

KINNITATUD
Keskkonnaameti
02.03.2022
korraldusega nr 1-3/22/70

Kanakulli (*Accipiter gentilis*) kaitse tegevuskava



Kokkuvõte

Kanakull on hajusalt levinud haudelind. Eestis pesitseb 400–600 paari kanakulle, kuid eelmise sajandi lõpul oli arvukus kaks korda kõrgem. Kanakull on Eesti Punases Nimestikus arvatud ohualtite liikide hulka ning kuulub II kaitsekategooriasse.

Kanakull eelistab pesitseda vanas okasmetsas ning peab saagijahti nii metsaaladel kui kultuurmaastikus. Peamisteks liiki ohustavateks teguriteks Eestis on pesapaikade hävinemine, toidubaasi vähenemine ning pesitsusaegne häirimine. Keskkonnamürkide mõju on tänaseks kahanenud väikese tähtsusega mõjuriks, väike roll on tänapäeval ka tahtlikul tapmisel ning hukkumisel ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega kokkupõrgete tõttu.

Kanakulli kaitse lähiaja (5 aasta) eesmärk on asurkonna arvukuse tõus 500–700 paarini ja vähemalt poolte teadaolevate elupaikade kaitse kaitstavate alade koosseisus. Pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on asurkonna soodsa seisundi saavutamine suuruses 700–1000 paari.

Nende eesmärkide saavutamiseks tuleb suurendada kaitstavate kanakulli jätkusuutlike pesapaikade arvu, uurida liigi elupaigakasutust, selgitada saagi koostise pikaajalisi muutusi ja selgitada raiete täpne mõju kanakulli elupaikade asustatusele riigimaade näitel. Pidevalt tuleb tegeleda teavitustööga, et vähendada liigi vaenamist ja suurendada elanikkonna teadlikkust. Lisaks tuleb tegeleda üldiste meetmetega, nt üleüldise raierahu kehtestamisega ja riigimaal selle pikendamise, püsielupaikade piiranguvööndites saamatajääva tulu kompenseerimisega.

Aastateks 2022–2026 on ette nähtud üheksa konkreetset tegevust kogumaksumusega 174 300 eurot, neist II prioriteedi tegevusi summas 95 700 eurot.

Kanakulli kaitset saab lugeda tulemuslikuks, kui kanakulli arvukus on 5 aasta järel suurenenud vähemalt 500 paarini ning vähemalt pooled teadaolevad elupaigad on kaitstud kaitstavate alade koosseisus.

SISUKORD

Kokkuvõte	1
Sissejuhatus	3
1. Bioloogia	4
1.1 Üldiseloostus	4
1.2 Elupaik.....	4
1.3 Pesitsemine	8
1.4 Toitumine.....	13
1.5 Ränne	16
1.6. Suremus	17
2. Levik ja arvukus	19
2.1 Levik ja arvukus maailmas	19
2.2 Levik ja arvukus Eestis.....	20
3. Ülevaade seirest ja uuringutest aastatel 2015–2020.....	24
4. Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs	27
4.1 Kaitsestaatus maailmas ja Euroopas.....	27
4.2 Senine kaitsekorraldus ja selle õiguslikud alused Eestis	27
4.3 Senise kaitse tõhususe analüüs	28
4.4. Eelmise perioodi (2015–2019) tegevuskava täitmine	29
5. Ohutegurid ja meetmed	33
5.1 Pesapaikade hävinemine.....	34
5.2 Toidubaasi vähenemine	35
5.3 Pesitsusaegne häirimine.....	36
5.4 Tahtlik tapmine ja isendite loodusest eemaldamine	37
5.5 Keskkonnamürgid.....	39
5.6 Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega	40
6. Kaitse eesmärgid.....	42
6.1 Kaitse lähiaja ja pikaajalised eesmärgid.....	42
6.2 Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused	42
6.3 Leiukoha (pesapaiga) määramise ja keskkonnaregistrisse kandmise põhimõtted	43
6.4 Püsielupaiga moodustamise ja piiritlemise kriteeriumid, sobiv kaitsekord, sh kaitsealadel	44
6.5 Seos teiste kaitsealuste liikide kaitsega	45
7. Võimalikult soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava	47
7.1 Kaitse korraldamise lähteprintsüübid.....	47
7.2 Üldised kaitsemeetmed.....	47
7.3 Võimalikult soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused 2022–2026. a.	49
8. Kaitse tulemuslikkuse hindamine	57
9. Kaitse korraldamise eelarve.....	58
10. Kasutatud kirjandus	60

Sissejuhatus

Kanakull (*Accipiter gentilis* L.) on Eestis ohualtis seisundis liik ja kuulub seetõttu II kategooria kaitsealuste linnuliikide hulka. Nagu paljude teiste ohustatud liikide puhul, on ka kanakulli kaitse tulemuslikumaks korraldamiseks vajalik tegevuskava koostamine.

Tegevuskavas antakse tegevuskava koostamisel kogutud teabele (eksperthinnangud, inventuurid, seirearuanded jm) tuginevad suunised, tagamaks kanakulli võimalikult soodne seisund. Tegemist on kanakulli kaitsega tegelevatele asutustele suunatud korraldusliku materjaliga, mis ei piira otseselt haldusväliste isikute õigusi ega pane neile kohustusi. Tegevuskavas esitatud suuniseid ja kanakulli kaitse põhimõtteid arvestab asjaomane asutus õigusaktides sätestatud kaalutusõiguse teostamisel, kuid tegevuskava koostamise eesmärk ei ole juhtumipõhiste eelotsuste tegemine.

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 antakse ülevaade aastatel 2015–2020 tehtud uuringutest ja seirest. Neljandas peatükis selgitatakse liigi kaitsestaatust meil ja mujal maailmas, samuti kirjeldatakse senist kaitsekorraldust ja hinnatakse selle tõhusust. Viiendas peatükis reastatakse peamised kanakulli ohustavad tegurid Eestis. Kuuendas peatükis sõnastatakse kanakulli kaitse eesmärgid lähiaja ja pikas perspektiivis, kirjeldatakse elupaikade kaitse põhimõtteid ning seost teiste liikide kaitsega. Seejärel kirjeldatakse kanakulli võimalikult 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 algvariandi koostas Ülo Väli (Eesti Maaülikooli vanemteadur ja Eesti Ornitoloogiaühingu liige). Nõuannete ja parandustega aitasid selle valmimisele kaasa Tarmo Evestus, Triin Leetmaa ja Madis Leivits. Kaitse tegevuskava eelnõusse tegid korrekture Keskkonnaameti ja Keskkonnaministeeriumi spetsialistid. Ettepanekuid kava täiendamiseks esitasid ka Riigimetsa Majandamise Keskus ja MTÜ Eesti Erametsaliit.

Esikaanel: kanakull pesas poegi toitmas, foto autor: Ülo Väli.

1. Bioloogia

1.1 Üldiseloostus

Kanakull on haukaliste seltsi, haugaslaste sugukonda ja haugaste perekonda kuuluv kulliline. Kanakulli emaslind on märksa suurem (kaal 820–2054 g) kui isaslind (517–1170g) ning ka sulestikus on mitmed sugudevahelised erinevused (Cramp & Simmons 1980, Forsman 2016). Kanakull pesitseb hajusalt üksikpaaridena, hõivates selleks *pesitsusterritooriumi* – ala, mida kaitstakse teiste sama liigi isendite eest. Pesitsusterritooriumi olulisimaks osaks on *pesapaik* – väiksem pesaehituseks sobivmetsaala, kus asub üks või mitu *pesa*. Pesitsusterritoorium ning seda ümbritsevad toitumisalad moodustavad ühe kullipaari *kodupiirkonna*.

Kanakull on pikaeline 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, kelleks on näiteks noored mittesuguküpsed linnud, aga ka need täiskasvanud isendid, kellele pesitsusterritooriume lihtsalt ei jätku või ei hõiva neid muudel põhjustel (nt elupaikade madala kvaliteedi tõttu). Sellised isendid on asurkonna loomulikuks osaks ja nende proportsioon näitab asurkonna üldist seisundit (Penteriani jt. 2011). Paraku on mitteterritoriaalsete isendite 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 kasutatud rohkelt andmeid mujalt maailmast, mida tasub silmas pidada esialgsel ohtude ja kaitsemeetmete analüüsil ning valikul. Efektiivseimad kaitsemeetmed baseeruvad siiski 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 maastikke, alates suurtest metsalaamadest ja lõpetades linnadega (Del Hoyo jt. 1994). Eestiski on kanakull levinud nii loodusmaastikus kui metsatukkadega vahelduvas kultuurmaastikus, viimastel aastakümnetel on asustatud ka parkmetsad ja teised puistud suuremates linnades (Väli 2005, Tuule 2020a). Kodupiirkondade maastik varieerub märkimisväärselt, kuid Eestis hõlmab keskmiselt metsa 51% (okasmetsa 14,5%, segametsa 15%, lehtmetsa 21,5%), üleminekulisi metsaalasid (võsad, raiesmikud) 11%, soid 8% ja avamaastikku 29% (määratud 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). Soome kanakullid peavad saagijahti enamasti kuni 3 km ulatuses pesast, mõnikord aga koguni 6 km kaugusel (Tornberg jt. 2006, 2016), Kalifornias ulatuvad kauged saagilennud koguni 15 km kaugusele (Blakey jt. 2020). 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 piiratumal alal kui isaslind (Hargys jt.

1994, Keane & Morrison 1994), väljaspool pesitsusaega on nii isas- kui emaslinnu liikumisraadius märksa suurem kui pesitsusajal (Rutz 2006). Kesk-Rootsis on raadiotelemeetria abil kodupiirkonna suuruseks hinnatud 20–50 km² (Kenward & Widén 1989, Kenward 1996), talvise kodupiirkonna suuruseks on Soomes hinnatud 50–70 km² (Tornberg jt. 2006). Põhja-Ameerikas on isaste kanakullide kodupiirkonna suuruseks mõõdetud Kalifornias keskmiselt 39 km² ning Idahos 51 km², emastel vastavalt 16 km² ja 39 km², kuid mittepesitsusajal kasutasid emaslinnud kaks kuni kolm korda suuremat ala (Moser & Garton 2019, Blakey jt. 2020). Saksamaa linna-asurkondades olid isaste kanakullide kodupiirkonnad aga vaid 3,4–5,7 km² suurused (Rutz 2006).

Eestis põhjalikke kanakulli telemeetrilisi uuringuid veel läbi viidud ei ole. Alles viimastel aastatel (2019–2020) on erinevate projektide käigus Tartu ümbruses märgistatud GPS-saatjaga viis kanakulli. GPS-saatjatega saadud kodupiirkonna suuruse hinnangud on sageli suuremad kui raadiotelemeetria abil saadud tulemused, sest viimati mainitud meetodiga võivad kauged saagilennud jääda registreerimata. Esialgsetel andmetel olid kahe mosaiikses kultuurmaastikus tegutseva isaslinnu kodupiirkonnad 88 ja 155 km², linnas tegutseval isaslinnul 30 km²; emaslinnud liikusid ringi suuremal alal, koos pesitsusjärgse liikumisega väljaspool tavapärast kodupiirkonda kattis see ala kokku 323–356 km² (P. Mirski & Ü. Väli, avaldamata andmed). Kindlasti tuleks Eestis läbi viia põhjalikumad telemeetrilised uuringud, mis kinnitaksid esialgseid andmeid kodupiirkonna suurusest ning näitaksid erinevate biotoopide kasutusintensiivsust. Varem on vaatluste ning pesade keskmise omavahelise kauguse (nt. Loode-Tartumaal ca 5 km, Otepää looduspargis 6,3 km; Evestus 1997, Väli 2005) põhjal kodupiirkonna suuruseks hinnatud 10–25 km² (Randla 1976, Lõhmus 1993). Paraku on selliste meetoditega määratud kodupiirkondade suurused enamasti osutunud alahinnatuks.

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 jt. 1996, Beier & Drennan 1997, Tornberg & Colpaert 2001, Kudo jt. 2005) ning selleks on mitu põhjust. Esiteks on just sellistes metsades saakloomade arvukus suurem (Reynolds jt. 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 jt. 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, 1997). Kanakulli eelistatud jahibiotoopides ei pruugigi saakloomade asustustihedus olla kõrgem kui teistel aladel, kuid enamasti on neis märksa lihtsam saaki tabada (Widén 1989, Beier & Drennan 1997).

