lindude arvukust oluliselt. Nii Eestis kui Euroopas laialdaselt kasutatav metssigade lisa söötmine koondab pesarüüstajaid ja võib seetõttu kanaliste pesitsusedukust vähendada. Käesoleva töö eesmärk on uurida metssea lisa söötmise mõju pesarüüstele söödaplatside ümbruses.

Pesarüüste uurimiseks viidi kahes jahipiirkonnas läbi katse tehispesadega. 12 söödaplatsi juurde rajati kokku 312 tehispesa, mida kontrolliti kolme nädala jooksul peale maha panemist. Töö tulemusena selgus, et suurte söödaplatside ümbruses asuvad tehispesad rüüstati suurema tõenäosusega kui väikeste söödaplatside ümbruses asuvad pesad, erinevus oli saadaval oleva toidu koguses. Kõige sagedasem pesarüüstaja oli metssiga, vähem rüüstasid tehispesasid mesokarnivoorid ja linnud. Kaugus söödaplatsist mõjutas pesarüüstet söödaplatsist 70–425 m kaugusel ja ainult väikeste platside juures. Vaid linnurüüsted esinesid sagedamini söötmiskohast kaugemal, kuigi erinevus ei olnud statistiliselt oluline, metssiga ja mesokarnivoorid rüüstasid pesi sagedamini söötmiskohale lähemal. Kaugus oli oluline alles kolmandal nädalal. Suurte söödaplatside ümbruses jõuti kiiremini piirini, millest rohkem pesasid ei leitud. Taimede katvus käesolevas töös pesarüüstet ei mõjutanud.

Käesolev töö näitab, et maaspesitsevate lindude pesarüüste tõuseb metssigade söödaplatside läheduses. Lisa söötmise tingimustes ei vähenda suurem taimede katvus rüüste tõenäosust ja linnud ei suuda vältida kisklust suurema katvusega pesitsuskohti otsides. Aladel, kus soovitakse kanalisi kaitsta, tuleb metssigade lisa söötmist vältida.

Summary

Effects of supplementary feeding of wild boar (*Sus scrofa*) on nest predators of gallinaceous birds

Gallinaceous birds are threatened due to intensive anthropogenic effects and their conservation receives a lot of attention. The abundance of ground-nesting birds is greatly affected by nest depredation and anthropogenic effects. Supplementary feeding of wild boar, which is widely practiced in Estonia and Europe as well, attracts nest predators and can decrease the nest success of gallinaceous birds. The aim of this study is to examine the effects of supplemental feeding of wild boar on ground nest depredation.

An artificial nest experiment was conducted in two hunting districts. A total of 312 artificial nests were placed in the vicinity of 12 feeding sites, nests were checked for three weeks after placement. Nests located in the vicinity of big feeding sites were depredated more likely than in the vicinity of small feeding sites, the difference between the sites was in the amount of food available. Wild boar was the most common nest predator, mesocarnivores and birds depredated a smaller number of nests. Distance from the feeding site affected nest depredation within 70–425 m from feeding site and only in the vicinity of small sites. Only bird depredation occurred more frequently further from the feeding sites, although this finding was not statistically significant; depredation by wild boar and mesocarnivores was more frequent closer to the feeding sites. The effect of distance appeared on the third week. The maximal amount of nests found was reached sooner in the vicinity of big feeding sites. In this study, vegetation cover did not affect nest depredation significantly.

The current study shows that nest depredation of ground-nesting birds increases close to wild boar feeding sites. Vegetation cover does not decrease the probability of depredation, when supplementary feeding is present and the birds' strategy of seeking nest sites with more ground cover to avoid predation would not be successful. Supplementary feeding should be avoided in conservation areas of gallinaceous birds.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajat Ragne Oja igakülgse abi ja kasulike nõuannete eest välitööde läbiviimisel ja töö kirjutamisel. Samuti täna Jürgen Kikast, Andres Volmerit ja Karmen Sülda välitöödel abistamise eest ning Tähtvere ja Valga jahipiirkondade jahimehi, kes aitasid sobivaid söödaplatse leida. Uuringu valmimist toetas SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.

