

Laanepüü (*Bonasa bonasia*) kaitse tegevuskava



Euroopa Liit
Euroopa
Regionaalarengu Fond



Eesti tuleviku heaks



Sisukord

Sissejuhatus	3
Kokkuvõte	4
1. Üldisloomustus	5
2. Bioloogia	5
2.1. Elupaik.....	5
2.1.1. Kodupiirkond	5
2.1.2. Puistu koosseis	6
2.1.3. Puistu vanus.....	6
2.1.4. Puistu struktuur	7
2.2. Pesitsemine.....	8
2.2.1. Pesitsusfenoloogia.....	8
2.2.2. Pesitsusbioloogia.....	8
2.3. Toitumine	10
3. Levik ja arvukus	10
3.1 Levik ja arvukus maailmas.....	10
3.2. Levik ja arvukus Eestis.....	11
4. Ülevaade uuringutest ja inventuuridest	14
5. Liigi kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs.....	15
6. Ohutegurid.....	16
6.1. Elupaikade hävinemine ja killustumine	16
6.2. Pesitsuse nurjumine metsamajandustööde tõttu	18
6.3. Röövlus.....	18
6.4. Jaht.....	19
7. Kaitse-eesmärgid.....	20
7.1 Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused	20
7.1.1. Kaitstavatel aladel laanepüüle optimaalse kaitse tagamine.....	21
7.1.2. Elupaikade killustumise vähendamine ühendatud rohevõrgustiku abil	21
7.1.3. Püsimetsamajanduse soosimine	22
7.1.4. Raierahu pikkuse vastavusse viimine laanepüü kaitse vajadustega	22
7.1.5. Elupaikade kaitse katusliikide kaudu	22
7.1.6. Röövluse mõju vähendamine	23
7.1.7. Kaaluda laanepüü välja arvamist jahiulukite nimekirjast	23
7.2 Laanepüü esinemispaikade pindalalise kaardistamise põhimõtted	23
8. Liigi soodsa seisundi säilitamiseks vajalikud meetmed, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava.....	24
8.1. Arvukushinnangu ja seiremetoodika kontroll	24
8.2. Riiklik seire	25
8.3. Laanepüü kodupiirkonna suuruse ning elupaigakasutuse uuring majandatavatel ning looduslikel aladel.....	25
8.4. Laanepüü ja tema kaitse tutvustamine koolitustel ja meedias.....	26
8.5. Rahvusvaheline koostöö.....	26
8.6. Kaitse tegevuskava uuendamine	27
9. Kaitse korraldamise eelarve	28
10. Kasutatud kirjandus.....	29

Sissejuhatus

Laanepüü on Linnudirektiivi I lisa liik, kes kuulub Eestis III kaitsekategooria lindude hulka. Laanepüü kaitse tulemuslikumaks korraldamiseks koostati käesolev tegevuskava, mis koosneb üheksast peatükist. Esmalt tutvustatakse lühidalt liiki ja antakse kokkuvõtlik ülevaade tema bioloogiast, käsitledes elupaiku, pesitsemist ja toitumist. Kolmandas peatükis kirjeldatakse liigi levikut maailmas ja Eestis ning peatutakse arvukusel ja selle muutustel. Neljandas peatükis tutvustatakse seniseid uuringuid ning viiendas senist kaitsekorraldust, analüüsides ka selle tõhusust. Kuuendas peatükis käsitletakse peamistesse laanepüüd ohustatavatesse teguritesse Eestis. Järgnevates peatükkides sõnastatakse laanepüü kaitse-eesmärgid lähiajal (5 a) ja pikas perspektiivis (15 a), kirjeldatakse liigi soodsa seisundi tagamise tingimusi, pakutakse välja üldised meetmed ja konkreetsed tegevused koos eelarvega.

Laanepüü kaitse tegevuskava eelnõu koostas prof. Ülo Väli (Eesti Maaülikool, Eesti Ornitoloogiaühing). Selle valmimisele aitasid kaasa ka Andrus Jair, Arne Tuule, Eesti Erametsaliidu ning Keskkonnaministeeriumi ja selle allasutuste spetsialistid.

Töö rahastamine toimus „Riikliku struktuurivahendite kasutamise strateegia 2007–2013“ ja sellest tuleneva „Elukeskkonna arendamise rakenduskava“ prioriteetse suuna „Säästva keskkonnakasutuse infrastruktuuride ja tugisüsteemide arendamine“ meetme „Kaitsekorralduskavade ja liikide tegevuskavade koostamine looduse mitmekesisuse säilitamiseks“ programmi alusel Euroopa Regionaalarengu Fondi vahenditest.

Kokkuvõte

Laanepüü on III kaitsekategooriasse kuuluv linnuliik, kelle arvukus langes eelmise sajandi lõpus mitu korda. Nüüdseks on arvukus stabiliseerunud ning tänapäeval on tegemist veel võrdlemisi tavalise paigalinnuga, keda leidub meil hinnanguliselt 30 000 – 60 000 paari.

Laanepüü eelistab pesitseda vähemalt 50-aastastes suhteliselt tihedates okas- ja segametsades, kus enamasti leidub nii varjuandvaid kuuski, kui talvist toitu pakkuvaid kaski ja leppi. Sobivaimateks elupaikadeks on väljakujunenud rindelisuse ja tiheda alusmetsaga mitmekesised vanad metsad, kus leidub häilusid ja tuulemurde. Suurimateks liiki ohustavateks teguriteks Eestis on elupaikade hävinemine, eeskätt vanemate mitmekesise struktuuriga puistute kadumine ning killustumine, samuti pesitsuse nurjumine metsamajandustööde ning röövluse tõttu.

Laanepüü lähiaja (5 aasta) kaitse-eesmärk on asurkonna arvukuse säilitamine vähemalt praegusel tasemel, pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on asurkonna arvukuse tõus. Nende eesmärkide saavutamiseks on eeskätt vaja järgida mitmeid üldisi kaitsemeetmeid (nt laanepüü kaitse tõhustamine kaitstavatel aladel, sobivate elupaikade ühendatud võrgustikuna säilitamine, püsimeetsamajanduse soosimine, raierahu pikendamine, kaitse katusliikide kaudu, röövluse mõju vähendamine). II prioriteediga tegevustest nähakse ette riiklik seire koos arvukushinnangu ja seiremetoodika kontrolliga ning kaitse tegevuskava uuendamine. III prioriteedi tegevusteks on kodupiirkonna suuruse uuring, tutvustamine koolitustel ja meedias ning rahvusvaheline koostöö. Kaitse tegevuskava rakendamise kogumaksumus on 88 400 eurot.

Esikaane foto: Ülo Väli

1. Üldiseloomustus

Laanepüü (*Bonasa bonasia*, ka *Tetrastes bonasia*) on kanaliste seltsi, metsislaste e püülaste sugukonda kuuluv linnuliik. See ümmarguse kere ja väikese peaga suhteliselt väike lind kaalub 320–410 g (Kumari 1954). Sulestik on nii emas- kui isaslinnul sarnane, hallipruunikirju, isaslinnul on aga lisaks must kurgualune ning peas pikem suletutt kui emasel.

Laanepüül on eristatud 12 alamliiki (Del Hoyo *et al.* 1994). Eestis elab neist nominaat-alamliik, kes asustab Fennoskandiat, Venemaa Euroopa-osa loodepiirkonda ja Baltimaade põhjaosa. Alljärgnevalt kirjeldatud uuringutest tulekski esmajoones tähelepanu pöörata meie alamliigilt saadud tulemustele, arvestades siiski, et enamik Fennoskandia töödest on tehtud boreaalsetes metsades. Põhjalikumalt on uuritud ka mitmeid teisi alamliike Kesk-Euroopas ja Aasias, mõnes bioloogia aspektis on just neilt alamliikidelt saadud olulisim informatsioon.

Erinevalt enamikust teistest metsislastest ei kogune laanepütüd kevadel ühismängudesse, vaid elavad aastaringselt hajusalt monogaamsete üksikpaaridena. Paarilise valikuks ja territooriumi märgistamiseks kõlav laul on kergesti äratuntava rütmiga teravate kõrgete toonide seeria. Iseloomulikuks hääleks on ka lendutõusul tekkiv tiivavurin, mille abil võib muidu raskesti märgatava linna kohalolu üsna hõlpsasti kindlaks teha.

2. Bioloogia

2.1. Elupaik

2.1.1. Kodupiirkond

Laanepüüd elavad aastaringselt suhteliselt väiksel alal (Ivanter 1962; Storch 1997). Püüpaari kodupiirkonna suurus oleneb biotoobist ning Euroopa eri paigus kõigub see 1,5–25 hektari vahel (Viht 2006). Angelstami jt (2004) hinnangul vajab üks paar Fennoskandias keskmiselt ca 25 ha sobivat metsa. See informatsioon põhineb siiski valdavalt vaatlustel või lähtub asustustihedusest. Raadiotelemeetrilised uuringud on näidanud suuremaid kodupiirkondi: Prantsuse Alpides on see keskmiselt 33 ha (kõik siiski >20 ha; Montadert & Leonard 2006) ja Lõuna-Korea parasvöötme metsades on see keskmiselt koguni 53,8 ha (36,2–73,6 ha; Rhim 2006). Koreas leiti ka, et isastel oli kodupiirkond suurem kui emastel ning sesoonselt kõige suurem talvel, väiksem kevadel. Seni pole koostajale teadaolevalt avaldatud ühtegi kõige usaldusväärsemad andmeid pakkuval GPS-telemeetrial põhinevat artiklit kodupiirkonna suuruselt.

Kõige olulisemaks elupaigavalikut määravaks maastikutunnuseks on metsaala suurus: laanepüüd leidub eeskätt suurtes metsamassiivides (Åberg *et al.* 1995, 2000b, Kajtoch *et al.* 2012, Rueda *et al.* 2013). Väikestes metsalaikudes võib liiki leida vaid suurte metsamassiivide läheduses, näiteks ei kohatud Skandinaavias laanepüüd metsatukkades, mis asusid massiividest kaugemal kui 100 m (Åberg *et al.* 1995). Skandinaavias on leitud, et sobiva puistu pindala peab metsamaastikus olema vähemalt 10 ha ning põllumajandusmaastikuga piirnevana vähemalt 20 ha (Jansson *et al.* 2004). Eestis maastikus on need näitajad esialgsete andmete põhjal suuremad, samuti näivad laanepüüd elutsevat just põlisel metsamaal (maa, mis on mitmeid inim põlvi olnud metsaga kaetud) (I. Tammekänd, avaldamata andmed), kuid kindlasti on vaja põhjalikumaid uuringuid.

Laanepüü on metsalind, kuid sobivate elupaikade valikul lähtub ta ka üldisest maastiku struktuurist. Soomes on eriti sobivateks elupaikadeks osutunud ojakaldad põldude ja soode läheduses, laanepüü eelistab ka noori põldudele istutatud kase-kuusemetsi ning isegi kaskedega rabamännikuid, kuid väldib nõmmesid, raiesmikke ning avamaastikke (Nieminen *et al.* 1995; Väisänen *et al.* 1998).

2.1.2. Puistu koosseis

Laanepüü elupaigakasutust on Eestis uuritud Kaarepere metsades aastatel 1986–1998. Püüd kasutasid seal väga erinevaid metsabiotoope, eelistades sinilille ja jänesekapsa kasvukohatüüpe ning metsi siirdesoodes, kuivendatud soodes ja rabades (Viht 1999). EOÜ pesakaartidel kirjeldatud pesadest asusid kümme okasmetsas (seitse kuusikus, üks männikus, kaks täpsustamata) ja üheksa segametsas. Seega eelistab laanepüü meil okaspuu-, eriti kuuseosalusega metsi.

Soomes elab laanepüü peamiselt kuuse-ülekaaluga kaske ja leppa sisaldavates metsades (Nieminen *et al.* 1995; Väisänen *et al.* 1998). Rootsisis ja Karjalas pesitseb laanepüü eeskätt puistutes, kus leidub kuuski, nulge või lehiseid ja kus on lopsakas põõsarinne, aga samuti võib teda leida kase-sanglepa segametsades, seevastu männikuid (eriti kuivi) välditakse (Ivanter 1962; Swenson 1993; Åberg *et al.* 2000a, Jansson *et al.* 2004). Janssoni jt (2004) hinnangul kasvab Fennoskandia pesapaikades sangleppa 5–40% ulatuses, samal ajal väldib laanepüü metsi, kus lehtpuude osatähtsus ületab 50%. Poolas Bialowiezas, kus pesitseb teine alamliik, kohatakse laanepüüid pesitsusajal peamiselt niiskes tamme-kuusemetsas ja männitammemetsas, samuti kuuske sisaldava sanglepalodu piirialadel (Wiesner *et al.* 1977). Enamasti on laanepüü esinemispaigus puistu liigiline koosseis suurem, kui maastikus keskmiselt (Klaus 1991).