Euroopa kanakullid elavad vähem metsastel aladel kui Põhja-Ameerika liigikaaslased (Kenward 2006). On arvatud, et mosaiikne maastik on kanakullile isegi sobivam elupaik kui ühtlane metsamassiiv (Kenward 1996, Selås jt. 2008). Siiski leiavad ka kultuurmaastiku-rikastel aladel saagilennud aset eelkõige metsaservade lähedal (st metsa- ja kultuurmaastiku piiril), sest just piirialadel on potentsiaalseid saakloomi rohkem (siin esineb nii metsa-, avamaa- kui servaliike) ning siin leidub kanakullile häid varjevõimalusi (Kenward 1996, Kudo jt. 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. Ka Eesti mosaiikmaastiku kanakullid eelistavad jahti pidades varitseda metsaservades ning

puuderibades, mille säilitamine põllumajandusmaastikus on kanakulli saagijahi seisukohalt võtmetähtsusega (Mirski & Väli 2021). Puistute servaalad tekivad ka metsamaa sees lageraiete tagajärjel. Siiski on sääraseid servaalad ajutised, sest raiesmik asendub peagi metsa nooremate vanusejärgudega, kus kanakull saagijahti pidada ei saa (Widén 1997). Seetõttu ei ole metsamassiivide sees raiesmikega tekkinud servade puhul kanakulli saagijahile positiivset mõju täheldatud (Crocker-Bedford 1990).

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 saagijahti viljapõldudel (Lõhmus 2001b). Tõenäoliselt on metsade osatähtsus hinnatust suurem, sest seal jäävad kanakullid vaatlejale sagedamini märkamatuks. Kultuurmaastikul on oluline roll talvel, mil ta pakub rikkalikumat toidubaasi kui metsaalad (Selås jt. 2008). Arvatakse, et Eestiski on kultuurmaastikus toitumisvõimalused paremad, seetõttu võivad ka loodusmaastiku kullid pärast pesitsusaega sinna liikuda (Lõhmus 1993). Väljaspool pesitsusaega kasvab ka kanakulli kohtamissagedus linnades (Tornberg & Colpaert 2001; Kenward 2006).

Käesoleval sajandil on Eestis üha rohkem täheldatud kanakulli pesitsemist linna vahetus läheduses või lausa selle servaalade suuremates puistutes. Esimesena avastati kanakulli pesitsemine Tallinnas. Kuni 2010. aastani pesitsesid kanakullid Tallinna servas asuvates metsades ja käisid vaid saagijahil paneelelamute läheduses, kuid 2011. a. asus vähemalt kaks paari pesitsemise vahetult elamurajoonide lähedusse parkmetsa. 2020. aastal pesitses Tallinna parkmetsades ning Tallinna, Tartu, Haapsalu, Keila ja Loo asulate servametsades juba 24 paari, mis moodustas Eesti kanakulliasurkonnast ca 5% (Tuule 2020a). Kanakullide „linnastumise“ põhjuseid on mitmeid. Esiteks on linnades tagatud aastaringne rikkalik toidubaas (nt hallvares *Corvus corone*, kodutuvi *Columba livia*) ning seal puuduvad teiste röövlindude näol saagikonkurendid. Teiseks soodustavaks põhjuseks on ilmselt olnud sobivate vanade pesapuistute leidumine parkmetsades, ehkki viimasel ajal on kasvanud linna-asurkondades sagenenud pesitsemine nooremates puistutes. Kolmandaks, tähtsaimaks põhjuseks, on inimesepoolse vaenamise lõppemine.

Linnades pesitsemisel on kanakulli jaoks nii positiivsed kui negatiivsed mõjud. Linnakanakullide sigimisedukus on kõrgem (Solonen 2008, Solonen jt. 2019, Tuule 2020a), mis osaliselt tuleneb varasemast pesitsuse alustamisest (Merling de Chapa jt. 2020). Varasemat pesitsust võimaldab eeskätt linnade hea talvine toidubaas, mistõttu lindude konditsioon on pesitsuse alustamiseks juba varakevadel piisavalt kõrge. Teatud mõju on ilmselt ka pesitsuse varasemat algust soodustaval linnade kõrgemal õhutemperatuuril. Negatiivsetest mõjudest silmatorkavam on kahtlemata häirimine. Siiski pesitsevad linnades keskmisest julgemad isendid, kes tulevad toime kõrgema häirimistasemega (Merling de Chapa jt. 2020). Mitmed uuringud on näidanud, et linna füüsiline konditsioon on negatiivselt seotud pesa hülgamise tõenäosusega, mis võimaldab oletada, et rikkaliku aastaringse toiduga linnakanakullid ei hülga pesa juhusliku häirimise korral nii kergekäeliselt kui kesisema toidubaasiga kullid (Newton & Marquiss 1984, Székely jt. 1996, Webb jt. 1997, Byholm & Nikula 2007). Linnakanakullidel on suurem tõenäosus hukkuda kokkupõrkes ehitiste või liiklusvahenditega ning neil on suurem risk põdeda nakkushaigusi (vt ptk. 1.6).

Linnadesse asuvad pesitsemise eeskätt need kanakullid, kes on seal koorunud või on harjunud käima asulates saagijahil (Rutz 2008). See tuleneb kolmest põhjusest. Esiteks omandavad linnud elupaigaeelistused olulisel määral vermimise teel (Hildén 1965), mis

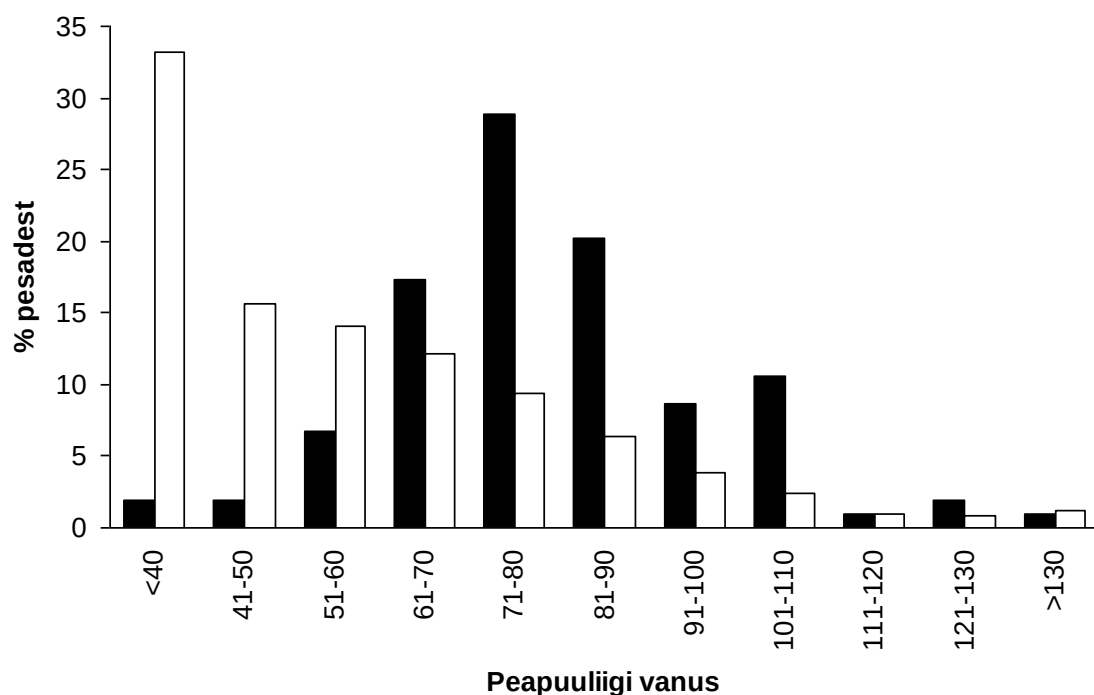
tähendab, et koorumispaiga omadused määravad hilisema pesitsuspaigavaliku. Teiseks on kanakull filopatriline liik, mis tähendab, et noorlinnud eelistavad pesitsema asuda suhteliselt lähedale oma koorumispaigale (Byholm jt. 2003, Väli & Vainu 2012). Kolmandaks nõuab edukas saagijaht (ning pesitsemine) asulates suuremat tolerantust inimtekkeliste häirimistegurite suhtes. Just säärase omadustega linnud tulevad linnades paremini toime ja suvad seal eelistatult pesitsema.

1.2.2 Pesapaik

Kanakull ehitab oma pesa reeglina 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). Kanakulli esimese tegevuskava koostamise raames koondati info 2005–2011. a. üle Eesti asustatud kanakulli pesadest (Väli & Tuule 2012). Uuritud 117 pesapaiga ümber oli 500 m raadiuses metsamaad keskmiselt 70%, pesad ehitati keskmiselt 350 m kaugusele metsaservast, 350 m kaugusele noorest metsast, 1,6 km kaugusele suurematest teedest ning 4,9 km kaugusele asulatest. Lõhmuse (2006) andmetel asuvad Loode-Tartumaal pesad ka lageraielankidest keskmiselt 343 m kaugusel.

Kanakull valib oma pesapaigaks peamiselt okaspuistud (Cramp & Simmons 1980, Lõhmus 2005; Lõhmus 2006, Tuule jt. 2007). Väli & Tuule (2012) 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 jänesekapsa-mustika (21%), mustika (14%), jänesekapsa (11%) ja kõdusoo, pohla ning angervaksa kasvukohatüübid (kõik 10%); 94% pesapaikadest asub 1–3 boniteediklassis.

Kanakullid pesitsevad 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 jt. 1994, Squires & Ruggiero 1996). Pesa katvad võrad varjavad poegi halbade ilmastikutingimuste ja röövluse eest ning suure liituvusega puistutes on sigimisedukus kõrgem (Natsukawa jt. 2019). Samas peavad pesametsad olema piisavalt hõredad, et kanakullil oleks lihtne lennata pesale ja sealt ära (Petty 1989). Põhja-Ameerikas on pesapuistu tiheduseks mõõdetud keskmiselt 450 puud hektaril (Liljeholm jt. 1993).



Joonis 1. Eestis 2005–2011. aastal asustatud olnud kanakullipesade jaotus peapuuliigi järgi (mustad tulbad; n = 117; Väli & Tuule 2012) võrrelduna Eesti puistute vanuselise struktuuriga (valged tulbad; Pärt jt.2012).

Kanakull eelistab pesapaigana vanu suurte puudega metsaosasid (Speiser & Bosakowski 1987, Hayward & Escano 1989, Squires & Ruggiero 1996, Penteriani & Faivre 1997, Penteriani jt. 2001, Kenward 2006, Byholm jt. 2020). Tartumaal on puistu keskmiseks vanuseks mõõdetud 94 aastat (Lõhmus 2006). Metsaregistri andmeid kasutades oli üle Eesti 2005–2011. aastal kanakulli poolt pesitsemiseks kasutatud pesapuistute (metsaeraldiste) vanuseks keskmiselt 80 aastat ning 90% pesaeraldiste vanuseks vähemalt 60 aastat (joonis 1; Väli & Tuule 2012). Samasugustele järeldustele jõuti 2019. aastal läbi viidud keskkonnaregistrisse kantud pesapaikade analüüsil: 300 m raadiuses pesast oli vanemat kui 60-aastast metsa keskmiselt 72% ning enam kui 100-aastast metsa 25%; 80% pesapaikadest moodustas üle 60-aastane mets enam kui poole pindalast (Tuule 2019a). Seega on ilmne noorte puistute vältimine ning üle 60 a. puistute eelistamine kanakulli poolt (joonis 1). Tartumaal on pesapuistu kõrguseks keskmiselt 24 m ja pesapuu kõrguseks 22,4 m (17–27 m), pesa ehitatakse keskmiselt 14,4 m (11,5–17 m) kõrgusele (Lõhmus 2006). Harjumaal on pesapuu kõrgus 19 m (15–28) ning pesa kõrguseks 15,7 m (12–20 m; Tuule jt. 2007).