Kasutatud kirjandus

- Åberg, J., Swenson, J.E. & Angelstam, P. (2003) The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management*, **175**, 437–444.
- Ackerman, J.T. (2002) Of mice and mallards: positive indirect effects of coexisting prey on waterfowl nest success. *Oikos*, **99**, 469–480.
- Andrén, H. & Angelstam, P. (1988) Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology*, **69**, 544–547.
- Andrén, H. (1992) Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, **73**, 794–804.
- Angelstam, P. (1986) Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, **47**, 365–373.
- Baines, D., Moss, R. & Dugan, D. (2004) Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 59–71.
- Baubet, E., Bonenfant, C. & Brandt, S. (2004) Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys*, **16**, 101–113.
- Bayne, E.M. & Hobson, K.A. (1997) Temporal patterns of predation on artificial nests in the southern boreal forest. *The Journal of Wildlife Management*, **61**, 1227–1234.
- Bieber, C. & Ruf, T. (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 1203–1213.
- Boitani, L., Trapanese, P., & Mattei, L. (1995) Demographic patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *Ibex Journal of Mountain Ecology*, **3**, 197–201.

- Booth, D.T., Cox, S.E. & Berryman, R.D. (2006) Point sampling digital imagery with 'SamplePoint'. *Environmental Monitoring and Assessment*, **123**, 97–108.
- Bowman, G.B. & Harris L.D. (1980) Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *The Journal of Wildlife Management*, **44**, 806–813.
- Bratton, S.P. (1975) The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on gray beech forest in the Great Smoky Mountains. *Ecology*, **56**, 1356–1366.
- Brittas, R. & Willebrand, T. (1991) Nesting habitats and egg predation in Swedish black grouse. *Ornis Scandinavica*, **22**, 261–263.
- Bueno, C.G., Barrio, I.C., García-González, R., Concepción L.A. & Gómez-García, D.(2010) Does wild boar rooting affect livestock grazing areas in alpine grasslands? *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 765–770.
- Butler, M.A., & Rotella, J.J (1998) Validity of using artificial nests to assess duck-nest success. *The Journal of Wildlife Management*, **62**, 163–171.
- Calenge, C., Maillard, D., Fournier, P. & Fouque, C. (2004) Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 112–120.
- Campbell, T.A. & Long, D.B. (2009) Feral swine damage and damage management in forested ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **257**, 2319–2326.
- Cooper, S.M. & Ginnett, T.F. (2000) Potential effects of supplemental feeding of deer on nest predation. *Wildlife Society Bulletin*, **28**, 660–666.
- Crabtree, R.L., & Wolfe, M.L. (1988) Effects of alternate prey on skunk predation of waterfowl nests. *Wildlife Society Bulletin*, **16**, 163–169.
- Csányi, S. (1995) Wild boar population dynamics and management in Hungary. *Ibex Journal of Mountain Ecology*, **3**, 222–225.
- Fonseca, C. (1997) Influence of landscape and environmental factors upon harvest rate and habitat selection of wild boar in Central Portugal. *Journal of Wildlife Research*, **2**, 296–302.

- Fonseca, C. (2008) Winter habitat selection by wild boar *Sus scrofa* in southeastern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 361–366.
- Fruzinski, B. (1995) Situation of wild boar populations in western Poland. *Ibex Journal of Mountain Ecology*, **3**, 186–187.
- Geisser, H. & Reyer, H.-U. (2004) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *The Journal of Wildlife Management*, **68**, 939–946.
- Geisser, H. & Reyer, H.-U. (2005) The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology*, **267**, 89–96.
- Genov, P. (1981) Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica*, **26**, 185–205.
- Gillis, H., Gauffre, B., Huot, R. & Bretagnolle, V. (2012) Vegetation height and egg coloration differentially affect predation rate and overheating risk: an experimental test mimicking a ground-nesting bird. *Canadian Journal of Zoology*, **90**, 694–703.
- Gjerde, I. (1991) Cues in winter habitat selection by Capercaillie. I. Habitat characteristics. *Ornis Scandinavica*, **22**, 197–204.
- Grant, M.C., & Dawson, R. (2005) Black grouse habitat requirements in forested environments: implications for conservation management. *Proceedings of the 3rd International Black Grouse Conference*, 105–119.
- Gregg, M.A., Dunbar, M.R., Crawford, J.A. & Pope, M.D. (2006) Total plasma protein and reneating by greater sage-grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **70**, 472–478.
- Henry, V.G. (1969) Predation on dummy nests of ground-nesting birds in the southern Appalachians. *The Journal of Wildlife Management*, **33**, 169–172.
- Herrero, J., García-Serrano, A., Couto, S., Ortuño, V.M. & García-González, R. (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, **52**, 245–250.