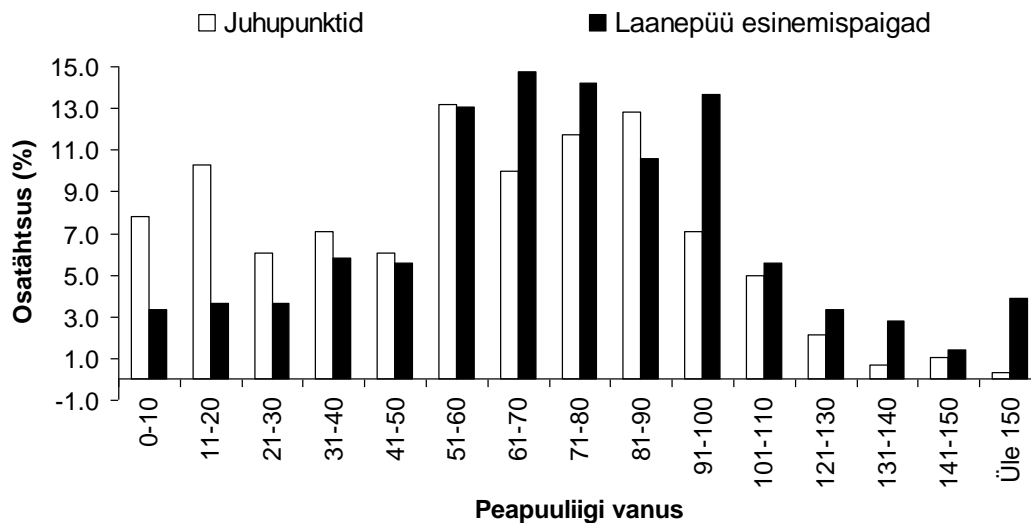
2.1.3. Puistu vanus

Ehkki laanepüü võib Eestis kohata erineva vanuse, tiheduse ja kõrgusega metsades, eelistab ta siiski vanemaid ja tihedamaid puistuid (täiusega 0,7–0,8; Viht 1999, 2006). Pärnumaal Nigula looduskaitseala ümbruses on laanepüü sobivamate elupaikadena kirjeldatud vanu eririndelisi metsi (I. Tammekänd, avaldamata andmed; Väli 2005). Siin oli terviklikus majandustegevusest puutumata kaheksa ruutkilomeetri suuruses metsalaamas liigi asustustihedus üks paar 22 hektari kohta, selle alaga piirnevates laanepüü elupaigaks sobivates majandusmetsades aga ligi kolm korda väiksem. Seejuures võis laanepüü Pärnumaa majandusmetsadest leida tavaliselt kõige vanematest ja eelkõige raiest viimasel ajal puutumata metsaosadest, harvem pesitses keskealistes või nooremapoolsetes kuuse- või kuuse-segapuistutes. Kvantitatiivseid andmeid saadi Põhja-Liivimaa uurimisala riigimetsast: 2004. aastal leitud 107 laanepüü pesitsusterritooriumi asusid keskmiselt 88,4 aasta vanuses metsas, metsa keskmine vanus oli selles piirkonnas aga ca 50 aastat. Seejuures leiti vaid üksikuid pesitsusterritooriumeid metsaosadest, mida oli viimasel 20 aastal raiutud (Väli 2005).

Eeltoodud andmeid kinnitavad ka käesoleva kava jaoks koondatud perioodil 2009 – 2013 kohatud laanepüüde andmed (joonis 1). Enamikku püüdest kohati vähemalt 50-aastastes

metsades ning laanepüü valis elupaigaks vähemalt 60-aastaseid metsi (esinemispunkte rohkem kui võiks eeldada juhusliku jaotuse korral). Laanepüü esinemispaikade keskmiseks vanuseks oli 77 aastat, metsa-juhupunktide keskmiseks vanuseks 59 aastat. Laanepüüd kohatakse ka raiumata kuuse kultuurpuistutes, mis ilmselt asendavad kadunud vanade metsade noorte kuuskedega häile, kuid neis puuduvad sobivad toiduallikad ja tõenäoliselt ka mitmed muud püüle vajalikud tingimused.

Ka Rootsis on laanepüü elupaigana mainitud eeskätt vanu (üle 90 a) metsi (Swenson 1993, Jansson *et al.* 2004) või keskealisi (20–70 a) hõrendamata puistuid (Jansson *et al.* 2004). Soomes on noorimad laanepüüle sobivad metsad 30-aastased, kuid elupaiga-analüüside järgi eelistab sealgi vanu metsi, väldib raiesmikke ning kasutab ka keskealisi puistuid (Nieminen *et al.* 1995). Seevastu Kesk-Euroopas leiab laanepüüd suhteliselt sageli ka noortes (11–40 a) metsadest, kuid sealgi on pooled territooriumid vanades metsades, kus leidub noore metsaga häile (Klaus 1991). Peaaegu kõigis uuringutes märgitakse olulise kriteeriumina seda, et puistu oleks majandamata.



Joonis 1. 2009 – 2012 kohatud laanepüüde (n = 359; allikad: E-elurikkus, EELIS, avaldamata andmed) ning juhupunktide jaotus puistu peapuuliigi vanuse järgi.

2.1.4. Puistu struktuur

Kindla vanusega puistute eelistamine peegeldab tegelikult laanepüü nõudlust teatud struktuuriga metsa suhtes. Laanepüü elupaikades leidub sageli tihedaid puistuid (Nieminen *et al.* 1995). Ühest küljest on see vajalik sobivate ööbimispaikade olemasoluks - Kesk-Rootsi andmetel valitakse just ööbimiseks juhuslikust tihedamaid puistuid, sealjuures eelistab ööbimispuuna kuuske ning väldib mäнди ja lehtpuid. Valitud kuused on sageli ümbritsevast metsast madalamad ning laanepüüd ööbivad puu alaosas. Kuuskede tihedad võrad pakuvad ilmselt enam varju nii külma kui võimalike kiskjate eest (Swenson & Olsson 1991). Ka Austrias on eelistatud talviseks puhkepaigaks kuuse- ja sangleparikkad tihedad puistud (Zeiler *et al.* 2002). Laanepüü elupaikades on ka hästi arenenud põõsarinne (Swenson 1993; Wiesner *et al.* 1977; Åberg *et al.* 1999, Sachot *et al.* 2003), see on oluliselt tihedam, kui maastikul keskmiselt (Nieminen *et al.* 1995). Paljude autorite andmetel sõltub elupaiga valik rikkalikust

alusmetsast isegi rohkem kui konkreetsest metsatüübist (nt Rhim & Lee 2001). Tiheda alusmetsa eelistamise üks tagamaid võib olla ka hoidumine kiskjate eest (Sachot *et al.* 2003), näiteks suudab kanakull saaki jahtida eeskätt hõredas metsas (Widén 1989). Seega näibki laanepüü kuuselembus olevat vähemalt osaliselt seotud sobivate varjetingimuste leidumisega.

Laanepüü elupaikades on sageli ka tihe alustaimestik (Nieminen *et al.* 1995; Väisänen *et al.* 1998), selliseid metsi, kus alustaimestik täiesti puudub, laanepüü ei asusta (Klaus 1991). EOÜ pesakaartidel kirjeldatud 13 Eesti pesapaigast kaheksas oli alustaimestik rikkalik, viies vaene (Väli 2005). Siiski on oluline rõhutada, et isegi arenenud rohhtaimestik ei kompenseeri põõsaste puudumist (Wiesner *et al.* 1977).

Laanepüü elupaikades on sageli tuulemurdusid (Nieminen *et al.* 1995; Väisänen *et al.* 1998). Euroopas on kõrgeimad laanepüü asustustihedused vanadesse metsadesse tekkinud tuulemurrulaikudes ning erinevate (erivanuseliste) metsatüüpide piiril (Wiesner *et al.* 1977, Hagemeyer & Blair 1997; Kämpfer-Lauenstein 1997). Fennoskandia pesapaikades on sageli väljakujunenud rindeline struktuur (Jansson *et al.* 2004). Erivanuselises puistus on laanepüü toitumisvõimalused kõige avaramad ning isegi valikraiega erivanuseliseks muudetud metsades on laanepüül võimalik toituda märka enamatest toiduobjektidest kui lageraiega majandatud metsades (Breuss & Zeiler 1999). Kokkuvõttes on stabiilseimaks pesitsusbiotoobiks, mis täidab laanepüü erinevaid elupaiganõudeid, raiumata eririndelised tuulemurdude ja häiludega vanad mitmekesised metsad.

2.2 Pesitsemine

2.2.1. Pesitsusfenoloogia

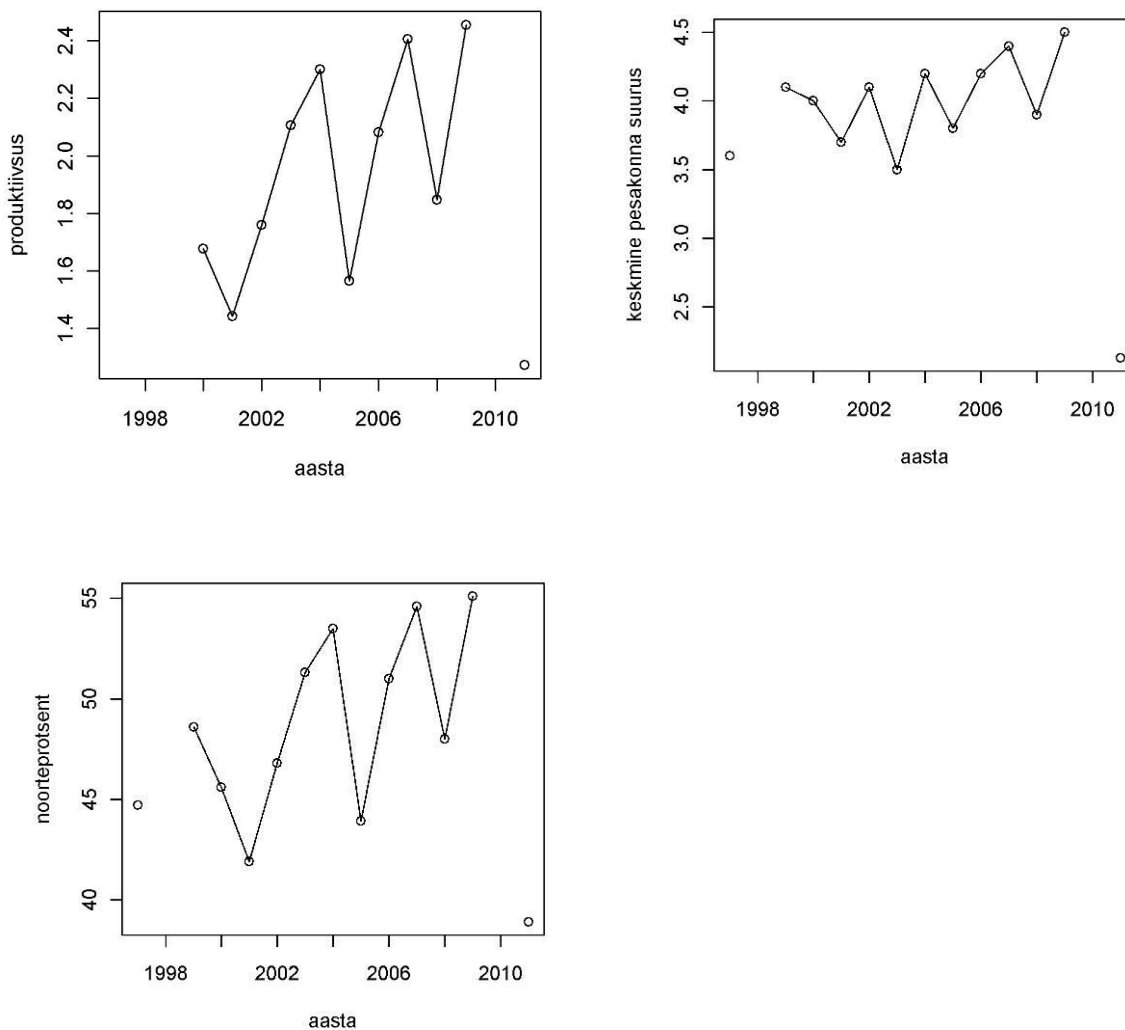
Laanepüü viibib meil aastaringiselt. Talvel elavad laanepüüd üksikult või paaridena, harva, eeskätt headel toitumisaladel, võidakse koondutakse salkadesse (Viht 2006). Kevadel lume sulades, enamasti märtsi keskpaiku hakkavad isased laanepüüd mängima ja kodupiirkonda kaitsma (Kumari 1954, Viht 2006). Munele hakkavad tavaliselt aprilli teisel poolel (Viht 2006), Eesti Ornitoloogiaühingu pesakaardiandmestiku põhjal on täiskurni leitud mai algusest juuni lõpuni (Väli 2005). Pojad kooruvad pärast 23–27 päevast haudumist ning nad lahkuvad pesast kohe pärast koorumist; seejärel viibib emaslinnu juhitud pesakond lähiumbruses (Viht 2006). Esimene lend tehakse 15–20 päeva vanuselt ning 30–40 päevaselt on noorlind täiskasvanu suurune (Cramp & Simmons 1980). Augusti lõpul hakkab pesakond lagunema: noored isaslinnud hajuvad varem kui noored emaslinnud (Viht 2006). Isaslinnud hajuvad ka kaugemale kui emaslinnud – näiteks Prantsuse Alpides on keskmine pesitsuskoha kaugus koorumispaigast isastel 4 km (0,1–24,9 km) ja emastel 2 km (0,2–5,6 km; Montadert & Leonard 2006). Septembris ja oktoobris hõivavad laanepüü isaslinnud kodupiirkonna ja püüavad leida paarilise; sügisel moodustunud paarid võivad jääda talveks kokku või hajuda (Viht 2006).