1.3 Pesitsemine

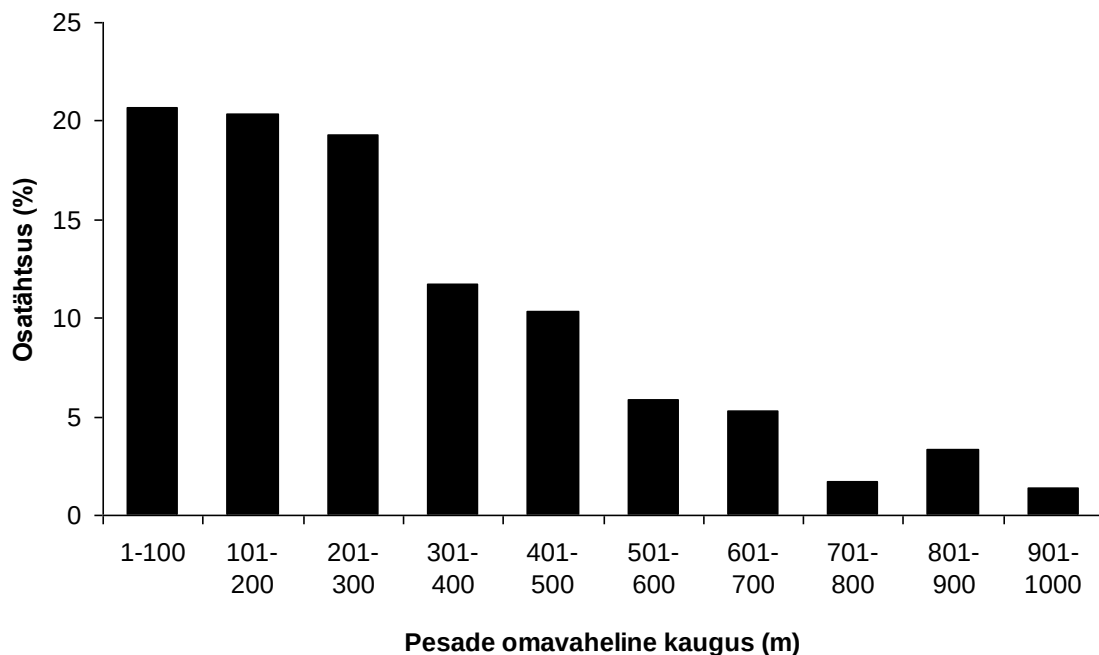
1.3.1 Pesa

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 hõivata 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 jt. 2007, Strazds & Sellis 2011, Ü.Väli, avaldamata andmed).

Pesa läbimõõt on 55–110 cm ning paksus keskmiselt 50 cm (Lõhmus 2003). Rajamise aastal võib pesa paksus 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). Kanakulli nagu ka teiste röövlindude pesad võivad variseda, misjärel kanakull ehitab kas samale või mõnele muule sobivale puule uue pesa. Väli & Tuule (2012) andmetel asub 69% pesadest okaspuudel ja on üldjuhul raskesti märgatavad.

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 jt. 2007). Eestis on 60% ühe paari pesadest kuni 300 m kaugusel, 82% kuni 500 m kaugusel ja 94% kuni 700 m kaugusel (joonis 2; Väli & Tuule 2012). Poolas asuvad varupesad üksteisest 70–800 m kaugusel (Kenward 2006). 18 aastat kestnud uuringud Saksamaal Baieris näitasid, et 77% kanakulli territooriumidest 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 11 pesas 18-st, kolmel juhul pesitseti koguni 6 aastat järjest, ning vaheaegadega on üht pesa kasutatud 9 aasta jooksul (Tuule jt. 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 lumekihiga pesa (Kenward 2006).



Joonis 2. Kanakulli varupesade (kuni 1 km raadiuses paiknevate pesade) omavaheliste kauguste jaotus (Väli & Tuule 2012).

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). Samal ajal saabuvad pesadele tavaliselt ka Eesti kanakullid (joonis 3). Pesitsusele eelneval ajal – pesakohta valides ning pesa ehitades – on kanakullid väga tundlikud ning häirimine sellel pesitsuseelsel perioodil võib põhjustada pesakoha hülgamist või pesitsemisest loobumist. 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). Pesitsusaja algus varieerub aga aastati ja paaride vahel oluliselt, näiteks 2012. aastal alustati keskmiselt 6. aprillil (4–12. aprillil; kokku 6 paari; Väli & Tuule 2012). Erandlikult võidakse muneda isegi märtsi keskel (Ü. Väli avaldamata andmed). Esimese muna munemise aeg sõltub mitmest tegurist, näiteks õhutemperatuurist (jahedal kevadel alustatakse hiljem) ja emaslinnu vanusest (noored linnud alustavad hiljem; Kenward 2006, Lehikoinen jt. 2012, Ü. Väli avaldamata andmed). Varasem munemisaeg on omakorda positiivselt seotud sigimisedukusega (Kenward 2006), seevastu vihmane munemiseelne aeg võib põhjustada munemisest loobumist (Kostrzewa & Kostrzewa 1990). Kliimamuutuste mõju kanakulli pesitsemise ajastamisele on seni teadmata.

Täiskurnas võib olla 1–6 muna, enamasti on kurna suuruseks 3–4 muna; Euroopa asurkondade keskmine kurna suurus on 3,3 muna (Kenward 2006). Eestis oli möödunud sajandi keskel täiskurna keskmine suurus samuti 3,3 muna (Randla 1976), sajandi lõpul (1994–1999) oli see langenud 3,2 munani, käesoleva sajandi alguses (2000–2011) juba 3,0 munani (Asko Lõhmus, Rein Nellis, Ülo Väli, avaldamata andmed). Möödunud kümnendil oli kurna keskmine suurus 3,1 muna (2014–2020. a keskmine; Tuule 2020a põhjal).

Mune haub peamiselt emaslind, keda haudeajal varustab toiduga isaslind. 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 ärasöömist 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 järelevalveta 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 toitmise kiirem lõpetamine; heade toitumistingimuste juures hajuvad noorlinnud hiljem ja naasevad suurema tõenäosusega järgmisel kevadel samasse piirkonda (Kenward 2006, Rutz jt. 2006). Eestis püsivad pojad pesapaiga läheduses augusti keskpaigani (Väli 2005 ja Ü. Väli avaldamata andmed).

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

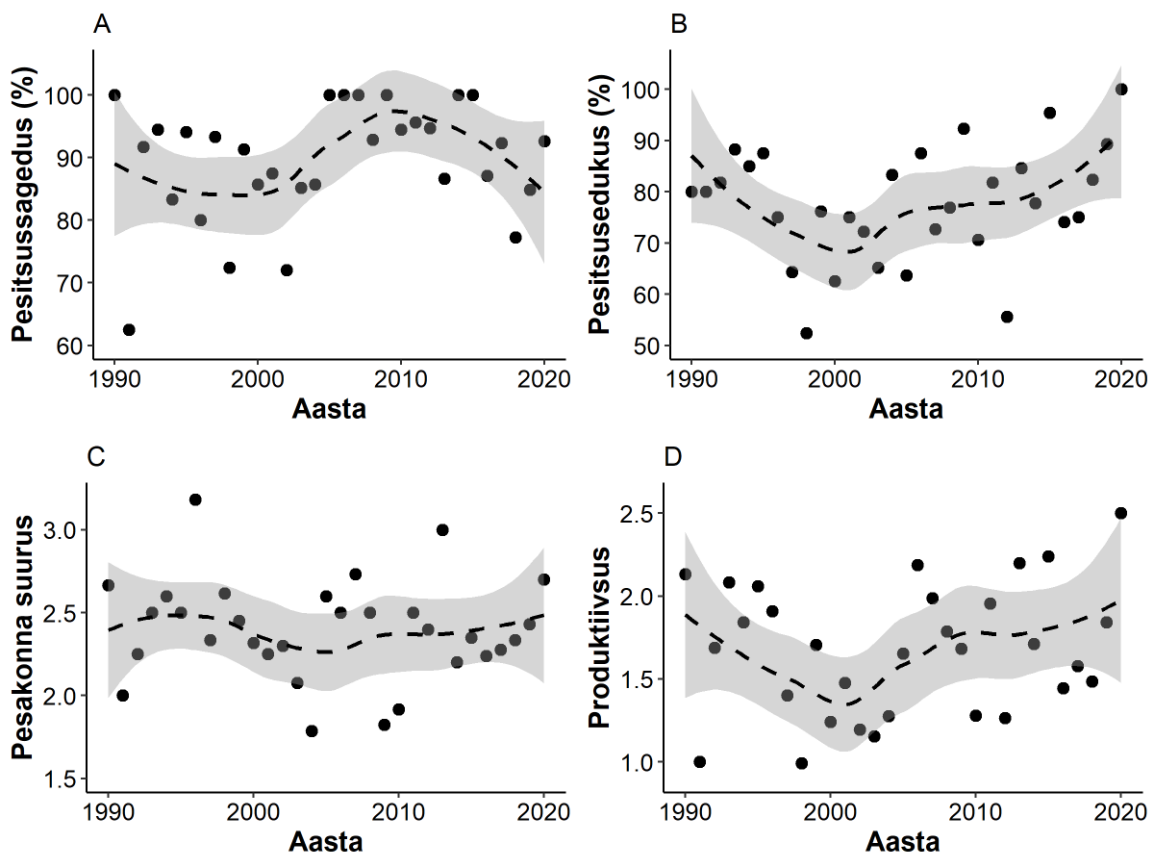
Joonis 3. Kanakulli pesitsusfaaside orienteeruv ajaline jaotus Eestis.

1.3.3 Sigimisedukus

Röövlinnuseire pikaajalise (1990–2020) andmestiku põhjal alustab pesitsust keskmiselt 90% paaridest, keskmine pesitsusedukus (edukate paaride osatähtsus pesitsemist alustanud paaridest) on 78%, keskmine pesakonna suurus 2,40 poega ning produktiivsus (lennuvõimeliste poegade arv asustatud pesade kohta) 1,68 (Väli jt. 2019, täiendatud). Need näitajad on sarnased mujalt Euroopast saadud tulemustega (Kenward 2006).

Pesitsemist alustavate kanakullide osatähtsus (pesitsussagedus) tõusis käesoleva sajandi algul, kuid langes eelmisel kümnendil varasemale tasemele (joonis 4). Madal pesitsussagedus võib peegeldada talvist või varakevadist saagipuudust, mis ei ole piisav pesitsemiseks vajaliku konditsiooni saavutamiseks. Pesitsusedukus (edukate paaride osatähtsus pesitsejatest) langes 1990. aastatel ning see oli ilmselt seotud arvukuse langusega sajandivahetusel, käesoleval sajandil on edukate paaride osatähtsus taastunud (joonis 4). Edukuse hiljutine tõus võib peegeldada paranenud haude- ja pesapojaaegseid ilmastiku- või toitumistingimusi, samuti kevadsuvisel röövluse, vaenamise ja häirimise vähenenud mõju. Pesakonna keskmine suurus on viimase kolmekümne aasta jooksul püsinud stabiilsena (joonis 4). Eelnimetatud kolm pesitsusnäitajat määravad

produktiivsuse, lennuvõimeliste poegade arvu kanakullipaari kohta, mis iseloomustab kõige paremini asurkonna üldist seisundit (Lõhmus 1997). Ka see näitaja on pärast langust sajandivahetusel nüüdseks taastunud (joonis 4). Pikaajalised andmed Saue uurimisalalt Harjumaalt (ajavahemikus 1959–2006; Tuule jt. 2007) viitavad pesitsusedukuse kasvule, pesakonna suuruse vähenemisele ja produktiivsuse stabiilsusele viimase poolsajandi vältel.



Joonis 4. Kanakulli sigimisedukust iseloomustavad parameetrid aastatel 1994–2020 (Väli jt. 2019 põhjal, täiendatud): pesitsemist alustanud (munenud) paaride osatähtsus (A), edukalt pesitsenud paaride osatähtsus pesitsust alustanud paaridest (B), keskmine pesakonna suurus (C) ning keskmine poegade arv asustatud pesa kohta (produktiivsus; D). Trendidele on lisatud hallina 95% usalduspiirid.

Linnades on kanakulli sigimisedukus kõrgem kui mujal. Saksamaal on linnakanakullidel pesakonna suurus keskmiselt 3,1 poega, maapiirkondades 2,6 poega (Merling de Chapa jt. 2020), Soomes, Helsingi piirkonnas, on pesakonna suurus samuti 3,1 poega, mujal 2,7 poega. Ka Eestis on asulatega seotud kanakullide pesakonnad tavaliselt suuremad kui maapiirkondades (Tuule 2020a, vt ka ptk 1.2.1).

