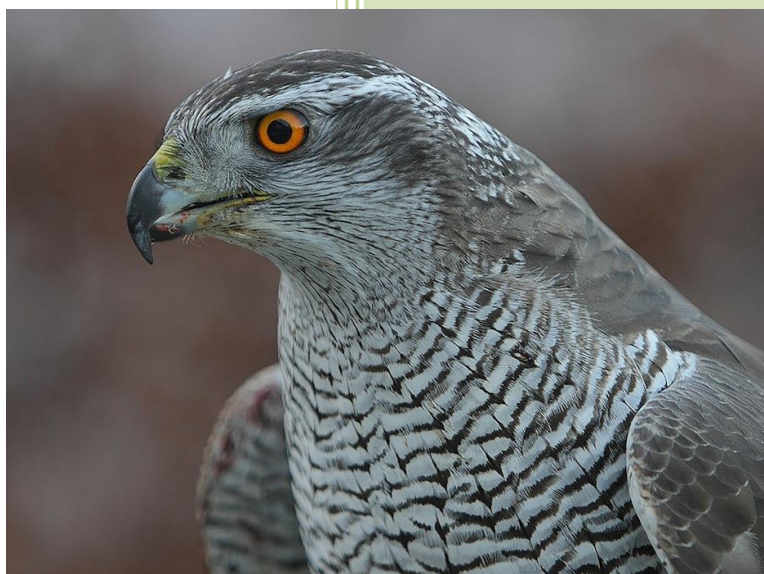


# Kanakulli (*Accipiter gentilis*) kaitse tegevuskava



Euroopa Liit  
Euroopa  
Regionaalarengu Fond



Eesti tuleviku heaks

# SISUKORD

Sissejuhatus .....	4
Kokkuvõte .....	5
1. Bioloogia .....	6
1.1. Üldisloomustus .....	6
1.2. Elupaik.....	6
1.2.1. Kodupiirkond.....	6
1.2.2. Pesapaik .....	8
1.3 Pesitsemine .....	10
1.3.1 Pesa.....	10
1.3.2. Pesitsusfenoloogia .....	11
1.3.3. Sigimisedukus.....	12
1.4 Toitumine.....	14
1.5 Ränne .....	17
1.6. Suremus .....	17
2. Levik ja arvukus .....	18
2.1 Levik ja arvukus maailmas .....	18
2.2 Levik ja arvukus Eestis.....	20
3. Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs.....	23
3.1 Kaitsestaatus maailmas ja Euroopas.....	23
3.2 Senine kaitsekorraldus ja selle õiguslikud alused Eestis .....	23
3.3 Senise kaitse tõhususe analüüs .....	24
4. Ohutegurid.....	27
4.1 Pesapaikade hävimine.....	27
4.2 Toidubaasi vähenemine .....	28
4.3 Pesitsusaegne häirimine.....	29
4.4 Tahtlik tapmine ja isendite loodusest eemaldamine .....	30
4.5 Keskkonnamürgid.....	31
4.6 Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega.....	32
4.7 Ohutegurite kokkuvõte .....	32
5. Kaitse eesmärgid.....	33
5.1 Kaitse lähiaja ja pikaajalised eesmärgid .....	33
5.2. Kaitsemeetmed .....	33
5.2.1 Liigi kaitse alade kaitse kaudu .....	33
5.2.2 Liigi kaitse üldiste strateegiate kaudu .....	33
5.2.3 Isendi kaitse .....	35
5.2.4 Liigi kaitsmine katusliikide kaitse kaudu .....	35
5.3 Kanakulli pesapaiga pindalalise kaardistamise ning püsielupaiga moodustamise valiku ja piiritlemise põhimõtted.....	36
6. Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused .....	37
7. Liigi soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava .....	38
7.1 Keskkonnaregistri andmete kontroll ja täiendamine .....	38
7.2 Uute pesitsusterritooriumite kaardistamine .....	39
7.3 Riiklik seire.....	39
7.4 Uuringud elupaigakasutuse selgitamiseks .....	40
7.5 Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine .....	41
7.6 Uuring kanakulli vaenamisest ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimalustest.....	41
7.7 Kanakulli ja tema kaitse tutvustavamine koolitustel .....	42

7.8 Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine meedias.....	42
7.9 Rahvusvaheline koostöö .....	43
7.10 Kaitse tegevuskava uuendamine.....	43
8. Kaitse tulemuslikkuse hindamine.....	43
9. Kaitse korraldamise eelarve.....	45
10. Kasutatud kirjandus .....	46

## Sissejuhatus

Kanakull (*Accipiter gentilis* L.) on Linnudirektiivi I lisa liik, kes kuulub Eestis II kaitsekategooria liikide hulka. Nagu paljude teiste ohustatud liikide puhul, on ka kanakulli kaitse tulemuslikumaks korraldamiseks vajalik tegevuskava koostamine.

Käesolev tegevuskava koosneb üheksast peatükist. Esmalt antakse kokkuvõtlik ülevaade kanakulli bioloogiast tutvustades tema elupaiku, pesitsemist, toitumist, rännet ning suremust. Teises peatükis kirjeldatakse liigi levikut maailmas ja Eestis ning peatutakse pikemalt arvukuse muutustel. Kolmandas peatükis selgitatakse liigi kaitsestaatust meil ja mujal maailmas, samuti kirjeldatakse senist kaitsekorraldust ja analüüsitakse selle tõhusust. Neljandas peatükis reastatakse peamised kanakulli ohustatavad tegurid Eestis. Järgnevates peatükkides sõnastatakse kanakulli kaitse eesmärgid lähiaja ja pikas perspektiivis, kirjeldatakse liigi soodsa seisundi tagamise tingimusi, pakutakse välja meetmed nende saavutamiseks ja võimalused kaitse tulemuslikkuse hindamiseks. Viimases peatükis esitatakse koondatult tegevuskava eelarve järgmiseks viieks aastaks.

Käesoleva tegevuskava eelnõu koostasid Ülo Väli (Eesti Ornitoloogiaühing, Eesti Maaülikool) ning Aarne Tuule (Eesti Ornitoloogiaühing, Tallinna Ülikool). Nõuannete ja parandustega aitasid kava valmimisele kaasa Tarmo Evestus, Jarmo Jaanus, Rein Nellis, Renno Nellis, Ivar Ojaste, Liisa Rennel, Gunnar Sein, Indrek Tammekänd, Veljo Volke jt. Kaitse tegevuskava eelnõusse tegid korrektuure Keskkonnaameti ja Keskkonnaministeeriumi 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.

Esikaanel olev foto: [Accipiter gentilis](#), autor [Steve Garvie](#), litsents CC BY-NC-SA 2.0.

## Kokkuvõte

Kanakull on Eestis hajusalt levinud haudelind, kelle arvukus on viimasel ajal märkimisväärselt langenud. Hinnanguliselt elab Eestis praegu 300–500 paari kanakulle, kuid veel 15 aastat tagasi oli arvukus kaks korda kõrgem. Seetõttu kuulub see röövlind II kaitsekategooria linnuliikide hulka.

Kanakull eelistab pesitseda vanas okasmetsas ning peab saagijahti nii metsaaladel kui kultuurmaastikus. Suurimateks liiki ohustavateks teguriteks Eestis on pesapaikade hävimine ning toidubaasi vähenemine. Pesitsusaegne häirimine on asurkonnale väiksema mõjuga ning seda võib lugeda keskmise tähtsusega ohuteguriks. Keskkonnamürkide mõju on tänaseks kahanenud väikese tähtsusega mõjuriks, väike roll on tänapäeval ka tahtlikul tapmisel. Liikluses ning kokkupõrgetes ehitiste ja elektriliinidega hukkumise tähtsus vajab veel selgitamist.

Kanakulli kaitse lähiaja (5 aasta) eesmärk on asurkonna arvukuse tõus. Pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on populatsiooni soodsa seisundi saavutamine suuruses 700–1000 paari (järsu languse eelne arvukus).

Nende eesmärkide saavutamiseks on välja pakutud mitmeid üldisi meetmeid (nt raierahu pikendamine, kaitse katusliikide kaudu) ning viieks aastaks ette nähtud konkreetsed tegevused kogumaksumusega 75000 eurot. Peamised tegevused on keskkonnaregistris olevate kanakulli andmete korrastamine, uute pesitsusterritooriumite kaardistamine, riiklik seire, uuringud, teavitused, rahvusvaheline koostöö ja kava tulemuslikkuse hindamine.

# 1. Bioloogia

## 1.1. Üldiseloostus

Kanakull on haukaliste seltsi, haugaslaste sugukonda ja haugaste perekonda kuuluv kulliline. Sellel keskmise suurusega röövlinnul on märkimisväärne suguline dimorfism: emaslind on märksa suurem (kaal 820–2054 g) kui isaslind (517–1170g), ka sulestiku erinevused on sugude vahel olemas, kuid mitte väga silmatorkavad (Cramp & Simmons 1980). Kanakull pesitseb hajusalt üksikpaaridena, hõivates selleks **pesitsusterritooriumi** – ala, mida kaitstakse teiste sama liigi isendite eest. Pesitsusterritooriumi olulisimaks osaks on **pesapaik** – väiksem pesaehituseks sobiv piirkond, kus asub üks või mitu **pesa**. Pesitsusterritoorium ning seda ümbritsevad toitumisalad moodustavad ühe kullipaari **kodupiirkonna**.

Kanakull on pikaajaline liik, kes elab aastaid ühes ja samas piirkonnas. Ehkki lindude arvukuse hindamise ühikuks on tavaliselt pesitsev paar, võib osa paaridest teatud aastatel mitte pesitseda, samuti võib pesitsusterritooriumi hoida üksik lind, kellele paarilist ei jätku, seetõttu ei loendata röövlindude arvukuse määramisel tavaliselt paare vaid pesitsusterritooriume (Lõhmus 1997). Lisaks leidub asurkonnas alati ka mitteterritoriaalseid isendeid ehk nn. hulkujaid. Nendeks on näiteks noored mitesuguküpsed linnud, aga ka need täiskasvanud isendid, kellele pesitsusterritooriume lihtsalt ei jätku või ei hõiva neid muudel põhjustel (nt elupaikade madala kvaliteedi tõttu). Ehkki hulkujad on asurkonna loomulikuks osaks, mille proportsioon näitab nii isendite vahetumise sagedust (suremust) kui elupaikade kvaliteeti, ning kokkuvõttes asurkonna üldist seisundit (Penteriani *et al.* 2011), on nende arvukust tavapäraste seiremeetoditega väga raske hinnata ning edaspidi neid käesolevas töös ei käsitleta.

Kanakull on üks levinumaid ja uuritumaid kullilisi maailmas, seetõttu on käesolevas kavas osutunud võimalikuks kasutada palju andmeid mujalt maailmast, mida tasub silmas pidada esialgsel ohtude ja kaitsemeetmete analüüsil ning valikul. Efektiveimad kaitsemeetmed baseeruvad kahtlemata meie oma andmetel, pealegi esineb mitmes bioloogia aspektis levila piires suuri varieeruvusi (Kenward 2006), seetõttu on võimalusel esitatud ka Eestist kogutud andmed ning välja toodud vajakajäämised Eesti uuringutes.

## 1.2. Elupaik

### 1.2.1. Kodupiirkond

Kanakull asustab kogu oma areaali ulatuses väga erinevaid elupaiku alates suurtest metsalaamadest ja lõpetades linnadega (Del Hoyo *et al.* 1994), elupaigavalikul võib määravaks osutada ka märgalade ja veekogude leidumine (Hargys *et al.* 1994). Eestiski on kanakull levinud nii loodusmaastikus kui metsatukkadega vahelduvas kultuurmaastikus, üksikuid paare on meil registreeritud suuremates linnametsades (Väli 2005). Kodupiirkondade maastik varieerub märkimisväärselt (Kudo *et al.* 2005), kuid hõlmab Eestis keskmiselt metsa 51% (okasmetsa 14,5%, segametsa 15%, lehtmetsa 21,5%), üleminekulisi metsaalasid (võsad, raiesmikud) 11%, soid 8% ja avamaastikku 29% (määratud Loode-Tartumaal 2 km raadiuses pesast; Väli 2005).

Kodupiirkonna suurus sõltub peamiselt seal leiduva toidu, vähemal määral ka muude ressursside, nagu sobivad pesapaigad, puhkepaigad jms. ohtusest ning kättesaadavusest (Kenward 1996, 2006). Näiteks Kesk-Rootsis on raadiotelemeetria abil kodupiirkonna suuruseks hinnatud 20–50 km<sup>2</sup> (Kenward & Widén 1989; Kenward 1996). Metsaaladel on kodupiirkonna suurus seotud vanametsa pindalaga – mida vähem on saagijahiks sobivat vanametsa, seda suuremal alal peab kanakull jahti (Tornberg & Colpaert 2001). Pesaga enam seotud emaslind liigub pesitsusajal tunduvalt piirataval alal kui isaslind

(Hargys *et al.* 1994; Keane & Morrison 1994), väljaspool pesitsusaega on nii isas- kui emaslinnu liikumisraadius märksa suurem kui pesitsusajal (Rutz 2006).

Eestis kanakulli telemeetrilisi uuringuid veel läbi viidud ei ole. Arvestades vaatlusi ning pesade keskmist omavahelist kaugust (nt. Loode-Tartumaal ca 5 km, Otepää looduspargis 6,3 km; Evestus 1997, Väli 2005), on meil kodupiirkonna suuruseks hinnatud 10–25 km<sup>2</sup> (Randla 1976; Lõhmus 1993). Paraku on selliste meetoditega määratud kodupiirkondade suurused enamasti osutunud alahinnatuks, eriti võib seda oletada varjatud eluviisiga kanakulli puhul. Seega võib arvata, et ka Eesti kanakullide pesitsusterritooriumid on suuremad, kuid selle kinnitamiseks on edaspidi vajalikud telemeetrilised uuringud, mis ühtlasi näitaksid ka kodupiirkonna eri biotoopide kasutusintensiivsust.

Kodupiirkonna maastikulisel iseloomustamisel tuleb samuti lähtuda saagijahi kontekstist. Metsaaladel peab kanakull eelistatult jahti suure pindalaga, keskmise tiheduse ja suure liituvusega küpses metsas (suurus vähemalt 40 ha, vanus üle 60 a) (Kenward & Widén 1989; Widén 1989; Bright-Smith & Mannan 1994; Iverson *et al.* 1996; Beier & Drennan 1997; Tornberg & Colpaert 2001, Kudo *et al.* 2005) ning selleks on mitu põhjust. Esiteks on just sellistes metsades saakloomade arvukus suurem (Reynolds, Graham & Hildegrad 1992), sest näiteks metsade fragmenteerumisega suureneb väikekiskjate (nt rebase *Vulpes vulpes*) surve kanalitele, mis omakorda vähendab nende arvukust ning seega vähendab kanakulli toidubaasi (Tornberg & Sulkava 1991; Kurki *et al.* 1997; Selas 1998). Teiseks on saak seal paremini tabatav, sest vanade metsade puhul on tegu optimaalseima kompromissiga kahe vastandliku kriteeriumi vahel: mets peab olema ühelt poolt piisavalt hõre, et kanakull saaks suure linnuna seal lennata ja saaki paremini märgata ning teisalt piisavalt tihe, et kanakull oleks ise varjatud rünnatava objekti eest (Widén 1989; Widén 1997). Kanakulli eelistatud jahibiotoopides ei pruugigi saakloomade asustustihedus olla kõrgem kui teistel aladel, kuid sel juhul on neis saaki märksa lihtsam tabada (Widén 1989; Beier & Drennan 1997).

On ka arvatud, et mosaiikne maastik on kanakullile isegi sobivam elupaik kui ühtlane metsamassiiv (Del Hoyo *et al.* 1994, Kenward 1996, Selås *et al.* 2008); võrreldes Põhja-Ameerikaga elavadki Euroopa kanakullid vähem metsastel aladel (Kenward 2006). Kultuurmaastiku-rikastel aladel leiavad saagilennud aset siiski eelkõige metsaservade lähedal (nii metsas kui ka väljaspool metsa), sest just piirialadel on potentsiaalseid saakliike rohkem ning siin leidub kanakullile häid varjevõimalusi (Kenward 1996, Kudo *et al.* 2005). Seetõttu on ootuspärane, et Kenward (1982) ning Kenward ja Widén (1989) leidsid, et ehkki Kesk-Rootsi kanakullide toitumisalade kogupindala oluliselt varieerus, jäi metsaserva pikkus neil enam-vähem samaks. Metsaserva positiivne efekt puudub, või on vaid ajutine, metsamassiivide sees raiesmikega tekkinud servades (Crocker-Bedford 1990), sest vanemad metsad külgnevad siin kanakullile saagijahiks sobimatute nooremate metsa vanusjärgudega (Widén 1997). Rootsis kogutud telemeetrilised andmed on näidanud, et ava- ja mosaiikmaastikus toimuvad saagilennud sama sagedasti kui metsamassiivis, kuid on keskmiselt poole pikemad, seega ka rohkem energiat nõudvad (Kenward 2006).

Eestis on kanakulle kohatud saagilennul nii metsa- kui kultuurmaastikul, piirkonniti on olulised ka veekogud ja sood (Lõhmus 2001b). Loode-Tartumaal tehtud juhuvaatluste põhjal on olulisimaks toitumisalaks mets (53% vaatlustest), vähem jahitakse niitudel (11%), teiste biotoopide osatähtsus on alla 5%; kanakull näib aga vältivat saagijahi viljapõldudel (Lõhmus 2001b). Arvatakse, et meilgi on kultuurmaastikus toitumisvõimalused paremad, seetõttu võivad ka loodusmaastiku kullid sinna saagijahile minna, eriti pärast pesitsusaega (Lõhmus 1993). On leitud, et mosaiikses maastikus on kultuurmaastikul oluline roll ka kanakulli talvisel ellujäämusel, pakkudes rikkalikumat toidubaasi kui metsaalad (Selås *et al.* 2008). Väljaspool pesitsusaega on kanakulli sageli

kohatud isegi linnades, kus käivad saagijahil nii lähedases kultuurmaastikus pesitsejad, kui (eriti Euroopa suuremates linnades) ka seal pesitsevad kanakullid (Tornberg & Colpaert 2001; Kenward 2006).

Viimastel aastatel on ka Eestis üha rohkem täheldatud kanakulli pesitsemist linna vahetus läheduses või lausa selle servaalade suuremates puistutes. 2012.a pesitses Tallinna linna piires vähemalt 5 paari ning linna vahetus läheduses veel 2-4 paari kanakulle (A. Tuule ja E. Tuule, avaldamata andmed). Seejuures on jälgitud ka kanakulli linna nihkumise protsessi – kuni 2010. aastani pesitsesid kanakullid linna servas asuvates metsades ja käisid vaid saagijahil paneelelamute läheduses, kuid 2011. a. asus aga vähemalt kaks paari pesitsema vahetult elamurajoonide lähedusse parkmetsa. Ühel juhul oli koguni tegu tihedalt kasutatava rekreatiivmetsaga, kus otse tervisespordiraja kohal asuva pesa kaugus metsa servast oli 20 m, kaugus lähimast sõiduteest 250 m ja kaugus elamurajoonist 300 m. Nõ „linnastumise“ põhjuseid võib olla mitmeid. Esiteks on linnades tagatud aastaringne rikkalik toidubaas (nt hallvares *Corvus corone*, kodutuvi *Columba livia*) ning siin on madalam konkurents, mis kokkuvõttes võimaldab kõrgemat sigimisedukust (Solonen 2008). Tõepoolest, kõik Tallinna linna kanakullid pesitsesid 2012. a. edukalt ja viimastel aastatel on lennuvõimestunud poegi rohkem kui Eestis keskmiselt (3,1 poega, n=9 pesitsusjuhtu; A. Tuule ja E. Tuule, avaldamata andmed, vt ka ptk 1.4). Kui linnas kasvanud noorlinnud jäävad samuti pesitsema linna (nagu on selgunud Hamburgis; Rutz *et al.* 2006), ongi loodud alus linnapopulatsiooni kasvuks. Eesti kohta vastavad andmed puuduvad, kuid noorlinde on pesitsusaja lõpus ja peale pesitsusaega viimastel aastatel üha enam linnades nähtud (E. Tuule ja A. Tuule avaldamata andmed). Soodustavaks põhjuseks on ka sobivate vanade pesapuistute leidumine linnametsades, mis on enamasti kasutusel rekreatiivaladena ja seega kaitse all.

Linnades pesitsemisel on ka negatiivsed mõjud, millest suurim on kahtlemata häirimine. Kanakulli otsene vaenamine on tänapäeval keelatud ning ilmselt on seeläbi suurenenud vähemalt mõnede isendite tolerantsus inimeste suhtes, mis omakorda võimaldab neil pesitseda inimese vahetus naabruses. Mitmed uuringud on näidanud, et linna füüsiline konditsioon on negatiivselt seotud pesa hülgamise tõenäosusega, mis võimaldab järeldada, et rikkaliku aastaringse toiduga linnakullid ei hülga pesa juhusliku häirimise korral nii kergekäeliselt kui kesisema toidubaasiga kullid (Byholm & Nikula 2007, Newton & Marquiss 1984, Székely *et al.* 1996, Webb *et al.* 1997). Kuigi tegu näib olevat meil kasvava trendiga, on linna piires pesitsejaid seni registreeritud üksnes Tallinnas ning nende osakaal kogu Eesti asurkonnast on vaid ca 1%.

### 1.2.2. Pesapaik

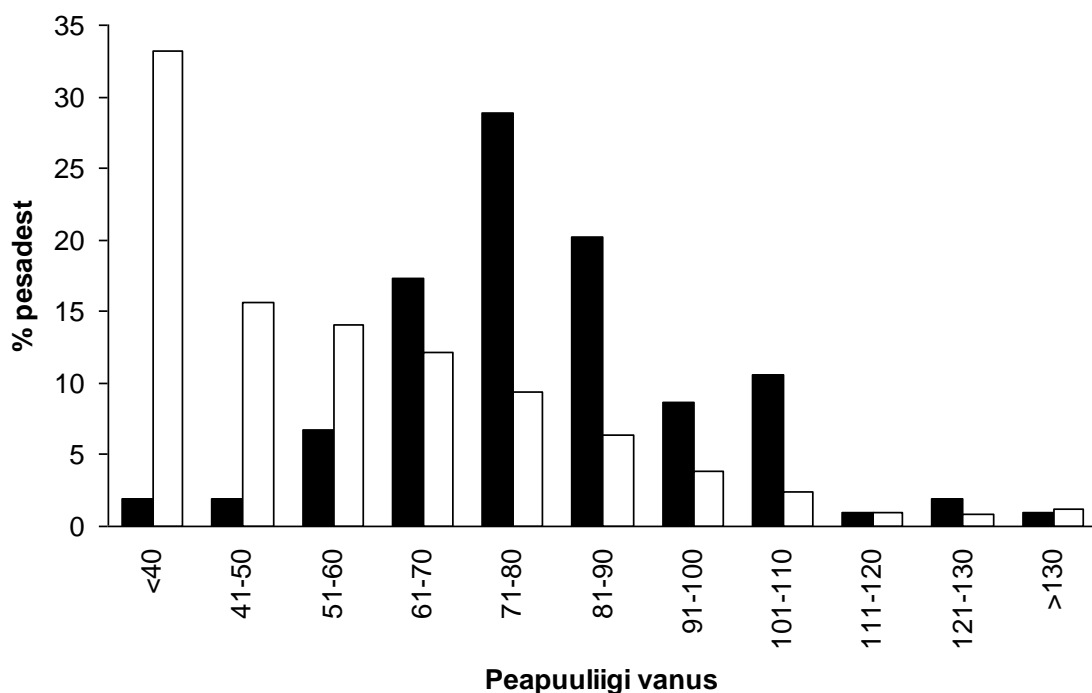
Kanakull ehitab oma pesa metsa ning valib selleks eelistatult suuremad metsaalad. Pesitsuspuistu suurus on positiivses seoses pesa asustatusega (Woodbridge & Detrich 1994), ning ehkki kanakullid võivad pesitseda ka väikestes fragmentides (Eestis 12 ha, Briti saartel 3 ha ja Saksamaal 2,2 ha suuruses metsas), on sigimisedukus väiksemates metsalaikudes madalam, kuna pesad on seal kergemini kiskjatele leitavad (Petty 1989; Väli 2005). Käesoleva tegevuskava koostamise raames koondati info 2005 – 2011. a. üle Eesti asustatud kanakullipesadest (Väli *et al.* koostamisel). Uuritud 117 pesapaiga ümber on 500 m raadiuses metsamaad keskmiselt 70%. Reeglina hoitakse eemale metsaservadest ja teistest potentsiaalsetest häiringuallikatest – pesa rajatakse keskmiselt 350 m kaugusele metsaservast ning 350 m kaugusele noorest metsast. Suurematest teedest on pesad keskmiselt 1,6 km kaugusel ning asulatest 4,9 km kaugusel. Lõhmuse (2006) järgi asuvad Loode-Tartumaal pesad ka lageraielankidest keskmiselt 343 m kaugusel.