2.2.2. Pesitsusbioloogia

Laanepüü pesa on väike lohk maapinnal, enamasti põõsa või puu all, mis vooderdatakse kuivade puulehtede ja rohuga (Viht 2006). Erandina on pesitsetud ka puu otsas: meilt on andmeid kolme pesa kohta kuuskedel, üks neist 4,2 meetri kõrgusel, kus laanepüü oli

hõivanud vana viupesa, teised ligikaudu ühe meetri kõrgusel okstel vastu puutüve (Kumari 1954, Viht 2006). Pesakoha valikul on oluline varjatus – tiheda alusmetsaga puistus on kurnade hukkumine väiksem kui avatumates kohtades, samal põhjusel oli näiteks istutatud okaspuupuistus pesitsusedukus madalam kui looduslikus lehtmetsas, kus alusmets on tihedam (Rhim 2006, 2012).

Kurna suurus on 4–13 muna, kuid palju poegi hukkub esimestel elukuudel (Viht 2006). Kuna kõigil kanalistel ei ole kohe koorumise järel termoregulatsioon lõpuni välja arenenud, mõjutavad näiteks külmad ja niisked perioodid kevadsuvel laanepüü järelkasvu oluliselt. Aastatel 1978–2005 läbi viidud metsislaste seireloenduse andmetel on laanepüü pesakonnas augustis keskmiselt neli poega (Viht 2006). Laanepüü sigimisedukust iseloomustavate näitajate dünaamika on esitatud joonisel 2. Ehkki sigimisedukus fluktueerub märkimisväärselt, selget muutuvat trendi siiski pole. 2011. aastal saadi läbi aegade madalaimad sigimisedukuse näitajad, kuid põhjus võib peituda seire läbiviijate koosseisu ja meetodika muutuses.



Joonis 2. Laanepüü sigimisedukuse näitajad aastatel 2000–2011: produktiivsus (poegade arv ühe paari kohta), pesakonna suurus, noorlindude protsent (Tammekänd *et al.* 2011 järgi).

2.3. Toitumine

Laanepüü toit on Eestis mitmekesine ja vaheldub sesoonselt (Kumari 1954, Viht 2006). Talvel süüakse peamiselt lehtpuude, eriti lepa ja kase pungi, kevadel lisanduvad lepa urvad ja rohulible. Suvel otsitakse rohhtaimede osi ja marju, osa toidust moodustavad ka putukad. Ligikaudu 5% laanepüüde toidust on loomne, see on oluline just poegadele, kes toituvad kahel esimesel elunädalal ainult selgrootutest. Sügisel söövad laanepüüd nii talvist kui suvist toitu, oluline osa on marjadel ja seemnetel

Tulenevalt toitumiseelistustest on kodupiirkonna valikul lisaks sobivatele pesitsuskohtadele oluline ka lehtpuude olemasolu, sest need pakuvad, siis kui maapind on lumega kaetud, talvist ja varakevadist toitu – kase ja lepa pungi ning urbi –(Ivanter 1962, Nieminen *et al.* 1995; Swenson 1993; Åberg *et al.* 2003). Seejuures näivad Põhjamaades olevat eriti tähtsad just lepad ning neist eelistatakse üle 10 m kõrguseid puud, mis kasvavad kuni 50 m kaugusel kuusikust (Swenson 1993; Åberg *et al.* 2003). Seevastu Baieris viibivad püüd talvel kõrgetes ja tihedates keskealistes (30–60 a) metsades, kus leidub kuni 10% kaski, pihlakaid või haabu, või hoopis nooremates, 20–30 a. puistutes, kus domineerivad kask, paju ja haab, ning laanepüüd toituvad seal peamiselt kaseurbadest; suvel on Saksa laanepüüdele tähtsamad suhteliselt avatumad biotoobid – vanad tuuleheitega pohla- ja mustikametsad ning sood (Kämpfer-Lauenstein 1997).

Eriti ilmekalt on sesooneid muutusi kirjeldatud Aasia laanepüüde käitumises, kes on vähem paiksed kui Põhja-Euroopa linnud. Kirde-Aasias liiguvad laanepüüd lume sulamise alguses esimestele lumevabadele mäenõlvadele toituma marjadest, mille osa tõuseb toidus 6%-lt 70%-ni, samal ajal langeb talvise toidu osa (oksad, pungad, urvad) 75%-lt 3%-ni; pesitsema tullakse aga jõgede kaldametsadesse, kus taimede hulk ja mitmekesisus on suurim, marjade osa langeb nüüd 19%-ni ja lehtede osa tõuseb 27%-lt 72%-ni (Drovetski 1997). Sarnaseid muutusi on kirjeldatud ka Karjalas (Ivanter 1962). Koreas leidub laanepüüd kõigis metsatüüpides, kuid ka seal kasutab ta sesoonselt erinevaid metsatüüpe vastavalt toidu ja varje leidumisele (Rhim & Lee 2001). Jaapanis Hokkaidol toitutakse suvel peamiselt lüljalgsetest, oktoobrist detsembrini süüakse puuvilju ning lumevabal ajal taimi, peamiseks talviseks toiduks on laialeheliste puude pungad ja urvad (Fujimaki 1999).

3. Levik ja arvukus

3.1 Levik ja arvukus maailmas

Laanepüü on levinud väga ulatuslikul alal Euraasias (joonis 3), kus tal on kujunenud 12 alamliiki (Del Hoyo *et al.* 1994). Levila hõlmab peaaegu kogu Euraasia metsavööndi ning ületab suurtes jõeorgudes kohati põhjapolaarjoone, ulatudes 68–69° põhjalaiuseni, Aasia lõunaosas küünib levila mõnel pool jõeorgudes metsastepi vööndisse. Euroopas on laanepüü levila lõunapiir nihkunud viimasel ajal inimtegevuse tõttu põhja poole ning pidev levila ei ulatugi enam Kesk-Euroopasse, kus laanepüü on jäänud püsima ainult mäestike metsadesse, vaid katkeb Poola idaosa metsade piirkonnas.

Maailmapopulatsiooni suuruseks hinnatakse 15 – 40 miljonit lindu; Euroopas arvatakse pesitsevat neist 25 – 49%, ehk 7,5 – 9,3 miljonit lindu ehk ca 2,5 – 3,1 miljonit paari (BirdLife International 2013). Euroopa suurimad asurkonnad pesitsevad Venemaal (1,9 – 2,2

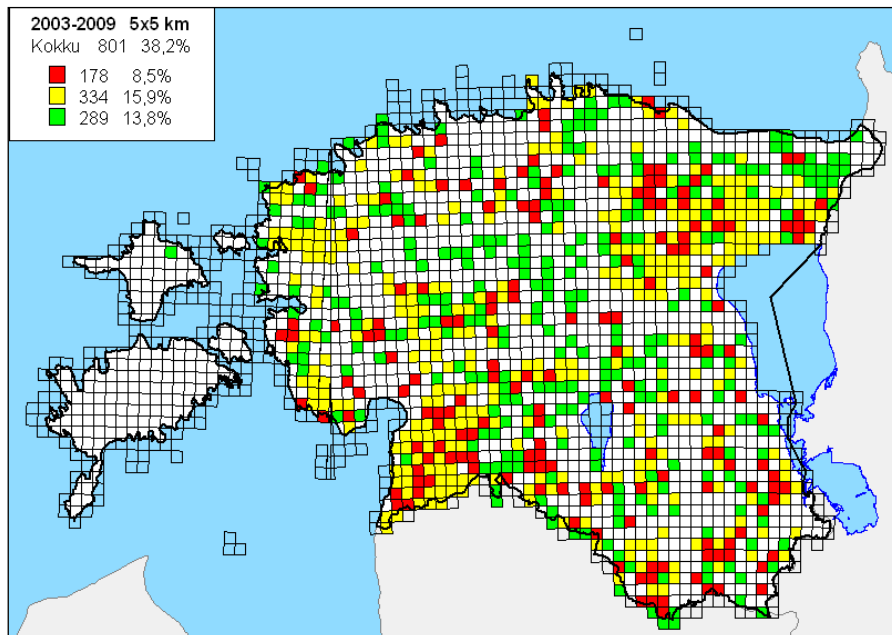
miljonit paari), Soomes (300000 – 500000 paari), Rootsis (80000 - 120000 paari) ja Valgevenes (80000 – 100000 paari; BirdLife International 2004). Alates 1980. aastast on Euroopa asurkonna arvukus mõõdukalt langenud (Birdlife International 2013) ning näiteks Lätis on arvukus käesoleva sajandi alguses langenud märkimisväärselt (Auniņš 2013).



Joonis 3. Laanepüü levik maailmas (BirdLife International and NatureServe 2013).

3.2. Levik ja arvukus Eestis

Eestis on laanepüü levinud ühtlaselt kogu mandriosas (joonis 3). Saaremaal suri liik välja 19. sajandi keskel (Kumari 1954, Lepiksaar & Zastrov 1963). Hiljem on tema esinemist peetud võimalikuks (Mänd 1996), kuigi konkreetsed vaatlused puuduvad. Andmed Hiiumaalt on samuti vastukäivad ning viimastest aastatest on võimalikke üksikuid vaatlusi (joonis 4, vt ka Leito ja Leito 2011). Alati ei saa siiski välistada segiajamist näiteks metskurvitsaga, kes tihedas metsas lendutõusmisel võib samuti teha laanepüü tiivavurinat meenutavat häält (Tammekänd *et al.* 2011). Välimuse poolest võib liigi segi ajada ka näiteks tedrekanaga.

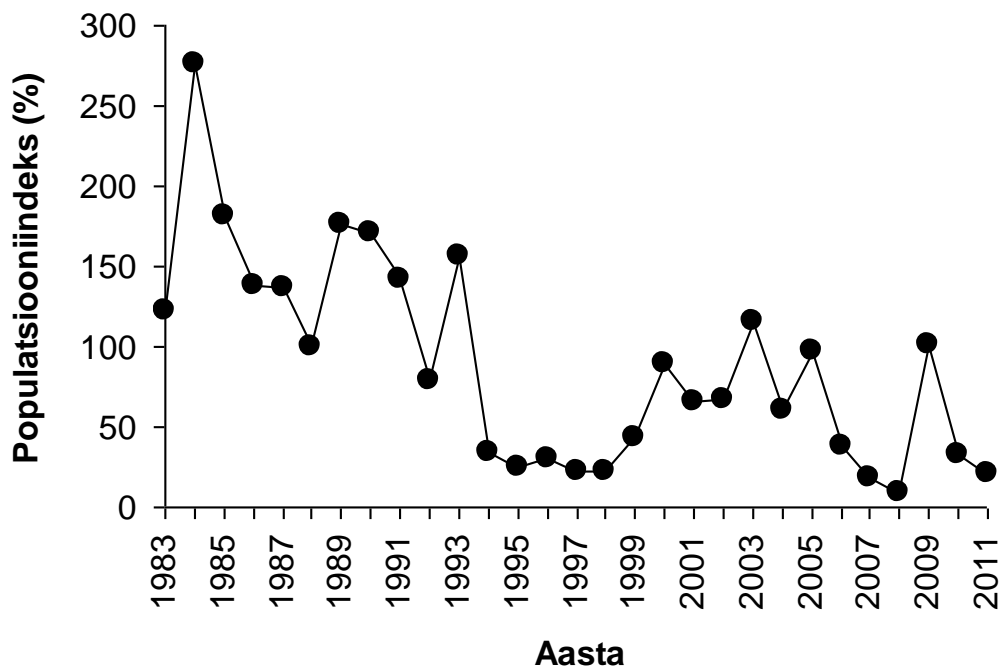


Joonis 4. Laanepüü levik Eesti haudelindude levikuatlase andmetel aastatel 2003–2009. Punane – kindel pesitsemine, roheline – tõenäoline pesitsemine, kollane – võimalik pesitsemine, roheline – kohati pesitsusajal (Elts, avaldamisel).