Kuigi kanakull on tippkiskja, mõjutab röövlus ka teda. Soomes oli näiteks pesitsuste ebaõnnestumiste põhjuseks tihti munade ärasõõtmine pasknääri (*Garrulus glandarius*) ja ronga poolt (15% ebaõnnestumistest) või pesapoegade langemine kassikaku ohvriks (11%; Byholm & Nikula 2007). Eestis on pesapoegade surma põhjuseid teada vähe (vaid 11 juhtu, Lõhmus 2004b), neist sagedasem on kainism (64%), hukkumine röövlooma tõttu (18%), pesast alla kukkumine (9%) ja haigus või nälg (9%). Eestis ei ole röövluse mõju kanakulli

sigimisedukusele uuritud. Kuna vanalinnud viibivad poegadele toidu hankimise ajal pikalt pesast kaugemal (eriti toiduvaestes tingimustes), on risk üsna suur. Siiski on näiteks kõige tõenäolisema pesarüüstaja metsnugise (*Martes martes*) mõju hinnatud Euroopas tervikuna väikese tähtsusega ohuteguriks (Rutz jt. 2006) ning Eestis on selgunud, et näiteks musttoonekure puhul on metsnugise röövlus varem arvatust märksa väiksema tähtsusega (Kononov jt. 2019).

Kanakullid hakkavad pesitsema kahe- kuni kolmeaastaselt, kuigi mõned emaslinnud (5–10% isenditest) on võimelised pesitsema ka üheaastasena (Krüger 2005, Kenward 2006, Tornberg jt. 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).

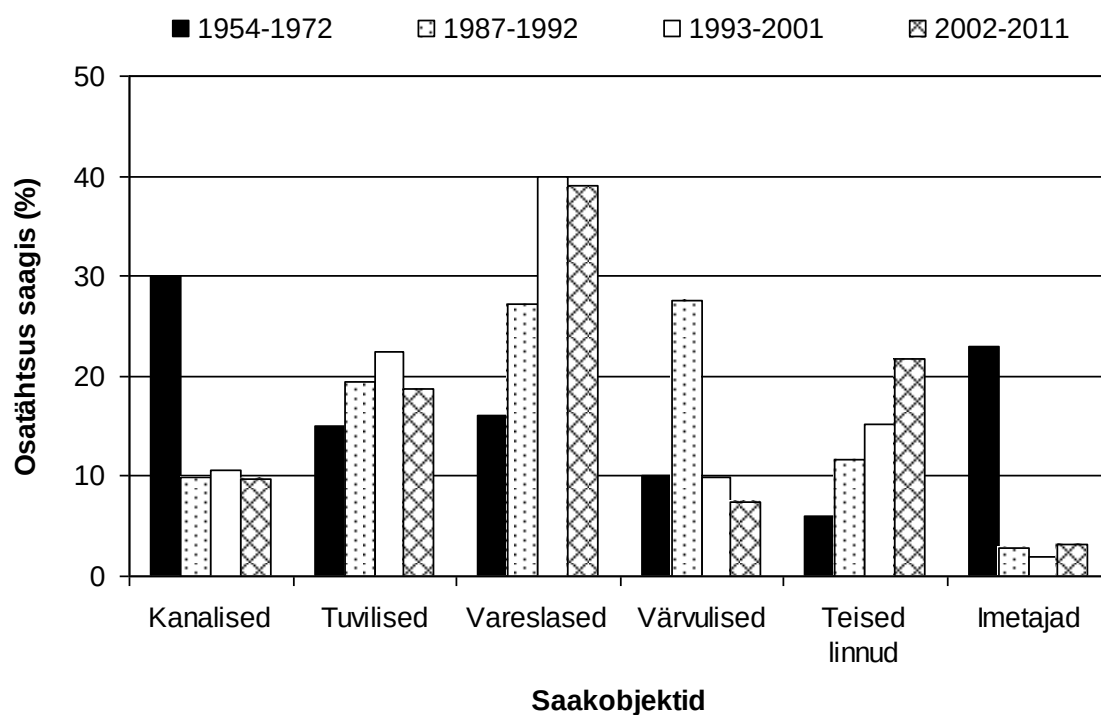
1.4 Toitumine

Kanakull on osav röövlind, kelle toidu koostis on 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 jt. 1994). Kanakull on seega tüüpiline generalist, aga mõned isendid võivad spetsialiseeruda teatud saakliikidele (Del Hoyo jt. 1994). Optimaalseks saagi suuruseks on 100–400 g (Rebollo jt. 2017). Valikuvõimaluste olemasolul eelistab kanakull murda haigeid saakloomi – näiteks on kanakulli tabatud linnud keskmiselt kolm korda kõrgema bakteriaalse nakkusega kui teised isendid (Møller jt 2012).

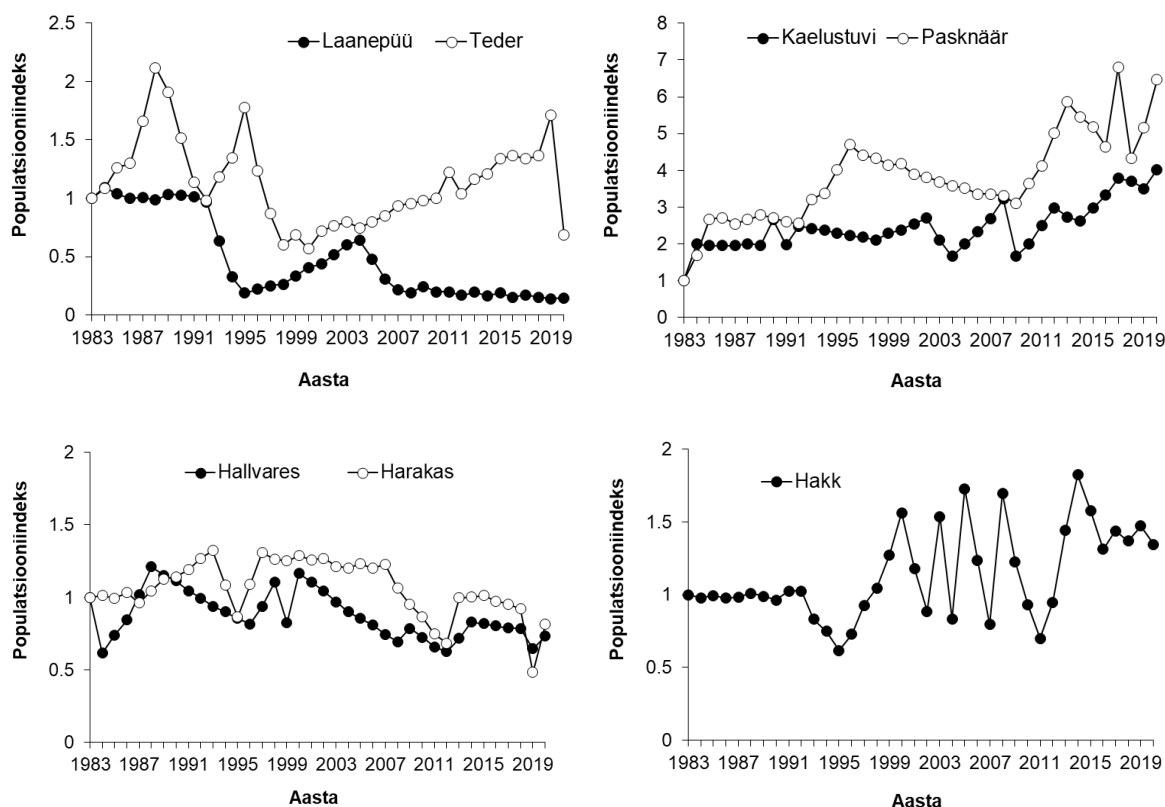
Eestis on põhjalikumalt uuritud pesitsusaegse saagi koostist (Randla 1976, Lõhmus 1993, Väli & Tuule 2012; joonis 5). Kanakulli sagedamateks saakliikideks on läbi aegade olnud keskmise suurusega linnud: vareslased (eeskätt hallvares, pasknäär (*Garrulus glandarius*), hakk (*Corvus monedula*) ja harakas (*Pica pica*)), tuvilased (kodutuvi, kaelustuvi (*Columba palumbus*)) ning kanalised (laanepüü (*Tetrastes bonasia*) ning teder (*Tetrao tetrix*)), imetajatest on saakloomade seas olnud peamiselt oravad (*Sciurus vulgaris*) ning jäneseid (*Lepus sp.*).

Eelmise sajandi teise poole ja käesoleva sajandi alguse jooksul on nii kanaliste kui imetajate osatähtsus saagis langenud, seevastu on järjest tõusnud vareslaste osakaal saagis (joonis 5). 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 jt. 2006). Kahe sagedamini saagis leiduva kanalise langevat arvukust on hinnatud punktloenduste projekti käigus (joonis 6; Nellis 2020), käesoleva sajandi teisel kümnendil ka standardiseeritud metsakanaliste seirega (Keskkonnaagentuur 2019). Laanepüü arvukus on märkimisväärselt langenud, tedre arvukuse pikaajalised muutused on ebaselged. Ehkki haraka ja hallvarese arvukus on käesoleval sajandil üldiselt langenud, on viimasel kümnendil arvukus püsinud suhteliselt stabiilsena; samamoodi on fluktrueeruv, kuid stabiilne haki arvukus; tunduvalt on tõusnud kaelustuvi ja pasknäär arvukus (joonis 6). Kodutuvi arvukuse muutust ei ole punktloendustega hinnatud, kuid hinnanguliselt on tema arvukus käesoleval sajandil pöördunud tõusule (Elts jt. 2019). Põhiliste saakrühmade dünaamika kõrval on märkimisväärne teiste linnuliikide osatähtsuse kasv saagis, mis näitab kanakulli menüü mitmekesistumist ning alternatiivide otsimist varasematele saakliikidele. Näiteks on sajandivahetusel röövlindude osa kanakulli saagis tõusnud kahelt protsendilt kaheksa protsendini (Väli & Tuule 2012). Seejuures võib kanakull rünnata ka

endasuuruseid või suuremaidki röövlindude, seda on ilmekalt näidanud veebikaamerad: kanakulli saagiks on langenud kalakotka ja väike-konnakotka pesapojad, rünnatud on koguni must-toonekurge. Nii menüü mitmekesisustumine kui teiste röövlindude murdmine võib olla üheks indikaatoriks kanakulli toidupuudusest (Rutz & Bijlsma 2006).



Joonis 5. Kanakulli tähtsamate saakobjektide esinemissageduse muutused viimasel poolsajandil (Randla 1976, Lõhmus 1993 ja Väli & Tuule 2012 põhjal).



Joonis 6. Tähtsamate saaklindude arvukuse muutused Eestis viimastel aastakümnetel punktloenduste andmetel (Nellis 2020 järgi).

Linnukasvatajad on pidanud kanakulli probleemliigiks, kes hävitab kodukanu ja teisi kodulinde. Tõepoolest, ehkki kanakulli isalind 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 kodulinde 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 & Tuule 2012). 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 mõjutavaid otseseid faktoreid, eriti just looduslikumatel aladel (Rutz jt. 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 (Rutzjt. 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. 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 varieerub piirkonniti (Schley & Roper 2003). Ehkki Eesti metsseamagudest ei ole otseselt leitud suurtes kogustes lindude või munade jäänuseid (0,1%–2,3% toidu koguhulgast; Räägel 2010), näitas toiduobjektide esinemissageduse analüüs geneetilise meetodiga, et metsis ja teised maaspesitsevad linnud moodustavad märkimisväärse osa metssea toidus (Oja jt. 2017). Nelja eelnimetatud imetajaliigi arvukused on Eestis käesoleval sajandil kasvanud ning seega on neil ka järjest olulisem osa kanakulli toidubaasi ahendajana.

1.5 Ränne

Ehkki täiskasvanud kanakullid on reeglina paiksed (kuigi üldjuhul kasutavad väljaspool pesitsusaega suuremat kodupiirkonda), 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 rända 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).

Eestis on kanakullide liikumisi analüüsitud rõngastustaasleidude põhjal (Nellis & Lelov 2005, Väli & Vainu 2012). Nendel andmetel on osa Eesti noortest kanakullidest rändsed, kes lennuvõimestumise järel liiguvad lõuna poole. Aastail 1913–2011 Eestis rõngastatud kanakullidest on taasleitnud 59 lindu, neist väljaspool Eestit vaid 14 lindu: Lätist 6, Venemaalt 3, Leedust 2, Poolast 2, Saksamaalt 1 ja Valgevenest 1 lind. Välismaalt taasleitute vanus jäi vahemikku 3–19 kuud (keskmiselt 8 kuud, vaid ühel juhul ületas vanus ühe aasta) ning taasleiud tehti enamasti sügisel ja talvel. Mujal rõngastatud kanakullide 55 taasleidu Eestis kinnitavad, et Eestisse jõuavad valdavalt põhja poolt rändsed kanakullid, ning tavaliselt on tegemist noortega: valdav enamus taasleitnud lindudest (43) pärineb Soomest, märksa vähem Lätist (10, valdavalt leitud Lõuna-Eestist) ja üksikud Rootsist (2) ning ligi kolmveerand kullidest olid nooremad kui kaks eluaastat.