Kanakull valib oma pesapaigaks peamiselt okaspuistud (Cramp & Simmons 1980, Lõhmus 2005; Lõhmus 2006, Tuule *et al.* 2007). Väli jt (koostamisel) järgi leidub pesast



500 m raadiuses okasmetsa 62% ulatuses metsamaast. Männi osakaal on pesaeraldistes keskmiselt 68%, kuusel 15%, kasel 14% ja haaval 2% ning see määrab ilmselt ka kasutatud pesapuu: 40% pesadest asus männil, 28% kuusel, 19% kasel, 11% haaval, 1% sanglepal ja 1% lehisel; kasvukohatüüpidest on eelistatud jänsekapsa-mustika (21%), mustika (14%), jänsekapsa (11%) ja kõdusoo, pohla ning angervaksa kasvukohatüübid (kõik 10%); 94% pesapaikadest asub 1–3 boniteediklassis.

Pesitsetakse varjulistes metsades: Loode-Tartumaa pesapaikadel on puistu liituvus enamasti 0,7–0,8 (Lõhmus 2006), sarnane on see ka enamikul Põhja-Ameerika uuritud pesapaikadest (Hayward & Escano 1989; Hargys *et al.* 1994; Squires & Ruggiero 1996). Samas peavad pesametsad olema piisavalt hõredad, et kanakull seal lihtsalt lennata saaks (Petty 1989). Pesapuistu tihedus on keskmiselt 450 puud hektaril (Liljeholm *et al.* 1993).



**Joonis 1.** Eestis 2005–2011. aastal asustatud olnud kanakullipesade jaotus peapuuliigi järgi (mustad tulbad;  $n = 117$ ; Väli *et al.* koostamisel) võrrelduna Eesti puistute vanuselise struktuuriga (valged tulbad; Pärt *et al.* 2012).

Kanakull eelistab pesapaigana vanu metsaosasid, kus leidub suuremaid puid kui mujal (Speiser & Bosakowski 1987; Hayward & Escano 1989; Squires & Ruggiero 1996; Penteriani & Faivre 1997; Penteriani *et al.* 2001; Kenward 2006). Loode-Tartumaal on pesapuistu kõrguseks mõõdetud keskmiselt 24 m, pesapuu kõrguseks 22,4 m (17–27 m) ning pesa kõrguseks 14,4 m (11,5–17 m; Lõhmus 2006). Harjumaal on pesapuu kõrgus 19 m (15–28) ning pesa kõrguseks 15,7 m (12–20 m; Tuule *et al.* 2007). Metsaregistri andmeid kasutades on üle Eesti 2005–2011. aastal kanakulli poolt pesitsemiseks kasutatud pesapuistute (metsaeraldiste) vanuseks määranud keskmiselt 80 aastat ning 90% pesaeraldiste vanuseks on vähemalt 60 aastat (joonis 1; Väli *et al.* koostamisel), kuid näiteks Loode-Tartumaal on puistu keskmiseks vanuseks mõõdetud 94 aastat (Lõhmus 2006). See erinevus ei tulene ilmselt üksnes regionaalsest eripärast, vaid ka metsaregistri ebatäpsusest puistute vanuse hindamisel (Abel ja Väli, koostamisel). Igal juhul on ilmne noorte puistute vältimine ning üle 60 a. puistute eelistamine kanakulli poolt (joonis 1). Üle 60-aastase metsa osakaal 500 m raadiuses pesast on 40% (Väli *et al.*, koostamisel).

Käesoleva tegevuskava jaoks koostatud elupaigamudeli alusel on olulisemateks Eesti kanakullide pesapaigavalikut määravateks tunnusteks pesaeraldise vanus, boniteet ja kasvukohatüüp ning okasmetsa ja vanametsa (>60 a) osakaal pesapaiga ümbruses.

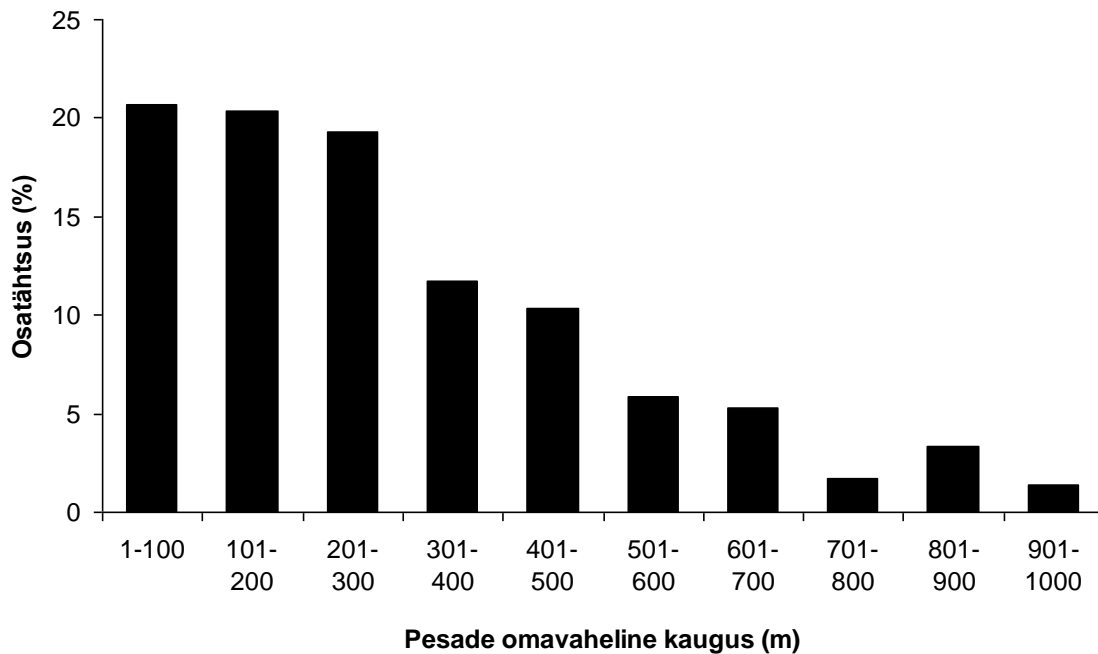
### 1.3 Pesitsemine

#### 1.3.1 Pesa

Kanakull ehitab pesa enamasti suure ja tugeva puu toekatele okstele (vt. ka ptk 1.2.2). Mõnikord võetakse üle ka mõne teise liigi rajatud pesa, Saksamaal on täheldatud seda ca 7% pesade puhul, kusjuures 5% pesade ehitajaks oli seal hiireviu (*Buteo buteo*), ülejäänutel ronk (*Corvus corax*; Kenward 2006). Kanakull võib üle võtta ka must-toonekure (*Ciconia nigra*) või väike-konnakotka (*Aquila pomarina*) pesa, samas on teada juhuseid, kus kanakulli ehitatud pesas on pesitsenud hiireviu, must-toonekurg, merikotkas (*Haliaeetus albicilla*), väike-konnakotkas, kassikakk (*Bubo bubo*), habekakk (*Strix nebulosa*) või händkakk (*Strix uralensis*; Solonen 1986, Lõhmus 2003, Kenward 2006, Tuule *et al.* 2007, Strazds & Sellis 2011, Ü.Väli, avaldamata andmed).

Pesa läbimõõt on 55–110 cm ning kõrgus keskmiselt 50 cm (Lõhmus 2003). Rajamise aastal võib pesa kõrgus olla vaid 20 cm, aastate jooksul materjali lisamisega võib see kasvada aga kuni 2 m kõrguseni (Lõhmus 2003; Kenward 2006; Strazds & Sellis 2011). Asustatud pesa servad kaunistatakse värskete kuuse või männi okstega, mille tulemusena tekib munemiseks 20–30 cm läbimõõduga ning 10–18 cm sügavune pesalohk. Pesalohk vooderdatakse värskete okste ja heinaga, et tagada termoregulatsioon haudumise ja poegade suuremaks kasvamise ajal. Samuti tugevdavad lehed, okkad ja hein pesa põhja ning hoiavad ära munade ja väiksemate toiduosakeste vajumise pesakarkassi vahele. Pesapojad tallavad pesa ja eriti selle servad tihedamaks ning nii võibki aastaid kasutuses olnud pesa kaaluda märjana üle ühe tonni (Kenward 2006).

Väga pesapaigatruu liigina asustab kanakull sobivat pesapuistut kaua, isegi mitmete põlvkondade jooksul. Lähestikku võib leida mitmeid varupesi, mida kasutatakse vaheldumisi (Randla 1976; Kenward 2006; Tuule *et al.* 2007). Poola andmetel asuvad varupesad üksteisest 70–800 m kaugusel (Kenward 2006). Eestis on 60% ühe paari pesadest kuni 300 m kaugusel, 82% kuni 500 m kaugusel ja 94% kuni 700 m kaugusel (joonis 2; Väli *et al.* koostamisel). 18 aastat kestnud uuringud Saksamaal Baieris näitasid, et 77% kanakulliterritooriumidest oli rohkem kui üks pesa – 47% oli neid kaks, 18% kolm, 9% neli, 2% viis ja 2% koguni 11 varupesa ( $n = 57$ ; Kenward 2006). Harjumaal läbi viidud 45 aasta pikkuse uuringu põhjal pesitses kanakull samas pesas mitmel aastal järjest 61% juhtudest ( $n=18$ ), kolmel juhul 6 aastat järjest, ning vaheaegadega on üht pesa kasutatud 9 aasta jooksul (Tuule *et al.* 2007). Pesade vahetamise põhjuseid võib olla mitmeid. Üheks teguriks peetakse parasiite, kellest vabanemiseks võetakse kasutusele paar aastat asustamata olnud pesa või ehitatakse uus (Kenward 2006). Pesade vahetamisega võidakse vähendada ka röövluse tõenäosust, sest kullilised ehitavad või hõivavad uusi pesi eeskätt ebaõnnestunud pesitsuse järel. Levila põhjaosas, kus pesade kohendamine ja/või ehitamine algab veel paksu lumekattega ajal, võib olla üheks pesavaliku kriteeriumiks lumekihi paksus pesal ja kasutusele võetakse kõige õhema lumekihi pesa (Kenward 2006).



**Joonis 2.** Kanakulli varupesade (kuni 1 km raadiuses paiknevate pesade) omavaheliste kauguste jaotus (Väli *et al.*, koostamisel).

### 1.3.2. Pesitsusfenoloogia

Kanakull viibib pesa juures juba hilistalvel, kui paar alustatab pesa ehitamist ja korrastamist ning isaslinnud toovad oma paarilisele pesapaika saaki (Cramp & Simmons 1980, Kenward 2006). Gotlandil saabuvad esimesed kanakullid pesapaikadele veebruari lõpus, enamik aga märtsi jooksul, ehk umbes kuu aega enne pesitsuse algust (Kenward 2006). Tõenäoliselt saabuvad samal ajal pesadele ka Eesti kanakullid. Munema asutakse meie laiuskraadil keskmiselt aprilli keskel (Kenward 2006), näiteks 1988–2001. aastal alustati pesitsust keskmiselt 15. aprillil (kokku 10 pesitsust; E. Lelov, Ü. Väli, avaldamata andmed). Pesitsuaaja algus varieerub aga aastati ja paaride vahel oluliselt, näiteks 2012. aastal alustati keskmiselt 6. aprillil (4–12. aprillil; kokku 6 paari; Ü. Väli & A. Tuule, avaldamata andmed). Esimese muna munemise aeg sõltub mitmest tegurist, näiteks õhutemperatuurist (jahedal kevadel alustatakse hiljem), emaslinnu vanusest (noored linnud alustavad hiljem) jt. (Kenward 2006, Lehikoinen *et al.* 2012). Varasem munemisaeg on omakorda positiivselt seotud sigimisedukusega (Kenward 2006), seevastu vihmane munemiseelne aeg võib põhjustada munemisest loobumist (Kostrzewa & Kostrzewa 1990).

Täiskurnas võib olla 1–6, enamasti 3–4 muna; Euroopa asurkondade keskmine kurna suurus on 3,3 muna (Kenward 2006). Ka Eestis oli möödunud sajandi keskel täiskurna keskmine suurus sama: 3,35 muna (n=31; Randla 1976) ning veel sajandi lõpul (1994–1999) 3,2 muna (n=18), kuid käesoleva sajandi alguses (2000–2011) langenud vaid 3,0 munani (n=16; Askö Lõhmus & Rein Nellis, avaldamata andmed).

Haub peamiselt emaslind, kellele isaslind saaki toob. Pojad kooruvad peale keskmiselt 40-päevast haudeperioodi mai keskel. Isaslind toob emaslinnule 400–900 g toitu päevas, mille emaslind tükeldab ja poegadele toidab. Nagu mitmetel röövlindudel, esineb ka kanakullil kainismi (nõrgema poja tapmist, mõnikord ka ärasõomist elujõulisema poolt). Aastatel 1985–2004 täheldati Eestis taolist käitumist viiel juhul (Lõhmus 2004b). Poegade teisel elunädalal liigub emaslind pesa läheduses, peale kolmandat elunädalat

võib ta pesast juba kaugemale lennata ning pojad mõneks ajaks järelvalveta jätta (Kenward 2006). Pojad lennuvõimestuvad 35–42 päeva vanuselt (Cramp & Simmons 1980), Eestis leiab see tavaliselt aset juuni lõpus. Ühes 2011. aastal automaatkaamera abil uuritud Tartumaa pesas lahkus poeg esmakordselt pesalt 26. juunil, kuid käis regulaarselt pesal veel kuni 22. juulini (Ü. Väli, avaldamata andmed).

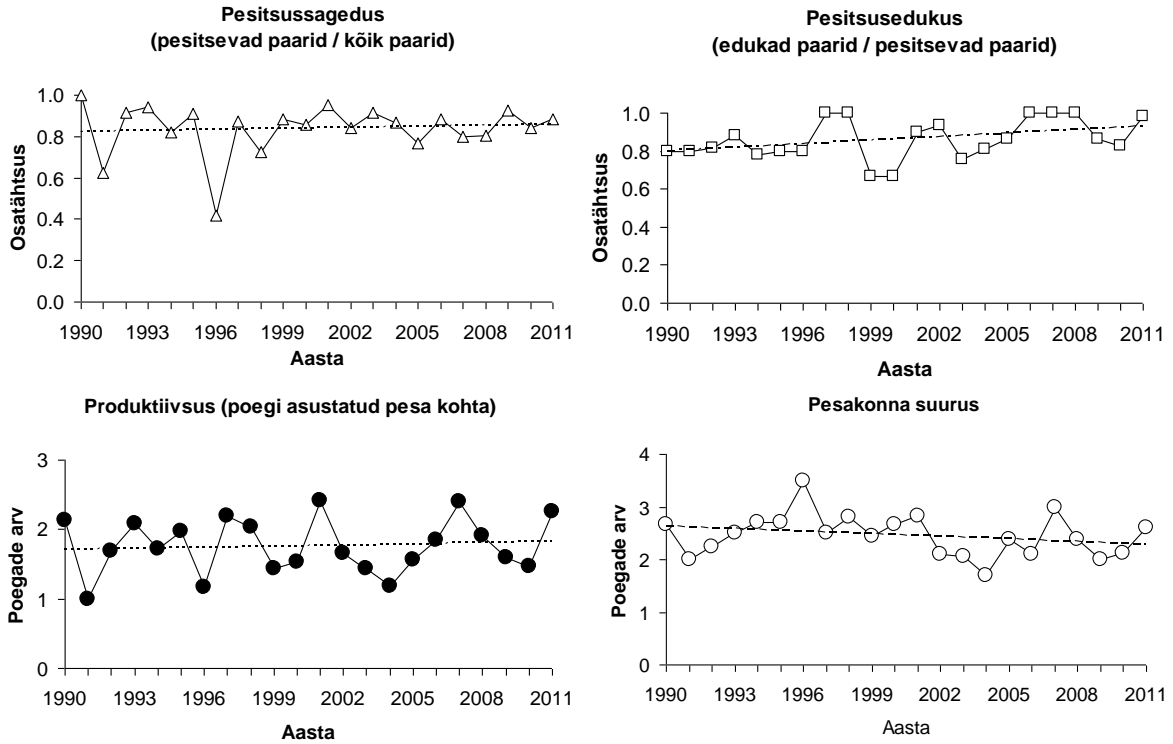
Peale pesast lahkumist teevad pojad mõne nädala jooksul lühikesi lende naaberpuudele ca 300 m raadiuses, seejärel lennatakse ka pikemaid vahemaid. Esmalt püstitakse pesast ca 1 km raadiuses, kuid mõne aja pärast võidakse lühiajaliselt liikuda isegi kuni 10 km kaugusele. Hiljemalt kaheksandaks nädalaks peale lennuvõimestumist on noorlinnud iseseisvad, seda võib kiirendada toidupuudus ja sellest tulenev vanematepoolse toitumise kiirem lõpetamine; heade toitumistingimuste juures hajuvad noorlinnud hiljem ja naasevad suurema tõenäosusega järgmisel kevadel samasse piirkonda (Kenward 2006, Rutz *et al.* 2006). Eestis püsivad pojad pesapaiga läheduses augusti keskpaigani (Väli 2005 ja avaldamata andmed).

	Märts					Aprill					Mai					Juuni					Juuli					August									
	5	10	15	20	30	5	10	15	20	25	30	5	10	15	20	25	30	5	10	15	20	25	30	5	10	15	20	25	30	5	10	15	20	25	30
Pesaehitus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■																								
Munemine						■	■	■	■	■	■																								
Haudumine						■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■																		
Pesapojad												■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■												
Pojad pesa läheduses																		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

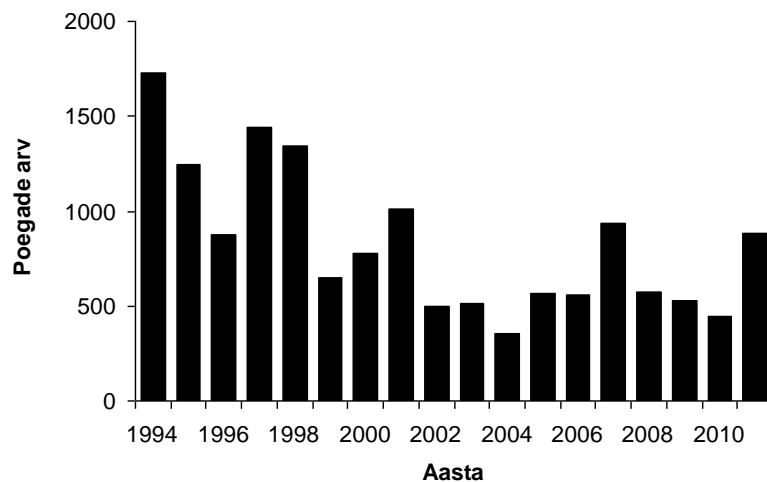
**Joonis 3.** Kanakulli pesitsusfaaside orienteeruv ajaline jaotus Eestis.

### 1.3.3. Sigimisedukus

Ajavahemikust 1990–2011 on teada 205 kanakullipaari 567 pesitsusjuhtu (Väli *et al.*, avaldamata andmed). Keskmine pesitsussagedus (pesitsemist alustavate paaride osatähtsus) oli 84%, pesitsusedukus (edukate paaride osatähtsus pesitsemist alustanud paaridest) 86%, keskmine pesakonna suurus 2,46 poega ning produktiivsus (lennuvõimeliste poegade arv asustatud pesade kohta) 1,76. Hoolimata aastatevahelistest suurtest kõikumistest on produktiivsus, kõige olulisem asurkonda iseloomustav sigimisinäitaja (Lõhmus 1997), püsinud stabiilsena (joonis 4). Stabiilsena on püsinud ka pesitsemist alustavate kanakullide osatähtsus (pesitsussagedus), mis lubab arvata, et munemistingimused (nt varakevadine ilmastik, häirimise mõju) ei ole viimastel aastakümnetel oluliselt halvenenud. Seevastu pesakonna keskmine suurus, nagu kurna suuruski, on vähenenud (joonis 4), see võib viidata suurenenud toidupuudusele (Lõhmus 2004b, vt ka Sulkava *et al.* 1994, Lehtikoinen *et al.* 2012). Pesitsusedukus on seevastu kasvanud, ehk teisisõnu – kui pesitsemist juba alustatakse, siis lõpetatakse see edukalt. See võib peegeldada paranenud haude- ja pesapojaaegseid ilmastiku- või toitumistingimusi, samuti kevadsuvise rõõvluse, vaenamise ja häirimise vähenenud mõju.



**Joonis 4.** Kanakulli sigimisedukust iseloomustavad parameetrid aastatel 1990–2011 (Väli *et al.*, avaldamata andmed).



**Joonis 5.** Eestis lennuvõimestunud kanakullipoegade hinnanguline arv (arvutatud produktiivsuse ja asustustiheduse põhjal; Väli *et al.*, avaldamata andmed). Valdav enamus lennuvõimestunud noorlindudest hukkub enne suguküpsuse saavutamist (vt. ptk. 1.6).

Need suundumused (pesitsusedukuse kasv, pesakonna suuruse vähenemine ja produktiivsuse stabiilsus) on ilmselt aset leidnud pikema ajaperioodi jooksul, sellele viitavad pikaajalised andmed Saue uurimisalalt Harjumaalt ajavahemikus 1959–2006 (Tuule *et al.* 2007). Ka üle-eestiliselt oli näiteks 1960. aastatel üleskasvatatud pesakonna suuruseks keskmiselt suurem kui praegu: 3,0 poega (Randla 1976).