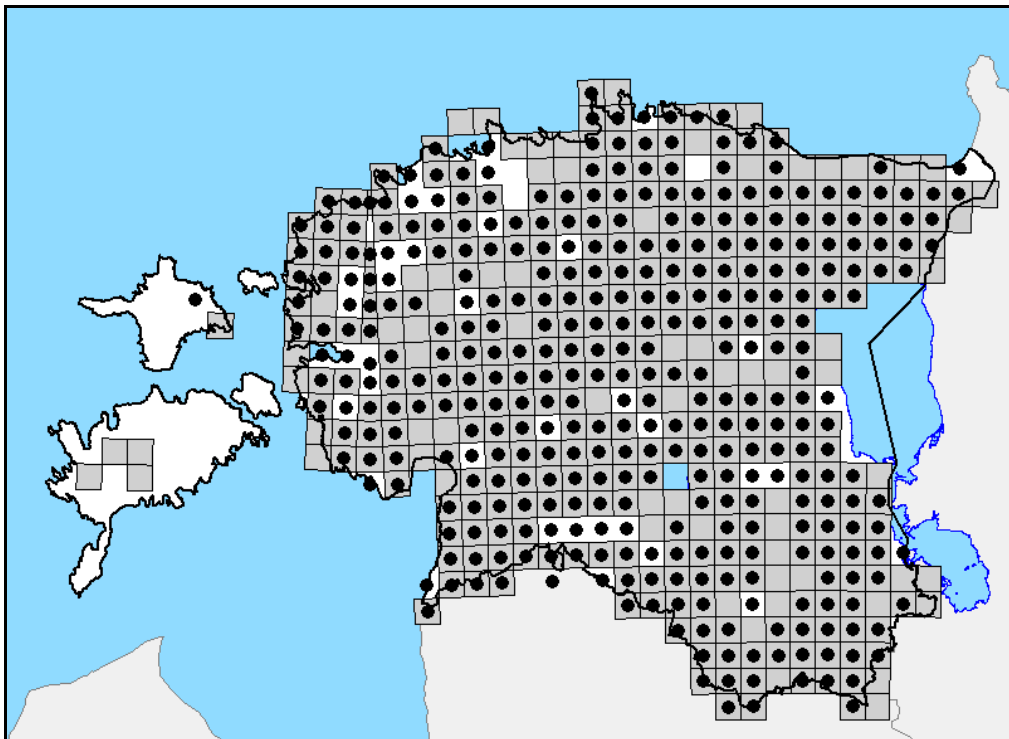
Konkreetsid kvantitatiivseid andmeid laanepüü asustustihedusest on Eestis avaldatud suhteliselt vähe. Asustustihedus kõikus aastatel 1986–1998 Jõgevamaa loendusosalal (26 km²) kevaditi 4,8–15,2 lindu/km² (Viht 2006), reeglina jäi asustustihedus Eesti erinevates piirkondades eelmise sajandi keskel ja teises pooles vahemikku 5–8 paari km² (Leibak *et al.* 1994). 2011. aasta üle-eestilisel seirel saadi augustiloendustel üldiseks asustustiheduseks metsamaal 6,9 is/km², vanalindude asustustiheduseks 3,8 is/km² (Tammekänd *et al.* 2011). See võib ühest küljest olla alahinnang, sest loendusala valiti esindamiseks eeskätt metsise elupaiku, kus laanepüü asustustihedus võib olla madalam: nagu Fennoskandias (Swenson & Angelstam 1993), on ka meil liikide elupaigavalik erinev. Teisalt on seiretransektidel ülesindatud ulatuslikud metsamassiivid ja kaitstavad alad, kus laanepüü arvukus peaks olema keskmisest kõrgem. Tõepoolest, sarnane asustustihedus (ca 2 paari/km²) ongi leitud mitmel laanepüüle sobivaid elupaiku sisaldaval kaitsealal ning Nigula looduskaitseala põhjaosas võib see küündida kuni 4 paari/km² (I. Tammekänd, avaldamata andmed). Kokkuvõttes võib öelda, et meil ei ole praegu kuigi head ülevaadet laanepüü keskmisest asustustihedusest Eestis.

Varasemate aastate arvukuse muutused on koondanud Ene Viht (2006). 18. sajandi II poolel ja 19. sajandi I poolel oli laanepüü Eesti- ja Liivimaal tavaline jahilind, kuid 19. sajandi lõpul märgiti mõnes piirkonnas arvukuse vähenemist. 20. sajandi I poole andmed laanepüü arvukuse ning selle muutuste kohta on üsna lünklikud. Aastatel 1920–1935 siiski arvukuse langust ei täheldatud, samuti oli arvukus ilmselt stabiilne perioodil 1954–1974. Siiski leidis L. Enok, et Klooga piirkonnas oli 1936–1941 leitud suvine asustustihedus 30–35 lindu/km² langenud 1982. aastaks tiheduseni 5 lindu/km².

20. sajandi viimasel veerandil vähenes laanepüü arvukus märkimisväärselt. Üle-eestilise metsislaste seireloenduse koondandmetest ilmnis arvukuse märkimisväärne vähenemine aastatel 1978–2005 ja näiteks Tartumaal endises Kärkna metskonnas vähenes asustustihedus aastatel 1968–1985 ligikaudu neli korda (Viht 2006). Arvukuse langust 1980. aastatel ja 1990. aastate algul näitavad ka haudelinnustiku punktloenduse andmed (joonis 5) ning teatud määral ka aastatel 1978 – 1982 ja 2003 – 2009 koostatud Eesti haudelinnustiku levikuatlase kaartide võrdlus (joonis 6). Viimase linnudirektiivi aruande kohaselt (põhineb Elts *et al.* 2013) pesitseb meil 30 000 – 60 000 paari laanepüüsid. Pikaajaline arvukuse trend on hinnatud tugevalt langevaks ja lühiajaline trend stabiilseks. Seejuures tuleb aga arvestada, et hinnangu aluseks on ligilähedane hinnang varasema andmestiku ja teadaoleva hiljutise trendi põhjal. Andmete usaldatavuse kohta on märgitud, et esinemissagedus on üldiselt hästi teada, kuid kvantitatiivne andmestik vähene või ebatäielik. Seega ei ole toodud arvukushinnang kuigi usaldusväärne, seda näitab ka lihtne arvutus. Laanepüü asustustihedus laanepüüle sobivatel kaitsealadel on keskmiselt 2 paari/km² ja Eesti metsamaa pindala 22 000 km². Kui need omavahel korrutada, siis saame 44 000 paari. Seda sel juhul kui kogu metsamaa oleks laanepüüle sobiv. Ilmselgelt ei sobi laanepüüle lageraielangid, võsastikud ja vähesobivad on ka alla 50 a vanused metsad. Seega on reaalne arvukus tõenäoliselt oluliselt väiksem kui eeltoodud allikas pakutud ja vajalik on kontrollida senise arvukushinnangu paikapidavust ning olemasolevate seiremeetodite sobivust.



Joonis 5. Laanepüü arvukuse dünaamika punktloenduse andmetel (Kuresoo *et al.* 2011 ja Nellis 2011 järgi).



Joonis 6. Laanepüü leviku muutused kahe Eesti linnuatlase võrdlusena aastatel 1977 – 1982 (hallid kastid) ja 2003–2009 (täpid; Elts, avaldamisel).

Keskkonnaregistrisse on 3. veebruari 2014 seisuga kantud 554 laanepüü leiukohta, neist 442 punktobjektidena ja 112 pindobjektidena. Leiukohtade jaotusest omandivormi ja kaitstuse alusel annavad ülevaate tabelid 1 ja 2.

Tabel 1. Laanepüü leiukohtade jaotus keskkonnaregistris maaomandi alusel 3.02.2014 seisuga (Keskkonnagantuuri andmed).

Maa omandivorm	Punktobjekte		Pindobjekte	
	Arv	Osakaal 1 (%)	Arv (pindala)	Osakaal arvu (pindala) järgi (%)
Eramaa	63	13,9	25 (421,1 ha)	19,4 (12,3)
Riigimaa	380	84,1	99 (2858 ha)	76,7 (83,8)
Munitsipaalomand	0	0	1 (4,3 ha)	0,8 (0,1)
Jätkuvalt riigi omandis olev maa	9	2,0	4 (128 ha)	3,1 (3,8)
Kokku	452	100	129 (3411,4 ha)	100

Tabel 2. Laanepüü leiukohtade jaotus keskkonnaregistris kaitstavatel aladel paiknemise alusel 3.02.2014 seisuga (Keskkonnagantuuri andmed).

Kaitstav ala	Punktobjekte		Pindobjekte	
	Arv	Osakaal (%)	Arv (pindala)	Osakaal arvu (pindala) järgi(%)
Püsielupaik	195	43,1	16 (483,6 ha)	12,4 (14,2)
Kaitseala	107	23,7	57 (1829,5 ha)	44,2 (53,6)
Hoiuala	70	15,5	11 (398,8 ha)	8,5 (11,7)
Kohalikul tasandil kaitstav objekt	3	0,7	0 ha	0
Väljaspool kaitstavat ala	77	17	45 (699,5)	34,9 (20,5)
Kokku	452	100	129 (3411,4 ha)	100

4. Ülevaade uuringutest ja inventuuridest

Viimasel viiel aastal suuremaid laanepüüle pühendatud uuringuid, inventuure või liigikaitselisi projekte läbi viidud ei ole. Olulisim info laanepüü arvukuse ja sigimisedukuse muutustest saadakse metsislaste seireprojekti käigus (Tammekänd *et al.* 2011, A. Jair, kirjal.). Seire annab küllalt hea hinnangu arvukuse ajalisest muutusest, kuid arvulised väärtused võivad olla kallutatud, sest loendusala valiti esindamiseks eeskätt metsise elupaiku, kus laanepüü asustustihedus ei pruugi vastata Eesti keskmisele. 2011. aastal viidi selle raames loendusi läbi 52 transektil 23 vaatleja poolt, mille käigus läbiti 416 km ning 2012. aastal viidi loendusi läbi 65 transektil 30 vaatleja poolt, mille käigus läbiti 520 km. Laanepüüsid loendati kokku 126 isendit (2011) ja 194 isendit (2012), produktiivsuse hinnangud (järglast paari kohta) olid vastavalt 1,27 (2011) ja 2,36 (2012).

5. Liigi kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

Laanepüü on maailmas levinud väga suurel alal, populatsioon on suur ja kogu populatsiooni arvukustrend on stabiilne, seetõttu peetakse liiki maailma mastaabis soodsas seisundis olevaks (BirdLife International 2013). Euroopa liidus on liik levinud hajusamalt ning levila on vähenemas, seetõttu on laanepüü kantud Euroopa Liidu linnudirektiivi I lisa nimistusse. Ülevaate laanepüü ohustatusest ja kaitsestaatusest maailmas annab tabel 3.

Tabel 3. Laanepüü ohustatus ja kaitsestaatus Eestis ning mujal maailmas

Akt	Kategooria	Sisu
Kaitsestaatus Eestis (Looduskaitseseadus)	III kaitse-kategooria	Vähemalt 10 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest.
Eesti ohustatud liikide punane nimestik	Ohuväline (8)	
EL Linnudirektiiv	Lisa I	Range kaitse liikmesriikides, kaitstavate alade moodustamise vajadus.
IUCN Punane nimestik	Soodne seisund (<i>Least Concern</i>)	Laialt levinud ja arvukas liik, populatsiooni seisund on soodne.

Langeva arvukusega laanepüü lisati 2004. aastal Eesti III kaitsekategooria liikide hulka. Looduskaitseseaduse kohaselt tuleb vähemalt 10% teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade kaitse tagada kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest. Nii kaitsealustes kui ka piiritlemata laanepüü elupaikades rakendub isendi kaitse, mille kohaselt on iga linnu püüdmine ja tahtlik häirimine paljunemise, poegade kasvatamise, talvitumise ning rände ajal on keelatud. Samas lubab laanepüü küttemist Keskkonnaministri 28.05.2004 määrus nr 56 „III kaitsekategooria loomaliikide nimekiri, kuhu kuuluva liigi isendi surmamine väljaspool liigi kaitseks piiritletud ala on lubatud“.

Praegune pesitsejate esindatus kaitse- ja linnualadel on arvuka ja laia levikuga liigi kohta hea. 2001. a. pesitses nimetatud aladel 1060–1750 paari laanepüüsid (Lõhmus *et al.* 2001) ning 2005. aastaks oli üksnes linnualadel teada 1200–1850 paari (Väli 2005). Eesti metsanduse arengukava näeb ette rangelt kaitstavate metsade osatähtsuse kasvu: 1996. aasta ca 57 220 hektarilt suurenes see 2010. aastaks ca 208 420 hektarini ning peaks 2020. aastaks suurenema 220 000 hektarini (Keskkonnaministeerium 2010). See peaks suurendama vähemalt teatud määral ka laanepüü kaitset; ühe eesmärgina ongi muuhulgas nimetatud ka kuuske

sisaldavate laanepüüle sobivate metsatüüpide osakaalu tõus 2,7–4,5 korda (Lõhmus *et al.* 2004).

Lindude pesitsemist peaks toetama raietest loobumine riigimetsades 15. aprillist 15. juunini (Riigimetsa Majandamise Keskus 2002). See ajavahemik on aga laanepüüle ebapiisav, sest laanepüüde pesitsuseelne mäng algab juba märtsis. Laanepüüd ei jõua raierahu ajal pesitsust lõpetada – juuni lõpus toimuvate raiete käigus hukuvad lennuvõimetud pojad (vt lähemalt ptk 6.2).

6. Ohutegurid

Käesolevas peatükis analüüsitakse peamisi laanepüü asurkonda piiravaid ja ohustavaid tegureid Eestis, võttes ohutegurite tähtsuse hindamisel aluseks järgnev mõjuskaala:

1. kriitilise tähtsusega – võib viia liigi hävimiseni 20 aasta jooksul;
2. suure tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele enam kui 20% ulatuses;
3. keskmise tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele märkimisväärsel osal areaalist vähem kui 20% ulatuses;
4. väikese tähtsusega – omab vaid kohalikku tähtsust, populatsiooni kahanemine 20 aasta jooksul on vähem kui 20%.

Eesti laanepüüasurkonnale kriitilise või suure tähtsusega ohutegureid tänapäeval ei ole (Tabel 4). Keskmiseks ohuteguriks on elupaikade hävinemine, eeskätt vanade mitmekesise struktuuriga puistute kadumine ja killustumine ning pesitsuse nurjumine metsamajandustööde ja röövlomade tõttu. Jaht on laanepüüasurkonnale praegu väikese mõjuga. Samalaadne ohutegurite kokkuvõte Euroopa tasemel kahjuks puudub.

Tabel 4. Laanepüü peamised ohutegurid Eestis tänapäeval.