Otseselt rändel loendatud 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 vabadusse 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 ca 40% poegadest, teisel eluaastal on suremus 30–35% ja edaspidi ca 15–20% aastas (Kenward 2006; Tolvanen jt. 2017). Esimestel eluaastatel on isaslindude suremus emaslindudest ca 10% suurem, kolmandast-neljandast eluaastast sugudevaheline suremuse erinevus kaob (Tornberg jt. 2006, Kenward 2006).

Kanakullide hukkimise looduslikuks põhjuseks on eeskätt talvine toidupuudus. Näiteks kahanes Soome kanakulliasurkond märkimisväärselt 2009–2010. a. karmide talvede järel Honkala jt. 2011). Soomes ja Rootsis ongi 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 jt. 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). Saksamaa linna- ja külamaastiku kanakullide peamiseks hukkimise põhjuseks on traumad, eeskätt vastu aknaid lendamise järel, kuid oluline osa, eeskätt linnakanakullidel, oli ka haigustel (trihomonoos), mis tulenes nakatunud kodutuvide suurest osast menüüs (Merling de Chapa 2020). 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 hukkimise põhjuseid süsteemselt uuritud ja olemasolevad andmed on pigem juhuslikku laadi. Aastatel 1985–2004 dokumenteeriti 37 täiskasvanud või lennuvõimelise noore kanakulli surma põhjused (Lõhmus 2004b): lend vastu aeda või akent või teadmata põhjusel hukkimine (kokku 11 juhul); tapmine inimese poolt (6); murdmine kiskja poolt (5); hukkimine liikluses (4); hukkimine elektriliinides (3); kurnatus külma ja/või nälja tõttu (2) ning ehitisse lõksu jäämine (1). Kahel korral leiti linnu jäänused (tõenäoline surma põhjus murdmine) ja kahel korral on leitud surnult terve lind (tõenäoline põhjus kokkupõrge, mürgistus, uppumine või kurnatus). Eesti Maaülikooli loomakliinikusse aastatel 2011 – 2019 toodud 48 kanakullist 34 isendil oli vigastuse või hukkimise põhjuseks trauma (sh 6 vaenatud isendit), 1 isend oli kurtunud, 1 infektsiooniga, 10 linnu puhul jäi vigastuse või hukkimise põhjus teadmata (Leivits 2019). Viiest Tartumaal GPS-saatjatega 2019–2020. a jälgitud kanakullist üks hukkus märgistamise aastal alajaamast saadud elektrilöögi tõttu ning üks samal aastal tõenäoliselt vaenamise tagajärjel (Ü. Väli jt., avaldamata andmed). Need andmed viitavad kõrgele suremusele Eesti kanakulliasurkonnas ning tõstatavad vajaduse viia läbi põhjalik uuring ellujäämusest ning pesitsevate lindude vahetumise sagedusest.

Kanakulli mõjutavad mitmed nakkushaigused. Arvestades seda, et kanakulli suremus esimesel eluaastal on niikuinii kõrge, ei oma nakkushaigused populatsiooni seisundile reeglina suurt mõju (Krone jt. 2005, Rutz jt. 2006). Kindlasti on aga nakkused lisafaktoriks teiste negatiivsete tegurite (toidupuudus, traumad) mõjule, mis kahjustavad madala

konditsiooniga linde ning suurendavad seeläbi nende hukkumise tõenäosust. Euroopa uuringute põhjal on kanakullidel teadaolevalt levinuim haigusetekiata bakter *Trichomonas gallinae*. Kui nakkus trihomoonasega areneb haiguseks, tekivad linnul toitumisraskused, mis viivad lõpuks surmani (Krone jt. 2005). Kultuur- ja linnamaastikus on kanakulli üheks peamiseks saakliigiks kodutuvi. Sellel liigil esineb trihomonoosi küllalt sageli ning kuna kanakullid eelistavad murda haigeid saakloomi (vt. ptk. 1.4), on ka kanakullide nakatumine väga tõenäoline. Saksamaa linnades on näiteks trihomoonasega nakatunud 56% kanakulli pesapoegadest, väljaspool linnu aga 26% pesapoegadest (Merling de Chapa jt. 2020). Sealhulgas oli Berliinis möödunud sajandivahetusel nakatunud 22% vanalindudest ning 65% pesapoegadest ning 80% pesakondadest oli nakatunud vähemalt üks poeg (Krone jt. 2005). Poolas Worclavis olid aga nakatunud kõik uuritud pesapojad (28 poega 11 pesast; Wieliczko jt. 2003). Samas tuleb silmas pidada, et nakkused ei arene alati haiguseks. Saksamaal leiti trihomonoosi kliinilisi tunnuseid vaid 3,9% pesapoegadest linnas ning 2,3% poegadest väljaspool linnasid (Merling de Chapa jt. 2020). Ehkki trihomomoos on pesapoegade hulgas oluliseks hukkumise teguriks, ei põhjusta ta reeglina vanalindude surma (Cooper & Petty 1988).

Trihomonoosi sagedust Eestis kanakulli pesapoegadel uuritud ei ole, kuid lennuvõimelistelt noorlindudelt ja vanalindudelt seda parasiiti möödunud kümnendil ei leitud (Leivits 2019). Küll aga tuvastati Eesti kanakullidel lindude nakkava bursiidi, linnugripi ning bakteri *Chlamydiaceae spp.* antigeenid või antikehad (Kirk 2020). Potentsiaalselt võimalikuks on peetud ka linnugripi, Newcastle'i haigust ja Lääne-Niiluse viroosi Eesti kanakulliasurkonnas, kuid seni neid nakkusi veel tuvastatud ei ole (Leivits 2019). Eesti kanakullipoegadel on leitud mitmesuguseid kasvaja (näiteks pea küljes, kõris ja silmas), möödunud sajandil ka täpsemalt määratlemata ägedat suu- ja kurgu-mädapaisetega haigust, millesse 1975–1982. a. suri Tallinna ümbruses 44 kanakullipojast tervelt 12 (Drevs 1983, Lõhmus 2004b).

2. Levik ja arvukus

2.1 Levik ja arvukus maailmas

Kanakulli levila paikneb Euraasia ja Põhja-Ameerika okasmetsavööndis (joonis 7), seetõttu on kanakull kõige laiaulatuslikumalt levinud haugas ja üks levinumaid röövlindude maailmas (Kenward 2006). Pesitsejana on teda registreeritud 78 riigis ja rändel 12 riigis, kokku hõlmab tema levila umbes 32 miljonit km² (BirdLife International 2021). Kanakullil eristatakse 9 alamliiki. Euroopas (sh. Eestis) pesitseb valdavalt nominaatvorm *Accipiter gentilis gentilis*, vaid põhjaosas leidub põhja-kanakulli (*A. g. buteoides*; Kenward 2006), kes harva võib sattuda ka Eestisse (Kumari 1954, Randla 1976, Nellis & Lelov 2005).

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; BirdLife International 2021). Ka Euroopa asurkonna suuruse osas on arvamused erinevad: 60 000 paari (Kenward 2006) või 166 000 – 220 000 paari (BirdLife International 2021). Suurim asurkond (90 000 – 110 000 paari) on Venemaal, enam kui 10 000 paari arvatakse pesitsevat ka Saksamaal, Poolas ja Ukrainas (BirdLife International 2021).



Joonis 7. Kanakulli levik maailmas. Rohelisega on tähistatud aastaringne esinemine, sinisega talvitusala (BirdLife International 2021).

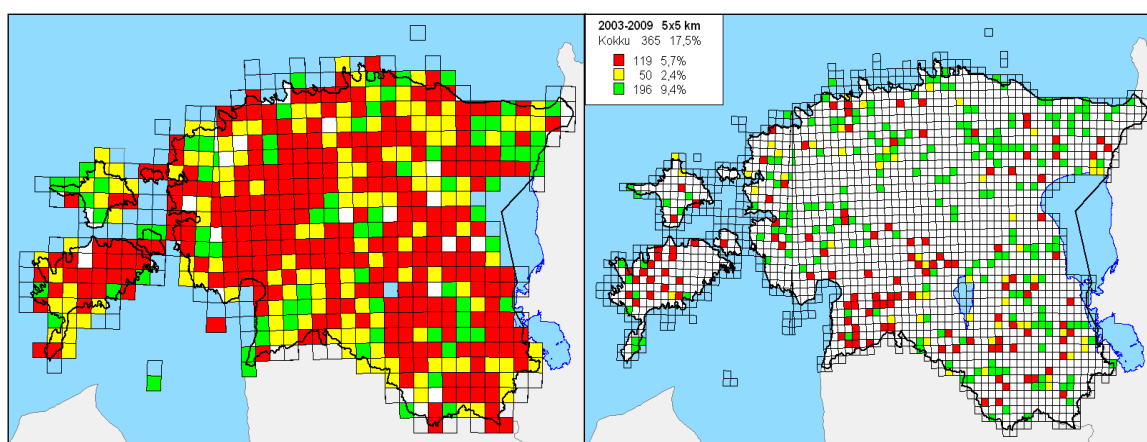
Kanakulli asustustihedus on regionaalselt erinev, varieerudes tavaliselt vahemikus 0,5–6,2 paari 100 km² kohta (Rutz jt. 2006, Selås jt. 2008), Fennoskandias on keskmine asustustihedus 3 paari/100 km² (Tornberg jt. 2006). Samas võib mõnes piirkonnas asustustihedus tõusta kaunis kõrgele: näiteks Poolas on loendatud keskmiselt kuni 13,9 paari/100 km², Saksamaal kuni 15,6 paari/100 km², Hollandis isegi 15,0–52,5 paari/100 km² (Rutz jt. 2006). Metsamaastikus on asustustihedus seotud positiivselt vanametsa osatähtsusega (Selås jt. 2008) või saagi suurema arvukuse ja tabatavusega (Kenward 1996), kuid kõige kõrgemad asustustihedused on registreeritud mosaiikmaastikus, kus metsad vahelduvad kultuurmaastikega (Del Hoyo jt. 1994).

Inimese mõjul on kanakulli arvukus maailmas aegade jooksul märkimisväärselt muutunud. Näiteks kadus kanakull Briti saartelt kulliliste hävitamise kampaania (nn kullisõdade) tagajärjel, kuid käesoleva sajandi alguseks oli sealne asurkond taastunud 410 paarini (Baker 2006, Kenward 2006). Keskkonnamürkide toimel langes kanakulli arvukus 1960. ja 1970. aastatel kogu Euroopas (Del Hoyo jt. 1994), kuid taastus seejärel (Birdlife International 2021). Ehkki üldist Euroopa trendi peeti 20. sajandi viimasel kümnendil stabiilseks või isegi kergelt tõusvaks, on samal ajal täheldatud kanakulli arvukuse langust

mitmes Euroopa riigis, sealhulgas kõigis Fennoskandia ja Balti riikides (BirdLife International 2021).

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-eestilise linnuatlase koostamise käigus (joonis 8). Veerand sajandit hiljem läbi viidud teise linnuatlase andmete kogumine näitas, et ehkki kanakull oli endiselt levinud kogu Eestis, oli asustus muutunud märksa hõredamaks (joonis 8). Esimese atlase 10×10 km ruutudest oli kanakulli poolt asustatud 72%, teise atlase samasugustest ruutudest oli asustatud vaid 43% (Väli 2018a). See võrdlus näitab asustustiheduse ning arvukuse olulist langust.

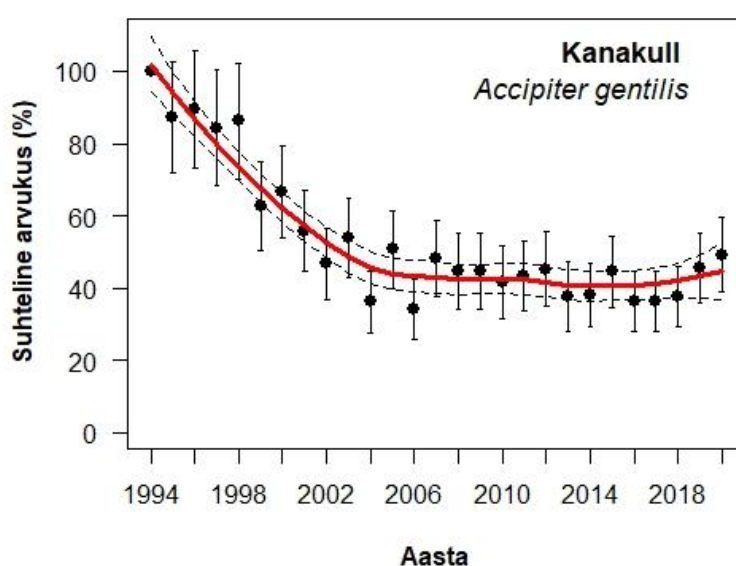


Joonis 8. Kanakulli levik Eesti haudelindude levikuatlase andmetel perioodil 1977–1982 (vasakul) ja 2003–2009 ruutudes (paremal). Punane – kindel pesitsemine, kollane – võimalik pesitsemine, roheline – kohati pesitsusajal (Väli 2018a järgi).