- Hines, A.M., Ezenwa, V.O., Cross, P. & Rogerson, J.D. (2007) Effects of supplemental feeding on gastrointestinal parasite infection in elk (*Cervus elaphus*): preliminary observations. *Veterinary Parasitology*, **148**, 350–355.
- Howe, T.D., Singer, F.J. & Ackerman, B.B. (1981) Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. *The Journal of Wildlife Management*, **45**, 748–754.
- Höfle, U., Gortazar, C., Ortiz, J.A., Knispel, B. & Kaleta, E.F. (2004) Outbreak of trichomoniasis in a woodpigeon (*Columba palumbus*) wintering roost. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 73–77.
- Jiménez, J.E. & Conover, M.R. (2001) Ecological approaches to reduce predation on ground-nesting gamebirds and their nests. *Wildlife Society Bulletin*, **29**, 62–69.
- Jolley, D.B., Ditchkoff, S.S., Sparklin, B.D., Hanson, L.B., Mitchell, M.S. & Grand, J.B. (2010) Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *Journal of Mammalogy*, **91**, 519–524.
- Jones, D.D., Conner, L.M., Warren, R.J. & Ware, G.O. (2010) Effects of a supplemental food source and nest density on success of artificial ground nests. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, **64**, 56–60.
- Jönsson, K.I., Angelstam, P.K., & Swenson, J.E. (1991) Patterns of life-history and habitat in Palaearctic and Nearctic forest grouse. *Ornis Scandinavica*, **22**, 275–281.
- Kauhala, K., Laukkanen, P. & von Rége, I. (1998) Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography*, **21**, 457–463.
- King, D.I., DeGraaf, R.M., Griffin, C.R. & Maier, T.J. (1999) Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? *Journal of Field Ornithology*, **70**, 257–262.
- Kotanen, P.M. (1995) Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography*, **18**, 190–199.

- Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. (1997) Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos*, **79**, 301–310.
- Lacki, M.J. & Lancia, R.A. (1986) Effects of wild pigs on beech growth in Great Smoky Mountains National Park. *The Journal of Wildlife Management*, **50**, 655–659.
- Lambert Jr, B.C. & Demarais, S. (2001) Use of supplemental feed for ungulates by non-target species. *The Southwestern Naturalist*, **46**, 118–121.
- Laundré, J.W., Hernández, L. & Altendorf, K.B. (2001) Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology*, **79**, 1401–1409.
- Leimgruber, P., McShea, W.J. & Rappole, J.H. (1994) Predation on artificial nests in large forest blocks. *The Journal of Wildlife Management*, **58**, 254–260.
- Lemel, J., Truvé, J. & Söderberg, B. (2003) Variation in ranging and activity behaviour of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildlife Biology*, **9**, 29–36.
- Lidicker Jr, W.Z. (1999) Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, **14**, 333–343.
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P. & Siitari, H. (2010) Individual and environmental determinants of early brood survival in black grouse *Tetrao tetrix*. *Wildlife Biology*, **16**, 367–378.
- Manzer, D.L. & Hannon, S.J. (2008) Survival of sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus* chicks and hens in a fragmented prairie landscape. *Wildlife Biology*, **14**, 16–25.
- Marini, M.Â. & Melo, C. (1998) Predators of quail eggs, and the evidence of the remains: implications for nest predation studies. *The Condor*, **100**, 395–399.
- Massei, G. & Genov, P.V. (2004) The environmental impact of wild boar. *Galemys*, **16**, 135–145.