Ohutegur	Mõju Eestis
6.1 Elupaikade hävinemine	keskmine
6.2 Pesitsuse nurjumine metsamajandustööde tõttu	keskmine
6.3 Röövlus	keskmine
6.4 Jaht	väike

6.1. Elupaikade hävinemine ja killustumine

Eestis on laanepüüle suurimaks ohuks sobivate elupaikade kadumine ja killustumine (fragmenteerumine) (Eltis 2000), lisaks lageraietele on ohutegurina nimetatud ka teisi muutusi metsanduses: monokultuuride kasvatamine ja lühike raierotatsiooni aeg (Hagemeyer & Blair 1997, Klaus 1991). Näiteks on Soomes suurenenud laanepüüde arv neis piirkondades, kus niidud ja talukohad on maha jäetud ja metsastuvad looduslikult, kuid kahanenud avatud maastike monokultuuridega metsastamisel (Väisänen *et al.* 1998). Põhja- ja Kesk-Euroopa segametsades on liik ohustatud lehtpuude ja põõsaste välja raiumise ja intensiivse harvendusraie tõttu. Ida-Euroopa jt piirkondade vanametsi, või ka valikraiega vanametsale

omase struktuuri saavutanud metsi, on peetud kõige stabiilsemate asurkondade alaks (Klaus 1991, Swenson 1993).

Kõikidest teguritest näib olulisim olevat just metsade killustumine. Laanepüü eelistab suuremaid metsaalasid ning sobivat metsa peab maastikus olema vähemalt 20% (Angelstam *et al.* 2004). Soomes kohatakse liiki märksa sügavamal metsas (132 m servast), kui võis eeldada uurimisala juhusliku jaotuse põhjal (42 m) ning üllatuslikult ei leitud teda 1990. aastatel enam varem sobivaks peetud kuuse-lehtpuu soometsadest, sest ilmselt olid need tolleks ajaks lageraietega liiga killustatud (Nieminen *et al.* 1995). Laanepüü leidumine Skandinaavia mosaiikmaastikus sõltub otseselt metsalaikude suurusest ning oluline on ka metsafragmentide eraldatus üksteisest. Eriti suur on isolatsiooniefekt intensiivselt majandatud metsades, kus sobivad alad vahelduvad suurte, ebasobivate metsaaladega (Saari *et al.* 1997, Åberg *et al.* 2000b). Kesk-Euroopa killustunud metsaaladel on laanepüüde elupaigad peaaegu täiesti isoleeritud – keskmine vahemaa lähima naaberalani on 37 km, samas jäävad noorte hajumised ning vanalindude liikumised vaid seitsme kilomeetri piiridesse ning reeglina piirdub liikumiskaugus 1–3 kilomeetriga (Storch 1997). Isolatsiooni vältimiseks on soovitatud tagada laanepüüle sobivate elupaikade leidumine vahemikuga alla 2 km metsamaal ning alla 200 m metsi eraldava avamaastiku puhul (Åberg *et al.* 2003), minimaalseks lahenduseks oleks metsakoridoride jätmine (Kajtoch *et al.* 2012).

Tänapäeval on Eestis peamisi metsamajandusvõtteid lageraie, mille pindala on viimastel aastatel järjest suurenenud (Merenäkk *et al.* 2013). Metsanduse arengukava näeb ette raiemahtude jätkuva suurendamise ning võrreldes 2009. aastaga kasvavad mahud 2020. aastaks ligi kaks korda. Näiteks on eesmärk suurendada uuendusraiate mahtu ja pindala 5,85 mln m³ ja 22 400 hektarilt aastas kuni kuni 10,1 mln m³ ja 34 500 hektarini aastas (Keskkonnaministerium 2010). Selle tagajärjel väheneb laanepüüle sobilike metsade pindala ning nende killustumisel suureneb sobivate metsalaikude kaugus üksteisest.

Laanepüü vajab varjupaigana tihedamaid metsaosi, seega võib teda negatiivselt mõjutada ka metsa muutmine liiga hõredaks hooldusraiate (peamiselt harvendus- ja sanitaarraiate) tõttu, kuid selle ulatust ja potentsiaalset mõju on raskem hinnata. Alates 1995. aastast on harvendus-, sanitaar- ja valikraiate osatähtsus järjest taandunud, samal ajal kui uuendusraie osa on jäänud samaks ning viimastel aastatel isegi tõusnud (Merenäkk *et al.* 2013). Soomes on mõnedel näidiseladel majandatud metsa nii, et paralleelselt puidu tootmisega on suurenenud ka laanepüüde arv; kõige enam sobib kanalitele puistu looduslik taastumine ning väikesemahuline raie (Eesti tingimustes näiteks häilraie), mis toob kaasa suurima taimestiku heterogeensuse (Åberg *et al.* 2003).

Metsakanaliste arvukust mõjutavad ka teised põhjused. Aastakümneid kestnud soode kuivendamise käigus on veerežiimi ulatuslikult muudetud vähemalt 70% Eesti turbaaladel (Paal *et al.* 1997). Kuigi soode massiline kuivendamine lõppes 1980. aastate lõpus, toimuvad muutused soode veerežiimides aeglaselt. Pinnaveetaseme alanemine toob kaasa muutused taimekooslustes, see aga mõjutab ka ala linnustikku. Nii peetaksegi näiteks tedre arvukuse jätkuva languse üheks põhjuseks soode kuivendamise kestvaid järelmõjusid (I. Tammekänd, suulised andmed). Kuidas kuivendamine mõjutab laanepüüde, on raskem hinnata. Kuivendamine võib muuta puistuid küll tihedamaks ja seega parandada laanepüü varjevõimalusi, olulisem on ilmselt aga toitumistingimuste ahenemine sanglepa kadumise näol lodudest ja pikemas perspektiivis ka soovikumetsadest.

- **Laanepüüd mõjutavad eeskätt sobivate vanade pesametsade pindala vähenemine ja killustumine, osaliselt suudavad seda kompenseerida teised puistud. Kokkuvõttes on Eesti laanepüüasurkonna jaoks elupaikade hävinemine keskmise tähtsusega ohutegur.**

6.2. Pesitsuse nurjumine metsamajandustööde tõttu

Laanepüü pesitsuse võib nurjata pesitsusaegne häirimine või otsene kurna või pesapoegade hukkumine. Ehkki igasugune inimese viibimine pesa läheduses tundlikul perioodil (pesitsemiseks valmistumise, munemise, haudumise ja väikeste poegade ajal) võib pesitsust häirida, on selline häiring väikese ulatusega ning juhuslik. Peamiseks negatiivseks faktoriks on siiski pesitsusaegsed raietööd, mille häiriv mõju on võrreldes üksiku metsas liikuva inimese mõjust pikaajalisem, tugevam ning leiab aset peamiselt laanepüüle sobivates vanades metsades.

Kaitsealadel on laanepüü häirimise eest kaitstud kehtiva kaitsekorra abil ja pesitsusaegsed raied välistab isendikaitse (Looduskaitseeadus §55 lg 6). Riigimetsas, nii kaitsealadel kui väljaspool neid, kaitseb teatud määral 15. aprillist kuni 15. juunini kestev raierahu, mil peatatakse raie valdavas osas riigimetsadest (Riigimetsa Majandamise Keskus 2002). Raieid jätkatakse siiski sambliku, kanarbiku ja pohla kasvukohatüüpides. Raierahu ei ole laanepüü kaitseks ajaliselt piisav, kuna see ei hõlma terviklikult pikka pesitsusperioodi, mis algab märtsis ja kestab augustini (vt ptk 2.2.1.). Väljaspool kaitstavaid alasid eramaadel pesitsevatele laanepüüdele rakendub vaid isendikaitse.

Ohuteguri mõju suurust leevendab teatud määral asjaolu, et laanepüü suudab nurjunud pesitsuse järel muneda järelkurna (Cramp & Simmons 1980). Samuti on kõrge sigimisedukuse ja suure kurnaga liikidel, kelle hulka kuulub ka laanepüü, isendite pesituse nurjumisel asurkonnale reeglina suhteliselt väike mõju ning laanepüü näib kiiresti reageerivat nii positiivsetele kui negatiivsetele elupaigamuutustele (Åberg *et al.* 2003). Eestis sellekohaseid põhjalikke uurimusi pole läbi viidud.

- **Häirimise eest on piisava kaitseta väga suur hulk pesapaiku, aga selle ohuteguri mõju ei ole asurkonnale tõenäoliselt suurem kui keskmise tähtsusega.**

6.3. Röövlus

Üheks põhjuseks, miks kanaliste arvukus ja pesitsusedukus on killustunud metsas märksa väiksem kui suures metsamassiivis, on sellises maastikus suurenenud generalistidest kiskjate arv (Tornberg & Sulkava 1991; Kurki *et al.* 1997; Selås 1998), kiskluse oht on aga metsaservades suurem kui sügavamates osades (Nieminen *et al.* 1995). Kuigi Itaalia Alpides täheldati üksnes nõrka tendentsi arvukuse tsüklilisusele (Cattadori & Hudson 1999), leiti Soomes selged 6–7 aastased tsüklid laanepüü arvukuses (Ranta 1999), mis peegeldab ilmselt kiskluse olulisust arvukuse mõjutajana (Kurki 1999).

Imetajatest suudavad peamiselt metsnugis ja rebane tabada vanalinde, munakurni ning poegi ohustavad lisaks neile ka kährik ja metssiga. Lõuna-Norras on leitud, et rebane limiteerib olulisel määral metsakanaliste arvukust (Selås 1998). Metsnugise ja kähriku mõju

maaspesitsevate lindude arvukusele ei ole täpsemalt uuritud ja näiteks kähriku negatiivne mõju võib olla ka üle hinnatud (Kauhala & Kowalczyk 2011). Metssea (*Sus scrofa*) mõju maaspesitsevatele lindudele on hinnatud väga erinevalt (Schley & Roper 2003; Räägel 2010, Oja 2012), aga näiteks hiljutine Eestis läbiviidud katse tehispesadega näitas metssigade negatiivset mõju lisaõõtmisplatside lähedal (Oja 2012). Ehkki Eesti metsseamagudest ei ole leitud suurtes kogustes lindude või munade jäänuseid (0,15%–2,3% toidu koguhulgast; (Räägel 2010), ei näita see seda, kui suurt osa linnupopulatsioonist metssead mõjutavad.

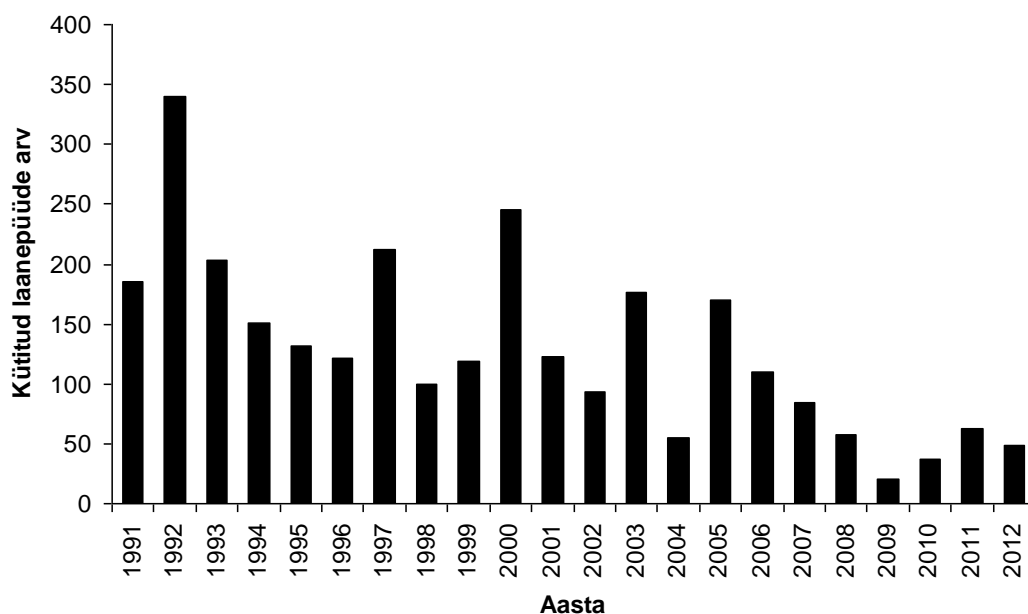
Rebase, kähriku ja metssea arvukus on Eestis kusagil 2019-2010. aastani tõusnud (Männil, Veeroja 2014). Põhjuseid on mitmeid, oma osa nii jahimajanduse suundumustel, metssigade lisaõõtmisel, marutõvevastasel vaktsineerimisel, talvistel ilmastikutingimustel jms. Rebase arvukus on viimastel aastatel olulisel määral langenud, kuid kähriku arvukus on jäänud püsima küllaltki kõrgele tasemele (Männil, Veeroja 2014). Metssea arvukus on võrreldes eelnevate aastatega küll veidi langenud, kuid metssea asustustihedus on siiski jätkuvalt kõrgel tasemel (Männil, Veeroja 2014). Kuna generalistist kiskjate arvukus on võrdlemisi kõrge, siis on neil ka tõenäoliselt oluline osa metsakanaliste, sh laanepüü arvukuse mõjutajana. Vajalikud on täpsemad uuringud selgitamaks nende liikide tegeliku mõju ulatusest metsakanalistele.