Esimesed numbrilised hinnangud kanakulli asustustihedusest Eestis saadi 1960. aastatel, mil keskmiseks tiheduseks hinnati 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 km² kohta (Tuule jt. 2011). Möödunud sajandi kaheksakümnendatel aastatel hinnati Eestis kanakulli asustustiheduseks keskmiselt 4–6 paari/100 km² (tõenäoliselt samuti metsamaa kohta; Leibak jt. 1994) ning Saue seirealal 3,7–4,2 paari 100 km² (Tuule jt. 2011) ja Pärnumaal Halinga uurimisalal kuni 1,4 paari 100 km² maastiku kohta (Lelov 1991). 1990. aastatel algas riiklik röövlinnuseire, mille käigus hinnati juba üle-eestiliselt asustustihedust kogu maastiku kohta 2–2,5 paari/100 km² (Lõhmus 2004a). Sajandivahetusel langes asustustihedus järsult umbes kaks korda (13% aastas), misjärel stabiliseerus tasemel 1,1–1,2 paari/100 km² (joonis 9; Lõhmus 2004a, Väli jt. 2019).

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 võis arvukushinnangu muutus peegeldada ka paranenud teadmisi ning Lilleleht ja Leibak (1993) on pidanud kanakulli arvukust 1970. ja 1980. aastate jooksul stabiilseks, ehkki pikaajalised seireandmed Saue uurimisalalt viitavad samuti mõningasele arvukuse tõusule (Tuule jt. 2011). Viimase paarikümne aasta jooksul on kanakulli arvukusehinnangud baseerunud röövlinnuseire andmetele ning peegeldanud umbes kahekordset asustustiheduse langust sajandivahetusel (Tabel 1). Asurkonna kahanemist näitas ka võrdlus kahe linnuatlase levikupiltide vahel (joonis 8). Viimased paarkümmend aastat on kanakulli arvukus püsinud stabiilsena, madalam arvukushinnang aastatel 2003–2008 tuleneb ilmselt hiline misest trendimuutuse arvestamisel (Tabel 1, joonis 9).

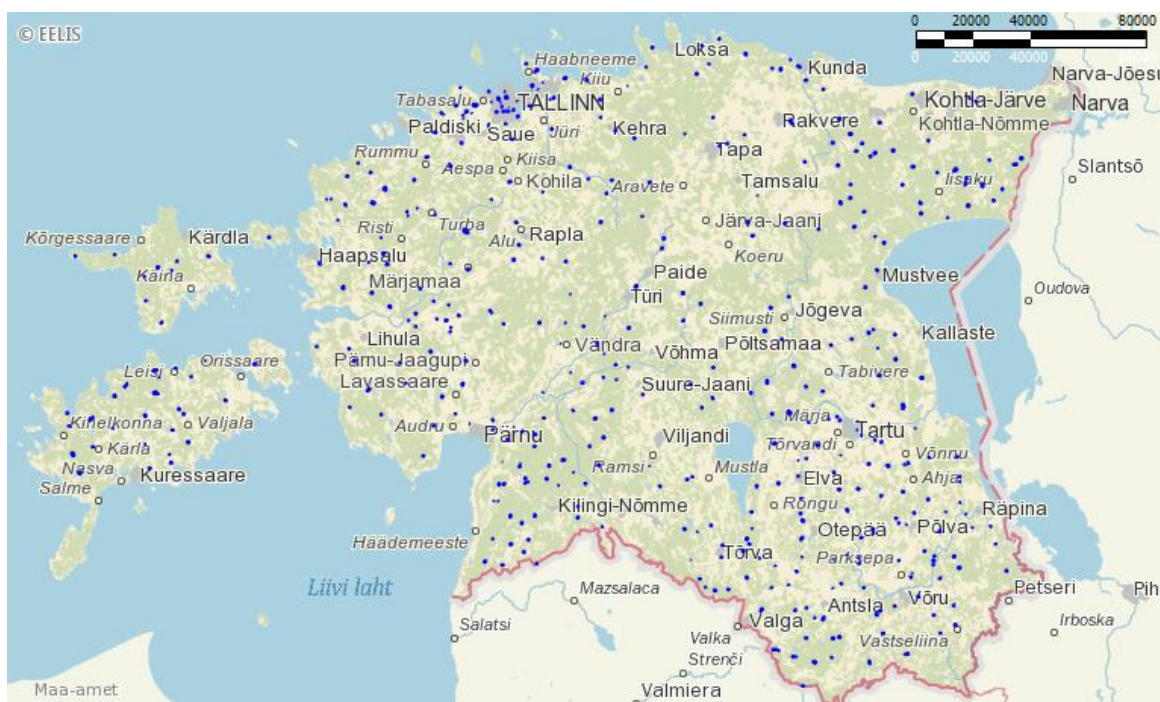


Joonis 9. Kanakulli asustustiheduse dünaamika Eestis aastail 1994–2020 röövlinnuseire andmetel (Väli jt. 2019 järgi, täiendatud). Suhtelist arvukust peegeldavatele iga-aastastele indeksitele on lisatud standardvead, punase joonena esitatud trendile on lisatud 95% usaldusvahemik.

Tabel 1. Hinnangud kanakulli arvukuse kohta Eestis.

Pesitsev asurkond (paarides)	Talvituv asurkond (isendeid)	Aeg	Allikas
vähemalt 500	andmed puuduvad	1960-ndad	Randla 1985
400–500	andmed puuduvad	1970-ndad	Randla 1976
500–1000	andmed puuduvad	1991	Lilleleht & Leibak 1993
700–1000	1000–2000	1990-ndad	Lõhmus jt. 1998
400–600	1000–1500	1998–2002	Elts jt. 2003
300–500	300–500	2003–2008	Elts jt. 2009
400–600	800–1200	2008–2012	Elts jt. 2013
400–600	800–1200	2013–2017	Elts jt. 2019

Keskkonnaregistrisse on 18.05.2021 seisuga kantud 418 kanakulli elupaika pindalaga 12945,36 ha. Võrdlevalt oli esimese tegevuskava koostamise ajal 2014. aastal keskkonnaregistris 410 kanakulli leiukohta, neist 364 punktobjekti ja 46 pindobjekti kogupindalaga 1128,7 ha. Seega on elupaiku praegu 8 võrra rohkem, kuid kõik on määratletud ühtsete põhimõtete järgi pindobjektiks, mistõttu elupaiga pindala on keskkonnaregistris oluliselt suurem. Kanakulli registriandmete korrastamine toimus 2021. aastal, mille käigus määratleti kõikidele kanakulli leiukohtadele (pesapaikadele) pindalalised elupaigad (vt määratlemise põhimõtteid ptk-st 6.3), arhiveeriti hävinud pesaja elupaigad ning sama kanakulli paari erinevad pesapaigad piiritleti üheks elupaigaks. Kõigi elupaikade jaotus maaomandi lõikes on esitatud tabelis 2 ning jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel tabelis 3.



Joonis 10. Keskkonnaregistrisse kantud kanakulli leiukohad august 2021 seisuga.

Tabel 2. Kanakulli leiukohtade jaotus maaomandi alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 23.08.2021).

Maa omandivorm	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Eraomand	2106,89	16
Riigiomand	10847,71	82
Munitsipaalomand	220,62	2
Segaomand	0	0
Avalik-õiguslik omand	57,78	0
Jätkuvalt riigi omandis*	5,53	0
KOKKU		100

* Sh veekogud, kus maaomandit pole.

Tabel 3. Kanakulli leiukohtade jaotus kaitstavatel aladel paiknemise alusel (Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, seisuga 23.08.2021).

Kaitstav ala	Pindala (ha)	Osakaal (%)
Püsielupaiga sihtkaitsevöönd*	1069,86	8
Püsielupaiga piiranguvöönd	477,17	4
Kaitseala sihtkaitsevöönd või reservaat	3650,83	28
Kaitseala piiranguvöönd**	1144,9	9
Hoiuala	251	2
Üksikobjekti kaitsetsoon***	0,87	0
Väljaspool kaitstavat ala	6643,91	50
KOKKU		100

* Kattumise korral piiranguvööndi või hoiualaga on arvestatud rangemat kaitsekorda.

** Sh pargid/puistud, kohaliku omavalitsuse tasandil kaitstavad alad, vana kaitsekorraga alad.

*** Ainult see osa, mis teiste kaitstavate aladega ei kattunud.

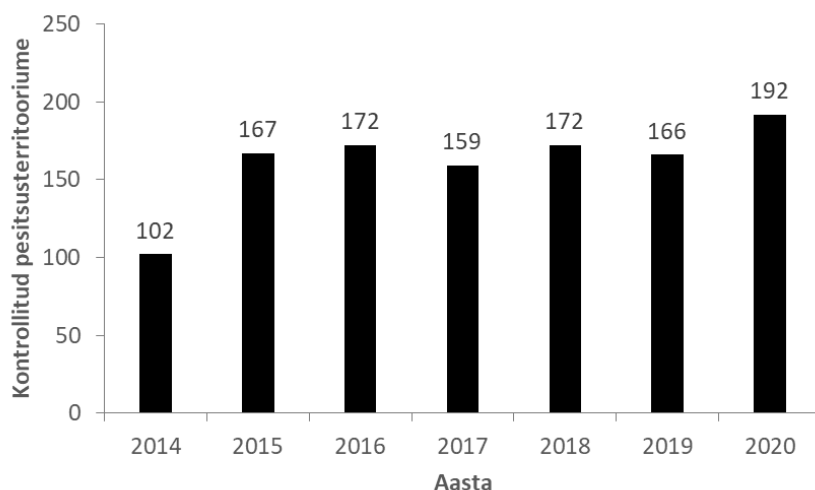
Keskkonnaregistris on 2021 mai seisuga registreeritud 60 kanakulli kaitseks moodustatud püsielupaika kogupindalaga 835,69 ha. Esimese tegevuskava koostamise ajal 2014. aastal oli registreeritud 48 kanakulli kaitseks moodustatud püsielupaika kogupindalaga 563,5 ha, seega on kasv 12 pesapaiga ning 272,19 ha ulatuses. Lisaks olemasolevatele püsielupaikadele on menetluses 41 uue püsielupaiga moodustamine, aga ka esialgu ühe püsielupaiga kaitse alt välja arvamine liiga väikese pindala ja seeläbi elupaiga jätkusuutmatuse tõttu. Senise kaitse tõhusust on käsitletud täpsemalt ptk-s 4.3.

3. Ülevaade seirest ja uuringutest aastatel 2015–2020

Kanakulli **pesitsusaegset arvukust** seiratakse Eesti Ornitoloogiaühingu koordineeritava projekti "Röövlinnud" raames, mis on viimastel aastakümnetel kuulunud Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire“. Röövlinnuseire käigus loendatakse röövlindude pesitsusterritooriume hajutatult üle Eesti paiknevatel seirealadel. Uurimisalade suurus on vahemikus 25–200 km² (enamasti 50 – 100 km²) ning alates riikliku röövlinnuseire algusest 1994. aastal on Eestis iga-aastaselt seirega kaetud ca 800–1700 km² (Väli jt. 2019). Ehkki käesoleva sajandi alguses hakkas seirealade arv ja kogupindala kahanema, on mõõn nüüdseks ületatud ja eelmisel kümnendil seiremaht taastus. 2020. aastal seirati röövlindude arvukust 28 seirealal kogupindalaga 1970 km² (Väli 2020). Kanakulli pesitsusaegse arvukuse seireks on see maht piisav.

Alates 2014. aastast on riikliku seire raames röövlinnuseirealadel jälgitud ka röövlindude **talvist arvukust**. Varjatult tegutsevat kanakulli kohatakse selle seire käigus harva ning esialgu on andmestik talvise arvukuse trendide jälgimiseks ebapiisav (Väli 2018b, Väli jt. 2018).