Kuigi kanakull on tippkiskja, mõjutab röövlus ka teda. Soomes oli näiteks 14,9% pesitsuste ebaõnnestumiste põhjuseks munade ärasõimine pasknäari (*Garrulus*

*glandarius*) või ronga poolt või pesapoegade langemine kassikaku ohvriks (11,5% ebaõnnestumistest; Byholm & Nikula 2007). Eestis on pesapoegade surma põhjuseid teada vähe (vaid 11 juhtu, Lõhmus 2004b), neist sagedasem kainism (64%), hukkumine röövloma tõttu (18%), pesast alla kukkumine (9%) ja haigus või nälg (9%). Metsnugise (*Martes martes*) rüüste mõju on hinnatud Euroopas tervikuna väikese tähtsusega ohuteguriks (Rutz *et al.* 2006), kuid metsnugise keskmine asustustihedus Euroopas on Eesti keskmisest kuni 10 korda väiksem (Maran & Põdra 2002; Zalewski & Jedrzejewski 2006) ning näiteks must-toonekure puhul on metsnugise röövlus oluliseks ohuteguriks, mõjutades mõnes piirkonnas märkimisväärselt pesitsusedukust (Kotkaklubi 2009). Röövluse mõju kanakullile ei ole Eestis põhjalikult uuritud, kuid kuna vanalinnud viibivad poegadele toidu hankimise ajal pikalt pesast kaugemal (eriti toiduvaestes tingimustes), on risk üsna suur.

Kanakullid hakkavad pesitsema kahe- kuni kolmeaastaselt, kuigi mõned emaslinnud (5–10% isenditest) on võimelised pesitsema ka üheaastasena (Krüger 2005; Kenward 2006; Tornberg *et al.* 2006). Isaslinnud ei suuda selles vanuses veel hankida piisavalt saaki emaslinnu ja poegade toitmiseks. Esmapesitsemise aega mõjutavad mitmed tegurid, eelkõige linnu füüsiline seisund, territooriumi kvaliteet (saagi koostis ja kättesaadavus) ning asurkonna asustustihedus (Krüger 2005).

#### 1.4 Toitumine

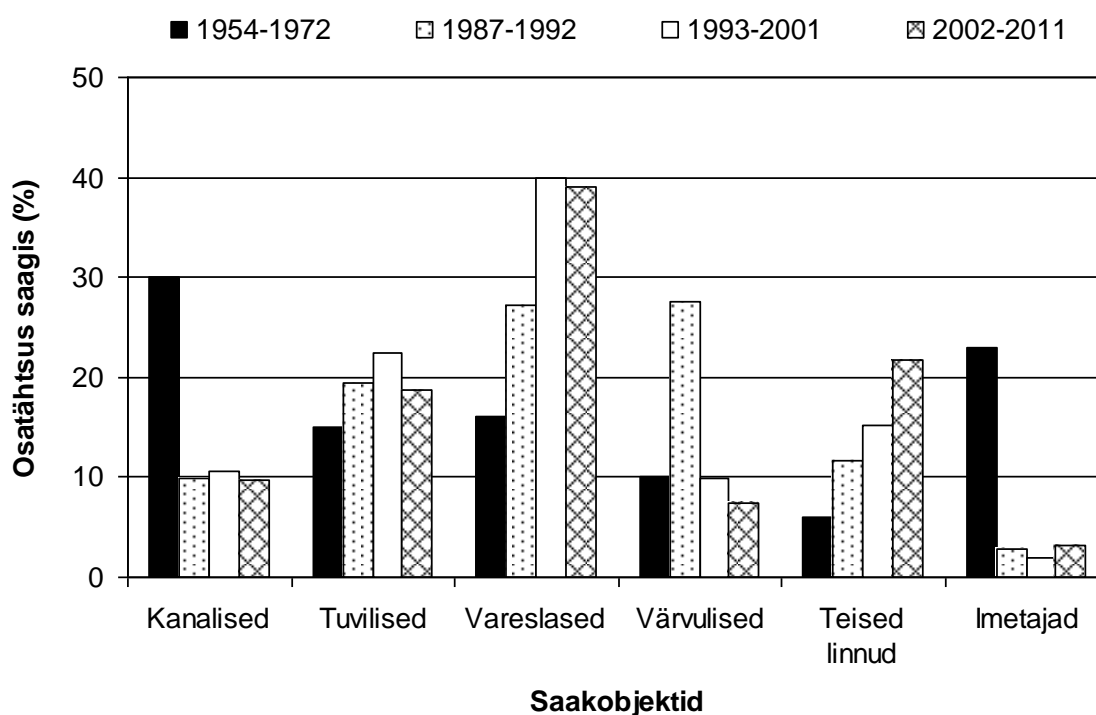
Kanakull on osav röövlind, kelle toidu koostis väga mitmekesine, sisaldades peamiselt linde ja imetajaid, mõnel pool ka roomajaid ja teisi selgroogseid; mõnikord, eriti talvel, võib toituda ka raipel (Cramp & Simmons 1980, Del Hoyo *et al.* 1994). Liigina on tegemist generalistiga, aga mõned isendid võivad spetsialiseeruda teatud saakliikidele (Del Hoyo *et al.* 1994). Valikuvõimaluste olemasolul eelistab kanakull murda haigeid saakloomi – näiteks on kanakulli tabatud linnud keskmiselt kolm korda kõrgema bakteriaalse nakkusega kui teised isendid (Møller *et al.* 2012).

Eestis on põhjalikumalt uuritud pesitsusaegse saagi koostist. Aastatel 2002–2011 on määratud pesadest kogutud saagijäänuste alusel 1441 kanakulli saakobjekti (Väli *et al.*, avaldamata andmed). Sagedamateks saakliikideks osutusid hallvares (23,5%), kodutuvi (9,9%), kaelustuvi (*Columba palumbus*; 8,9%) pasknäär (*Garrulus glandarius*; 7,1%), hakk (*Corvus monedula*) ja harakas (*Pica pica*; kokku 5,7%), laanepüü (*Tetrastes bonasia*; 5,2%) ning teder (*Tetrao tetrix*; 2,9%). Kokkuvõtlikult oli vareslaste osakaal uuritud perioodil kanakulli menüüs 39%, tuvilistel 19% ja kanalistel 10%. Imetajate osatähtsus oli vaid 3,2%, kuid uuemad andmed näitavad, et pesitsusaja alguses on ka pisiimetajatel kanakulli toidus oluline roll (R. Melsas, avaldamata andmed).

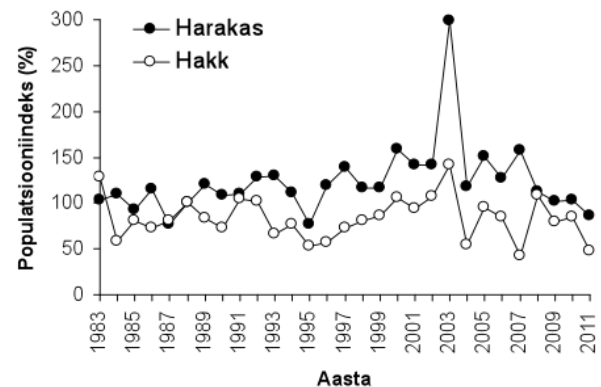
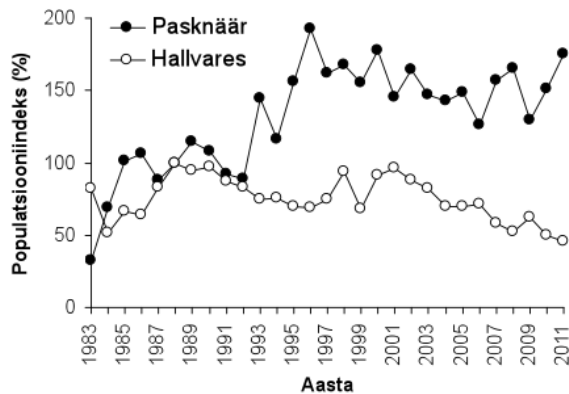
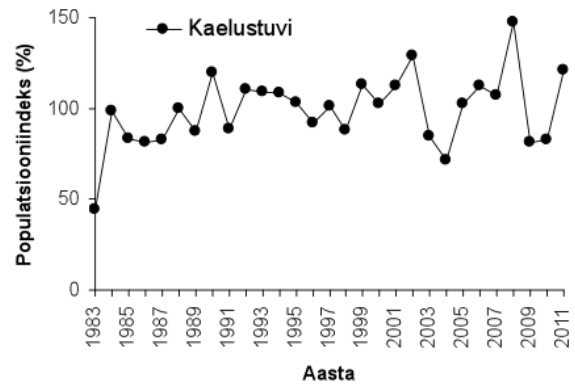
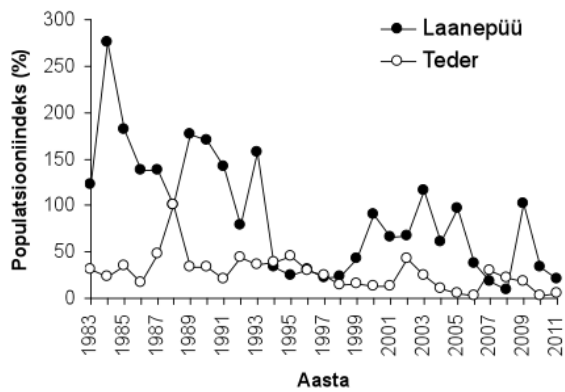
Viimastel aastakümnetel on nii kanaliste kui imetajate osatähtsus madalam kui möödunud sajandi kolmandal veerandil, seevastu on järjest tõusnud vareslaste ja tuviliste osakaal saagis (joonis 6). Kanaliste osatähtsuse langus on seletatav kanaliste arvukuse pikaajalise langusega, sest näiteks Põhja-Soomes on leitud otsene seos metsakanaliste arvukuse muutuste ja nende osakaalu vahel kanakulli menüüs (Kenward 2006, Tornberg *et al.* 2006). Ehkki senise metsislaste seire põhjal on Eestis nende liikide arvukuse dünaamikat raske hinnata (Nellis & Jair 2012), näitavad kahe sagedamini saagis leiduva kanalise langevat arvukust punktloenduse andmed (joonis 7), kuid paraku ei ulatu needki seireread kaugemale 1980. aastate algusest. Viimasel kahel aastakümnel näib vähemalt laanepüü arvukus olevat stabiliseerunud (joonis 7).

Hallvarese arvukuse langedes on viimasel kahel aastakümnel mõnevõrra langenud ka tema osatähtsus kanakulli saagis, pasknäari on aga rohkem tabatud. Haki ja haraka

arvukus on püsinud suhteliselt stabiilsena, kuid nende osa kanakulli saagis on langenud, kaelustuvi osa on aga tõusnud. Kõik need osatähtsuste muutused ei ületa aga mõnda protsenti. Seevastu kodutuvi osatähtsus saagis on aga langenud märkimisväärselt (vastavalt 19% 1990. aastatel ja 10% 2000. aastatel). Selle liigi arvukuse pikaajalist muutust ei ole punktloendustega hinnatud, kuid kodutuvi arvukuse pidevat langust näitavad talilinnuloendused (Eltis 2011) ning seda on nenditud ka arvukuse koondhinnangutes (Eltis *et al.* 2009). Põhiliste saakrühmade dünaamika kõrval on märkimisväärne ka teiste linnuliikide osatähtsuse kasv saagis, mis näitab kanakulli menüü mitmekesisustumist. Näiteks on viimasel kahel aastakümnel teiste röövlindude osa kanakulli saagis tõusnud kahelt protsendilt kaheksa protsendini. Kurioosse näitena ründas kanakull 2012. a. väike-konnakotka peaaegu lennuõimestunud pesapoega (Kotkaklubi veebikaamera andmed). Nii menüü mitmekesisustumine kui teiste röövlindude murdmine võib olla üheks indikaatoriks kanakulli toidupuudusest (Rutz & Bijlsma 2006).



**Joonis 6.** Kanakulli tähtsamate saakobjektide esinemissageduse muutused viimasel poolsajandil (Randla 1976, Lõhmus 1993 ja Väli *et al.*, koostamisel põhjal).



**Joonis 7.** Tähtsamate saaklindude arvukuse muutused Eestis viimastel aastakümnetel punktloenduste andmetel (Kuresoo *et al.* 2000 ja Nellis 2011b järgi).

Linnukasvatavad on pidanud kanakulli probleemiiks, kes hävitab kodukanu ja teisi kodulinde. Tõepoolest, ehkki kanakulli isaslinde ei jaksa kodukana murdmispaigast eemale viia ja murrab seetõttu peamiselt väiksemaid linde, on emased kanakullid suuremad ja jaksavad kanda kuni sinikael-pardi suuruseid saakloomi (Randla 1976). Siiski ei ole kodukana osatähtsus kanakulli pesitsusaegses saagis tänapäeval kuigi kõrge: kui veel eelmise sajandi keskel ulatus kodulindude osa 10 protsendini (Randla 1976), siis aastatel 1987–1992 moodustasid kodukanad kanakulli saagist vaid 1,4% (Lõhmus 1993) ning 1990. teisel poolel vaid 0,2% (Väli *et al.*, koostamisel). 2005. a. Eestis läbiviidud küsitluse tulemusel (Nellis 2006) ründas kanakull ühe talu kanu keskmiselt 2,1 korda aastas ja surmas neid keskmiselt 1,3 korda aastas. Vabapidamisel kanadest surmas kanakull hinnanguliselt 6%, samal ajal kui imetajad (rebane, tuhkur, koer) murravad saagiks umbes 15% kanadest. Enim rünnakuid leidis aset suvel (44%), vähem sügisel (31%) ja kevadel (19%). Seevastu Kenwardi (2006) andmetel sagenevad rünnakud kodukanadele just sügisel, kui nad on lihtsaks saagiks iseseisvunud noorlindudele.

Kui senikirjeldatu kajastas peamiselt pesitsusaegset saaki, siis äärmiselt tähtis on paikse kanakulli jaoks ka talvise toidubaasi olemasolu, sest just talvine toidupuudus on üks olulisemaid asurkonna suremust mõjutav otsene faktor, eriti just looduslikumatel aladel (Rutz *et al.* 2006). Ehkki talvised saakliigid on suuresti samad mis pesitsusajal, näitavad Euroopa erinevad uuringud, et talvises menüüs on imetajate osa märksa suurem kui suvel (Kenward 2006). Kahjuks ei ole Eestis kanakulli talvist menüüd seni uuritud.

Kanakullil on otseseid toidukonkurente üsna vähe. Euroopas on peetud raudkulli (*Accipiter nisus*) peamiseks konkurendiks väikeste ja keskmise suurusega lindude jahil (Rutz *et al.* 2006), kuid väiksemakasvulise raudkulli puhul on tegemist siiski erinevale toidunišile (väiksemad värvulised) spetsialiseerunud linnuga. Konkurents võib tekkida



rästaste osas, kes on üks saakobjekte eeskätt isastele kanakullidele, kuid rästaste arvukus Eesti metsades on tõenäoliselt piisavalt kõrge, et mitte limiteerida kummagi liigi toiduvalikut, pealegi ei ole kanakuli jaoks tegu optimaalse saagiga. Piirkonniti võib teatud määral toidukonkurendiks osutada kaljukotkas, kes aga enamasti ründab kanakulli tavapärasest saagist suuremaid objekte. Põhiosas on kahe liigi toit erinev, kuid mõlema liigi menüüs on olulisel kohal näiteks teder. Toidukonkurendiks on kindlasti ka rebane. Lõuna-Norras jälgiti 40 aasta jooksul kanakulli asustustihedust ning leiti, et see oli otseses negatiivses seoses rebase arvukusega, kes limiteeris kanakulli üheks põhitoiduks olevate metsakanaliste arvukust (Selås 1998). Metsakanaliste arvukust mõjutavad Eestis ilmselt ka metsnugis ja kährik (*Nyctereutes procyonoides*), kuid nende mõju maaspesitsevate lindude arvukusele ei ole meil 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). 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. Nelja eelnimetatud imetajaliigi arvukused on Eestis viimastel aastatel kasvanud ning seega on neil ka järjest olulisem osa kanakulli toidubaasi ahendajana.

## 1.5 Ränne

Ehkki täiskasvanud kanakullid on reeglina paiksed, võib teatud osa lindudest ette võtta ka rändeid. Eriti rändavad just noorlinnud, ning põhjapoolsemates asurkondades on rändsete isendite hulk suurem: kui 50. laiuskraadist lõuna pool ei randa noorlinnud pesapaigast tavaliselt kaugemale kui 50 km, siis sellest piirist põhjapoolsemad võivad rännata pikki vahemaid lõuna poole, naastes siiski kevadeks pesapiirkonda (ca 60% noorlindudest) (Kenward 2006).

Ka Eesti rõngastusandmed viitavad sellele, et osa Eesti noortest kanakullidest on rändsed, kes lennuvõimestumise järel liiguvad lõuna poole (Matsalu rõngastuskeskuse andmed, Väli *et al.*, koostamisel). Aastail 1913–2011 Eestis rõngastatud kanakullidest on taasleitud 59 lindu, neist väljaspool Eestit vaid 14 lindu: Lätist 6, Venemaalt 3, Leedust 2, Poolast 2, Saksamaalt 1 ja Valgevenest 1 lind. Välismaalt taasleitude vanus jäi vahemikku 3–19 kuud (keskmiselt 8 kuud, vaid ühel juhul ületas vanus ühe aasta) ning taasleitud tehti enamasti sügisel ja talvel.

Mujal rõngastatud kanakullide 55 taasleidu Eestis kinnitavad, et Eestisse jõuavad valdavalt põhja poolt rändsed kanakullid, ning valdavalt on tegemist noortega: valdav enamus taasleitud lindudest (43) pärineb Soomest, märksa vähem Lätist (10, valdavalt leitud Lõuna-Eestist) ja üksikuid Rootsist (2) ning ligi kolmveerand kullidest olid nooremad kui kaks eluaastat (Matsalu rõngastuskeskuse andmete põhjal Väli *et al.*, koostamisel, vt. ka Nellis & Lelov 2005).

Loendatud rändavate kanakullide arv on meil väike ja aastati küllalt varieeruv. Näiteks Sõrve linnujaamas registreeriti aastail 1998–2004 sügiseti vaid 5–27 rändavat kanakulli, rändemaksimum oli sõltuvalt aastast septembri lõpus või oktoobris; kevadine ränne toimub hajutatult veebruaris (Nellis & Lelov 2005).

## 1.6. Suremus

Kanakulli pesitseva asurkonna keskmine vanus on seitse aastat, kuid teadaolev vanim isend on elanud tervelt 18 aastat ja 9 kuud (Kenward 2006). Seni teadaolevalt vanim

Eestimaal rõngastatud kanakull elas üle kümne aasta: 11. juunil 1990. a. Pärnumaal rõngastatud lind leiti surnuna 9. augustil 2000. aastal, rõngastamispaigast umbes 15 km loodes. Vähemalt 8,5 aasta vanuseks oli elanud ka isaslind, kes lennuvõimelisena rõngastati Valgamaal 25. detsembril 1992. a. ning tabati ja lasti taas vabadesse 21. oktoobril 2000. a. ca 4 km eemal (Nellis & Lelov 2005).

Kanakulli suremus esimestel eluaastatel on suhteliselt kõrge. Erinevad uuringud on näidanud, et esimesel eluaastal hukub 57–80% poegadest, teisel eluaastal on suremus 17–64%, kolmandal aastal 18–56% ja edaspidi ca 15–40% aastas (Cramp & Simmons 1980). Esimestel eluaastatel on isaslindude suremus emaslindudest ca 10% suurem, kolmandast-neljandast eluaastast sugudevaheline suremuse erinevus kaob (Tornberg *et al.* 2006, Kenward 2006).

Soomes ja Rootsis on kanakullide peamiseks teadaolevaks surmapõhjuseks nälgimine (35–37% surmadest), teisel kohal on kokkupõrgetest põhjustatud traumad (25–33%), järgnevad kombinatsioonid haigustest ja nendele järgnenud nälgimisest (22%) ning traumast ja sellele järgnenud nälgimisest (15%) (Tornberg *et al.* 2006). Norras hukkus 23% kanakullidest kokkupõrkel elektriliiniga, 13% kokkupõrkel aknaga, 8% hukkus liikluses, 6% tapeti inimese poolt, 4% muul põhjusel ja 46% surmajuhtumite põhjus ei olnud teada (Bevanger & Overskaug 1998). Põhja-Ameerikas on leitud, et 31% kanakullide surma põhjuseks on kokkupõrge mingi objektiga, neist 78% moodustasid aknad, 14% elektriliinid ja 8% sõidukid (Curnutt 2009).

Eestis ei ole röövlindude hukkamise põhjuseid väga põhjalikult uuritud ja olemasolevad andmed on pigem juhuslikku laadi (Lõhmus 2004b). Aastatel 1985–2004 on dokumenteeritud 37 täiskasvanud või lennuvõimelise noore kanakulli surma põhjused: lend vastu aeda või akent või teadmata põhjusel hukkumine (kokku 11 juhul); tapmine inimese poolt (6); surmamine kiskja poolt (5); hukkumine liikluses (4); hukkumine elektriliinides (3); kurnatus külma ja/või nälja tõttu (2) ning ehitisse lõksu jäämine (1). Kahel korral on leitud linnu jäänused (tõenäoline surma põhjus surmamine) ja kahel korral on leitud surnult terve lind (tõenäoline põhjus kokkupõrge, mürgistus, uppumine või kurnatus). Varem on kanakullidel täheldatud ägedat suu- ja kurgu-mädapaisetega haigust, millesse 1975–1982. a. suri Tallinna ümbruses 44 kanakullipojast tervelt 12 (Drevs 1983, Lõhmus 2004b). Eesti kanakullipoegadel on leitud ka mitmesuguseid kasvajaid (näiteks pea küljes, kõris ja silmas).

Euroopa uuringute põhjal on kanakullidel teadaolevalt levinuim haigusetekitaja bakter *Trichomonas gallinae*, mis on väga sage ka tuviliste seltsi kuuluvate linnuliikide hulgas. Kui nakkus areneb haiguseks, tekivad linnul toitumisraskused, mis viivad lõpuks surmani (Krone *et al.* 2005). Kultuur- ja linnamaastikus on kodutuvid (kes sageli kannavad haigusetekitajaid) kanakulli ühed põhilised saakliigid ning kanakullid eelistavad murda haigeid saakloomi (vt. ptk. 1.4), seetõttu on ka kanakullide nakatumine väga tõenäoline. Näiteks Berliini linna-kanakulli-asurkonnas on vanalindudest *T. gallinae*'ga nakatunud 22% ning 80% pesakondadest on nakatunud vähemalt üks poeg (Krone *et al.* 2005). Samas tuleb silmas pidada, et iga nakatunud lind ei pruugi haigust põdeda. Ning arvatakse, et nakatumine erinevatesse parasiithaigustesse ei oma populatsiooni seisundile erilist mõju (Krone *et al.* 2005, Rutz *et al.* 2006).