Lindudest on põhiliseks vaenlaseks kanakull. Näiteks Põhja-Soomes on leitud, et ühe pesitsusperioodi jooksul hukkus vaid kanakullide saagina tervelt 30% laanepüüdest (Tornberg 2001). Eestis langes kanakulli arvukus sajandivahetusel kaks korda ning on praegu suhteliselt madal ning laanepüü osa on saagis vaid 5,2% (Väli *et al.*, koostamisel). Seega ei kujuta kanakull praegu laanepüüle ilmselt suurt ohtu.

- **Seoses generalistidest kiskjate arvukuse tõusuga on ka röövluse mõju laanepüü asurkonnale tõenäoliselt kasvanud; tegemist on keskmise tähtsusega ohuteguriga.**

6.4. Jaht

Laanepüü on kantud Euroopa Liidu linnudirektiivi I lisa nimistusse ning Eestis III kaitsekategooriasse. Vaatamata sellele kuulub laanepüü Eestis jahiulukite hulka. See on võimalik tänu erandile (laanepüüjahi traditsiooni tõttu), mille Eesti sai Euroopa Liiduga liitumisel (enamikus EL liikmesriikides on laanepüüjaht keelatud) ning see on seadustatud keskkonnaministri määrusega nr 56 „III kaitsekategooria loomaliikide nimekiri, kuhu kuuluva liigi isendi surmamine väljaspool liigi kaitseks piiritletud ala on lubatud“, mis lubab teatud III kategooria kaitsealuste liikide surmamist. Laanepüü jaht on praegu keelatud enamikul meie kaitsealadest, sealhulgas meie olulisematel laanepüü-kaitsealadel (Lõhmus *et al.* 2001). Eestis näib laanepüüjahi traditsioon kaduvat: viimastel aastakümnetel on kütitud lindude hulk järjest vähenenud (joonis 7). 2014. aastal kütiti vaid 28 laanepüüd (Männil, Veeroja 2014). Seega ei mõjuta jaht vähemalt praegu olulisel määral selle linu asurkonda, kuid tähelepanelik tasub olla võimalike muutuste osas, näiteks jahituristide huvi kasvus selle liigi vastu, millel meie jahitraditsioonidega mingit seost ei oleks.



Joonis 7. Kütitud laanepüüde arv aastatel 1991–2010 (Männil & Veeroja 2013 ning Statistikaamet 2013 andmetel).

Jahiga seotud ohuteguriks saab lugeda ka pliihaavlite kasutamist; plii põhjustab mürgitust nii haavatud lindudel kui ka allaneelamisel. Selle teguri olulisus laanepüü ja teiste metsalindude asurkondadele ei ole teada, kuid tõenäoliselt on pliihaavlite probleem ökosüsteemis laiemalt levinud kui üksnes veelinnu-seoseline. Kahtlemata oleks terashaavlite kasutamine metsas probleemiks metsa- ja puidutööstusele, sest puitu jäävad haavlid võivad põhjustada lõiketerade jms nürinemist ja purunemist, seetõttu võiks kaaluda erinevaid alternatiivseid materjale.

➤ **Jaht on Eesti laanepüü asurkonnale väikese tähtsusega ohutegur.**

7. Kaitse-eesmärgid

Laanepüü kaitse lähiaja (lähema viie aasta) eesmärgiks on asurkonna soodsa seisundi säilitamine vähemalt praegusel arvukusel (30 000 – 60 000) paari.

Pikaajalise (lähema 15 aasta) kaitse eesmärgiks on laanepüü asurkonna arvukuse tõusule suunamine.

7.1 Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused

Looduskaitseeaduse § 3 lg 2 mõistes on liik soodsa seisundis, kui tema looduslik levila ja arvukus ei vähene, liik säilib koosluse elujõulise koostisosana ka kaugemas tulevikus ning tema säilimise tagamiseks on olemas piisavalt suur elupaik. Eesti laanepüüasurkond on võrdlemisi suur ja selle arvukus on viimastel aastatel stabiliseerunud, samas langes arvukus eelmise sajandi teisel poolel märkimisväärselt (vt ptk 3.2). Küsitav on ka piisavalt suure

elupaiga olemasolu, sest sobivaimate elupaikade – erivanuseliste looduspõhiste pindala on vähenemas ning nende killustatus suureneb, seda võivad teatud määral kompenseerida teistsugused puistud (vt ptk 2.1). Kokkuvõttes ei ole siiski ette näha, et liik ei peaks säilima koosluse elujõulise koostisosana ka kaugemas tulevikus, kuid arvukus peaks selleks püsima vähemalt stabiilsena. Veel veerand sajandit tagasi oli laanepüü arvukus praegusest märksa kõrgem, hiljem on tema arvukuse langusega kahanenud ka temast sõltuvate liikide, näiteks kanakulli (Väli & Tuule 2013), arvukus. Pikas perspektiivis tuleks elujõuliste looduslike koosluste taastamise raames ka laanepüü puhul seada eesmärgiks varasema arvukuse taastamine.

Lõhmuse (2001) hinnangul peaks meil elujõulise populatsiooni säilimiseks kaitstavatel aladel pesitsema minimaalselt 1% laanepüüdest ehk 300 – 600 paari ning see kriteerium on ületatud (vt ka Väli 2005). Looduskaitseadus nõuab kaitset 10% registreeritud elupaikadest, mis on samuti täidetud (vt ptk 3.2.), kuigi bioloogilises mõttes oleks õigem rääkida 10% asurkonna (praegu vähemalt 3000 paari) kaitsest. Eeskätt on kaitstavad alad need, kus tuleks tagada laanepüüle pesitsusrahu ning sobivaimate elupaikade püsimine vältides raieid vanades metsades ning lastes neis kulgeda looduslikel protsessidel (sh vältida tuuleheite eemaldamist). Seda tuleks arvesse võtta ka uute kaitsealade loomisel ja tsoneerimisel, samuti olemasolevate kaitsealade kaitse-eeskirjade ja kaitsekorralduskavade uuendamisel. Spetsiaalsete püselupaikade loomist laanepüü ei vaja.

7.1.1. Kaitstavatel aladel laanepüüle optimaalse kaitse tagamine

Ehkki laanepüü kaitseks spetsiaalsete püselupaikade loomine vajalik ei ole, on selle looduskaitseolulise liigi optimaalne kaitse võimalik eelkõige kaitstavatel aladel. Tänapäeval ei arvestata enamikel meie kaitsealadel laanepüü vajadustega piisavalt. Kõikidel kaitstavatel aladel, kus pesitseb vähemalt 30 paari (1% Eesti asurkonna miinimumarvukusest) laanepüüsid, on vajalik kaitse-eesmärgiks seada ka laanepüü kaitse ning rakendada optimaalseid meetmeid liigi ja tema elupaikade säilitamiseks. Neil kaitstavatel aladel on vajalik sobivate elupaikade säilitamiseks ning killustumise vältimiseks hoiduda lageraietest ja majandada metsa pigem aegjärgse või häilraiega perioodiga minimaalselt 40 aastat. Nii sihtkaitse- kui piiranguvööndis tuleks raietele seada laanepüü pesitsusperioodi arvestavad ajaliste piirangud. Vajalik on hoiduda maaparandusest, sh olemasolevate objektide rekonstrueerimisest ja piirduda vaid oluliste eesvoolude hooldamisega. Neil aladel tuleks välistada laanepüü jaht. Lisaks kaitstavatele aladele võib sääraseid meetmeid rakendada ka majandusmetsades, mille omanikud soovivad oma maid püüsõbralikult majandada. Käesoleva meetme rakendamisega on seotud ka rangelt kaitstavate metsade pindala suurendamine 10 protsendini metsamaast, mis on kehtiva Eesti metsanduse arengukava üks eesmärgi (Keskkonnaministeerium 2010).

7.1.2. Elupaikade killustumise vähendamine ühendatud rohevõrgustiku abil

Laanepüü elupaikade killustumine on asurkonnale üheks suuremaks ohuks. Lisaks sobivate elupaigalaikude vähenemisele kaob ka nende sidusus, mis võimaldaks isendite liikumist ja vaba ristumist. Eesti laanepüüasurkonnale on vaja säilitada üle-eestilise võrgustikuna põlisel metsamaal sobivaid optimaalseid elupaiku, mida seovad metsakoridorid. Samuti on käesolev meede seotud rangelt kaitstavate metsade pindala suurendamisega 10 protsendini metsamaast.

7.1.3. Püsimetsamajanduse soosimine

Laanepüü asurkonnale on keskmise suurusega ohuteguriks elupaikade hävinemine läbi sobivate pesitsusmetsade kadumise ja killustumise. Elupaikade kaitseks on soovitatud hoiduda intensiivsest metsamajandusest, eelistades erinevaid väikesemahulisi raieid lageraietele; samuti on laanepüü jaoks oluline vanametsade säilimine (Väli 2005). Püsimetsamajandus on parim kompromiss metsa struktuuri ja elupaikade säilitamise ning metsa majandamise vahel ning seda praktikat soosides saab sobivaid elupaiku säilitada üle Eesti, sh teadmata esinemispaikades ning seeläbi vähendada pesapaikade hävinemise ohuteguri ulatust. Laanepüü elupaiga kvaliteedi säilitamist või võimalikult kiiret taastumist silmas pidades on lageraietele igal juhul eelistatud teised raieviisid, mille käigus on vajalik tähelepanu pöörata ka metsa erivanuselise struktuuri säilitamisele. Püsimetsamajandust soosivaid põhimõtteid on vaja enam rõhutada metsaseaduses ja metsanduse arengukavas, samuti tuleks kaasata need püsielupaikade ja kaitsealade kaitse-eeskirjadesse.

7.1.4. Raierahu pikkuse vastavusse viimine laanepüü kaitse vajadustega

Pesitsuse nurjumine metsamajandustööde tõttu on keskmise tähtsusega ohutegur. Väljaspool kaitsealade reservaate ja sihtkaitsevööndeid riigimetsas asuvatel pesapaikadel aitab pesitsusaegset häirimist vähendada 15. aprillist 15. juunini kestev raierahu, mis võimaldab laanepüül segamatult pesitsust alustada, kuid sageli ei jõuta seda lõpule viia, juuni lõpus toimuvatele raietele jäävad ette lennuvõimetud pojad (vt lähemalt ptk 6.2). Riigimetsas kehtiv raierahu on vajalik viia vastavusse laanepüü pesitsusbioloogiast tulenevate ajaliste piirangutega (ühtlasi tagataks sellega paljude teiste liikide efektiivne kaitse; Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999). Seega tuleks raierahu võimalusel alustada 15. märtsist ja pikendada seda 15. juulini (mis oleks efektiivseim tärmin kogu linnustiku kahjude vähendamiseks; Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999), ideaalne oleks pikendamine 15. augustini. Sääraseid ajalisi piiranguid on vajalik rakendada kõigil kaitstavatel aladel, kus kehtiv kaitsekord seda veel ei nõua, alustades nendest kaitsealadest, kus laanepüü kaitsmine on üheks kaitse-eesmärgiks.

7.1.5. Elupaikade kaitse katusliikide kaudu

Laanepüü kaitset on võimalik ühendada mitmete teiste metsaliikide kaitsega, kellega jagatakse ühist elupaika. Olulisemad on teised metsakanalised, kotkad ja must-toonekurg, lendorav ning kanakull, kelle elupaikade kaitse aitab vähendada laanepüü keskmise suurusega ohutegurite – elupaikade hävinemise ja pesitsusaegsete metsatööde – mõjusid.

Laanepüü elupaigad kattuvad teatud määral teiste metsakanaliste (nt metsise) elupaikadega. Eesti Ornitoloogiaühingu poolt aastatel 2009–2012 läbi viidud metsisemängude inventeerimisel leiti neis pesitsemas vähemalt 1000 paari laanepüüsid (I. Tammekänd, avaldamata andmed). Metsise kaitseks on soovitatud vältida igasugust majandustegevust mängupaikades ja see on realiseerunud läbi püsielupaikade ja erinevate kaitsealade kaitsereežiimi (Viht & Randla 2002). Nende nõuete täitmine aitab kaasa ka laanepüü elupaikade säilimisele. Tõsi küll, metsise püsielupaikade kaitsereežiimis on ka puudusi.

Näiteks on piiranguvööndis kehtestatud ajaline piirang vaid uuendusriietele, kuid see on ebapiisav nii metsise kui ka laanepüü kaitseks.

Kotkad, must-toonekurg ja kanakull pesitsevad sageli vanas mitmekesise struktuuriga metsas, mistõttu nende liikide kaitse meetmed, eeskätt metsade looduslik arengule jätmine (nt Väli & Lõhmus 2000, Väli 2003, Väli ja Tuule 2013) tagavad ka laanepüüle sobiva elupaiga. Olulise tähtsusega on ka selliste kotkaste ja must-toonekure pesapaikade kaitse, mis ei ole nende liikide poolt asustatud. Lisaks on oluline vältida metssea lisatoitmist teadaolevate kotkaste ja must-toonekure ning kanakulli pesapaikade läheduses.