Kanakulli **sigimisedukust** seiratakse riikliku seire raames üheaegselt kahe seiretöö käigus: eelmainitud röövlinnuseires, mille käigus kogutakse pesitsusandmeid nii röövlinnuseirealadelt kui väljastpoolt (Väli jt. 2019), ning 2014. aastal alustatud spetsiaalse riikliku kanakulliseirega (Tuule 2014–2020). Kanakulliseire aluseks on eelmises tegevuskavas sedastatud tegevus, milles nähti ette vajadust üle-eestiliselt koguda sigimisedukuse andmeid vähemalt 50 asustatud pesast, samuti vanalindude sulgede kogumist isendite määramiseks ning saagimaterjali kogumist toitumisanalüüsideks (Väli & Tuule 2012). Ühtlasi pandi tegevuskavas ette vaadata kolmeaastase rotatsiooniga üle kõik püselupaikades ja kaitsealadel asuvad pesad, et hinnata nende kaitsekorra järgimist, aga võrdlev valim tuli koguda ka kaitseta kanakullipesadest, et saada objektiivsed üle Eesti ekstrapoleeritavad andmed.



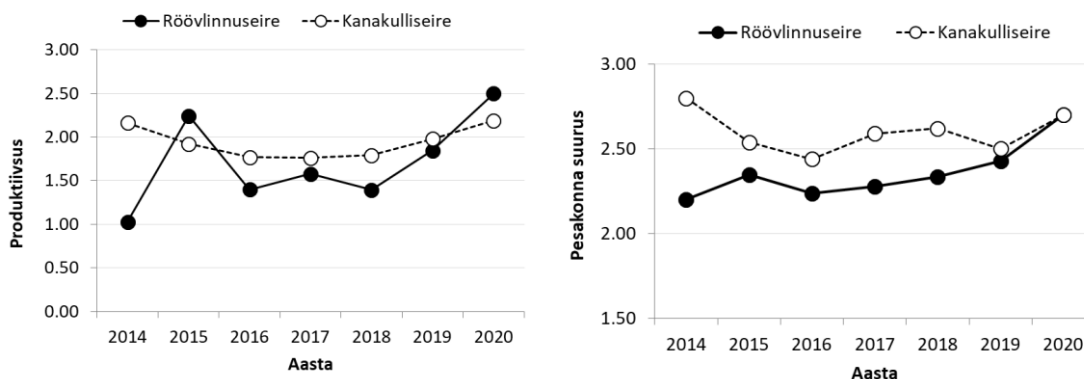
Joonis 11. Riikliku kanakulliseire käigus kontrollitud pesapaikade (pesitsusterritooriumide) arv (Tuule 2020a järgi).

Aastatel 2014 – 2020 sedastati kanakulliseire lähteülesandes Keskkonnaregistrisse kantud elupaikade asustatuse kontroll, elupaiga seisundi hindamine ja sigimisedukuse määramine ning esinemisteade kontroll, 2014. ja 2015. aastal sisaldus lähteülesandes ka

tegevuskavas sätestatud saagianalüüs. 2014. aastal nähti lähteülesandega ette 75, 2015–2018. a 140 ning 2019–2020. a vähemalt 100 pesapaiga kontrollimine, kuid tegelikkuses on kontrollitud pesapaikade (pesitsusterritooriumide) arv olnud märksa suurem (joonis 11).

Kanakulliseire käigus on aastatel 2014–2020 kogutud põhjalikke andmeid sigimisedukusest, sealjuures on eraldi käsitletud asulatega seotud paare ning ülejäänud Eesti asurkonda. Sigimisedukuse arvutamisel kasutatud meetodika erineb rahvusvaheliselt üldtunnustatud praktikast (Lõhmus 1997, Steenhof & Newton 2007), seetõttu ei saa kanakulliseire tulemusi otseselt kõrvutada röövlinnuseire tulemustega (Väli jt. 2019). Tulemuste standardiseerimise järel selgub, et kanakulliseire käigus saadud produktiivsuse näitajad on stabiilsemad, kuid üldine trend ning pikaajaline keskväärtsus oluliselt ei erine (joonis 12). Kanakulliseire käigus on pesakondi hinnatud reeglina suuremateks kui röövlinnuseirega, kuid viimastel aastatel on hinnangud ühtlustunud (joonis 12). Seire käigus on Tallinna pesapaikadel märgistatud pojad lisaks tavarõngastele ka värvirõngastega, kuid selle uuringu tulemusi veel avaldatud pole. Ühel aastal (2015) on seire käigus määratud saagi koostis ning alates 2017. aastast on kirjeldatud vanalindude agressiivsust. Alates 2016. aastast on hinnatud pesapaikade seisundit neljaastmelisel skaalal. Tegelikult peitubki kanakulliseire põhiväärtus just kaitsekorralduslikus seires – pesapaikade seisundi hindamises ning alusandmete kogumises pesapaikade kaitse organiseerimiseks, kuid see oluline panus on senistes seirearuannetes jäänud teenimatult tähelepanuta.

Lisaks seirele on aastatel 2015–2020 otsitud uusi pesapaiku ning korrastatud kanakulliandmestikku keskkonnaregistris. Need kaitsekorralduslikud tööd on ellu viidud eelmise tegevuskava täitmise raames ning neid tutvustatakse peatükis 5.1.



Joonis 12. Kanakulli produktiivsus (poegade arv asustatud pesa kohta) ja pesakonna suurus röövlinnuseire ning kanakulliseire andmetel aastatel 2014–2020.

Kanakulli **rakendusteaduslikke uuringuid** tehti Eestis peamiselt 1990. ja 2000. aastatel, kui analüüsiti kanakulli saaki (Lõhmus 1993) ning elupaigavalikut (Lõhmus 2005, 2006). Pärast pikka uuringute vaheaega käivitati 2019. aastal Eesti Maaülikooli ja Eesti Ornitoloogiaühingu koostöös kanakulli telemeetriaüuring, mille käigus on seni paigaldatud viis GPS-saatjat kanakulli kodupiirkonna ja saagijahi uurimiseks. Avaldamiseni on jõudnud esimene artikkel, mis kirjeldas metsafragmentide ja nende omaduste tähtsust

kanakulli saagijahile põllumajandusmaastikus (Mirski & Väli 2021). Eesti Maaülikoolis viidi möödunud kümnendil läbi ka terviseuuringud: 2019. aastal valmis ülevaade ohtudest kanakulli tervisele ning surmapõhjustest (Leivits 2019) ning 2020. aastal kaitsti magistritöö keskkonnamürkide ning nakkushaiguste leidumisest Eesti kanakulliasurkonnas (Kirk 2020). Terviseuuringute tulemusi on kirjeldatud peatükkides 1.6 ja 6.5.

4. Kaitsestaatus ja senise kaitse tõhususe analüüs

4.1 Kaitsestaatus maailmas ja Euroopas

Maailma mastaabis on kanakull levinud väga suurel alal, asurkond on suur ja selle arvukustrend stabiilne, seetõttu on liik IUCN hinnangul “soodsas seisundis” (*Least Concern LC*; BirdLife International 2021). 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 jt. 2006). Mitmes piirkonnas Saksamaal on kanakulli küttimine lubatud tedre reintrodutseerimise programmi edukaks elluviimiseks, kuid näiteks Poolas püütakse sel juhul kanakullid ja transporditakse nad teise piirkonda. Ülevaate kanakulli ohustatusest ja kaitsestaatusest Euroopas annab tabel 4.

Tabel 4. Kanakulli ohustatus ja kaitsestaatus

Akt	Kategooria	Sisu	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	Ohualdis	Arvukus on oluliselt vähenenud	2019
Kaitsestaatus Eestis (Looduskaitseseadus)	II kaitsekategooria	väga piiratud alal või vähestes elupaikades esinev liik, kelle arvukus langeb ning levila aheneb	2004

4.2 Senine kaitsekorraldus ja selle õiguslikud alused Eestis

Esimese Eesti looduskaitseseaduse vastuvõtmisel 1935. aastal kuulus kanakull veel kahjulike liikide nimekirja. 1957. a. kehtestatud Eesti NSV looduskaitseseadusega võeti kaitse alla suur osa kullilistest ja kakulistest, kuid koos mõne teise liigiga jäi kanakull kaitsealuste liikide seast välja. Kanakulli piiramatult hävitamine lõppes 1967. a, misjärel neid võis tulistada vaid linnufarmide ja linnukasvatuste lähedal ning metslindude söötmispaikadel (Randla 1976). Esmakordselt võeti kanakull täieliku kaitse alla 1994. a., kui jõustus Kaitstavate loodusobjektide seadus, millega kehtestati liikide kaitseks kolm kaitsekategooriat. Kanakull kuulus siis 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 Looduskaitseseaduse 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 (Looduskaitseseadus). 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). 2008. aastal oli kanakulli ohustatuse staatus „ohulähedane“, kuid 2019. aastal arvati kanakull kategooriasse „ohualdis“, mis näitab varem arvatust suuremat ohustatust.

4.3 Senise kaitse tõhususe analüüs

Senine kanakulli kaitse on põhinenud nii isendikaitsel kui elupaikade säilitamisel. Isendikaitsel on pärast tapmise keelustamist möödunud sajandil saavutatud märkimisväärset edu. Tänapäeval on asurkonna kaitsel põhirõhk elupaikade kaitsel, mille saab jagada teadaolevate, teadmata ja potentsiaalsete pesapaikade kaitseks ning toitumisalade kaitseks. Kvantitatiivselt on võimalik analüüsida eeskätt teadaolevate pesapaikade kaitset.

Eestis pesitseb 400–600 paari kanakulle, keskkonnaregistrisse on kantud 418 pesapaika (ptk 2.2). Kaitstavatel aladel, sh kaitstavate alade piiranguvööndites ja hoiualadel, asub 2021 mai seisuga kokku 41% kanakulli elupaikade koguarvust ja 50% kogupindalast¹. Seega on LKS-s sätestatud miinimum elupaikade arvu osas (vähemalt 50%) täitmata. Pindalaliselt on kaitstus suurem kui arvuliselt, kuna kaitstavatele aladele jäävad kanakulli elupaigad on suuremad, sest raiumata, liigile sobivat metsa on seal pesapaiga ümbruses ulatuslikumalt. Oluline on kaitsta siiski vähemalt pooli kanakulli elupaiku (st arvuliselt vähemalt pooli).

Siiski on kanakulli pesapaigad rangelt kaitstud üksnes aladel, mille kaitsereežiim tagab kanakullile efektiivse 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-eeskiri²), 3) teiste liikide kaitseks moodustatud püsielupaigad, kui nende kaitsekord vastab kanakulli kaitse kriteeriumidele ning 4) hoiualad, kus kanakull on nimetatud hoiuala kaitse-eesmärgiks. Nimetatud aladel on keelatud või saab keelata kõiki raieid kanakulli elupaikades ja vajadusel lubada vaid kujundusraieid. Sel moel on rangelt kaitstud 115 registrisse kantud kanakulli elupaika (27% elupaikadest); menetluses oleva 41 püsielupaiga lisandumisega oleks range kaitse all 37% teadaolevatest kanakulli elupaikadest. Aastatel 2010–2019 olid kõigist registrisse kantud pesapaikadest riikliku seire toimumise ajal asustatud 57%, rangelt kaitstud pesapaikadest 62% (Tuule 2019a).

Kaitseala piiranguvööndites on võimalik kanakulli elupaikades uuendusraieid vältida juhul, kui kanakull või üldisemalt elustiku mitmekesisuse kaitse on kaitseala kaitse-eesmärgiks, kusjuures keelata saab kanakulli elupaiga ulatuses neid uuendusraieid, mis on

¹ Keskkonnaregister: Keskkonnaagentuur, 18.05.2021 seis

² <https://www.riigiteataja.ee/akt/127022019009>

kaitse-eeskirja järgi lubatud kaitseala valitseja nõusolekul, st võimalik on teha kaalutlusotsust. Muid raieid piiranguvööndis keelata ei saa, mistõttu on otstarbekam need kaitse-eeskirja muutmise käigus tsoneerida sihtkaitsevööndisse. Seega kaitseala piiranguvööndis on kanakulli elupaiga kaitse eeldatavasti piisav, kui uuendusraieid saab liigi elupaigas kaitse-eeskirja alusel keelata ning kanakulli elupaik jääb uuendusraietest puutumatuks. Üldjuhul on otstarbekas siiski sihtkaitsevööndi kaitsereežiim, mis võimaldab reguleerida ka valik- ja harvendusraieid ning kompenseerib maaomanikule saamatajäävaid tulusid õiglasemalt.