## **2. Levik ja arvukus**

### **2.1 Levik ja arvukus maailmas**

Kanakulli levila paikneb Euraasia ja Põhja-Ameerika okasmetsavööndis (joonis 8), seetõttu on kanakull kõige laialt levinud haugas ja üks levinumaid röövlinde

maailmas (Kenward 2006). Pesitsejana on teda registreeritud 78 riigis ja rändel 12 riigis, kokku hõlmab tema levila umbes 32 miljonit km<sup>2</sup> (IUCN 2012). Ka Euroopas on kanakull üldlevinud (joonis 9). Kanakullil eristatakse 9 alamliiki. Euroopas (sh. Eestis) pesitseb valdavalt nominaatvorm *Accipiter gentilis gentilis*, vaid põhjaosas leidub põhjakanakulli (*A. g. buteoides*; Kenward 2006), kes harva võib sattuda ka Eestisse (Kumari 1954, Randla 1976, Nellis & Lelov 2005, E. Lelovi suuline info, E. Tuule suuline info).



**Joonis 8.** Kanakulli levik maailmas. Rohelisega on tähistatud aastaringne esinemine, kollasega pesitsusala ja sinisega talvitusala (Wikipedia 2012).

Kanakulli asustustihedus on regionaalselt erinev, varieerudes tavaliselt 0,5-6,2 paari/100km<sup>2</sup> vahel (Rutz *et al.* 2006, Selås *et al.* 2008), Fennoskandias on keskmine asustustihedus 3 paari/100km<sup>2</sup> (Tornberg *et al.* 2006). Samas võib mõnes piirkonnas asustustihedus tõusta kaunis kõrgele: näiteks Poolas on loendatud keskmiselt kuni 13,9 paari/100km<sup>2</sup>, Saksamaal kuni 15,6 paari/100km<sup>2</sup>, Hollandis isegi 15,0–52,5 paari/100km<sup>2</sup> (Rutz *et al.* 2006). Asustustihedus on positiivselt seotud näiteks vanametsa osatähtsusega metsamaastikus (Selås *et al.* 2008) või saagi kõrgema arvukuse ja tabatavusega (Kenward 1996). Kõige suuemad asustustihedused on registreeritud mosaiikmaastikus, kus metsad vahelduvad kultuurmaastikega (Del Hoyo *et al.* 1994).

Niivõrd suure levila ja varieeruva asustustihedusega liigi koguarvukust on kaunis raske hinnata ning maailma-asurkonna suuruse hinnangud ulatuvad 250 000 paarist 500 000 paarini (Kenward 2006; IUCN 2012). Ka Euroopa asurkonna suuruse osas on arvamused erinevad – 60 000 paari (Kenward 2006) või 160 000 – 210 000 paari (BirdLife International 2004). BirdLife Internationali (2004) andmetel on suurim asurkond (90 000–110 000 paari) Venemaal, enam kui 10 000 paari arvatakse pesitsevat ka Saksamaal, Poolas ja Ukrainas.

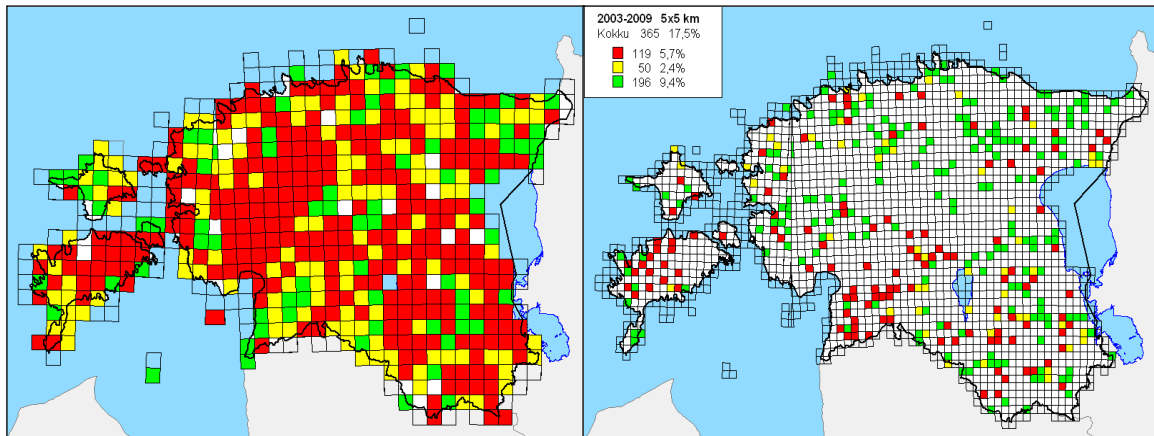


**Joonis 9.** Kanakulli levik Euroopas. Halliga tähistatud aladel on kanakull aastaringne esineja, viirutatud aladel talvituja (Rutz *et al.* 2006).

Inimese mõjul on kanakulli arvukus maailmas aegade jooksul märkimisväärselt muutunud. Näiteks suri kanakull Briti saartel täielikult välja kulliliste hävitamise kampaania (nn kullisõdade) tagajärjel, tänapäevaks on arvukus seal taastunud 410 paarini (Baker 2006, Kenward 2006). Keskkonnamürkide toimel langes kanakulli arvukus 1960. ja 1970. aastatel kogu Euroopas (Del Hoyo *et al.* 1994), kuid taastus seejärel (Birdlife International 2004). Ehkki üldist Euroopa trendi peeti 20. sajandi viimasel kümnendil stabiilseks või isegi kergelt tõusvaks, teatati samal ajal kanakulli arvukuse langusest mitmes Euroopa riigis, sealhulgas kõigis Fennoskandia ja Balti riikides (BirdLife International 2004).

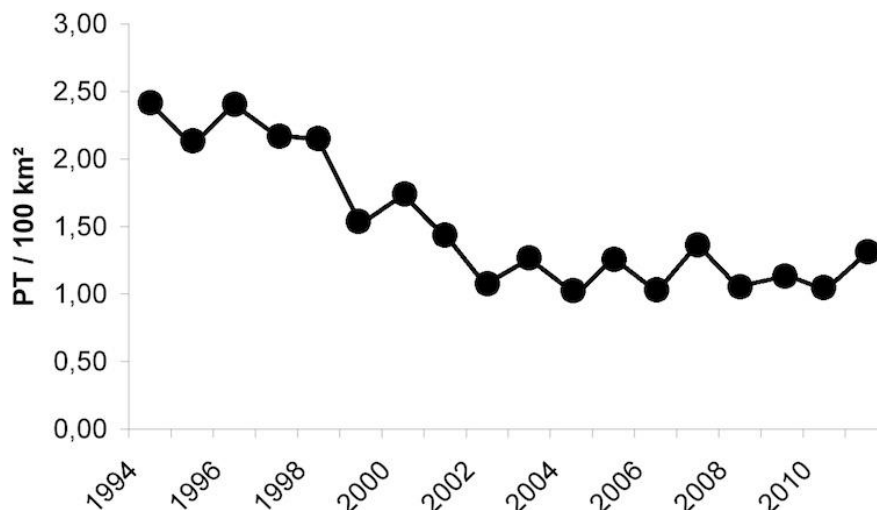
## 2.2 Levik ja arvukus Eestis

Kanakull on meil üldlevinud pesitseja ja talvituja, keda võib kohata kogu Eestis (Randla 1976). Varasemalt põhines see üldistus siiski vaid fragmentaarsetel andmetel, esmakordselt saadi kinnitus liigi ühtlasest levikust 1970. aastate lõpul ja 1980. aastate algul toimunud üle-eestiliste linnuatlase koostamise käigus (joonis 10). Veerand sajandit hiljem läbi viidud teise linnuatlase andmete kogumine näitas, et ehkki kanakulli levik katab ka tänapäeval kogu Eesti, on see muutunud märksa hõredamaks (joonis 10). Kuigi teise linnuatlase kogumise meetodika oli mõnevõrra erinev (näiteks kasutati 10×10 ruutude asemel 5×5 ruute), ei seleta see nii suurt erinevust, vaid viitab tegelikule asustustiheduse langusele.



**Joonis 10.** Kanakulli levik Eesti haudelindude levikuatlase andmetel perioodil 1977–1982 (vasakul) ja 2003–2009 ruutudes (paremal). Punane – kindel pesitsemine, kollane – võimalik pesitsemine, roheline – kohati pesitsusajal (Väli 2012 järgi).

Esimesed hinnangud kanakulli asustustihedusest Eestis on antud 1960. aastate kohta, mil keskmiseks tiheduseks saadi 0,4–0,6 paari 1000 ha metsamaa kohta (Randla 1976). Kogu maastiku kohta aga määrati näiteks Saue seirealal Harjumaal tiheduseks 2,3–3,3 pesitsusterritooriumi 100 km<sup>2</sup> kohta (Tuule *et al.* 2011). Mõõdunud sajandi kaheksakümnendatel hinnati Eestis kanakulli asustustiheduseks keskmiselt 4–6 paari/100km<sup>2</sup> (tõenäoliselt samuti metsamaa kohta; Leibak *et al.* 1994) ning Saue seirealal 3,7–4,2 paari 100 km<sup>2</sup> (Tuule *et al.* 2011) ja Pärnumaal Halinga uurimisalal kuni 1,4 paari 100 km<sup>2</sup> maastiku kohta (Lelov 1991). 1990. aastatel algas riiklik röövlinnuseire, mille käigus hinnati juba üle-eestiliselt asustustihedust kogu maastiku kohta 2–2,5 paari/100km<sup>2</sup> (Lõhmus 2004a). Seireandmetel langes asustustihedus sajandivahetusel umbes kaks korda kiirusega umbes 34% aastas, misjärel tihedus on stabiliseerunud tasemel 1–1,5 paari/100km<sup>2</sup> (joonis 11, Lõhmus 2004a).



**Joonis 11.** Kanakulli keskmise asustustiheduse dünaamika röövlinnuseirealadel Eestis aastail 1994–2011 (Nellis 2011a).

Praegu seiratakse kanakulli asustustihedust (seega ka arvukust) Eesti Ornitoloogiaühingu koordineeritava projekti "Röövlinde seire püsialadel" raames, mis on viimastel aastatel kuulunud Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire“. Röövlinnuseire käigus loendatakse röövlinde pesitsusterritooriume asustustiheduse ja sellest arvatava arvukuse määramiseks ning otsitakse nende pesi sigimisparameetrite hindamiseks juhuslike piiridega hajutatult üle Eesti paiknevatel seirealadel. Kui võimalik, siis määratletakse uurimisala UTM ruudustiku alusel. Uurimisalade suurused on vahemikus 50–200 km<sup>2</sup> ning alates riikliku röövlinnuseire algusest 1994. aastal on Eestis iga-aastaselt kaetud ca 800–1700 km<sup>2</sup> (Nellis 2011a). Viimasel viiel aastal on suudetud seirata ca 1100–1400 km<sup>2</sup>, kuid kahjuks on kaetud ala suurus järjest langemas ning selle trendi jätkumisel võib see jääda vähearvuka kanakulli asustustiheduse hindamiseks liiga väikeseks. Kanakullipesi kontrollitakse ka väljaspool püsialasid erinevate projektide või inventuuride raames ning vabatahtlikkuse alusel. Näiteks vaadati 2008. a. üle kanakullipesad nende kaitseks moodustatud püsielupaikades (Nellis 2008). 2010. a. kanakulli-inventuuri ajal kontrolliti üle Eesti 105 pesitsusterritooriumil 199 pesa, neist oli asustatud 46 (Evestus 2010), 2011. a. registreeriti pesitsus aga 66 pesas. Tavapärasest rohkem koguti kanakulli pesitsusandmeid ka 2005. a. Eesti Ornitoloogiaühingu Aasta Linnu projekti raames (vt Nellis 2006) ja 2012. a. käesoleva tegevuskava eeluuringu raames. Väljaspool seirealasid kontrollitavate pesade abil saadakse andmeid eeskätt sigimisedukuse ja elupaigavaliku, kuid mitte arvukuse kohta. Praegune seire on metoodiliselt usaldusväärne, kuid asurkonna seisundist võib see anda tegelikust optimistlikuma pildi, sest näiteks ca 80% röövlinnuseirealadel jälgitavatest pesapaikadest asuvad erinevat tüüpi kaitstavatel aladel (Keskkonnaregistri andmed).

Eesti kanakulli-asurkonna koguarvukust püüti esmakordselt hinnata 1960. aastatel (Randla 1976, 1983; tabel 1), enne seda oli ainukeseks kvantitatiivseks andmestikuks vaid nn. kullisõja raames tapetud kanakullide arv. Näiteks ajavahemikul 1945–1966 tapeti Eestis igal aastal ca 1000–3000 kanakulli (Randla 1976), mis lubab oletada, et asurkond oli piisavalt suur, et taluda aastakümnete pikkust vaenamist sellises mahus. 20. sajandi teise poole hinnangud viitavad kanakulli arvukuse tõusule, mida võib seostada tagakiusamise ja keskkonnamürkide mõju kahanemisega (vt ptk 4). Samas võib arvukushinnangu muutus peegeldada ka paranenud teadmisi ning Lilleleht ja Leibak (1993) on pidanud kanakulli arvukust 1970. ja 1980. aastate jooksul stabiilseks. Viimase paarikümne aasta jooksul on arvukus langenud umbes kaks korda ja see hinnang baseerub varasemast usaldusväärsematel seirealade asustustiheduste andmetel (Lõhmus 2004a); sama näitab ka võrdlus kahe linnuatlase levikupiltide vahel (joonis 10).

**Tabel 1.** Hinnangud kanakulli arvukuse kohta Eestis.

Pesitsev asurkond (paarides)	Talvituv asurkond (isendeid)	Aeg	Allikas
vähemalt 500	andmed puuduvad	1960. aastad	Randla 1985
400–500	andmed puuduvad	1970. aastad	Randla 1976
500–1000	andmed puuduvad	1991	Lilleleht & Leibak 1993
700–1000	1000–2000	1990. aastad	Lõhmus <i>et al.</i> 1998
400–600	1000–1500	2002	Elts <i>et al.</i> 2003
300–500	300–500	2008	Elts <i>et al.</i> 2009

### 3. Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

#### 3.1 Kaitsestaatus maailmas ja Euroopas

Maailma mastaabis on kanakull levinud väga suurel alal, populatsioon on suur ja kogu populatsiooni arvukustrend on stabiilne, seetõttu on liigi staatus IUCN nimekirjas “soodsas seisundis” (*Least Concern LC*; IUCN 2012). Siiski on kanakull pesitsusajal kaitsealune peaaegu kõikjal Euroopas, väljaspool pesitsusaega võib kanakulli küttida Ungaris, Tšehhis, mõnedes piirkondades Saksamaal ja Rootsis ning sedagi üksnes jahilindude kahjustamise korral (Rutz *et al.* 2006). Mitmes piirkonnas Saksamaal on kanakulli küttimine lubatud tedre reintrodutseerimise programmi edukaks elluviimiseks. Ülevaate kanakulli ohustatusest ja kaitsestaatuses Euroopas annab tabel 2.

**Tabel 2.** Kanakulli ohustatus ja kaitsestaatus

Akt	Kategooria	Sisu	Viimati uuendatud
Ohustatus maailmas (IUCN Red List Of Threatened Species)	Soodsas seisundis (least concern)	Laialt levinud ja arvukas liik, populatsiooni seisund on soodne	2012
Berni konventsioon	II	Rangelt kaitstav loomaliik	1979
Bonni konventsioon	II	Rändav loomaliik, kelle kaitseks tuleb sõlmida piirkondlikke lepinguid.	2009
CITES konventsioon	II kategooria	Kontrollimatu kaubitsemine võib liigi püsijäämist ohustada	2011
Eesti ohustatud liikide punane nimestik	Ohulähedane (7)	Arvukus tugevas languses	2008
Kaitsestaatus Eestis (Looduskaitseadus)	II kaitsekategooria	väga piiratud alal või vähestes elupaikades esinev liik, kelle arvukus langeb ning levila aheneb, kaitstud peab olema vähemalt 50% teadaolevatest ja keskkonnaregistrisse kantud elupaikadest	2004

#### 3.2 Senine kaitsekorraldus ja selle õiguslikud alused Eestis

Esimese Eesti looduskaitseaduse vastuvõtmisel 1935. aastal oli kanakull veel kahjulike liikide nimekirjas. 1957. a. kehtestatud Eesti NSV looduskaitseadusega võeti kaitse alla kõik kullilised ja kakulised, välja arvatud mõned liigid, kelle seas oli ka kanakull. Kanakulli piiramatu hävitamine lõppes 1967. a, millest alates võis neid lasta vaid linnufarmide ja linnukasvatuste lähedal ning metslindude söötmisspaikadel (Randla 1976). Esmakordselt võeti kanakull täieliku kaitse alla 1994. a. kui jõustus Kaitstavate loodusobjektide seadus, millega kehtestati liikide kaitseks kolm kaitsekategooriat. Kanakull kuulus III kaitsekategooriasse ehk liikide hulka, kes on veel tavalised, kuid ohutegurite toime jätkumisel võib liigi arvukus kriitiliselt langeda (Kaitstavate loodusobjektide seadus). Konkreetseid meetmeid see kanakulli kaitseks siiski kaasa ei toonud.

2004. aastal jõustunud Looduskaitseaduse kohaselt kuulub kanakull järsu arvukuse languse tõttu juba II kaitsekategooriasse ehk liikide hulka, kes esinevad väga piiratud alal või vähestes elupaikades ning kelle arvukus langeb ja levila aheneb (Looduskaitseadus). Olulisima kaitsemeetmena kohustab seadus II kaitsekategooria liikide soodsa seisundi tagamiseks moodustama vähemalt 50% teadaolevate ja

keskkonnaregistris registreeritud elupaikade kaitseks püsielupaiku või kaitsealasid lähtuvalt alade esinduslikkusest. Nii kaitsealustes kui ka piiritlemata kanakulli elupaikades rakendub isendi kaitse, mille kohaselt on iga isendi püüdmine ja tahtlik häirimine paljunemise, poegade kasvatamise, talvitumise ning rände ajal keelatud (Looduskaitseseadus). Kindlasti on Eestis kehtivad õigusaktid meie kanakulliasurkonna kaitseks vajalikud ning kooskõlas rahvusvaheliste õigusaktidega.

### 3.3 Senise kaitse tõhususe analüüs

Senine kanakulli kaitse on põhinenud nii isendikaitse kui elupaikade säilitamisel. Isendikaitse on pärast tapmise keelustamist saavutatud märkimisväärset edu. Tänapäeval on asurkonna säilitamisel suurem osa elupaikade kaitse, mille saab jagada teadaolevate, teadmata ja potentsiaalsete pesapaikade kaitseks ning toitumisalade kaitseks. Kvantitatiivselt on võimalik analüüsida eeskätt teadaolevate pesapaikade kaitset.

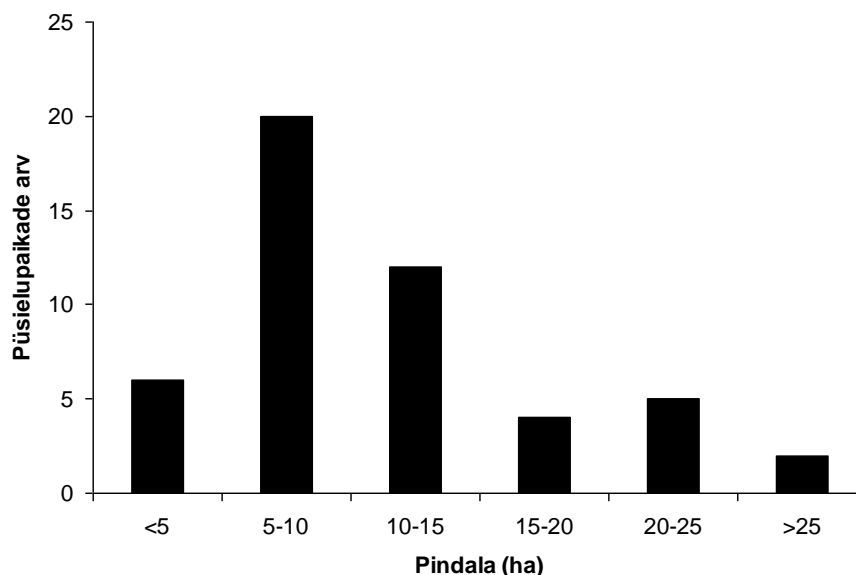
Keskkonnaregistrisse on 26.09.2014 seisuga kantud 410 kanakulli leiukohta, neist 364 punktobjekti ja 46 pindobjekti kogupindalaga 1128,7 ha. Keskkonnaregistrisse kantud leiukohtade jaotus maaomandi lõikes on toodud tabelis 3 ja kaitstavatel aladel paiknemise alusel on toodud tabelis 4.

Lõhmus (2001a) on hinnanud, et elujõulise kanakullipopulatsiooni säilimiseks peaks meil kaitstavatel aladel pesitsema vähemalt 100 paari. Kaitstavate alade puhul saab aga arvestada üksnes neid alasid, mille kaitsereežiim tagab kanakullile piisava kaitse: 1) kaitsealade reservaadid ja sihkaitsevööndid, 2) spetsiaalselt kanakulli pesapaikade kaitseks moodustatud püsielupaigad, mis kujutavad endast pesapaika ümbritsevat väikest kaitstavat ala, kus majandustegevust reeglina ei toimu (Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri) ning 3) teiste liikide kaitseks moodustatud püsielupaigad, kui nende kaitsekord vastab kanakulli kaitse kriteeriumidele.

Keskkonnaregistris on 26.09.2014 seisuga registreeritud 48 kanakulli kaitseks moodustatud püsielupaika kogupindalaga 563,5 ha (tabel 5). Püsielupaiga pindalade mediaan on 8,7 ha (keskmine pindala 11,7 ha on vähem informatiivne, sest see on mõjutatud ühe 62 ha suuruse püsielupaiga poolt). 90% püsielupaikadest on suuremad kui 4,5 ha ja 75% suuremad kui 6,5 ha. Kõigis püsielupaikades on sihkaitsevöönd, mille suuruste mediaan on 8,6 ha (keskmine on 10,5 ha), 90% sihkaitsevöönditest on suuremad kui 3,4 ha ning 75% suuremad kui 5,6 ha. Lisaks ümbritseb 8 püsielupaigas sihkaitsevööndit ka piiranguvöönd, mille suurus on keskmiselt 7,4 ha. Piiranguvööndis on lubatud mittepesitsusaegsed raied, kuid raietele on esitatud piirangud ja raiejärgselt ei tohi üle 60 aasta vanuse metsa osakaal jääda väiksemaks kui 50% (Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri), ka sihkaitsevööndite metsade keskmine vanus peab reeglina olema vähemalt 60 a. (vt joonis 1). Eesti kanakullide 48 püsielupaigas on praegu üle 60-aastase metsa pindalade mediaan 8,2 ha (keskmine 9,9 ha) ning osatähtsuste mediaan 96,2% (keskmine 85,9%).

Praeguste püsielupaikade suur puudus on nende ebahühtlane levik: Harjumaal leidub vaid kolm püsielupaika (needki lähestikku) ja Lääne-Virumaal üks püsielupaik, ülejäänud on Eestit poolitavast joonest lõuna pool. Kindlasti peaks püsielupaikade võrgustik hõlmama Eestit ühtlasemalt. Püsielupaikade kaitsereežiim on liigi kaitsmiseks piisav.