- Massei, G., Genov, P.V. & Staines, B.W. (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica*, **41**, 307–320.
- Massei, G., Genov, P.V., Staines, B.W. & Gorman, M.L. (1997) Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *Journal of Zoology*, **242**, 411–423.
- Maxson, S.J. & Oring, L.W. (1978) Mice as a source of egg loss among ground-nesting birds. *The Auk*, **95**, 582–584.
- Maxson, S.J. & Riggs, M.R. (1996) Habitat use and nest success of overwater nesting ducks in westcentral Minnesota. *The Journal of Wildlife Management*, **60**, 108–119.
- Melis, C., Szafrńska, P.A., Jędrzejewska, B. & Bartoń, K. (2006) Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*, **33**, 803–811.
- Meriggi, A. & Sacchi, O. (2001) Habitat requirements of wild boars in the northern Apennines (N Italy): a multi-level approach. *Italian Journal of Zoology*, **68**, 47–55.
- Mohr, D., Cohnstaedt, L.W. & Topp, W. (2005) Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 693–700.
- Moore, R.P. & Robinson, W.D. (2004) Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology*, **85**, 1562–1567.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **10**, 58–62.
- Naaber, J. (1971) Kährikkoer. *Eesti Loodus*, **14**, 449–455.
- Naaber, J. (1974) Rebane ja kährikkoer meie looduses. Meresalu, G., Jaht ja ulukid. *Eesti NSV jahimeeste seltsi aastaraamat 1969–1972*. Eesti NSV Jahimeeste Selts, Tallinn, 102–115.

- Neet, C.R. (1995) Population dynamics and management of *Sus scrofa* in western Switzerland: a statistical modelling approach. *Ibex Journal of Mountain Ecology*, **3**, 188–191.
- Nores, C., González, F., & García, P. (1995) Wild boar distribution trends in the last two centuries: an example in northern Spain. *Ibex Journal of Mountain Ecology*, **3**, 137–140.
- Ohashi, H., Saito, M., Horie, R., Tsunoda, H., Noba, H., Ishii, H., Kuwabara, T., Hirsoshige, Y., Koike, S., Hoshino, Y., Toda, H. & Kaji, K. (2013) Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research*, **59**, 167–177.
- Oja, R. (2011) Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise kõrvalmõjud maaspesitsevatele lindudele, teistele imetajatele ja taimedele. Magistritöö. Tartu Ülikool, Tartu.
- Pearce-Higgins, J.W., Grant, M.C., Robinson, M.C., & Haysom, S.L. (2007) The role of forest maturation in causing the decline of black grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis*, **149**, 143–155.
- Petty, B.D., Locke, S.L., Lopez, R.R., Peterson, M.J., Cathey, J.C. & Silvy, N.J. (2005) Effects of feral hog control on nest fate of eastern wild turkey in the Post Oak Savannah of Texas. *Proceedings of the National Wild Turkey Symposium*, **9**, 169–172.
- Picozzi, N. (1975) Crow predation on marked nests. *The Journal of Wildlife Management*, **39**, 151–155.
- Purger, J.J. & Meszaros, L.A. (2006) Possible effects of nest predation on the breeding success of ferruginous ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International*, **16**, 309–316.
- Purger, J.J., Csuka, S., & Kurucz, K. (2008) Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Polish Journal of Ecology*, **56**, 481–486.
- Ries, L. & Sisk, T.D. (2004) A predictive model of edge effects. *Ecology*, **85**, 2917–2926.

- Risch, A.C., Wirthner, S., Busse, M.D., Page-Dumroese, D.S. & Schütz, M. (2010) Grubbing by wild boars (*Sus scrofa* L.) and its impact on hardwood forest soil carbon dioxide emissions in Switzerland. *Oecologia*, **164**, 773–784.
- Roper, J.J. (1992) Nest predation experiments with quail eggs: too much to swallow? *Oikos*, **65**, 528–530.
- Sachot, S., Perrin, N. & Neet, C. (2003) Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. *Biological Conservation*, **112**, 373–382.
- Saniga, M. (2002) Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica*, **51**, 205–214.
- Savory, C.J. (1989) The importance of invertebrate food to chicks of gallinaceous species. *Proceedings of the Nutrition Society*, **48**, 113–133.
- Schley, L. & Roper, T.J. (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, **33**, 43–56.
- Schley, L., Dufrêne, M., Krier, A. & Frantz, A.C. (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 589–599.
- Servanty, S., Gaillard, J.-M., Toïgo, C., Brandt, S. & Baubet, E. (2009) Pulsed resources and climate-induced variation in the reproductive traits of wild boar under high hunting pressure. *Journal of Animal Ecology*, **78**, 1278–1290.
- Singer, F.J., Otto, D.K., Tipton, A.R. & Hable, C.P. (1981) Home ranges, movements, and habitat use of European wild boar in Tennessee. *The Journal of Wildlife Management*, **45**, 343–353.
- Singer, F.J., Swank, W.T. & Clebsch, E.E.C. (1984) Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *The Journal of Wildlife Management*, **48**, 464–473.