7.1.6. Röövluse mõju vähendamine

Generalistidest kiskjate mõju laanepüüle on keskmise suurusega ohutegur, ohustavate liikidena tulevad kõne alla rebane, kährik, nugis ja metssiga, kelle arvukused, ning seeläbi ka mõju metsakanalistele, on viimasel ajal oluliselt kasvanud. Rebase ja kähriku arvukuse tõusu üheks inimtekkeliseks põhjuseks on marutaudivastane vaktsineerimine, mis on kõrvaldanud olulise nende kiskjate arvukust reguleerinud olulise mõjuri. Viimastel aastatel on eeldatud, et marutaud on Eestist kadunud ning vaktsiini on levitatud ainult piirialadel. Suurkiskjate arvukuse reguleerimisega on piiratud ka hundi ja ilvese loomulikku piiravat mõju rebasele, kährikule ja metsseale. Metssea puhul on loomulikku talvist arvukuse langust vähendatud lisasöötmisega. Alternatiivina pakutud jahi olulisus eelnimetatud inimtekkelise arvukuse suurendamisele pole seni olnud piisav ning selle tõhustamiseks tuleks jätkuvalt võimalusi otsida. Vastavalt looduskaitseadusele (§14 lg 10) on metssea lisasöötmine kaitsealadel lubatud ainult valitseja nõusolekul; laanepüü elupaikades ja nende läheduses tuleks lisasöötmisest kindlasti hoiduda. Kõigi eelnimetatud liikide arvukuse tõusule on kaasa aidanud metsade killustumine, mille vältimine ja sidususe taastamine on olulisimaks meetmeks röövluse mõju vähendamisel.

7.1.7. Kaaluda laanepüü välja arvamist jahiulukite nimekirjast

Laanepüü kuulub ühtaegu nii kaitstavate liikide kui jahiulukite hulka. Samas on huvi laanepüüde küttime vastu väga väike, laanepüüjahi traditsioon on kadumas ning Eesti erisus EL liikmesriigina pole enam kuigivõrd põhjendatud (vt ptk 6.4). Samal ajal on potentsiaalne oht laanepüüjahi kasvuks jahituristide seas, millel poleks aga Eesti jahitraditsioonidega mingit seost. Laanepüü kaitse selguse ning käesoleva kava kaitse-eesmärkide täitmise huvides tuleks kaaluda laanepüü jahiulukite nimekirjast välja arvamist.

7.2 Laanepüü esinemispaikade pindalalise kaardistamise põhimõtted

Seni on laanepüü esinemispaiku keskkonnaregistrisse kantud valdavalt punktobjektidena. Alles viimastel aastatel on pesapaiku hakatud registreerima ka tervet pesitsuspuistut hõlmavate pindalaliste objektidena, mis on kahtlemata ökoloogiliselt sobivam lahendus. Pindalalise objekti alamkirjena on vajalik esitada ka konkreetse vaatluskoha koordinaadid.

Ehkki laanepüü on aastaringselt territoriaalne, liigub ta aastaajati erinevates puistutes. Looduskaitsealises mõttes on oluline pöörata põhiorhk pesitsusaegsele elupaigale. Seetõttu

kantakse registrisse pindalaliste objektidena laanepüü elupaigad pesitsusaegsete vaatluste (sh leitud ekskrementide) põhjal. Pesitsuselupaigana piiritletakse reeglina kõik vaatluspaigast 300 meetri raadiusesse jäävad üle 50-aastased metsad. Lankidega killustatud sobivad vanad metsad piiritletakse 300 m raadiuses eraldi polügoonidena ja seotakse omavahel üheks tervikuks nii, et lanke ja noorendikke elupaiga sisse ei jää. Mitme paari kokku puutuvad elupaigad piiritleda ühe alana esitades taustainfos paaride arvu elupaigas. Elupaigavalikus võib leiduda erandeid ning elupaikade piiritlemisel on oluline arvestada konkreetse ala eripärasid, millega võib kaasned a eeltoodud põhimõtete järgimisel minimaalseid kõrvalekaldeid.

8. Liigi soodsa seisundi säilitamiseks vajalikud meetmed, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava

Käesolevas peatükis esitatakse liigi kaitseks vajalikud konkreetsed tegevused aastateks 2015 – 2019, mille eelisjärjestamisel kasutatakse järgmist klassifikatsiooni:

I prioriteet – hädavajalik tegevus, milleta kaitse-eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, see on väärtuste säilimisele ja toimivate ohutegurite kõrvaldamisele suunatud tegevus ja kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus;

II prioriteet – vajalik tegevus, mis on suunatud väärtuste taastamisele ja potentsiaalsete ohutegurite kõrvaldamisele;

III prioriteet – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa väärtuste säilimisele ja taastamisele ning ohutegurite kõrvaldamisele.

Tegevuste maksumuse arvutamisel on kameraaltööpäeva hinnaks 100 eurot, välitööpäeva hinnaks 150 eurot. Eelarves kajastub ka üldkulu 15% ja käibemaks 20% ulatuses.

8.1. Arvukushinnangu ja seiremetoodika kontroll

Prioriteetsus: II.

Eesmärk: Kontrollida senise arvukushinnangu paikapidavust ning olemasolevate seiremeetodite sobivust.

Tegevuse lühikirjeldus: Laanepüü keskmisest asustustihedusest, seega ka arvukusest, pole praegu kuigi head ülevaadet (ptk 3.2). Liigi arvukust ja sigimisedukust jälgitakse metsislaste seireprojekti käigus, andmeid kogutakse ka aga ka nt jahilukite ruut- ja pabulaloendustega. Kontrollimaks olemasolevate, eeskätt metsise loendamiseks planeeritud metsakanaliste loendustranseptidelt saadavate asustustiheduste hinnangute paikapidavust, korraldatakse võrdlev üheaastane loendus juhuslikel loendustranseptidel. Võrdlev loendus viiakse läbi hilissuvel, kui on võimalik loendada kanaliste pesakondi. Kuna aga laanepüüd on, erinevalt teistest kanalitest, aastaringselt territoriaalsed ja nende territooriumid on laulu järgi kõige paremini loendatavad kevadel (Swenson 1991), tuleks võrdlev pesitsusterritooriumide loendus juhustranseptidel (või juhualadel) läbi viia ka kevadel.

Tegevuse iseloom: Ühekordne tegevus kava täitmise teise aasta kevadel ja hilissuvel.

Eeldatav maht: Vähemalt 50 üle Eesti paigutatud juhutransekti. Neist igäühe läbimiseks kulub üks hommik, koos kohalesõidu, kaartide ettevalmistamise jms-ga on vajalik iga uurimisala puhul arvestada terve välitööpäevaga. 50 välitööpäevale lisandub 10 kameraaltööpäeva andmete analüüsiks.

Eeldatav maksumus: Laanepüü arvukushinnangu täpsustamine: 50×150 eurot, 10×100 eurot. Lisandub üldkulu ja käibemaks. Kogumaksumus seega 11730 eurot.

8.2. Riiklik seire

Prioriteetsus: II.

Eesmärk: Omatakse ülevaadet asurkonna seisundist. See on vältimatuks eelduseks iga ohuteguri mõju hindamiseks ning optimaalse kaitse tagamiseks.

Tegevuse lühikirjeldus: Liigi arvukust ja sigimisedukust jälgitakse metsislaste seireprojekti käigus, andmeid kogutakse ka aga ka nt jahilukite ruut- ja pabulaloendustega. Mõlemaid seireprojekte tuleks jätkata kuni nende metoodika objektiivsuse kontrollimiseni (ptk 8.2.1). Seejärel jätkatakse seiret kõige otstarbekamaks osutunud meetodiga.

Tegevuse iseloom: Iga-aastane tegevus.

Eeldatav maht: Mahtu on võimalik prognoosida senise praktika põhjal. Näiteks viidi metsakanaliste seire raames 2011. aastal loendusi läbi 52 transektil (kogupikkusega 416 km) ning 2012. aastal 65 transektil (520 km), laanepüüsid loendati vastavalt 126 ja 194 isendit. See valim peaks olema piisav (arvestades, et tegelik sõltumatute üksuste – pesakondade arv – on mitu korda väiksem) ning vähemalt samasuguses mahus tuleks lähiajal seiret ka jätkata.

Eeldatav maksumus: Metsakanaliste seiret rahastatakse riikliku seire vahenditest ja käesolevas kavas selle maksumust ei kajastata.

8.3. Laanepüü kodupiirkonna suuruse ning elupaigakasutuse uuring majandatavatel ning looduslikel aladel

Prioriteetsus: III.

Eesmärk: Koguda usaldusväärsed andmed laanepüü kodupiirkonna suurusest ning elupaigakasutusest nii majandatavatest metsadest kui loodusaladelt, et tõhustada laanepüü kaitset, eeskätt elupaikade piiritlemise ja kaitse põhimõtteid.

Tegevuse lühitutvustus: Laanepüü kodupiirkonna suurusest sõltub nii tema elupaikade määramine keskkonnaregistris pindalaliste objektidena kui ka nende kaitse tagamine. Kaasaegsed usaldusväärsed GPS-telemeetril põhinevad andmed seni puuduvad. Praegu on selleks kasutatud mujalt Euroopast vaatluste alusel määratud kodupiirkondade suurusi, kuid need ei pruugi adekvaatselt kajastada olukorda Eestis – esinevad piirkondlikud erinevused, telemeetriliselt saadud kodupiirkondade suurused erinevad reeglina vaatluste alusel määratutest, kodupiirkonnad kattuvad jne. Tegevuse käigus selgitatakse laanepüü kodupiirkonna suurused ning kogutakse andmed elupaigakasutusest võrdlevalt nii loodusmaastikul, kus eeldatavasti peaks kodupiirkonnad olema väiksem ja asustustihedus seetõttu kõrgem, samuti ühtlasem elupaigakasutus, ning majandatavates metsades, kus sobiv elupaik on killustatud ebasobivatega. Uuring annab olulist informatsiooni ka laanepüü ellujäämusest, röövluse mõjust jms.

Tegevuse iseloom: tähtajaline. Tegevus viiakse ellu neljandal ja viiendal aastal peale kava jõustumist, et koguda ajakohaseid andmeid kava uuendamiseks.

Eeldatav maht: Uuritakse vähemalt 10 lindu majandatavates ning 10 lindu looduslikes metsades.

Eeldatav maksumus: Ühe saatja maksumus ca 1500 eurot, 20 saatja maksumus seega 30 000 eurot, muud välitöövahendid ca 2000 eurot. Välitööd saatjate paigaldamiseks ca 2 päeva iga saatja kohta, so 40 päeva × 150 eurot, saatjate hankimiseks ning andmeanalüüsiks 10 kameraaltööpäeva × 100 eurot. Lisandub üldkulu ja käibemaks. Hinnanguline kogumaksumus 53820 eurot.

8.4. Laanepüü ja tema kaitse tutvustamine koolitustel ja meedias

Prioriteetsus: III.

Eesmärk: Suurenenud teadlikkus laanepüü ohutegurite ja kaitsemeetmete osas ning seeläbi ohutegurite mõju vähendamine.

Tegevuse lühitutvustus: Ehkki laanepüü on küllalt tuntud liik, ei tea üldsus kuigi palju tema bioloogiast (nt elupaigavajadustest), ohuteguritest ja kaitse võimalustest. Laanepüü ja tema kaitse tutvustamiseks korraldatakse koolitused, mille sihtgruppideks on metsaomanikud, RMK töötajad ja jahimehed. Mõttekas on korraldada koolitused mitte üksnes laanepüü, vaid ka teiste kaitsealuste metsaliikide jaoks, näiteks väike-kärbsenäpi, kellega jagatakse elupaiku, aga ka kanakulli, kellega ollakse ka muul moel (kiskja-saakloom) ökoloogiliselt tihedalt seotud.

Laanepüüd ja teisi kaitsealuseid metsaliike tuleks tutvustada ka meedias, näiteks televisioonis („Osoon” jt telesaated) ning raadios. Vajalik on liigi tutvustamise jätkamine populaarteaduslikes ajakirjades, nt Eesti Loodus. Seni on liigikaitset edukalt propageeritud läbi tegevuskavade lühendatud versioonide avaldamise ornitoloogiaajakirja Hirundo lisanumbrina, mis ilmub nii eesti- kui ingliskeelsena ning tutvustab kaitsealuseid liike põhjaliku, ent samas lihtsalt loetava materjalina nii kodu- kui välismaistele linnuhuvilistele ja looduskaitsjatele.

Tegevuse iseloom: tähtajaline. Koolitused viiakse ellu kolmandal ja neljandal aastal peale kava jõustumist.

Eeldatav maht: 15 koolitust kahe aasta jooksul.

Eeldatav maksumus: Ühe koolituse maksumus 500 eurot × 15 = 7500 eurot kahe aasta jooksul. Lisandub üldkulu ja käibemaks. Hinnanguline kogumaksumus 10350 eurot.

8.5. Rahvusvaheline koostöö

Prioriteetsus: III.

Eesmärk: Laanepüü kaitse organiseerimine on tõhusam tänu infovahetusele ja omandatud teadmistele, seeläbi on võimalik efektiivsemalt vähendada ohutegurite mõju.

Tegevuse lühikirjeldus: Laanepüü on maailmas väga laialt levinud ning tema uurimisel ja kaitsel on väga suur rahvusvaheline praktika. Arvukust mõjutavad ohutegurid on erinevates levila piirkondades võrdlemisi sarnased. Mõistlik on osaleda ühisprojektides, et koguda rahvusvahelisel tasemel meetodiliselt võrreldavaid andmeid, samuti on äärmiselt oluline koguda ja jagada kogemusi laanepüü uurimisel ja kaitsel teiste riikide kolleegidega. Lisaks rahvusvahelistele erialastele otsekontaktidele osaletakse üldistel laanepüüga seotud temaatikaga konverentsidel ja töökoosolekutel.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, viia ellu kogu kava perioodi jooksul.