**Joonis 12.** Keskkonnaregistris oleva 48 olemasoleva püsielupaiga pindalaline jaotus.

Lisaks olemasolevatele püsielupaikadele on 26.09.2014 seisuga projekteeritavas staatuses 56 püsielupaika (tabel 5), kogupindalaga 1466,1 ha, nende keskmine suurus on 26,2 ha. Igas püsielupaigas on sihtkaitsevöönd, keskmise pindalaga 17,0 ha ja 39 püsielupaigas ka piiranguvöönd keskmise pindalaga 13,2 ha.

Uute püsielupaikade moodustamisel lähtuda käesoleva kava peatükis 5.3 kirjeldatud püsielupaikade piiritlemise põhimõtetest.

433 registriobjektist<sup>1</sup> asub kanakulli kaitseks moodustatud 48 püsielupaigas kokku 70 objekti (kõik sihtkaitsevööndis), teiste liikide kaitseks moodustatud püsielupaikade piiridesse jääb veel 33 objekti (sihtkaitsevööndites 18, piiranguvööndites 15). Kaitsealadel asub 110 objekti (sihtkaitsevööndites 78; piiranguvööndites 32), hoiualadel 11 objekti, kohalike kaitstavate objektide piiranguvööndis 3 objekti. Väljaspool kaitsealade alasid on 206 objekti. Seega asub kaitstavatel aladel kokku 227 registriobjekti, mis moodustab 52% kõigist kanakulliga seotud registriobjektidest, kuid piisavat kaitset tagavatel reservaadi või sihtkaitsevööndi režiimiga aladel asub vaid 148 registriobjekti, mis moodustab 34% registriobjektidest.

**Tabel 3.** Kanakulli leiukohtade jaotus maaomandi alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 30. september 2014). Kasutatud on 2014. a juuli maaüksuste kihte. Pindalad on arvutatud *Cartesian* valemiga.

Maa omandivorm	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Eraomand	146,7	12,9	93	25,5
Riigiomand	942,8	83,1	252	69,2
Munitsipaalomand	4,8	0,4	2	0,5
Avalik-õiguslik omand			3	0,8
Jätkuvalt riigi omandis	40,3	3,6	60	3,8
<b>KOKKU</b>	<b>1134,6</b>	<b>100</b>	<b>364</b>	<b>100</b>

<sup>1</sup> Parema mõistetavuse huvides on käesolevas väljavõttes eelmainitud pindobjektid ehk elupaigalaigud (46 pindobjekti kogupindalaga 1128,7 ha) toodud välja nende alamkirjeks olevate punktobjektidena (pesad).

**Tabel 4.** Kanakulli leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (pindobjektid; Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 30. september 2014. Kaitstavad alad on seisuga 30. september 2014. Pindalad on arvatatud *Cartesian* valemiga.

Kaitstav ala	Pindobjektid		Punktobjektid	
	Pindala (ha)	Osakaal (%)	Arv	Osakaal (%)
Püsielupaik	140,1	12,3	92	25,3
Kaitseala	403,7	35,6	96	26,4
Hoiuala	8,7	0,8	10	2,7
Kohalikul tasandil kaitstav objekt	-	-	3	0,8
Väljaspool kaitstavat ala	582,1	51,3	163	44,8
<b>KOKKU</b>	<b>1134,6</b>	<b>100</b>	<b>364</b>	<b>100</b>

**Tabel 5.** Keskkonnaregistris leiduva 48 olemasoleva ning 56 projekteeritava püsielupaiga sihtkaitsevööndite (SKV) ja piiranguvööndite (PV) kogupindalaline jaotus (ha) vastavalt omandivormile.

Maa omandivorm	Olemasolev		Projekteeritav	
	SKV	PV	SKV	PV
Eraomand	108,8	9,2	188,9	238,4
Riigiomand	366,0	50,2	746,4	274,3
Avalik-õiguslik omand	6,3			
Jätkuvalt riigi omand	23,0		14,9	1,3
<b>Kokku</b>	<b>504,1</b>	<b>59,4</b>	<b>950,2</b>	<b>514,0</b>

Peab arvestama, et keskkonnaregistri kirjete arv (410) sisaldab lisaks pesadele ka liigi üksikvaatluseid (hinnanguliselt ca 5%), mistõttu võib eeldada, et keskkonnaregistri kannetes on tegelikke pesi ca 389. Kuna ühe kanakullipaari pesapaigas asub mitmeid pesi (neist igaüks on iseseisev registreeritud punktobjekt), ei saa pesade arvu võrdsustada pesitsevate paaride pesapaikade arvuga. Kontrollvalimi põhjal hinnatuna on ühelt pesitsusterritooriumilt registrisse kantud keskmiselt 2,1 pesa, seega on registrisse kantud pesapaikade arv ca 185. Võttes arvesse eeltoodud kaitstud ja kaitseta registriobjektide vahelist suhet, on **Eestis piisavalt kaitstud ca 35% teadaolevatest pesapaikadest, ehk ca 60 paari teadaolevad pesad.** Asurkonnast moodustab see 12–20%. Lisaks neile võib kaitsealadel olla veel teadmata pesi, kuid nende arvu ei ole praegu võimalik hinnata.

Püsielupaikades on aastate jooksul avastatud mõningaid pisirikkumisi ja üksikuid raskemaid rikkumisi, kuid üldiselt on olukord hea. Enne 2008. aastat püsielupaikades rikkumisi teada ei ole. 2008. aastal kontrollitud 48 püsielupaigast kolmes leiti kaitsekorra rikkumisi: ühel juhul oli tehtud üksikpuude raie, ühel juhul trassiraie ja ühel juhul lageraie (Nellis 2008). Samas selgus, et 48 kehtivast püsielupaigast neljal tuleks muuta püsielupaiga piire või tsoneeringut: ühel juhul muuta piiranguvöönd sihtkaitsevööndiks, ühel juhul kaaluda püsielupaiga staatusest loobumist ja kahel juhul laiendada olemasolevat püsielupaika (Nellis 2008). 2010. aastal ei leitud püsielupaikade kontrollimisel ühtegi rikkumist (Evestus 2010). Ka 2012. aastal ei tuvatatud ühtegi rikkumist, kuid kaheksa püsielupaiga läheduses oli toimunud lageraieid (võimalik

häirimine). Senine püsielupaikade kaitse ei ole alati osutunud piisavalt efektiivseks ja 2006. aastal kaitse alla võetud püsielupaikadest vaid 62% pesitses kanakull ka 2012. aastal. Asustamata on jäänud pigem väiksemad (mediaan 7,5 ha) kui suuremad püsielupaigad (mediaan 9,0 ha), millest võib järeldada, et seniste püsielupaikade pindala ei ole olnud piisav.

#### 4. Ohutegurid

Käesolevas peatükis, milles analüüsitakse peamisi asurkonda piiravaid ja ohustavat mõju avaldavaid faktoreid Eestis, võetakse 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%.

Ülevaate kanakulli peamistest ohuteguritest annab tabel 6.

**Tabel 6.** Kanakulli peamised ohutegurid Eestis tänapäeval.

<b>Ohutegur</b>	<b>Mõju Eestis*</b>
Pesapaikade hävimine	suur
Toitumisalade kvaliteedi langus	suur
Pesitsusaegne häirimine	keskmise
Tahtlik tapmine ja isendite loodusest eemaldamine	väike
Keskkonnamürkide mõju	väike
Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega	teadmata

\*ohutegurite mõju Euroopas ei ole toodud, sest sellekohane info puudub (ohutegureid ei ole hinnatud, puudub ka Euroopa kanakulli kaitse tegevuskava)

#### 4.1 Pesapaikade hävimine

Pesapaikade olemasolu on liigi esinemiseks üks olulisemaid eeldusi ning pesapaikade hävimine üks peamisi kaitsealuste liikide ohutegureid (Newton 1998). Kanakull pesitseb eelkõige vanades raieküsetes metsades, seetõttu on majanduslik surve tema pesapaikadele suur. Sobivad pesapaigad hävinevad nii puistute täielikul kadumisel uuendusraie käigus, nende kõlbmatuks muutmisel liiga intensiivse hooldusraiega või pesitsemiseks sobiva puistu pindala kahanemisel pesa lähedal toimuvate raietega. Praegu asub piisava kaitsega aladel kokku vaid ca 60 paari pesapaigad (12–20% asurkonnast).

Suurimaks ohuks pesapaikadele on uuendusraie, mille käigus raiutakse sobivad pesapuistud ning tükeldatakse suuremad metsaalad. Näiteks vähenes 1950. ja 1980. aastate vahel Skandinaavias kanakulli arvukus 50–60% seoses traditsioonilise valikraie asendumisega lageraietega, mille käigus metsad fragmenteerusid ja vanade metsade osakaal vähenes (Widén 1997). Pesapaikade taaskasutus on positiivselt seotud pesa ümbritseva vanametsa pindalaga (Saga & Selås 2012). Põhja-Idahos taasasustasid kanakullid pesi siis, kui 170 ha suurusest pesitsusalast vähemalt 39% puistust oli säilinud (Moser & Garton 2009). Tänapäeval on Eestis peamisi metsamajandusvõtteid lageraie, mille pindala on viimastel aastatel järjest suurenenud (Merenäkk *et al.* 2012). Metsanduse arengukava näeb ette raiemahtude jätkuva suurendamise ning võrreldes 2009. aastaga

kasvavad mahud 2020. aastaks ligi kaks korda: näiteks järgmisel 10 aastal plaanitakse riigimetsas teha uuendusraiet kuni kaks korda suuremal pindalal kui seni – 2009. a. 7300 ha asemel kuni 15 000 ha aastas (Keskkonnaministeerium 2010). Raiemahtude kasvatamiseks on plaanis muuta leebemaks raietingimusi ja alandada raievanuseid, selle tagajärjel väheneb oluliselt kanakullile sobilike pesapaikade pindala. Näiteks tõdetakse metsanduse arengukavas, et majandusmetsades väheneb raieküpsete männikute pindala 2040. aastaks kaks korda ning kuni 30-aastaste männikute pindala suureneb kuni kuus korda (Keskkonnaministeerium 2010).

Hooldusraiete (peamiselt harvendus- ja sanitaarraiete) mõju on raskem hinnata. Ühest küljest tuleks selgitada minimaalne metsa tihedus, mis võimaldab kanakullil pesitseda, ning teisalt raie minimaalne kaugus pesast (oluline on ka raieaeg, vt lähemalt ptk 4.2). Saga & Selås (2012) on näidanud, et mida rohkem jäetakse puid kasvama, seda suurem on pesa taaskasutamise tõenäosus ning kõige suurem positiivne efekt on varjupakkuvate kuuskede säilitamisel. Näiteks Itaalia ja Prantsusmaa andmetel jäävad kanakullid pesitsema vaid siis, kui metsast on valikraiega eemaldatud vähem kui 30% puudest (Penteriani & Faivre 2001). Neid näiteid ei saa muidugi otse üle kanda Eestile, kus looduslikud tingimused on teistsugused, siiski on ka meil täheldatud, et mõned paarid võivad jääda pesapaikadele truuks talviste pesalähedaste metsaraiete järel (Evestus 1997). Kanakullile näib oluline olevat eelkõige vanametsale iseloomuliku metsa struktuuri – eririndelisuse, surnud puude olemasolu jms – säilimine valikraie järel (Penteriani *et al.* 2001, Lõhmus 2005, Saga & Selås 2012), seda aga meil tavapärasel raiepraktikal ei rakendata. Alates 1995. aastast on harvendus-, sanitaar- ja valikraiete osatähtsus järjest taandunud, samal ajal kui uuendusraie osa on jäänud samaks ning viimastel aastatel isegi tõusnud (Merenäkk *et al.* 2012).

- Kuna Eestis on kaitstud kanakulliasurkonnast vaid ca 12–20% pesapaigad ning ülejäänud pesad on raieintensiivsuse suurenemise tõttu häimisohus, on **pesapaikade hävimine Eesti kanakullipopulatsiooni jaoks suure tähtsusega ohutegur.**

#### 4.2 Toidubaasi vähenemine

Piisava toidu olemasolu ja kättesaadavus on teine oluline eeldus, mis määrab liigi esinemise, arvukuse ja sigimisedukuse (Newton 1998). Eestis viitavad kanakulli toidubaasi halvenemisele muutused menüüs, vähenenud pesakonna suurus ja kanakullipoegade hulgas täheldatud kainism (vt. ptk 1.3 ja 1.4). Kuna kanakullid jahivad saaki väga erinevates elupaigatüüpides – nii loodus- kui kultuurmaastikul, tuleb erinevate biotoopide kvaliteedi muutusi vaadelda eraldi. Eesti asurkonna seisukohalt tuleb tähelepanu pöörata eeskätt muutustele metsa- ja põllumajandusmaastikus.

Nii Euroopa kui Põhja-Ameerika metsapiirkondades mõjutab intensiivne majandamine kanakulli olulisel määral. Lageraied viivad ühtlaste metsaalade fragmenteerumiseni, sellega võib väheneda saagi arvukus ja/või kättesaadavus ning suureneb avatud maastikule spetsialiseerunud konkureerivate kiskjate arvukus (Reynolds, Graham, Hildegrad 1992; Keane & Morrison 1994; Iverson *et al.* 1996). Samas võib ka metsa struktuuri ja teisi omadusi muutva valikraie mõju olla märkimisväärne: näiteks jäi Põhja-Arizonas asustamata 80% territooriumidest ning sigimisedukus langes 90% isegi siis, kui raiet toimusid väljaspool 200 ha suurust kaitsetsooni ja eemaldati 1/3 puudest (Crocker-Bedford 1990). Kokkuvõttes mõjutab vanade metsade vähenemine, killustumine ja puistute struktuurimuutused oluliselt metsakanaliste arvukust ja läbi selle ka kanakulli sigivust ning arvukust (Kontkanen *et al.* 2004). Üha suurenevad raiemahud (vt ptk 4.1) mõjutavad seega kanakulli ka toidubaasi ahendamise kaudu.

Metsakanaliste arvukust mõjutavad ka teised põhjused. Aastakümneid kestnud soode kuivendamise käigus on veerežiimi ulatuslikult muudetud vähemalt 70% Eesti turbaaladel (Paal *et al.* 1999). 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). Kuivendamine muudab ka metsade struktuuri – tihenenud puistus on raskendatud kanakulli saagijaht ning väheneb mitmete saaklindude arvukus. Alahinnata ei saa ka suurenenud röövluse mõju metsakanaliste arvukusele (vt. ptk. 1.4).

Kuigi Euroopa põllumajandusmaastikus on linnustik tervikuna järsus languses (Donald *et al.* 2000; Klvanova & Vorišek 2007), ei ole mõju selle kanakullile Euroopa tasandil täheldatud, kuid see stabiilsus tugineb suuresti Venemaa populatsiooni oletatavale kasvule (ptk 2.1). Piirkonniti võib olukord olla erinev ning kui samaaegselt langeb mitme olulise saakobjekti arvukus, järgneb sellele ka kanakulli arvukuse langus (Rutz *et al.* 2006). Eestis sajandivahetusel aset leidnud kanakulli arvukuse languse üheks põhjuseks ongi peetud kollektiivse põllumajandussüsteemi kokkuvarisemist ning sellega kaasnenud kanakulli põhiliste saakliikide (hallvares, kodutuvi) arvukuse üheaegset vähenemist (Väli 2005). Nende liikide arvukus väheneb jätkuvalt (vt ptk 1.3), nagu on languses Eesti põllumajandusmaastiku linnustik tervikuna (Kuresoo *et al.* 2011), mistõttu peavad kultuurmaastikus pesitsevad kanakullid kompenseerima need liigid järjest enam teistega. Põllumajanduse mitmekesisuse vähenemine kahandab aga alternatiivse saagi valikuvõimalusi. Hallvares, kodutuvi jt kultuurmaastiku linnud on olnud oluliseks toiduks ka loodusmaastiku kanakullidele (Lõhmus 1993), kes on ilmselt sel moel tasakaalustanud loodusmaastiku saakliikide langenud arvukust. Mõlemal juhul on alternatiivse saagi puudumisel oodata sigimisedukuse ja arvukuse langust.

- Loodusmaastiku saakloomade vähenemist põhjustava metsade pinda, vanust ja struktuuri muutva majandustegevuse suurenemise ning samaaegse kultuurmaastikuliikide tasakaalustava osa vähenemise tõttu võib **toidubaasi vähenemist pidada suure tähtsusega ohuteguriks.**

#### 4.3 Pesitsusaegne häirimine

Kanakull eelistab pesitseda inimasustusest mõõdukas kauguses (Rutz *et al.* 2006). Taoline inimpeglikkus võib vähemalt osaliselt olla tingitud pikaajalisest tagakiusamisest, mis lõppes Eestis ametlikult juba pool sajandit tagasi, kuid võib episoodiliselt kesta siiani (vt täpsemalt ptk 2.4).

Kanakull on pesitsusaegse häirimise suhtes kõige tundlikum pesitsemiseks valmistumise, munemise, haudumise ja väikeste pesapoegade ajal, mil häirimine võib kergesti põhjustada pesitsuse ebaõnnestumist (Penteriani & Faivre 2001, Kontkanen *et al.* 2004)<sup>2</sup>. Ehkki igasugune inimese viibimine pesa läheduses tundlikul perioodil võib kanakulli häirida, on peamiseks häirefaktoriks siiki pesitsusaegsed raietööd. Kontkanen *et al.* (2004) on hinnanud, et kanakulli pesitsust ohustavad eeskätt lähemal kui 300 m kaugusel pesast toimuvaid raied ja selle soovitusel mittejärgimist tuleks käsitleda liigi häirimisena. Puidu väljavedu mööda teid, mis läbivaid seda tsooni, on lühiajalise mõjuga, kuid metsamaterjali laoplatse pesale lähemale kui 300 meetrit ei ole kevadisel perioodil samuti soovituslik rajada.

---

<sup>2</sup> Ilmselt on erandiks linnas pesitsevad kanakullid (Eestis ca 1% asurkonnast, vt. ptk. 1.2).

Püsielupaikades on kanakullid häirimise eest kaitstud kehtiva kaitsekorra abil ning ka kaitsealade sihtkaitsevööndites ja reservaatides peaks kanakullide häirimatu pesitsemine olema tagatud, kuid üks kolmandik kaitsealadel asuvatest pesadest asub piiranguvööndites, kus kaitseriim ei ole kanakulli häirimise vältimiseks piisav.

Kõiki kanakullipesi, mis asuvad väljaspool kaitsealaid ja püsielupaiku, kuid asuvad riigimetsas, 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, mistõttu ei ole raierahuga kaitstud näiteks kümnendik riigimetsades pohla kasvukohatüübis asuvatest kanakullipesadest. Kahjuks ei ole raierahu kanakulli kaitseks ajaliselt piisav, kuna see ei hõlma terviklikult märtsis algavat ja augustini kestvat pesitsusaega, eriti ohtlikud on märtsis ja aprillis läbi viidavad raied.

Väljaspool kaitstavaid alasid eramaadel asuvad pesapaigad on häirimise eest kaitstud vaid looduskaitsealade isendikaitse paragrahvidega.

- Häirimise eest on piisava kaitseta väga suur hulk pesapaiku, aga selle ohuteguri mõju on asurkonnale siiski väiksema mõjuga kui eelnimetatud faktorid mistõttu võib **pesitsusaegset häirimist hinnata keskmise tähtsusega ohuteguriks.**

#### 4.4 Tahtlik tapmine ja isendite loodusest eemaldamine

Kanakull on ilmselt üks kõige enam otsese vaenamise tagajärjel kannatanud linnuliike. Inimene on teda kui oma konkurenti hävitanud aastasadu, kuid selle mõju suurust kanakulli populatsioonile ei ole tagantjärele võimalik hinnata tollaste arvukushinnangute puudumise tõttu. Enamikus Euroopa riikides lõppes kanakullide eesmärgipärase ja riiklikult heakskiidetud hävitamise ajastu 1950–1960. aastatel (Kenward 2006), kuid ka hiljem on tahtlik tapmine pidurdanud arvukuse taastumist. Näiteks Suurbritannias on püütud kanakulliasurkonda taastada alates 1960. aastatest, kuid 2011. aastaks ei olnud arvukus tõusnud üle 410 paari ning suurimaks takistuseks peetakse jätkuvat kullide tapmist, püüdmist ja mürgitamist (Kenward 2006, Baker *et al.* 2012). 1990. aastatel langes kanakulli arvukus jätkuva vaenamise tõttu ka mitmes Saksamaa piirkonnas (Rutz *et al.* 2006).

Baltimaades sai kullisõda suurima hoo 19. sajandi lõpus, mil asuti hävitama kõiki röövlindude (Randla 1976). Kanakulli kahjulikkust ja tema hävitamise vajalikkust rõhutasid ka 1934. a. jahiseadus ja veel 20. sajandi keskel soovitati meil kanakulli kui igati kahjulikku liiki igal võimalusel hävitada (Järvekülg 1953). Möödunud sajandi keskel lastigi Zooloogiamuuseumi andmetel ainuüksi metsaametkonna poolt kümne aasta jooksul üle 9000 kanakulli (Kumari 1954). Kanakullijalgade eest preemia maksmine lõpetati 1960. aastate lõpus, mil seni lausaline küttimine lubati vaid linnukasvatuste ja metsakanaliste söötmiskohtade juures, see kajastus ka statistikas: 1966. a. tapeti Eestis teadaolevatel andmetel vähemalt 3000 kanakulli, 1967. a. üle 1000 kanakulli ja 1968. a. vaid 166 kanakulli (Randla 1976). Siiski on kanakulle tapetud ja nende pesi hävitatud ka hiljem (vt. nt. Tuule *et al.* 2007) ning näiteks 1980. aastatel hävis Pärnumaal Halinga uurimisalal hinnanguliselt 25% kanakullipesadest inimese süül (Lelov 1991).

Kuigi kunagine lindpüü võeti kaitse alla 1994. a., pole kanakulli vaenamine nüüdsekski täielikult lõppenud. Mitmeid juhtumeid kanakulli tapmisest jahimeeste poolt ning hauduva emaslinnuga pesa hävitamisest on teada 1990. aastate keskelt Harjumaalt (E. Tuule suuline info), viimasest kümnendist on Saaremaalt teateid kanakulli tulistamisest ja pesapuu tahtlikust hävitamisest (Rein Nellise info). Aastatest 1985–2004 teada oleva 37 kanakulli hukkamise põhjustest 6 (16%) oli tapmine inimese poolt (Lõhmus 2004b). Ka

Soomes läbiviidud uuring näitas, et ebaõnnestunud kanakulli pesitsustest 17% oli inimesepoolne pesa ja/või vanalinnu hävitamine, seda vaatamata kanakulli kaitse alla võtmisele juba 1989.a., ehk 10 aastat enne uuringu andmete kogumist (Byholm & Nikula 2007).

Vastavalt Looduskaitseadusele on kanakulliisendite püüdmine keelatud, kuid üksikjuhtumine võib Eestis siiski esineda illegaalset munade või lindude kolleksioneerimist. Võimalused sellealaseks organiseeritud laiaulatuslikuks tegevuseks Eestis pigem puuduvad, sest avastamise tõenäosus pesitsusaegse seire käigus on kõrge ning rahvusvahelist nõudlust laialt levinud kanakulli munade järele ei ole. Kanakulli on kasutatud maailma eri piirkondades jahikullina, kuid meil selline traditsioon puudub ning põhjust selle tegevuse legaliseerimiseks Eestis ei ole (nt. Randla 1976).