- Skagen, S.K., Stanley, T.R. & Dillon, M.B. (1999) Do mammalian nest predators follow human scent trails in the shortgrass prairie? *The Wilson Bulletin*, **111**, 415–420.
- Sloan, S.S., Holmes, R.T. & Sherry, T.W. (1998) Depredation rates and predators at artificial bird nests in an unfragmented northern hardwoods forest. *The Journal of Wildlife Management*, **62**, 529–539.
- Soe, E. (2012) Punarebase (*Vulpes vulpes*) toitumine Eestis ja Euroopas. Magistritöö. Tartu Ülikool, Tartu.
- Starling-Westerberg, S. (2001) The habitat use and diet of black grouse *Tetrao tetrix* in the Pennine hills of northern England. *Bird Study*, **48**, 76–89.
- Storaas, T. & Wegge, P. (1987) Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **41**, 167–172.
- Storaas, T., Wegge, P. & Kastdalen, L. (2000) Weight-related reneesting in capercaillie *Tetrao urogallus*. *Wildlife Biology*, **6**, 299–303.
- Storch, I. (1991) Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica*, **22**, 213–217.
- Storch, I. (1993) Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: is bilberry important? *Oecologia*, **95**, 257–265.
- Storch, I. (2007) Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildlife Biology*, **13**, 5–12.
- Summers, R.W., Green, R.E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., Moss, R. & Baines, D. (2004) An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 513–525.
- Swenson, J.E. (1993) The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. *Ecography*, **16**, 37–46.

- Svobodová, J., Koubová, M., Mrštný, L., Albrecht, T., & Kreisinger, J. (2012) Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, **58**, 315–323.
- Süld, K., Saarma, U. & Valdmann, H. (2012) Kes toidab meie kährikkoeri? *Eesti Jahimees*, **6**, 32–37.
- Šálek, M., Svobodová, J., Bejček, V., & Albrecht, T. (2004) Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Folia Zoologica*, **53**, 312–318.
- Zanette, L. (2002) What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation*, **103**, 323–329.
- Zhang, H.H., Liu, X.P., Dou, H.S., Zhang, C.D., & Ren, Y. (2009) Food composition and food niche overlap of three kinds of canidae. *Acta Ecologica Sinica*, **29**, 347–350.
- Thurfjell, H. (2011) Spatial behaviour of wild boar. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Thurfjell, H., Ball, J.P., Åhlén, P.-A., Kornacher, P., Dettki, H. & Sjöberg, K. (2009) Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa* (L.): agricultural fields and edges. *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 517–523.
- Warren, P., Baines, D., Richardson, M. (2012) Black Grouse *Tetrao tetrix* nest-site habitats and fidelity to breeding areas in northern England. *Bird Study*, **59**, 139–143.
- Webb, S.L., Olson, C.V., Dzialak, M.R., Harju, S.M., Winstead, J.B. & Lockman, D. (2012) Landscape features and weather influence nest survival of a ground-nesting bird of conservation concern, the greater sage-grouse, in human-altered environments. *Ecological Processes*, **1**, art 4.
- Wegge, P. & Kastdalen, L. (2007) Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales Zoologici Fennici*, **44**, 141–151.

- Welanders, J. (2000) Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology*, **252**, 263–271.
- Westmoreland, D., & Best, L.B. (1985) The effect of disturbance on mourning dove nesting success. *The auk*, **102**, 774–780.
- Whelan, C.J., Dilger, M.L., Robson, D., Hallyn, N. & Dilger, S. (1994) Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *The Auk*, **111**, 945–952.
- Wilson, G.R., Brittingham, M.C. & Goodrich, L.J. (1998) How well do artificial nests estimate success of real nests? *The Condor*, **100**, 357–364.
- Wirthner, S., Schütz, M., Page-Dumroese, D.S., Busse, M.D., Kirchner, J.W. & Risch, A.C. (2012) Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? *Canadian Journal of Forest Research*, **42**, 585–592.
- Yahner, R.H., & Scott, D.P. (1988) Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *The Journal of Wildlife Management*, **52**, 158–161.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Karoline Zilmer (sünnikuupäev: 21.08.1988),

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise mõju kanaliste pesarüüstajatele,

mille juhendaja on Ragne Oja,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil,
sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse
tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu,
sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja
lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega
isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 27.05.2013