Eeldatav maht: Keskmiselt üks välislähetus kahe aasta jooksul: 10 kameraaltööpäeva jooksvaks rahvusvaheliseks suhtluseks ja lähetuse ettevalmistuseks.

Eeldatav maksumus: 1 välislähetus = keskmiselt 1000 eurot, jooksvad ja ettevalmistavad kameraaltööd $10 \times 100 = 1000$ eurot, kokku 2000 eurot kahe aasta kohta. Lisandub üldkulu ja käibemaks. Hinnanguline kogumaksumus 8280 eurot.

8.6. Kaitse tegevuskava uuendamine

Prioriteetsus: I

Eesmärk: Laanepüü kaitse lähtumine ajakohastest lähteandmetest ning olulisematest ohuteguritest.

Tegevuse lühikirjeldus: Eelarveperioodi lõpus analüüsitakse käesoleva kaitse tegevuskava täitmist ja kaitse-eesmärkide saavutamist ning otsustatakse kaitse tegevuskava uuendamine.

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu viiendal aastal peale kava jõustumist.

Eeldatav maht: 30 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus: $30 \times 100 = 3000$ eurot. Lisandub üldkulu ja käibemaks. Hinnanguline kogumaksumus 4140 eurot.

9. Kaitse korraldamise eelarve

Tabel 4. Laanepüü kaitse korraldamise eelarve vastavalt peatükis 7 esitatud tegevustele ja nende maksumusele. Maksumuses on arvesse võetud ka üldkulu (15%) ja käibemaks (20%). Summad on ümardatud ja esitatud sadades eurodes. Kasutatud lühendid: KeA – Keskkonnaamet, KAUR – Keskkonnaagentuur, KIK – Keskkonnainvesteeringute Keskus ja RE – riigieelarve.

Jrk nr	Tegevus	Prioriteet	Võimalik korraldaja	Võimalik rahastaja	2015	2016	2017	2018	2019	Kokku
8.1	Arvukushinnangu ja seiremetoodika kontroll	II	KeA	KIK	0	117	0	0	0	117
8.2	Riiklik seire	II	KAUR	RE	X	X	X	X	X	X
8.3	Kodupiirkonna suuruse uuring	III		KIK	0	0	0	269	269	538
8.4	Tutvustamine koolitustel ja meedias	III		KIK	0	0	52	52	0	104
8.5	Rahvusvaheline koostöö	III	KeA	KIK	28	0	28	0	28	84
8.6	Kaitse tegevuskava uuendamine	II	KeA	RE	0	0	0	0	41	41
	Kokku				28	117	80	321	338	884

Tabel 5. Erinevate prioriteetidega tegevuste koondeelarve vastavalt tabelis 4 esitatud kuludele. Summad on ümardatud ja esitatud sadades eurodes.

Prioriteet	2015	2016	2017	2018	2019	Kokku
I	0	0	0	0	41	41
II	0	117	0	0	0	117
III	28	0	80	321	297	726
Kokku	28	117	80	321	338	884

10. Kasutatud kirjandus

Angelstam, P., Roberge, J.-M., Lõhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lārmanis, V., Lūkins, M., Mikusiński, G., Račinskis, E., Strazds, M. & Tryjanowski, P. 2004: Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453.

Auniņš, A. 2013. Latvijas parasto putnu skaita pārmaiņas pēdējos septiņos gados. *Putni Dabā* 2013/1: 10–13.

BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge.

BirdLife International 2013: Species factsheet: *Bonasa bonasia*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 15/02/2013.

BirdLife International and NatureServe 2013: Bird Species Distribution Maps of the World. 2012. *Bonasa bonasia*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2

Breuss, M. & Zeiler, M. 1999: Winter feeding spectrum of hazel grouse in the Austrian Alps (Carinthia). The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, Finland.

Cattadori, I.M. & Hudson, P.J. 1999: Temporal dynamics of grouse populations at the southern edge of their distribution. *Ecography* 22: 374–383.

Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds.) 1980: *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press.

Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. 1994: *Handbook of the Birds of the World*. Lynx Edicions, Barcelona.

Drovetski, S.V. 1997: Spring social organisation, habitat use, diet, and body mass dynamics of hazel grouse *Bonasa bonasia* in northeastern Asia. *Wildlife Biology* 3: 251–259.

Eltis, J. 2000: Linnud. Oetjen, R. & Ader, K. (koost.) *Rahvusvahelise tähtsusega looma- ja taimeliigid Eestis*. Projekti lõpparuanne. Eestimaa Looduse Fond, Tartu.

Eltis, J. avaldamisel. Laanepüü. Eesti haudelinnustiku levikuatlas.

Eltis, J., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, Renno, Nellis, Rein, Ots, M. & Pehlak, H. 2013: Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008–2012. *Hirundo* 26: 80–112.

Fujimaki, Y. 1999: Food habit of hazel grouse in Hokkaido, Japan. The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, Finland.

Hagemeijer, E.J.M. & Blair, M.J. (Eds) 1997: *The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T. & A. D. Poyser, London.

Jansson, G., Angelstam, P., Åberg, J. & Swenson, J. E. 2004: Management targets for the conservation of Hazel Grouse in boreal landscapes. *Ecological Bulletins* 51: 259 – 264.

Ivanter, E.V. 1962: K biologii ryabchika v Karelii. *Ornitologija* 4: 87–98.

Kajtoch, Ł., Żmihorski, M., & Bonczar, Z. 2012: Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European Journal of Forest Research* 131: 1783 – 1795.

Kauhala, K. & Kowalczyk, R. 2011: Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57: 584–598.

Keskkonnaministeerium 2010: Eesti metsanduse arengukava aastani 2020.

Klaus, S. 1991: Effects of forestry on grouse populations: Case studies from the Thuringian and Bohemian forests, Central Europe. *Ornis Scandinavica* 22: 218–223.

Kumari, E. 1954: Eesti NSV linnud. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.

Kuresoo, A., Pehlak, H., Nellis, R. 2011: Population trends of common birds in Estonia 1983-2010. *Estonian Journal of Ecology* 60: 88–110.

Kurki, S. 1999: Metsäkanalintujen poikastuotanto pirstoutuneessa metsämaisemassa. *Suomen Riista* 45: 16–24.

Kurki, S., Helle, P., Linden, 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.

Kämpfer-Lauenstein, A. 1997: Habitat selection of hazel grouse *Bonasa bonasia* and natural dynamics in different central European woodland associations. *Wildlife Biology* 3: 289.

Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. (eds). 1994: Birds of Estonia. Status, distribution and numbers. Estonian Academy Publishers. Tallinn.

Leito, A. & Leito, T. 2011: Hiiumaa linnustik. OÜ Kivirullija, Kärdla.

Lepiksaar, J. & Zastrov, M. 1963: Die Vögel Estlands. *Annales Societatis Tartuensis Ad Res Naturae Investigandas Constitutae*, 3, 5ñ168.

Lõhmus, A., Kalamees, A., Kuus, A., Kuresoo, A., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Ojaste, I. & Volke, V. 2001: Kaitsekorralduslikult olulised liigid Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel. *Hirundo Supplementum* 4: 37-167.

Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A. & Viilma, K. 2004: Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins* 51: 401–411.

- Merenäkk, M., Adermann, V. & Raudsaar, M. 2013: Raied. Aastaraamat Mets 2011: 65–85. Keskkonnateabe keskus, Tartu.
- Montadert, M., & Leonard, P. 2006: Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. *Ibis*, 148: 1-13.
- Mänd, R. 1996: Saaremaa linnud. *Hirundo Supplementum* 1996. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Männil, P. & Veeroja, R. 2013: Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2013. Keskkonnaagentuur, Tartu.
- Männil, P. & Veeroja, R. 2014: Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2014. Keskkonnaagentuur, Tartu.
- Nellis, R. 2011: Riikliku keskkonnaseire programmi “Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire” alamprogrammi Valitud elupaikade haudelinnustik: mosaiikmaastik 2011. aasta punktloenduse aruanne.
- Nieminen, M., Tornberg, R., Sulkava, S. & Marjakangas, A. 1995: Pyyri elinympäristön valinta Oulun seudulla. *Suomen Riista* 41: 35–41.
- Oja, R. 2012: Metssea (*Sus scrofa*) lisaõõtmise mõju maaspesitsevatele lindudele. *Hirundo* 25: 34–46.
- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Truus, L. & Leibak, E. 1999: Eesti märgalade inventeerimine 1997. a.: projekti "Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia" aruanne. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Ranta, E. 1999: Understanding dynamics of populations: finnish grouse as an example. The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, Finland.
- Rhim, S.-J. & Lee, W.S. 2001: Characteristics of hazel grouse *Bonasa bonasia* distribution in southern Korea. *Wildlife Biology* 7: 257–261.
- Rhim, S.-J. 2006: Home range and habitat selection of hazel grouse *Bonasa bonasia* in a temperate forest of South Korea. *Forest Ecology and Management* 226: 22–25.
- Rhim, S.-J. 2012: Ecological factors influencing nest survival of hazel grouse *Bonasa bonasia* in a temperate forest, South Korea. *Forest Ecology and Management* 282: 23–27.
- Riigimetsa Majandamise Keskus 2002: Kevadsuviste raiete strateegia projekt. Riigimetsa Majandamise Keskus, Tallinn.
- Rueda, M., Hawkins, B. A., Morales-Castilla, I., Vidanes, R. M., Ferrero, M., & Rodríguez, M. Á. 2013: Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. *Global Ecology and Biogeography*.

- Räägel, A. 2010: Metssea *Sus scrofa* mõju Eesti ökosüsteemidele. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikooli ÖMI zooloogia osakond, Tartu.
- Saari, L., Åberg, J. & Swenson, J. E. 1997: Factors influencing the dynamics of occurrence of the hazel grouse in a fine-grained managed landscape. *Conservation Biology* 12: 586–592.
- 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.
- Schley, L., Roper, T. 2003: Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33:43–56.
- Selås, V. 1998: Does food competition from red fox (*Vulpes vulpes*) influence the breeding density of goshawk (*Accipiter gentilis*)? Evidence from a natural experiment. *Journal of Zoology* 246: 325–335.
- Statistikaamet 2013: Statistika andmebaas. Statistikaamet, www.stat.ee.
- Storch, I. 1997: The role of metapopulation concept in conservation of European woodland grouse. *Wildlife Biology* 3: 272.
- Swenson, J.E. 1991: Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fennica* 68: 57–65.
- 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.
- Swenson, J.E. & Angelstam, P. 1993: Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. *Canadian Journal of Zoology* 71: 1303–1310.
- Swenson, J. E. & Olsson, B. 1991: Hazel Grouse night roost site preferences when snow roosting is not possible in winter. *Ornis Scandinavica* 22: 284–286.
- Zeiler, H., Breuss, M., Wöss, M. & Szinovatz, V. 2002: The structure of habitat used by Hazel grouse *Bonasa bonasia* during winter. *Acrocephalus* 23: 115–121.
- Tammekänd, I., Leivits, M. & Jair, A. 2011: Riikliku keskkonnaseire alamprogrammi Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire projekti Metsakanalised, 2011. a. aruanne. Keskkonnaamet/Eesti Ornitoloogiaühing.
- Tornberg, R. 2001: Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation on four forest grouse species in northern Finland. *Wildlife Biology* 7: 245–256.
- Tornberg, R. & Sulkava, S. 1991: The effect of changing tetraonid populations on the nutrition and breeding success of the goshawk (*Accipiter gentilis* L.) in Northern Finland. *Aquilo, Serie Zoologica* 28: 23–33.

- Viht, E. 1999: The density of the hazel grouse and its habitats in the central part of Estonia. The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, Finland.
- Viht, E. 2006: Laanepüü, meie metsade põlisasukas. Eesti Loodus 10: 30–33.
- Viht, E. & Randla, T. 2002. Metsis. Eesti asurkonna seisund ja säilimise väljavaated. Hirundo Supplementum 5.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Keuruu.
- Väli, Ü. 2003. Suur-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. Hirundo Supplementum 6.
- Väli, Ü. 2005: Laanepüü. 11 Kaitsealust linnuliiki – elupaigad ja nende kaitse. Hirundo Supplementum 8: 43–50.
- Väli & Lõhmus 2000. Suur-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. Hirundo Supplementum 3.
- Väli, Ü. & Tuule, A. 2013. Kanakulli *Accipiter gentilis* tegevuskava eelnõu.
- Widén, P. 1989: The hunting habitats of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. Ibis 131: 205–213.
- Wiesner, J., Bergmann, H.-H., Klaus, S. & Müller, F. 1977: Siedlungsdichte und habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). Journal für Ornithologie 118: 1–20.
- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E., & Angelstam, P. 1995: The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. Oecologia. 103: 265–269.
- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. & Mikusinski, G. 1999: Habitat selection of hazel grouse – the influence of heterogeneity and spatial scale. The 8th International Grouse Symposium, Rovaniemi, Finland.
- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. & Mikusinski, G. 2000a: Difficulties in detecting habitat selection by animals of generally suitable areas. Wildlife Biology 6: 89–99.
- Åberg, J., Swenson, J. E. & Andrén, H. 2000b: The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. Canadian Journal of Zoology 78: 352–358.
- 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.