- Tahtlik tapmine on varem olnud üks olulisemaid kanakulli arvukust vähendanud mõjureid. Tänapäeval on kanakull kaitse all, tahtlikku tapmist esineb vaid vähesel määral ja hajusalt ning see ei mõjuta asurkonna käekäiku oluliselt, seetõttu on tahtlik tapmine praegu **väikese tähtsusega ohutegur**.

#### 4.5 Keskkonnamürgid

Keskkonnamürgid akumulatsioonid toitumisahela tipus olevates liikides, seetõttu on ka kanakull potentsiaalselt ohustatud selle faktori poolt, iseäranis seetõttu, et tegu on pika eluaega liigiga, kes toitub tihti kultuurmaastikul. Toitumine teistest röövlindudest pikendab toitumisahelat ning suurendab keskkonnamürkide riski kanakulli jaoks (vt Lourenço *et al.* 2011).

Möödunud sajandi üks hävitavamaid keskkonnamürke, pestitsiid diklorodifenüültri-kloroetaan (DDT) ja selle metaboliidid, on mõjutanud mitmete röövlindude, sealhulgas ka kanakulli, arvukust (Kenward 2006). DDT sisaldus munades 15-20 ppm põhjustab munakoore õhenemist sel määral, et munad purunevad haudumisel. Näiteks Saksamaal leiti aastail 1967-1979 katkiseid munakurni varasemast poole rohkem, DDT sisaldus munades oli üle 20 ppm ka aastaid peale DDT keelustamist. Kanakulli arvukuse langus langes tihti kokku DDT laialdase kasutamisega, mõnel juhul toimus see eriti selgelt. Näiteks Šveitsis kadus kanakull 1967. aastaks põllumajanduspiirkondadest peaaegu täielikult, jäädes seejuures looduslikes Alpi orgudes endisele tasemele. Kanakulli arvukust mõjutavaks toksiliseks ühendiks on peetud ka benseenheksakloriidi e BHC-d, samuti dieldriini ja aldriini. Need ühendid on DDT-st toksilisemad, letaalseks peetakse kogust üle 10 ppm maksas, väiksemad kogused mõjutavad negatiivselt koorunud poegade arvu täiskurna kohta. Hollandis ja Belgias leiti seitsmekümnendatel otseseid seoseid eelnimetatud ühendite kasutamise ja kulliliste, sh kanakulli, arvukuse languse vahel. Skandinaavias oli suurimaks kullilisi ohustavaks keskkonnamürgiks metüüelavhõbe, mis akumulatsioonid eriti veeorganismides ja seetõttu mõjutas rannikualadel toituvaid tippkiskjaid, sh kanakulle (Kenward 2006). Scharenberg & Looft (2004) on leidnud, et perioodil 1988–2002 oli kanakullimunade PCB, DDT ja HCB sisaldus vähenenud vastavalt 2, 30 ja 1000 korda võrrelduna perioodiga 1971–1978. Ka tänapäeval leidub kanakullides, nagu teisteski tippkiskjates, keskkonnamürke, näiteks raskemetalle, kuid nende kontsentratsioonid ei ületa piiri, mis võiks oluliselt kahandada liigi sigimisvõimekust või arvukust ja keskkonnamürke ei seostata liigi arvukuse langustega (Kenward 2006, Martinez-Lopez *et al.* 2007). Haavatuna põgenenud või surnuna maha jäetud jahilindudesse jäänud haavlid põhjustavad neist toituvatel röövlindudel pliimürgitust (Fisher *et al.* 2006).

Praegu on paljude ohtlike pestitsiidide (DDT, aldriini, dieldriini, endriini, heptakloori, klordaani, paratiooni, karbarüüli, elavhõbeda anorgaaniliste ja alküülühendite, parakvaadi jmt.) kasutamine ja Eestisse toomine keelatud (Taimekaitseeadus). Samas on teiste sarnase mõjuga ühendite (mitmed kloororgaanilised üendid, nt. mirex või toksafeen, samuti paljud organofosfaadid ja karbamaadid) kasutamine aga lubatud (Väli & Lõhmus 2000). Alates 2013. aastast ei ole Eestis veelinnujahil lubatud enam kasutada pliihaavleid, mistõttu selle ohuteguri mõju peaks tulevikus oluliselt vähenema.

Tulevikus keskkonda sattuvate ühendite või nende laguproduktide ja koosmõjude toimet on praegu võimatu ennustada ning sellele ohutegurile tuleb edaspidigi suurt tähelepanu pöörata.

- Keskkonnamürkidel oli kanakulli sigimisedukusele ja arvukusele negatiivne mõju möödunud sajandi keskel. **Tänaseks on keskkonnamürkide mõju kahanenud väikese olulisusega ohuteguriks.**

#### 4.6 Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega

Nii Eestis kui Fennoskandias on hukkimine erinevate inimtekkeliste objektidega kokkupõrgete tulemusena üks olulisemaid registreeritud kanakulli surma põhjuseid (vt ptk 1.6). Samas tuleb silmas pidada, et sel moel hukkunud linnud on kõige lihtsamini leitavad – teedel ja asulates nähakse surnud linde lihtsamini kui metsades, samuti on kokkupõrke hukkimise põhjusena määratlemine lihtsam kui näiteks haiguste, nälgimise jms tuvastamine. Samas võivad surma tegelikud põhjused olla varjatud või kattuvad, kuna näiteks kurnatud, haige või mürgistusega lind võib suurema tõenäosusega hukkuda kokkupõrkel auto, hoone või elektriliinidega. Seetõttu võib kokkupõrgete osatähtsus isendite hukkimise põhjustajana olla ülehinnatud, kuid teguri mõju ei ole siiski täpselt teada. Tõenäoliselt mõjutab see ohutegur kanakulli siiski rohkem kui enamikku teistest röövlindudest, sest kanakull tuleb küllalt sageli saagijahile inimasustuse lähedusse, kus leidub tema eelistatud saaklinde (kodutuvi, hallvares), ning seeläbi suureneb oluliselt võimalus akendes lendamiseks. Klaaspindadega kokkupõrgetes hukkunud linde leitakse sagedamini hilissuvel, mil iseseisvuvad noorlinnud, ning sügisesel ja kevadisel rändajal, samuti on täheldatud kanakullide hukkimist talvisel ajal väikelindude toitmiskohtade lähedastes akendes (Klem 1981).

- Kanakullide hukkimist elektriliinides, akendes ja teedel ei ole Eestis spetsiaalselt piisavalt uuritud, mistõttu **selle ohuteguri suurus on teadmata.**

#### 4.7 Ohutegurite kokkuvõte

Eesti kanakulliasurkonnale kriitilise tähtsusega ohutegureid tänapäeval õnneks ei ole. Suureks ohuteguriks on pesapaikade hävimine, kuna metsade majandamisel on ette näha raiete jätkumist ning isegi raiemahtude kasvu kanakullile sobivates pesametsades, mis toob kaasa metsade jätkuva fragmenteerumise, vanade metsafragmentide pindala vähenemise ning noorte metsade osa suurenemise. Need suundumused toovad kaasa ka loodusmaastiku saakliikide arvukuse ja tabatavuse languse; et ühtlasi on vähenemas ka põhiliste kultuurmaastiku saakobjektide arvukus, tuleb toidubaasi vähenemist samuti pidada suure tähtsusega ohuteguriks. Pesitsusaegne häirimine on asurkonnale väiksema mõjuga ning seda võib lugeda keskmise tähtsusega ohuteguriks. Keskkonnamürkide mõju on tänaseks kahanenud väikese tähtsusega mõjuriks, väike roll on ka pigem üksikisendeid mõjutavatel lindude tahtlikul tapmisel. Liikluses ning kokkupõrgetes ehitiste ja elektriliinidega hukkimise tähtsus on teadmata.



## **5. Kaitse eesmärgid**

### **5.1 Kaitse lähiaja ja pikaajalised eesmärgid**

Kanakulli kaitse lähiaja eesmärgiks on asurkonna arvukuse tõus – arvukus peaks viie aasta pärast olema kõrgem kui praegu (hinnanguliselt 300–500 paari).

Pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on populatsiooni soodsa seisundi saavutamine suuruses 700–1000 paari (arvukuse järsu languse eelne hinnang).

### **5.2. Kaitsemeetmed**

Kaitse eesmärkide saavutamine on võimalik läbi järgmiste meetmete: 1. liigi kaitse alade kaitse kaudu; 2. liigi kaitse üldiste strateegiatega kaudu; 3. isendi kaitse; 4. liigi kaitsmine katusliikide kaitse kaudu; 5. muud kaitsemeetmed.

#### **5.2.1 Liigi kaitse alade kaitse kaudu**

Alade kaitse kaudu säilitatakse liigi teadaolevaid esinemispaiku. See on üks olulisemaid kaitsemeetmeid, mis on vajalik elupaikade kvaliteedi säilitamiseks ja häirimisest põhjustatud pesa hülgamise vältimiseks. Lisaks kaitse jätkamisele olemasolevatel kaitsealadel ja püsielupaikades on selle meetme rakendamiseks planeeritud mitmeid konkreetseid tegevusi (vt ptk 7), nagu keskkonnaregistri andmete kontroll ja täiendamine, uute püsielupaikade moodustamine ning uuringuid elupaigakasutusest ning pesapaikade vabatahtliku kaitse võimalustest, mis peaksid muutma elupaikade kaitset efektiivsemaks.

#### **5.2.2 Liigi kaitse üldiste strateegiatega kaudu**

Üldiste tegevuskavade ja planeeringute koostamisel ja rakendamisel on vajalik arvesse võtta ka kanakulli kaitseks vajalikke meetmeid (vt ptk 5.3 ja 6). Kanakullile olulisemateks üldisteks strateegilisteks tegevusteks on raierahu tingimuste muutmine vastavaks kanakulli vajadustele, säilikuude jätmise raiel, metsa struktuuri ja elupaikade säilitamine ning väljaspool Natura alasid asuvates püsielupaikades maaomanikele saamata jäänud tulu kompenseerimine. Neid meetmeid kirjeldatakse alljärgnevalt lähemalt.

#### **Raierahu pikkuse seos kanakulli kaitse vajadustega**

Väljaspool kaitsealade reservaatide ja sihtkaitsevööndeid riigimetsas asuvatel pesapaikadel aitab pesitsusaegset häirimist vältida 15. aprillist 15. juunini kestev raierahu. Selline kaitse ei ole aga piisav, kuna see ei hõlma terviklikult kanakulli pesitsusaega. On tehtud ettepanek viia riigimetsas kehtiv raierahu vastavusse kanakulli pesitsusbioloogiast tulenevate ajaliste piirangutega (ühtlasi tagataks sellega paljude teiste liikide efektiivne kaitse; Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999). Kanakull on kõige tundlikum pesitsuseelsel ajal ning pesitsuse algusajal, seetõttu on kõige olulisem raierahu alguse ettepoole toomine. Juba raierahu alguse nihutamine 1. aprillile kataks kanakulli munemisaja ning oleks optimaalne paljudele linnuliikidele (Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999). Raiete lõpetamine 15. märtsil vähendaks oluliselt häirimist tundlikul pesaehituse perioodil, kõigi riigimetsas pesitsevate kanakullide häirimatu pesitsuse alustamise tagaks raierahu algus 1. märtsil. Kanakullipojad lennuvõimestuvad juuli alguses ning püsivad pesa lähedal ka augustis.

Seega tuleks raierahu võimalusel pikendada 15. juulini (mis oleks efektiivseim tähtsuse kogu linnustiku kahjude vähendamiseks; Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999), ideaalne oleks pikendamine 15. augustini.

### **Metsa struktuuri ja elupaikade säilitamine**

Kanakulli pesapaiga- ning jahiala kvaliteedi säilitamist või võimalikult kiiret taastumist silmas pidades on lageraietele igal juhul eelistatud teised raieviisid (nt. aegjärgne raie, harvendusraie, sanitaarraie, valikraie), mille käigus jäetakse puistus kasvama kanakullile pesa rajamiseks sobivaid vanemaid ja suuremaid puid, ühtlasi säilitatakse metsa erivanuselise struktuuri, pakkudes rohkem elupaiku ka kanakulli saakobjektidele. Lisaks mõjub vanemate puude valikuline kasvamine jätmise positiivselt ka metsa seemnematerjali genofondile, mis tagab pikas perspektiivis metsa tervise ja seega kogu sealse elustiku säilimise (Maaten & Kurm 2010). Vajalik on leida 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.

### **Säilikpuude jätmine**

Metsa majandamisel lageraiega jäetud säilikpuudest (elustiku mitmekesisuse tagamiseks raiel säilitatud puudest) kujunevad kanakullile sobivad pesapuud ka suhteliselt noores puistus, seeläbi on võimalik pikas perspektiivis kiirendada pesapaikade taastumist. Lisaks täidavad säilikpuud mitmeid bioloogilise mitmekesisusega seotud funktsioone, mis võimaldavad metsal raiejärgselt taastuda palju kiiremini ja liigirikkamana kui lageraie puhul, sel moel suureneb ja mitmekesistub potentsiaalselt ka kanakulli toidubaas. Kolmandaks kujutavad säilikpuud endast kanakullile sobivaid varitsuskohti. Säilikpuude jätmise soovituslik kogus on vähemalt 15% raie-eelsest puidutagavarast, kuid metsa majandamise eeskirja kohaselt tuleb praegu kasvavaid säilikpuid või nende säilinud püstiseisvaid osi lageraielangil säilitada tüvepuudu kogumahuga vähemalt viis tihumeetrit ühe hektari kohta, üle viie hektari suurusel lageraielangil vähemalt kümme tihumeetrit ühe hektari kohta. Ministri määrus täpsustab, et säilikpuud valitakse erinevate puuliikide esimese rinde suurima diameetriga puude hulgast, eelistades kõvalehtpuid, mände ja haabasid, samuti eritunnustega, nagu näiteks tuuleluudade või suurte okstega puid. Säärased puud sobivad väga hästi ka kanakullile pesapuuks. Kanakullile sobib paremini säilikpuude jätmise gruppidega, sest sel moel säilib tulevase pesapuud ümber poolavatud struktuur, üksiku puu ümber võib noor puistu olla liiga tihe. Säilikpuude jätmisel on võtmetegur õigete puude valimine, mille puhul tuleks senisest hoolsamalt lähtuda puuliigist, varem kujunenud ja suuruselt tulenevast tuulekindlusest ning paiknemisest varjupakkuva metsa ja üksteise suhtes (Rosenvald & Lõhmus 2008). Kanakulli jaoks potentsiaalsete pesapuude säilitamisel peab silmas pidama, et puu võetakse pesapuuna kasutusele alles ca 30 aastat pärast raiet, sest vähemalt nii palju läheb aega ülejäänud metsa arenemiseks kanakullile sobivaks (Lõhmus 2006). Selle aja jooksul hukkub säilikpuudest erinevatel põhjustel vähemalt 2/3 (Lõhmus 2006; Rosenvald *et al.* 2008).

### **Püsielupaikades maaomanikule saamata jäänud tulu kompenseerimine**

Praegu kompenseeritakse maaomanikele saamata jäänud tulu Natura 2000 võrgustikku kuuluvatel kaitsealadel ja looduslike piiridega teiste liikide püsielupaikades nn Natura metsatoetusega. Kompensatsiooniprintsiipi rakendamist tuleks kaaluda ka väljaspool Natura alasid asuvates kanakulli püsielupaikades, see vähendaks oluliselt vastuolusid maaomanike ja riigi vahel ning võimaldaks vähendada pesapaikade hävinemise ja pesitsusaegse häirimise ulatust ning vältida potentsiaalset vaenamist. Hetkel kehtivate

püsielupaikade sihtkaitsevööndid jäävad eramaadele 109 ha ning piiranguvööndid 9 ha ulatuses, praegu projekteeritavate aladega lisanduks vastavalt 188,9 ja 238,4 ha. Väljaspool Natura 2000 võrgustikku paiknevate rangelt kaitstavate erametsade toetamine on vajalik ka lähtuvalt paljude teiste liikide kaitse korraldamisest ja seda näeb muu hulgas ette ka looduskaitse arengukava aastani 2020.

### **5.2.3 Isendi kaitse**

Vastavalt Looduskaitseseadusele on iga kanakulliisendi püüdmine ja tahtlik häirimine paljunemise, poegade kasvatamise, talvitumise ning rände ajal keelatud. Samal ajal ei ole erinevate hukkamispõhjuste osa kuigi hästi teada, sest põhineb väga vähesel materjalil. Et analüüsida erinevate ohutegurite otsest mõju (näiteks ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega kokkupõrgete olulisust), on vajalik kõigi hukkunud lindude kohta käiva info koondamine ühtsesse andmebaasi. Isendite hukkamise vähendamiseks tuleks propageerida ka üldisi võimalusi, nagu näiteks lindudega kokkupõrkeid vähendavate uudsete materjalide kasutuselevõttu elamuehituses ja õhu-elektriliinide asendamist maa-aluste kaablitega.

### **5.2.4 Liigi kaitsmine katusliikide kaitse kaudu**

Kanakulli kaitset on võimalik ühendada mitmete teiste metsaliikide kaitsega, millest olulisemad on metsakanalised, kotkad ja must-toonekurg.

#### **Kanakulli kaitse metsakanaliste kaitse kaudu**

Kanakulli pesapaigad kattuvad suures osas metsakanaliste (eeskätt metsise ja laanepüü) elupaikadega (Viht & Randla 2002, Väli 2005). Metsise kaitseks on soovitatud vältida igasugust majandustegevust mängupaikades ja see on realiseerunud läbi püsielupaikade ja erinevate kaitsealade kaitserižiimi (Viht & Randla 2002). Laanepüü elupaikade kaitseks on soovitatud hoiduda intensiivsest metsamajandusest, eelistades väikesemahulisi häilraieid ja harvendusraieid lageraietele; samuti on laanepüü jaoks oluline vanametsade säilimine (Väli 2005). Nende nõuete täitmine aitab kaasa ka kanakulli elupaikade säilimisele.

Metsakanalised moodustavad ka olulise osa kanakulli saagist, varem on nende proportsioon olnud veelgi suurem (vt. ptk. 1.3). Et saagi olemasolu ja kättesaadavus on üks olulisemaid kanakulli pesitsemist piiravaid tegureid, aitab metsakanaliste kaitse kanakulli toidubaasi rikastada ning seeläbi tema sigivust ja arvukust tõsta (Kontkanen *et al.* 2004). Kindlasti on oluline vältida metssea lisatoitmist teadaolevate kanakulli pesapaikade läheduses.

#### **Kanakulli kaitse kotkaste ja must-toonekure kaitse kaudu**

Kotkaste ja must-toonekure ökoloogilised nõudmised pesapaikadele ja seega nende liikide kaitse meetmed (nt. Väli & Lõhmus 2000, Väli 2003, Kotkaklubi 2009) on suures osas kattuvad kanakulli soodsa seisundi saavutamiseks tarvilike meetmetega (pesapaikade range kaitse, säilikpuude jätmine, pesitsusaegse häirimise vältimine, säästev metsandus), samas ei ole need liigid (v.a. osaliselt kaljukotkas) üksteisele toidukonkurendid. Olulise tähtsusega on ka selliste kotkaste ja must-toonekure pesapaikade kaitse, mis ei ole nende liikide poolt asustatud, sest eeskätt neid pesapaiku asustavad ka teised liigid (sh. kanakull).

### **5.3 Kanakulli pesapaiga pindalalise kaardistamise ning püsielupaiga moodustamise valiku ja piiritlemise põhimõtted**

Seni on kanakullipesad registrisse kantud reeglina punktobjektidena. Alles viimase aasta jooksul on pesapaiku hakatud registreerima ka tervet pesitsuspuistut hõlmavate pindalaliste objektidena (ptk 3.3), mis on kahtlemata ökoloogiliselt sobivam lahendus, sest pesapaiga valikul on oluline puistu, mitte ainult pesapuu omadused ning pesapaigal (elupaigalaigus) leidub sageli mitmeid pesi, lisaks on piiritletud elupaigalaigus võimalik vältida häirimist (vt. Looduskaitseaduse §55 lg 6).

Edaspidi tuleks kanakulli pesapaik selle avastamisel keskkonnaregistrisse kandmiseks alati esitada kui pindalaline objekt, mis piiritletakse elupaigapõhiselt: elupaigalaik peaks hõlmama vähemalt 5 ha 60-aastast või vanemat metsa; kui sellise metsa pindala on suurem, kaasatakse see vähemalt 300 m ulatuses järgides metsaeraldisi või looduslikke piire; kui väiksem, siis kaasatakse see tervikuna olemasolevas ulatuses. Pindalalise objekti alamkirjena esitatakse pesa(de) koordinaadid.

Kanakullide pesapaikade kaitse planeerimisel on vajalik kaitsta liiki kogu Eesti levila ulatuses, ehk tuleb silmas pidada, et kaitse alla võetavad alad oleks jaotunud üle Eesti. Kaitsekorraldusperioodil on vajalik tagada vähemalt 100 asustatud pesapaiga kaitse. Ennekõike on vajalik korrastada juba kaitstavatel aladel asuvate kanakullide kaitsekord liigile sobivaks, vajadusel aga tuleb püsielupaikadena kaitse alla võtta uusi esinduslikke pesapaiku. Pesapaiga esinduslikkuse hindamisel lähtutakse selle sobivusest ja jätkusuutlikkusest. Pesapaiga esinduslikkuse määratlemisel tuleb kaasata kanakulli elupaiganõudlust hästi tundev ekspert.

Kõikides püsielupaikades kehtib kanakulli kaitseks sätestatud kaitsekord (Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri).

Püsielupaik koosneb sihtkaitsevööndist ning vajadusel ka piiranguvööndist. Sihtkaitsevööndi eesmärk on tagada sobiva pesametsa säilimine ning häirimise vältimine pesa ümbruses ning see piiritletakse reeglina vastavalt eeltoodud pindalalise elupaigalaigu kaardistamise põhimõtetele. Kui sihtkaitsevöönd ei suuda piisavalt tagada pesitsusaegse häirimise vältimist (puudub ajaline liikumiskiirang), tuleb sobiva pesitsuspuistuga piirnev noorem mets kaasata püsielupaika piiranguvööndina ca 300 m ulatuses järgides metsaeraldisi või looduslikke piire. Piiranguvööndi määratlemisel tuleb arvesse võtta ka tema võimalikku funktsiooni pesitsuspuistu kaitsel tormikahjustuste eest, iseäranis tuleb vältida pesapuistu potentsiaalset avamist läänetuultele.

Püsielupaikade kaitse all hoidmise põhimõtted on esitatud tabelis 7, need põhimõtted on vajalikud liigi arvukuse languse peatamiseks ja käesolevas tegevuskavas seatud kaitse-eesmärkide täitmiseks. Elupaiga hea seisundi all mõeldakse olukorda, kus pesapuistu on säilinud ja seal toimivad looduslikud protsessid. Arvestades liigi arvukuse langust ja suurt pesapaigatruudust, kaitse-eesmärke ning pesitsuspuistute teisi looduskaitselisi väärtusi, tuleb püsielupaika kaitse all hoida hetkeni, kuni säilib liigile pesitsemiseks sobilik elupaik (puistu). Väljaspool püsielupaiku olevad pesad arhiveeritakse keskkonnaregistris vaid siis, kui pesad ei ole puudel enam säilinud, pesitsusterritorium on kindlasti asustamata ja selle taasasustamise tõenäosus ei ole suur. Nii püsielupaikade kui väljaspool püsielupaiku asuvate pesade keskkonnaregistris arhiveerimine toimub ainult kanakulli elupaiganõudlust hästi tundva eksperdi hinnangu alusel.

**Tabel 7.** Kanakulli püsielupaikade kaitsmise põhimõtted.

Püsielupaiga staatus	Elupaiga seisund	Kaitse jätkumise vajalikkus
Asustatud	Heas seisundis	Jah
Asustamata	Heas seisundis	Jah
Asustatud	Halvas seisundis või hävinenud	Juhtumipõhiselt eksperthinnangu alusel
Asustamata	Halvas seisundis või hävinenud	Juhtumipõhiselt eksperthinnangu alusel

Kanakulli püsielupaiga määrus reguleerib kaitsekorda püsielupaikades, aga sarnast režiimi tuleb arvestada ka kaitsealadel asuvate kanakulli pesapaikade tsoneerimisel.

Lisaks tuleks arvestada seda, et tormimurdude koristamist püsielupaiga sihtkaitsevööndis saab kaaluda ainult ulatusliku tormiheite korral, kuid seda saab lubada ainult liigi elupaigaeelistusi tundva spetsialisti eksperthinnangu alusel. Üksikuid tuuleheite puid ei tohi kindlasti koristada, sest need on kanakullile vajalikud saagilahkamispaigana ning nende säilitamine tagab kanakulli elupaikades suurema elustiku mitmekesisuse ja seeläbi saagirohkuse.

## 6. Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused

Looduskaitseeaduse § 3 lg 2 mõistes on liik soodsas 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 kanakulliasurkonda võib selles mõistes pidada ebasoodsas seisundis olevaks, sest ehkki kanakulli arvukus on viimaste aastate jooksul stabiliseerunud, on tegemist vähearvuka liigiga, kelle arvukus hiljuti väga kiiresti langes. Praegune arvukushinnang 300–500 paari on sama suur kui vahetult pärast vaenamise lõppu ning keskkonnamürkide mõju ajal. Lõhmuse (2001a) hinnangul peaks meil elujõulise populatsiooni säilimiseks kaitstavatel aladel pesitsema vähemalt 100 paari kanakulle (2001a), kuid see kriteerium ei ole täidetud – piisav kaitse on organiseeritud vaid ca 60 pesapaigale (aga näiteks 62% püsielupaikadest ei olegi hetkel kanakulli poolt asustatud). Et tagada kanakulli säilimine koosluse elujõulise koostisosana ka kaugemas tulevikus, tuleks jätkata pesapaikade kaitse alla võtmist püsielupaikadena või kaitsealade koosseisus, vastavalt nende esinduslikkusele. Nagu märgitud ka eespool, tuleks lähiaastatel saavutada vähemalt 100 asustatud pesapaiga kaitse, kui see ei võimalda täita lähiaja kaitse-eesmärki – asurkonna taastumisele algust – tuleks kaaluda kaitstavate pesapaikade arvu suurendamist. Kindlasti tuleks silmas pidada, et kanakulli püsielupaigad oleksid jaotunud üle Eesti.

Et luua eeldus liigi arvukuse kasvuks, on vajalik jätkuvalt kaitsta ja säilitada ka neid põliseid pesapaiku, kus kanakull on pesitsenud, kuid mis on jäänud viimastel aastatel asustamata, ehkki pesitsustingimused on säilinud sobivana. Sellel on kaks põhjust. Esiteks teeb see võimalikuks naasta sobivasse pesitsuspuistusse neil isendeil, kes pesitsevad läheduses varupesades; sageli on sellised varupesad teadmata ja/või kaitseta. Teiseks võimaldab vakantseid, kuid kanakullile sobivaid pesapaiku (mida näitab pesa olemasolu või sobivate pesitsustingimuste säilimine) taasasustada arvukuse kasvades lisanduvatel isenditel, sest soodsa seisundi ja pika-ajaliste kaitse-eesmärkide saavutamiseks peaks arvukus taastuma languse-eelsele tasemele.

Kaitstavatel aladel tuleks järgida püsielupaikades rakendatavaid kaitsemeetmeid (Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri). Väljaspool Natura alasid asuvates püsielupaikades tuleks kaaluda maaomanikele saamata jäänud tulude kompenseerimist, sest see vähendaks oluliselt vastuolusid maaomanike ja riigi vahel ning tõstaks kanakulli kaitse efektiivsust. Väljaspool kaitsealasid ja püsielupaiku eramaadel asuvatel pesapaikadel tuleb soovitada maaomanikel rakendada Kontkanen *et al.* (2004) pakutud meetmeid: lageraie vältimine 50 m raadiuses ja harvendusraie vältimine 25 m raadiuses pesapuust. Pesapaikade vabatahtlik kaitse on osutunud efektiivseks meetmeks Soomes (Santangeli *et al.* 2012), kuid Eestis on vajalik selle võimalusi veel selgitada (vt ptk 7). Kuna tegemist on äärmuslike miinimummeetmetega, mis ei pruugi tagada kanakulli säilimist, siis tuleks riigimetsas tagada võimalikult paljude teadaolevate pesade kaitse vastavalt pesapaiga eripärale moodustatud püsielupaigana (vt ptk 5.3) või kaitsealade koosseisus.

## **7. Liigi soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava**

Käesolevas peatükis esitatakse liigi kaitseks vajalikud tegevused, mille eelisjärjestamisel kasutatakse järgmist klassifikatsiooni:

I prioriteet – hädavajalik tegevus, milleta kaitse-eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, see on väärtuste säilimisele ja toimiva(te) ohuteguri(te) 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.

### **7.1 Keskkonnaregistri andmete kontroll ja täiendamine**

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Keskkonnaregistri andmed kanakulli leiukohtade kohta on täpsed ja ajakohased, see võimaldab vältida pesapaikade hävinemist ning pesitsusaegset häirimist.

Tegevuse lühikirjeldus: Keskkonnaregistris leidub pesi, mis on nüüdseks hävinud, samuti sisaldab register vähesel määral vaatlusi, mis ei ole seotud pesitsusega. Mõlemat tüüpi kirjed tuleks registrist eemaldada pärast hoolikat andmete ning pesitsustingimuste olemasolu kontrollimist seire käigus (vt ptk. 6). Säilivate kirjete puhul tuleks need vastavusse viia uute keskkonnaregistrisse kandmise põhimõtetega – pesapaik kanda registrisse pindalalise objektina, mille alamkirjena esitatakse pesa asukoht (vt lähemalt ptk 5.3). Pärast registri andmete korrastamist kava jõustumisele järgneva kahe aasta jooksul täiendatakse ja parendatakse registrit edaspidi jooksvalt.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, põhiline täiendamine kahe esimese aasta jooksul peale kava jõustumist, edaspidi jooksev täiendamine.

Eeldatav maht: ekspertide kameraaltöid esimesel kahel aastal 10 päeva aastas (välitööde maht sisaldub seiretöodes ja inventuuride eelarves).

Eeldatav maksumus: esimesel kahel aastal  $10 \times 50 = 500$  eurot, hiljem korrastatakse registrit jooksvalt inventuuride põhjal.

## **7.2 Uute pesitsusterritoriumite kaardistamine**

Prioriteetsus: II.

Eesmärk: Tagada lähiaastatel piisav kaitse vähemalt 100 kanakullipaari asustatud pesapaigal. Seeläbi vähendatakse pesapaikade hävinemise ning pesitsusaegse häirimise ohutegurite mõju asurkonnas.

Lühikirjeldus: Praegu on Eestis kaitstud ca 60 paari teadaolevad asustatud pesapaigad. Saavutamaks piisav kaitse minimaalsele hulgale pesitsevatele paaridele, mis võimaldaks säilida elujõulisel asurkonnal, on vajalik lähemal ajal täiendavalt kaitse alla võtta veel vähemalt 40 kanakulli poolt asustatud pesapaika, kuid see arv on ilmselt kõrgem, sest kõik kaitstavad pesapaigad ei ole asustatud. Püsielupaikade võrgustik peaks hõlmama Eestit võimalikult ühtlaselt. 26.09.2014 seisuga on projekteeritavas staatuses 56 kanakulli püsielupaika, koos nendega oleks kaitstud ca 116 pesapaika, mistõttu jätkatakse uute pesapaikade otsimist. Käesoleva kava koostamise käigus analüüsiti teadaolevaid asustatud kanakulli pesapaiku ning töötati välja liigi elupaigamudel, mis ennustas valitud maastikutunnuste järgi kanakulli esinemise tõenäosust metsamaastikus. Mudeli ennustatud suure tõenäosusega esinemispaikade kontrollimine on kõige efektiivsem moodus teadmata pesapaikade leidmiseks. Lisaks tuleks otsida võimalikke uusi pesi neil pesapaikadel, kust viimastelt aastatelt pole pesitsemist teada. Kanakulli kui II kategooria kaitsealuse liigi leitud pesa ümber ei teki automaatset kaitsetsooni (ringikujulist püsielupaika), nagu I kaitsekategooria liikide puhul. Seetõttu on vajalik jooksvalt edastada Keskkonnaametile uute teadaolevate pesapaikade asukohad ning teha ettepanekud püsielupaikade moodustamiseks vastavalt peatükis 5.3 kirjeldatud põhimõtetele.

Tegevuse iseloom: iga-aastane.

Eeldatav maht: Välitöid 20 päeva aastas, kameraaltöid 10 päeva aastas.

Eeldatav maksumus: välitööd  $20 \times 100 = 2000$  eurot, kameraaltööd  $10 \times 50 = 500$  eurot.. Kokku 2500 eurot aastas.

## **7.3 Riiklik seire**

Prioriteetsus: II.

Eesmärk: Omatakse ülevaadet asurkonna ja kaitstavate pesapaikade seisundist, mis on vältimatuks eelduseks iga ohutegurite mõju hindamiseks ning kiire ja efektiivse kaitse tagamiseks.

Tegevuse lühikirjeldus: Asustustihedusest kogutakse andmeid riikliku keskkonnaseire allprogrammi projekti "Röövlindude seire püsieladel" raames (Nellis 2011b) ning nende põhjal antakse asurkonna arvukushinnang. Seirealade kogupindala on langemas kanakulli arvukuse määramiseks kriitilise piirini, seetõttu tuleks lähiaastatel suurendada seirealade arvu. Sama projekti käigus kogutakse ka sigimisedukuse andmeid, kuid iga-aastane valim on liiga väike, mistõttu tuleb pesi kontrollida ka väljaspool püsiseirealaseid (kokku vähemalt 50 asustatud pesa aastas üle Eesti; kuna aga osa teadaolevaid pesi jääb asustamata, on vajalik suurem valim – vähemalt 75 pesa). Pesi kontrollitakse juuni esimesel poolel, selle käigus määratakse pesa asustus, pesitsemise kulg, edukates pesades loendatakse pojad, kellel rõngastamisel mõõdetakse tiivapikkus ja kaal, pesadest kogutakse vanalindude suled isendite määramiseks ja eristamiseks ning materjal toitumisanalüüsiks. Kolmeaastase rotatsiooniga vaadatakse üle kõik püsielupaikades ja kaitsealadel asuvad pesad, et hinnata nende kaitsekorra järgimist, aga võrdlev valim tuleb

igal aastal koguda ka kaitseta kanakullipesadest, et saada objektiivsed üle Eesti ekstrapoleeritavad andmed.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, tähtajatu tegevus.

Eeldatav maht: projekti "Röövlindude seire püsialadel" mahtu siin ei kajastata. Pesade kontroll väljaspool püsialasid: 20 välitööpäeva, toitumisanalüüsid ja andmeanalüüs 10 kameraalpäeva aastas.

Eeldatav maksumus: nii röövlinnu-seirealadel kui väljaspool neid läbiviidavat tegevust rahastatakse riikliku seire vahenditest ja käesolevas kavas selle maksumust ei kajastata.

#### **7.4 Uuringud elupaigakasutuse selgitamiseks**

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Saadakse andmed kanakulli tegelikult aastaringsest elupaigakasutusest, mis võimaldavad elupaikade kaitse tõhusamat korraldust ning kõigi ohtegurite mõju vähendamist.

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakulli elupaika on uuritud põhjalikult mujal (näiteks Fennoskandias, Kesk- ja Lõuna-Euroopas, Põhja-Ameerikas), kuid sealsed looduslikud tingimused erinevad oluliselt Eesti kanakullide elupaikadest. Efektive kaitsemeetmete väljatöötamiseks on vajalik ka Eestis koguda kaasaegsete meetoditega usaldusväärsed andmed kanakulli elupaigavalikust. Tegevus sisaldab kolme tüüpi uuringuid (kolme alategevust): 1) reaalse elupaigakasutuse selgitamine telemeetria abil; 2) pesapuistute kirjeldamine välitöödel; 3) elupaigavaliku dünaamika analüüs (arvukuselanguse-eelsete ja -järgsete pesapaikade võrdlus).

1) Kanakull ei kasuta oma kodupiirkonna maastikku ühtlaselt, vaid valib teatud biotoope. Eestis on kanakulli reaalset elupaigakasutusest vähe andmeid ning need põhinevad juhuvaatlustele, kuid selle varjatud eluviisiga liigi puhul ei anna visuaalsed vaatlused käitumisest adekvaatset pilti (Kenward 2006). Tänapäeval on sobivaimaks uurimismeetodiks linnu täpseid asukohti registreerivate GSM-põhiste GPS-saatjate kasutamine. Saatjaid paigaldatakse erinevates looduslikes biotoopides ja linnades pesitsevatele noor- kui vanalindudele. Kokku soetatakse 10 saatjat, eeldatav valimi maht on 25–30 lindu (võimalusel kasutatakse saatjad korduvalt). Uuringu tulemused võimaldavad ühest küljest edaspidi fokuseerida kanakulli kaitset eeskätt kasutatavatele elupaikadele. Teisalt tuleb analüüsida, miks mingeid elupaiku ei kasutata – tegemist võib olla potentsiaalselt oluliste ning tõhusamat kaitset vajavate elupaikadega (nt kõrge saagi arvukuse kuid piiratud tabatavusega elupaigad). Lisaks elupaigakasutusele on GPS-saatjate abil võimalik uurida ka toitumist (sh väheuuritud talvist toitumist), ellujäämist ning hukkumise põhjuseid jms.

2) Kanakulli elupaigavalikut pesapaiga tasemel on uuritud metsakorralduse andmete põhjal (sh käesoleva kava jaoks koostatud elupaigamudeli väljatöötamisel). Ehkki üksnes GIS-põhised meetodid aitavad hästi ennustada liigi levikut, ei pruugi nad anda adekvaatset pilti tegelikest valikukriteeriumidest (vt. ptk. 1.2.2) – lihtsaima näitena saab tuua pesitsemise noores puistus kasvaval üksikul vanal säilikpuul. Väike-konnakotka elupaigauuringus ongi selgunud, et metsakorralduse andmed ning tegelikud elupaigakriteeriumid ei pruugi kattuda (Väli & Abel, koostamisel). Seetõttu kirjeldatakse kanakulli elupaiganõudluse selgitamiseks pesapaiku ka välitöödel.

3) Aladel, mis olid hästi uuritud 1990. aastatel (nt Loode-Tartumaa, Otepää ümbrus) selgitatakse kanakulli tänapäevane levik. Võrreldakse elupaigavalikut 1990. aastatel ja tänapäeval nii pesapaiga kui kodupiirkonna tasemel ning selgitatakse, milliste elupaigaomadustega pesitsusterritooriumid on säilinud.

Tegevuse iseloom: tähtajaline: 1. alategevuse elluviimist alustatakse teisel aastal peale kava jõustumist ja jälgitakse linde vähemalt nelja aasta jooksul; 2. alategevus viiakse ellu teisel aastal peale kava jõustumist; 3. alategevus kolmandal aastal peale kava jõustumist.



Eeldatav maht: 1) kokku soetatakse 10 saatjat, mida kasutatakse 5 aasta jooksul 20–30 linnul. Ettevalmistavateks töödeks esimesel aastal 10 kameraaltööpäeva, lindude püüdmiseks ja märgistamiseks kahel esimesel aastal 30 välitööpäeva, hiljem 15 tööpäeva aastas, andmete koondamiseks ja analüüsiks 30 kameraaltööpäeva. 2) Elupaigakirjeldus koostatakse ca 75 pesa juures (iga pesa erinevalt pesitsusterritooriumilt) ja samas arvus juhupunktides, kokku 50 välitööpäeva, andmeanalüüs 20 kameraaltööpäeva. 3) kameraaltööd 30 päeva, lisavälitööd 10 päeva.

Eeldatav maksumus: 1. *alategevus*: saatjate maksumus  $10 \times 1400$  eurot 14 000 eurot, teised välitöövahendid (esimesel aastal kaks loorvõrku, kaks komplekti võrguvaiu = 1000 eurot, kolmandal aastal kaks võrku = 300 eurot) kokku 1300 eurot, andmete ostmise maksumus  $10 \times 400 = 4000$  eurot aastas, teisel aastal peale kava jõustumist 10 ettevalmistavat kameraaltööpäeva  $10 \times 50 = 500$  eurot, viiendal aastal andmeanalüüsiks 30 kameraaltööpäeva  $\times 50 = 1500$  eurot; välitööpäevi aastas  $30 \times 100 = 3000$  eurot. 2. *alategevus*: välitööd  $50 \times 100 = 5000$  eurot, kameraaltööd  $20 \times 50 = 1000$  eurot, kokku 6000 eurot. 3. *alategevus* kameraaltööd  $30 \times 50 = 1500$  eurot ja välitööd  $10 \times 100 = 1000$  eurot, kokku 2500 eurot

## **7.5 Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine**

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Selgitatakse peamised Eesti kanakullide surma põhjused, see võimaldab selgitada erinevate ohutegurite mõju ulatust ning muutusi (nt kokkupõrked, keskkonnamürgid, vaenamine) ning kasutusele võtta hukustumist vähendavad meetmed.

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakullide hukkumise põhjuseid on seni Eestis vähe uuritud, andmed on vähesed ja juhuslikud (Lõhmus 2004b), samas on suurem üks olulisemaid populatsiooni arvukust otseselt mõjutavaid parameetreid. Inimtekkeliste objektide (eeskätt hooned) mõju ohutegurina on teadmata. Ka teiste kaitsealuste loomaliikide osas on teadmised ellujäämusest lünklikud. Vastavalt Looduskaitseadusele peab info surnult leitud I ja II kategooria kaitsealustest liikidest jõudma Keskkonnaametisse, kuid praegu puudub töötav andmebaas sellise info koondamiseks. Sobivaid andmebaasivorme on välja töötatud (nt Nigula metsloomade turvakodus), see tuleks (vajadusel kohendades) kasutusele võtta ka Keskkonnaametile saanud hukkunud ja vigastatud kanakullidest (ja teistest loomadest) info koondamisel. Andmebaas peaks olema täidetav internetis, ligipääs tuleks vajadusel võimaldada ka teistele vastavat infot omavatele organisatsioonidele (Eestimaa Looduse Fond, Eesti Ornitoloogiaühing, Tallinna Loomaaed, loodusmuuseumid, taksidermistid jms).

Tegevuse iseloom: iga-aastane.

Eeldatav maht: Ettevalmistavad tööd esimesel aastal 5 kameraaltööpäeva, andmeanalüüs viiendal aastal 5 tööpäeva, vahepealset andmebaasi täitmist ei planeerita käesoleva kavaga.

Eeldatav maksumus: Töid teostab Keskkonnaamet ja sellele eraldi eelarvet ette ei nähta.

## **7.6 Uuring kanakulli vaenamisest ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimalustest**

Prioriteetsus: III

Eesmärk: Selgunud on erinevate huvigruppide suhtumine kanakulli võimaliku vaenamise kui ühe asurkonna suurust mõjutava teguri kohta, mis võimaldab vajadusel tõhustada kaitsemeetmeid ning vähendada erinevate ohutegurite (pesapaikade hävitamine, häirimine, tahtlik tapmine) mõju.

Tegevuse lühikirjeldus: Kuigi kanakulli sihikindla hävitamise ajastu on aastakümnete eest lõppenud (vt ptk 2.4), on suhtumine kanakulli kui inimese konkurenti ja kahjurisse visa kaduma. Negatiivset suhtumist kanakulli suurendab ka pesapaikade kaitse, mis takistab

metsa majandamist. Samas jääb osa kanakulli pesapaiku paratamatult riikliku kaitseta, kuna esiteks on tegu II kaitsekategooria liigiga, kelle kõiki pesi ei kaitsta ning teiseks on väga palju pesapaiku registreerimata. Soome metsaomanike seas on osutunud edukaks kulliliste kaitse vabatahtliku kaitse programm, mille käigus teavitatakse metsaomanikke nende maal asuvatest kulliliste pesadest, tutvustatakse liikide elupaigavajadusi ning antakse nõu, kuidas pesapaiku metsa majandamise käigus säilitada (Santangeli *et al.* 2012). Selgitamaks kanakulli vaenamise ulatuslikkust ja põhjuseid Eestis tänapäeval, korraldatakse tegevuskava perioodi alguses ja lõpus ankeetküsitlused, mille käigus selgitatakse huvigruppide (eeskätt linnukasvatavad, metsaomanikud ja jahimehed) suhtumist kanakulli ja teiste röövlindude pesapaikade vabatahtlikkusse kaitseks.

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

Eeldatav maht: 30 kameraaltööpäeva aastas.

Eeldatav maksumus:  $2 \times 30 \times 50 = 3000$  eurot.

### **7.7 Kanakulli ja tema kaitse tutvustavamine koolitustel**

Prioriteetsus: III.

Eesmärk: Suurenenud teadlikkus kanakulli ohutegurite ja tema kaitsevajaduste teemadel ning seeläbi erinevate ohutegurite mõju vähendamine.

Tegevuse lühitutvustus: Ehkki kanakull on kaitsealune liik, on teda pikka aega loetud kahjulikuks ja kahjuks esineb siiani kanakulli ja tema pesade sihilikku hävitamist; vastuseisu võib tekitada kanakulli pesapaikade kaitse alla võtmine. Teisest küljest ei tunta varjulise eluviisiga kanakulli, tema arvukuse hiljutist langust ja ohutegureid kuigi hästi. Kanakulli ja tema kaitse tutvustamiseks korraldatakse koolitused, mille sihtgruppideks on metsaomanikud ja RMK töötajad, jahimehed, linnukasvatavad. Koolituste eesmärgiks on vähendada vaenu kanakulli vastu ning rikutud või hävitatud pesapaikade arvu, samuti suurendada info laekumist uutest pesapaikadest. Lisaks koostatakse kanakulli teemaline infomaterjal. Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu kolmandal ja neljandal aastal peale kava jõustumist.

Eeldatav maht: 10 koolitust kahe aasta jooksul, infomaterjali koostamine 10 kameraaltööpäeva.

Eeldatav maksumus: Ühe koolituse maksumus 500 eurot  $\times 10 = 5000$  eurot kahe aasta jooksul, tegevuse esimesel aastal 10 tööpäeva infomaterjali koostamiseks  $\times 50 = 500$  eurot.

### **7.8 Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine meedias**

Prioriteetsus: III

Eesmärk: Suurenenud teadlikkus kanakulli ohuteguritest ja tema kaitsevajadustest, seeläbi vähendatakse ühtlasi pikas perspektiivis erinevate ohutegurite mõju.

Tegevuse iseloom: iga-aastane, veebikaamera kolmandal ja neljandal aastal pärast kava jõustumist.

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakulli kaitsest ja selle probleemidest oli meedias viimati põhjalikumalt juttu 2005. aastal, kui kanakull oli Eesti Ornitoloogiaühingu poolt valitud aasta linnuks. Samas on vajalik teema jätkuv ülahoidmine, mis aitab juhtida avalikkuse tähelepanu nii kanakulli kaitsele, kui ka sellega otseselt seonduvatele teemadele – metsakanaliste arvukuse langusele, püsimetsanduse tarvilikkusele ja säästvatele metsandusele. Erinevaid meediakanaleid kasutades on võimalik jõuda väga erinevate sihtrühmadeni. Laiema ülduseni jõutakse raadio- ja teleaadete kaudu, (näiteks ühe aasta jooksul toimuva klipisarjana saates "Osoon"). Noorema sihtgrupini jõudmiseks on võimalik kasutada sotsiaalmeedia kanaleid. Näiteks planeeritakse luua kanakulli Facebook'i konto, kus iganädalaselt tekstide, piltide ja videote lisamise näol kanakulli tutvustatakse. Üha laiemat vaatajaskonda on kogunud veebikaamerad, mille kasutamisel

on Eestis väga tugev kogemustepagas. Korduvalt ühes ja samas pesas pesitsevate suurte röövlindude puhul on veebikaamera kasutamine võrdlemisi lihtne, kaamera saab paigaldada pesale enne pesitsusaega linde häirimata. Kanakulli ja tema kaitset tutvustatakse ka populaarteaduslikes ajakirjades, nt Eesti Loodus, veel põhjalikumaks tutvustamiseks tuleks kava vastuvõtmisele järgneval aastal avaldada toimetatuna kava lühivariant. Seni on liigikaitset edukalt propageeritud ka 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 looduskaitsetele.

Eeldatav maht: Välitööd veebikaamera paigaldamiseks ja hoolduseks 5 päeva, erinevateks meediatutvustusteks ja artiklite kirjutamiseks 10 kameraaltööpäeva aastas.

Eeldatav maksumus: veebikaamera (koos tugisüsteemiga) soetamine 4500 eurot, kaamera paigaldamine ja hooldus  $5 \times 100 = 500$  eurot aastas, kameraaltööd  $10 \times 50 = 500$  eurot aastas.

## 7.9 Rahvusvaheline koostöö

Prioriteetsus: III.

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

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakull on üks laialdasemalt levinud kullilisi maailmas, tema uurimisel ja kaitsetel on väga suur rahvusvaheline praktika. Kanakulli arvukust mõjutanud (nt kullisõjad, põllumajandusmürgid) ja praegu mõjutavad ohutegurid (elupaikade kadumine ja kvaliteedi halvenemine, pesitsusaegne häirimine) on sarnased suurel osal kanakulli levilast. Mõistlik on läbi viia ühisprojekte, et koguda metoodiliselt võrreldavaid andmeid ka rahvusvahelisel tasemel, samuti on äärmiselt oluline koguda ja jagada kogemusi kanakulli uurimisel ja kaitsetel teiste riikide kolleegidega. Lisaks rahvusvahelistele erialastele otsekontaktidele osalemine üldistel kanakulliga seotud temaatikaga konverentsidel ja töökoosolekutel ning üle-euroopalistes seire- ja koostöövõrgustikes (näiteks projektis *EURAPMON – Research and Monitoring for and with Raptors in Europe*).

Tegevuse iseloom: tähtajatu tegevus.

Eeldatav maht: Keskmiselt üks välislähetus aastas, 10 kameraaltööpäeva jooksvaks rahvusvaheliseks suhtluseks ja lähetuse ettevalmistuseks.

Eeldatav maksumus: 1 välislähetus = keskmiselt 1000 eurot.

## 7.10 Kaitse tegevuskava uuendamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Kanakulli 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: 20 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus:  $20 \times 50 = 1000$  eurot.

## 8. Kaitse tulemuslikkuse hindamine

Kanakulli kaitse korraldamise saab viie aasta pärast lugeda tulemuslikuks kui pesitseva

asukonna suurus kasvab ning arvukushinnang ületab 500 paari.

## 9. Kaitse korraldamise eelarve

**Tabel 8.** Kanakulli kaitse korraldamise eelarve (sadades eurodes) vastavalt peatükis 7 esitatud tegevustele ja nende maksumusele. Maksumuses on arvesse võetud ka üldkulu (15%) ja käibemaks (20%). Kasutatud lühendid: KeA – Keskkonnaamet, KAUR – Keskkonnaagentuur, RE – Riigieelarve, KIK – SA Keskkonnainvesteeringute keskus, X – töö teostamiseks vajalikud vahendid ei sisaldu liigitegevuskava eelarves ja planeeritakse tegevuskava rakendamise jooksul.

Jrk nr	Tegevus	Priori-teet	Võimalik korraldaja	Võimalik rahastaja	2015	2016	2017	2018	2019	Kokku
7.1	Keskkonnaregistri andmete kontroll ja täiendmine	II	KeA	KIK	5	5	X	X	X	10
7.2	Uute pesitsusterritooriumite kaardistamine	II	KeA	KIK	25	25	25	25	25	125
7.3	Riiklik seire	II	KAUR	RE	X	X	X	X	X	X
7.4.	Uuringud elupaigakasutuse selgitamiseks	II	KeA	KIK		175	90	40	30	335
7.5	Peamiste hukupõhjuste väljaselgitamine	II	KeA	KIK	X				X	
7.6	Uuring vaenamisest ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimalustest	III		KIK		15			15	30
7.7	Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine koolitustel	III	KeA	KIK	5		50	50		105
7.8	Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine meedias	III	KeA	KIK		55	10	10	10	85
7.9	Rahvusvaheline koostöö	III	KeA	KIK	10	10	10	10	10	50
7.10	Kaitse tegevuskava uuendamine	II	KeA	RE					10	10
	<b>Kokku</b>				<b>45</b>	<b>285</b>	<b>185</b>	<b>135</b>	<b>100</b>	<b>750</b>

**Tabel 9.** Erinevate prioriteetidega tegevuste koondeelarve (sadades eurodes) vastavalt tabelis 8 esitatud kuludele.

Prioriteet	2015	2016	2017	2018	2019	Kokku
I	0	0	0	0	0	0
II	30	205	115	65	65	480
III	15	80	70	70	35	270
<b>Kokku</b>	<b>45</b>	<b>285</b>	<b>185</b>	<b>135</b>	<b>100</b>	<b>750</b>

## 10. Kasutatud kirjandus

- Baker, H., Stroud, D.A., Aebischer, N. J., Cranswick, P.A., Gregory, R.D., McSorley, C.A., Noble, D.G. & Rehfisch, M.M. 2006. Population estimates of birds in Great Britain and the United Kingdom. *British Birds* 99: 25–44.
- Beier, P. & Drennan, J. E. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. *Ecological Applications* 7: 564–571.
- Bevanger, K. & Overskaug, K. 1998. Utility Structures as mortality factor for Raptors and Owls in Norway. In Chancellor, R. D., Meyburg, B.-U. & Ferrero, J. J. (eds.), *Holarctic Birds of Prey*: 381–392. ADENEX-WWGBP.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Bright-Smith, D.J. & Mannan, R.W. 1994. Habitat use by breeding male northern goshawks in Northern Arizona. *Studies in Avian Biology* 16: 58–65.
- Byholm, P., Nikula, A. Nesting failure in Finnish Northern Goshawks *Accipiter gentilis*: incidence and cause. *Ibis* 149: 597–604.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic Vol. 2*. Oxford University Press, Oxford.
- Crocker-Bedford, D.C. 1990. Goshawk reproduction and forest management. *Wildlife Society Bulletin* 18: 262–269.
- Curnutt, J. 2009. *Conservation Assessment for Northern Goshawk (Accipiter gentilis) in the Western Great Lakes Region*. USDA Forest Service, Eastern Region, Milwaukee, Wisconsin.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 2. Lynx Edicions, Barcelona.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2000. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farm-land bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London, Ser. B* 268: 25–29.
- Dreves, T. 1983. Röövlindude fauna Tallinna ümbruses. Tartu Ülikool, Tartu. Diplomitöö TÜ ZHI raamatukogus.
- Eelts, J. 2011. Eluslooduse mitmekesisuse ja maastiku seire alaprogrammi "Valitud elupaikade talilinnustik" 2011. aasta aruanne.
- Eelts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M. 2003: Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998-2002.a. *Hirundo* 16: 58–83.
- Eelts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. 2009: Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2003-2008. *Hirundo* 22: 3–31.
- Evestus, T. 1997. Kullilised Otepää ümbruses. *Hirundo* 1997/1: 17–21.
- Evestus, T. 2010. Kanakulli inventuur. 2010. aasta. Otepää 2010.
- Fisher, I.J., Pain, D.J. & Thomas, V. G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 412–432.
- Hargys, C.D., McCarthy, C. & Perloff, R.D. 1994. Home ranges and habitats of northern goshawks in eastern California. *Studies in Avian Biology* 16: 66–74.
- Hayward, G.D. & Escano, R.E. 1989. Goshawk nest-site characteristics in western Montana and northern Idaho. *Condor* 91: 476–479.
- IUCN 2012. *IUCN Red List of threatened species*. Version 2012.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Iverson, G.C., Hayward, G.D., Titus, K., DeGayner, E., Lowell, R.E., Crocker-Bedford, D.C., Schempf, P.F & Lindell, J. 1996. *Conservation assessment for the northern goshawk in southeast Alaska*. General Technical Report PNW-GTR-387, Portland.
- Järvekülg, Ü. 1953. Kahjulikkude röövlindude hävitamine. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.

- 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.
- Keane, J.J. & Morrison, M.L. 1994. Northern goshawk ecology: effects of scale and levels of biological organization. *Studies on Avian Biology* 16: 3–11.
- Kenward, R. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. *Journal of Animal Ecology* 51: 69–80.
- Kenward, R. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: Does Europe differ from Northern America. Bird, D., Varland, D. & Negro, J. (Eds.) *Raptors on human landscapes*: 233–243. Academic Press, London.
- Kenward, R. 2006. *The Goshawk*. T & AD Poyser, London.
- Kenward, R. & Widén, P. 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (koost.) *Raptors on the Modern World*: 561–567. WWGBP, Berlin, London, Paris.
- Keskkonnaministeerium 2010. Eesti metsanduse arengukava aastani 2020.
- Klem, D. 1981. Avian predators hunting birds near windows. *Proceedings of the Pennsylvania Academy of Science* 55: 90–92.
- Klvanova, A. & Vorišek, P. 2007. Review on large-scale generic population monitoring schemes in Europe 2007. *Bird Census News* 20: 50–56.
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Lõhmus, A. 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Kostrzewska, A. & Kostrzewa, R. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the buzzard *Buteo buteo*, goshawks *Accipiter gentilis* and kestrel *Falco tinnunculus*. *Ibis* 132: 550–559.
- Kotkaklubi 2009. Must-toonekure *Ciconia nigra* kaitse tegevuskava aastateks 2009–2013. Otepää.
- Krone, O., Altenkamp, R., Kenntner, N. 2005. Prevalence of *Trichomonas gallinae* in northern goshawks from the Berlin area of northeastern Germany. *Journal of Wildlife Diseases* 41: 304–309.
- Krüger, O. 2005. Age at first breeding and fitness in goshawk *Accipiter gentilis*. *Journal of Animal Ecology* 74: 266–273.
- Kudo, T., Ozaki, K., Takao, G., Sakai, T., Yonekawa, H. & Ikeda, K. 2005. Landscape analysis of Northern Goshawk breeding home range in Northern Japan *Journal Of Wildlife Management* 69: 1229–1239.
- 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., 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.
- Lehikoinen, A., Lindén, A., Byholm, P., Ranta, E., Saurola, P., Valkama, J., Kaitala, V., Lindén, H. 2012. Impact of climate change and prey abundance on nesting success of a top predator, the goshawk. *Oecologia* 169: 1–11.
- Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. (koost.) 1994. *Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers*. Estonian Academy Publishers, Tallinn.
- Lelov, E. 1991. Breeding raptors and owls at halinga, SW Estonia in 1978–1989. *Ornis Fennica* 119–122.
- Liljeholm, R.J., Kessler, W.B. & Merrill, K. 1993. Stand density index applied to timber and goshawk habitat objectives in Douglas-fir. *Environmental Management* 17: 773–779.
- Lilleleht, V. & Leibak, E. 1993. Eesti lindude süstemaatiline nimestik, staatus ja arvukus. *Hirundo* 1/1993: 3–50.

- Lourenço R., Tavares P.C., Delgado M.M., Rabaça J.E. and Penteriani V. 2011. Superpredation increases mercury levels in a generalist top predator, the eagle owl. *Ecotoxicology* 20: 635–642.
- Lõhmus, A. & Eesti Ornitoloogiaühingu linnukaitsekomisjon 1999. Eesti metsalinnustiku kaitse. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Lõhmus, A. 1993. Kanakulli (*Accipiter gentilis*) toitumisest Eestis aastatel 1987–1992. *Hirundo* 13: 3–14.
- Lõhmus, A. 1997. Kuidas uurida röövlindude sigimisedukust? *Hirundo* 1/1997: 33–39.
- Lõhmus, A. 2001a. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide ohustatus ja kaitstuse kriteeriumid Eestis. *Hirundo Supplementum* 4: 5–36.
- Lõhmus, A. 2001b. Toitumisbiotoobi valikust Loode-Tartumaa röövlindudel. *Hirundo* 14: 27–42.
- Lõhmus, A. 2003. Kas kullipesa suuruse järgi saab määrata asustavat liiki ja pesa vanust? *Hirundo* 16: 3–13.
- Lõhmus, A. 2004a. Röövlinnuseire 1999–2003: kanakulli kadu ja hiiretsüklite kellavärk. *Hirundo* 17: 3–18.
- Lõhmus, A. 2004b. Röövlindude surma põhjustest Eestis aastatel 1985–2004. *Hirundo* 17: 67–84.
- Lõhmus, A. 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? *Animal Conservation* 8: 443–450
- Lõhmus, A. 2006. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology* 55: 31–50.
- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L. & Sellis, U. 1998. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. *Hirundo* 11: 63–83.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. & Kiviste, A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 2616–2625.
- Maaten, T., Kurm, M. 2010. About management and research of forest genetic resources. *Forestry Studies* 52: 72–87.
- Maran, T., Põdra, M. 2002. Saaremaa elupaikade ja pisikiskjate uuringud. Aruanne. Looduskaitse sihtasutus Lutreola. Tallinn.
- Martinez-Lopez, E., Maria-Mojica, P., Martinez, J.E., Calvo, J.F., Wright, J., Shore, R.F., Romero, D. & Garcia-Fernandez, A.J. 2007. Organochlorine residues in booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) and goshawk (*Accipiter gentilis*) eggs from southeastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry Volume* 26: 2373–2378.
- Merenäkk, M., Adermann, V. & Raudsaar, M. 2012. Raied. Aastaraamat Mets 2010: 59–80. Keskkonnateabe keskus, Tartu.
- Møller, A. P., Peralta-Sánchez, J. M., Nielsen, J. T., López-Hernández, E. and Soler, J. J. 2012. Goshawk prey have more bacteria than non-prey. *Journal of Animal Ecology* 81: 403–410.
- Moser, B.W. & Garton, E.O. 2009. Short-term effects of timber harvest and weather on Northern Goshawk reproduction in Northern Idaho. *Journal of Raptor Research* 43: 1–10.
- Nellis, Rein 2011a. Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi 6.2.1. Röövlinnud 2011. aasta aruanne. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Nellis, Renno & Lelov, E. 2005. Kanakull vajab metsarahu. *Eesti Loodus* 3: 6–12.
- Nellis, Renno 2006. Kanakulliaasta 2005. *Hirundo* 19: 81–93.
- Nellis, Renno 2008. Kanakulli püsielupaikade seisundi hindamine ja uute pesapaikade otsimine Eestis 2008.a aastal. Aruanne projekti “Liikide tegevuskavade täitmine 2008. aastal” raames. Eesti Ornitoloogiaühing.



- Nellis, Renno 2011b. Riikliku keskkonnaseire programmi “Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire” alamprogrammi Valitud elupaikade haudelinnustik: mosaiikmaastik 2011. aasta punktloenduse aruanne.
- Newton, I. & Marquiss, M. 1984. Seasonal trend in the breeding performance of sparrowhawks. *Journal of Animal Ecology* 53: 809–829.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, San Diego, London.
- 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.
- Penteriani, V. & Faivre, B. 1997. Breeding density and nest site selection in a Goshawk *Accipiter gentilis* population of the Central Appennines (Abruzzo, Italy). *Bird Study* 44: 136–145
- Penteriani, V. & Faivre, B. 2001. Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. *Biological Conservation* 101: 211–216.
- Penteriani, V., Faivre, B. & Frochet, B. 2001. An approach to identify factors and levels of nesting habitat selection: a cross-scale analysis of Goshawk preferences. *Ornis Fennica* 78: 159–167.
- Penteriani, V., Ferrer, M. & Delgado, M.M. 2011. Floater strategies and dynamics in birds, and their importance in conservation biology: towards an understanding of nonbreeders in avian populations. *Animal Conservation* 14: 233–241
- Petty, S.J. 1989. Goshawks: their status, requirements and management. Forestry Commission Bulletin 81.
- Pärt, E., Adermann, V., Merenäkk, M. & Mitt, S. 2012. Metsavarud. Aastaraamat Mets 2010: 1–40. Keskkonnateabe keskus, Tartu.
- Randla, T. 1985. The present state of birds of prey in Estonia. *Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration* 18: 41–47.
- Randla, T. 1976. Eesti röövlinnud. Valgus, Tallinn.
- Reynolds, R.T., Graham, R.T., Hildegrad, R.M. 1992. Management recommendations for the northern goshawk in the South-western United States. General Technical Report RM-217. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, U.S.
- Riigimetsa Majandamise Keskus 2002. Kevadsuviste raiete strateegia. Riigimetsa Majandamise Keskus, Tallinn.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1–15.
- Rutz, C. 2006. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea* 94: 185–202.
- Rutz, C., Bijlsma, R.G., Marquiss, M., Kenward, R.E. 2006. Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies. *Studies in Avian Biology* 31: 158–197.
- Räägel, A. 2010. Metssea *Sus scrofa* mõju Eesti ökosüsteemidele. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Zooloogia osakond, Zooloogia õppetool. 41 lk.
- Saga, Ø. & Selås, V. 2012. Nest reuse by Goshawks after timber harvesting: Importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. *Forest Ecology and Management*. 270: 66–70.
- Santangeli, A., Lehtoranta, H., Laaksonen, T. 2012. Successful voluntary conservation of raptor nests under intensive forestry pressure in a boreal landscape. *Animal Conservation* 15:1–8
- Scharenberg, W. & Looft, V. 2004. Reduction of organochlorine residues in Goshawk eggs (*Accipiter gentilis*) from Northern Germany (1971–2002) and increasing eggshell index. *AMBIO* 33: 495–498.

- 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.
- Selås, V., Steen, O.F., Johnsen, J.T. 2008. Goshawk breeding densities in relation to mature forest in southeastern Norway. *Forest Ecology and Management* 256: 446–451.
- Solonen, T. 1986. Lapinpöllön *Strix nebulosa* pesintä Suomessa. *Lintumies* 21: 11–18.
- Solonen, T. 2008. Larger broods in the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* near urban areas in southern Finland. *Ornis Fennica* 85: 118–125.
- Speiser, R. & Bosakowski, T. 1987. Nest site selection by northern Goshawks in a northern New Jersey and southeastern New York. *Condor* 89: 387–394.
- Squires, J.R. & Ruggiero, L.F. 1996. Nest-site preference of northern goshawks in southcentral Wyoming. *Journal of Wildlife Management* 60: 170–177.
- Székely, T., Webb, J.N., Houston, A.I. & McNamara, J.M. 1996. Offspring desertion in birds. *Current Ornithology* 13: 265–323.
- Strazds, M., Sellis, U. (koost.). 2011. Suurte risupesade välimääräja. Läti Ornitoloogiaühing. Riia.
- Sulkava, S., Huhtala, K., Tornberg, R. 1994. Regulation of Goshawk *Accipiter gentilis* breeding in Western Finland over the last 30 years. Meburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (eds.): *Raptor Conservation Today*: 67–76. Pica Press, Berlin.
- Zalewski, A., Jedrzejewski, W. 2006. Spatial organisation and dynamics of the pine marten (*Martes martes*) population in Białowieża Forest (Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29: 31–43.
- Tammekänd, I., Leivits, M. & Jair, A. 2011. Riikliku keskkonnaseire alamprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire” projekti Metsakanalised 2012 aasta aruanne. Keskkonnamet/Eesti Ornitoloogiaühing.
- Tornberg, R. & Colpaert, A. 2001. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Northern Finland. *Ibis* 143: 41–50.
- 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.
- Tornberg, R., Korpimäki, E. & Byholm, P. 2006. Ecology of the northern goshawk in Fennoscandia. *Studies in Avian Biology* 31: 141–157.
- Tuule, E., Tuule, A. & Lõhmus, A. 2011. Fifty-year dynamics in a temperate raptor assemblage. *Estonian Journal of Ecology* 61: 132–142
- Tuule, E., Tuule, A., Lõhmus, A. 2007. Röövlindude pesitsusökoloogiast Saue ümbruses 1959-2006. *Hirundo* 20: 14–36.
- Viht, E. & Randla, T. 2002. Metsis. Eesti populatsiooni seisund ja säilimise väljavaated. *Hirundo Supplementum* 5. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Väli, Ü., Lõhmus, A. 2000. Suur-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. *Hirundo Supplementum* 3. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Väli, Ü. 2003. Väike-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. *Hirundo Supplementum* 6. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Väli, Ü. 2005. 11 kaitsealust lindu – elupaigad ja nende kaitse. *Hirundo Supplementum* 8. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Väli, Ü. 2012. Kanakull. Elts, J., Kuus, A., Leibak, E. (koost.) Eesti haudelindude levikuatlas. Trükis.
- Webb, J.N., Székely, T., Houston, A.I. & McNamara, J.M. 1997. A theoretical analysis of the energetic costs and consequences of parental care decisions. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 357: 331–340.

- Widén, P. 1997: How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia. *J. Raptor Res.* 31: 107–113.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. *Ibis* 131: 205–213.
- Wikipedia 2012. Northern Goshawk. [http://en.wikipedia.org/wiki/Northern\\_Goshawk](http://en.wikipedia.org/wiki/Northern_Goshawk)
- Woodbridge, B. & Detrich, P.J. 1994. Territory occupancy and habitat patch size of the northern goshawks in the southern cascades of California. *Studies in Avian Biology* 16: 83–87.

### **Õigusaktid**

- Kaitstavate loodusobjektide seadus, RT I 1994, 46, 773
- Looduskaitse seadus, RT I 2004, 38, 258
- Metsaseadus, RT I 05.01.2011, 16
- Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmise ja kaitse-eeskiri, RTL 2006, 89, 1656
- Taimekaitse seadus, RT I 30.12.2011, 32