Kõige jätkusuutlikumaid pesapaiku, kus looduslikud tingimused vastavad kõige paremini kanakulli elupaiganõuetele (vt ptk 1.2), käsitletakse *esinduslike pesapaikadena*. Kõik praegu menetluses olevat 41 püsielupaika asuvad esinduslikus elupaigas (Tuule 2019a, Keskkonnaamet 2020).

Koos projekteeritavate kaitstavate aladega saab kaitstud 57% kanakulli elupaikade koguarvust ja 66% kogupindalast. Tõenäoliselt on vaja veel mõned kanakulli püsielupaigad kaitse alt välja arvata, kuna liiga väikese pindala tõttu ei ole kanakull neid enam asustanud ja elupaigad on jätkusuutmatuse tõttu keskkonnaregistris juba arhiveeritud (nt Paabo, Kooraste 1, Lehtsaare). Kavas on ka mõne muu pikaajaliselt asustamata väikesepindalalise kanakulli elupaiga seire korraldamine 2022. aastal, et seejärel otsustada nende kanakulli püsielupaikade kaitse alla hoidmise otstarbekuse üle ja vajadusel teha kaitse alt välja arvamise ettepanek. Sellega väheneb kanakulli püsielupaikade arv.

Püsielupaikade moodustamine on oluliselt aidanud kaasa kanakulli kaitsele ning see on olnud ilmseks üheks teguriks, mis on võimaldanud kanakulli asurkonnas püsida stabiilsena. Püsielupaikades on 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). 2010. aastal ei leitud püsielupaikade kontrollimisel ühtegi rikkumist (Evestus 2010). Aastatel 2014–2020 läbi viidud kanakulliseire aruannetes rikkumisi märgitud ei ole.

Praeguseks on kõik kanakulli pesapaigad keskkonnaregistris pindobjektidena (elupaigalaikudena). Väljaspool kaitstavaid alasid ei välista see siiski nende hävimist väljaspool pesitsusaega läbi viidavate raiete käigus, kuid elupaigalaigu piires rakenduvad isendikatse põhimõtted ning seeläbi peaks olema tagatud kanakulli häirimatu pesitsemine registreeritud pesapaikades.

4.4. Eelmise perioodi (2015–2019) tegevuskava täitmine

Eelmisel tegevuskava perioodi planeeritud eelarve oli 75 000 eurot. Kümnest kavandatud tegevusest viidi täielikult ellu neli tegevust (sh kaks pärast perioodi lõppu), osaliselt viidi ellu kolm tegevust ja täielikult täitmata jäi samuti kolm tegevust. Kõik II prioriteedi tegevused on kas täielikult või osaliselt ellu viidud. Tegelik rahaline kulu oli 39 327 eurot. Iga konkreetse tegevuse täitmist ning tegelikku maksumust on kirjeldatud tabelis 5.

Tabel 5. Kanakulli kaitse tegevuskavas ette nähtud tegevuste täitmine aastatel 2015–2019. Teatud tegevuste tulemusi on pikemalt tutvustatud 2. peatükis. Lühendid: KIK – Keskkonna Investeeringute Keskus, KeA – Keskkonnaamet, KAUR – Keskkonnaagentuur, EMÜ – Eesti Maaülikool, EOÜ – Eesti Ornitoloogiaühing, KeM - Keskkonnaministeerium.

Tegevus (sulgudes prioriteetsus)	Planeeritud tegevused	Planeeritud maksumus (eurodes), võimalik rahastaja	Tegelik maksumus (eurodes), korraldaja	Tulemused	Mõju liigi seisundile
1. Keskkonna-registri andmete kontroll ja täiendamine (II)	2015–2016, hiljem jooksvalt. Hävinud pesapaikade ja pesitsemisega mitteseotud vaatluste eemaldamine; kirjete muutmine pindalaliseks objektiks.	1000, KIK	3000, KeA	Andmeid täiendati 2015–2019 jooksvalt seire ja sobivate elupaikade (potentsiaalsete leiukohtade) kontrolli raames. Tegevuskava perioodi jooksul lisandus keskkonnaregistrisse 181 leiukohta, punktobjektide arv vähenes 70 võrra, kuid pindobjektide arv kasvas 249 võrra. Pindobjektide kogupindala kasvas 7022.7 ha ulatuses ehk 7,2 korda. 2020/2021 telliti kõigi kanakulli registriandmete kontroll ja korrigeerimine, mille käigus piiritleti suur osa seniseid punktobjekte pindobjektidena, sama kanakullipaari eri pesapaigad ühendati üheks elupaigaks ja arhiveeriti ajaloolised leiukohad.	Täidetud. Keskkonnaregistris on 418 paari elupaigad (vt ptk 4.3).
2. Uute pesitsus-territooriumide kaardistamine (II)	2015–2019. Asustatud peade otsimine vanadelt pesapaikadelt ning elupaigamudeli alusel.	12500, KIK	9420, KeA	2019. aastal kontrolliti peibutades ja pesi otsides otsimise meetodit kasutades Virumaal potentsiaalseid kanakulli elupaiku elupaigamudeli alusel 39 alal. Leiti kokku 11 uut kanakulli elupaika 20 seni teadmata pesaga. 2020. aastal kontrolliti peibutusmeetodit kasutades 69 elupaigamudeli alusel määratletud potentsiaalset kanakulli pesapaika üle Eesti; tõendeid kanakulli pesitsemisest saadi 36 alalt, 33 alalt leiti üks või mitu kanakullipesa (kokku 37 pesa; Tuule 2020b).	Täidetud. Uued teadaolevad pesapaigad toetavad isendikaitset, kuid esinduslike pesapaikade kaitseks tuleb moodustada püsielupaigad.
3. Riiklik seire (II)	2015 – 2019. Iga-aastane vähemalt 75 pesapaiga	Ei planeeritud	KAUR	2015 – 2019 kontrollituaastati 159–172 pesapaika, kus määrati asustatus, sigimisedukus, pesapaiga	Täidetud. Ülevaade asurkonna seisundist on

Tegevus (sulgudes prioriteetsus)	Planeeritud tegevused	Planeeritud maksumus (eurodes), võimalik rahastaja	Tegelik maksumus (eurodes), korraldaja	Tulemused	Mõju liigi seisundile
	kontroll. Asustatuse ja sigimisedukuse määramine, sulgede kogumine vanalindude tuvastamiseks, saagimaterjali kogumine, pesapaiga seisundi hindamine.			seisund. Saagianalüüsid viidi läbi 2015, isendite tuvastamiseks sulgi pole kogutud.	hädavajalik, selle mõju läbi pesapaikade kaitse on olnud positiivne.
4. Uuringud elupaigakasutuse selgitamiseks (II)	2016 – 2019; 1) 25-30 linnu elupaikade analüüs GPS-telemeetria abil; 2) pesapaigavaliku analüüs; 3) pikaajaliste elupaigamuutuste mõju analüüs.	33 500, KIK	Ca 5000, EMÜ, EOÜ.	Alles 2019–2020 paigaldati esimesed saatjad viiele kanakullile EMÜ ja EOÜ initsiatiivil, esimesed andmed on kogutud, kuid põhjalikud analüüsid seni puuduvad. Pesapaigavalikut ja pikaajaliste elupaigamuutuste mõju pole analüüsitud.	Täitmisega alustatud , mõju ei saa hinnata
5. Peamiste hukupõhjuste väljaselgitamine (II)	2015, 2019; Hukupõhjuste koondamine ühtsesse andmebaasi, sellele järgnev andmeanalüüs.	Ei planeeritud	18 937, KeA	EMÜ (Leivits 2019) uuris 22 kanakulli maksakudesid ja koondas teadaoleva info nende surmapõhjuste kohta. Viiel linnul eiti kõrged elavhõbedakontsentratsioonid, mille allikad vajavad edasist välja selgitamist ning rodentitsiidide sage ladestumine kanakullides . Teadaolevatest hukkumispõhjustest olid valdavaks erinevad füüsilised traumad, nii ehitistega kokkupõrgete kui ka vaenamise tulemusel. Ühtset hukupõhjuste andmebaasi siiski endiselt pole ning piisavalt ulatuslikku keskkonnamürkide analüüsi pole seni tehtud.	Osaliselt täidetud , tuleb jätkata.
6. Uuring vaenamisest ja pesapaikade	2016, 2019; ankeetküsitlused, mille käigus selgitatakse	3000, KIK	–	Pole ellu viidud.	Täitmata , mõju ei saa hinnata.

Tegevus (sulgudes prioriteetsus)	Planeeritud tegevused	Planeeritud maksumus (eurodes), võimalik rahastaja	Tegelik maksumus (eurodes), korraldaja	Tulemused	Mõju liigi seisundile
vabatahtliku kaitse võimalustest (III)	huvigruppide suhtumist kanakulli ja teiste röövlindude pesapaikade vabatahtlikkusse kaitseks.				
7. Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine koolitustel (III)	Spetsiaalsed koolitused kanakulli ja tema kaitse tutvustamiseks. Kanakulli-teemalise infomaterjali koostamine.	10 500, KIK	–	Pole ellu viidud.	Täitmata , mõju ei saa hinnata.
8. Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine meedias (III)	2016 – 2019; kanakulli tutvustamine raadio- ja telesaadetes, sotsiaalmeediakanalites, populaarteaduslikes ajakirjades; kava lühivariandi avaldamine linnuajakirja Hirundo erinumbrina. Veebikaamera.	8500, KIK	–	KeA tutvustas kanakulli ajalehes “Sinu Mets” (nr 54, märts 2019) enne kanakulli püsielupaikade kaasamist. Muul viisil ei ole organiseeritult kanakulli meedias tutvustatud, kuid vabatahtlikul initsiatiivil on kanakullist räägitud meedias korduvalt nt. ERR saadetes “Osoon” (nt. 21.09.2015, 22.01.2018, 22.04.2019) ja “Huvitaja” (26.09.2016), ajalehes Maaelu (17.02.2017). Meedia kajastas põhjalikult lageraiet Kurgja kanakulli pesapaigas 2020. a. Populaarteaduslikke artikleid pole aastal 2015 – 2019 ilmunud. Kava lühivarianti pole ilmunud, kuid kava on kättesaadav KeM kodulehelt, veebikaamerat pole paigaldatud.	Osaliselt täidetud. Otsest mõju ei saa hinnata, kuid kanakulli parem tundmine eeldatavasti vähendab isendite vaenamist ja pesapaikade hävimist.
9. Rahvusvaheline koostöö (III; täitmata)	Eesti teadlaste osalemine kanakulli käsitlevatel rahvusvahelistel töökoosolekutel, konverentsidel või	5000, KIK	–	Ehkki üldine röövlinnuteemaline rahvusvaheline koostöö toimib, pole spetsiaalselt kanakullialast rahvusvahelist koostööd toimunud.	Täitmata , mõju ei saa hinnata.

Tegevus (sulgudes prioriteetsus)	Planeeritud tegevused	Planeeritud maksumus (eurodes), võimalik rahastaja	Tegelik maksumus (eurodes), korraldaja	Tulemused	Mõju liigi seisundile
	rahvusvahelistes ühisprojektides.				
8. Kaitse tegevuskava uuendamine (II; täidetud)	2019; eelmise tegevuskava täitmise analüüs, uue tegevuskava koostamine.	1000, RE	2970, KeA	Uuendatud tegevuskava eelnõu valmis 2021. a.	Täidetud. Oluline liigi kaitse järjepidevuse tagamiseks.

5. Ohutegurid ja meetmed

Käesolevas peatükis, milles analüüsitakse peamisi asurkonda piiravaid ja ohustavat mõju avaldavaid faktoreid Eestis, võetakse ohutegurite tähtsuse hindamisel aluseks järgnev mõjuskaala:

- kriitilise tähtsusega – võib viia liigi hävimiseni 20 aasta jooksul;
- suure tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul asurkonna kahanemisele enam kui 20% ulatuses;
- keskmise tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul asurkonna kahanemisele märkimisväärsel osal Eesti areaalist vähem kui 20% ulatuses;
- väikese tähtsusega – omab vaid kohalikku tähtsust, Eesti asurkonna kahanemine 20 aasta jooksul on vähem kui 20%.

Kanakulli peamiste ohutegurite olulisus on samasugune kui esimese tegevuskava koostamise ajal (tabel 6). Eesti kanakulliasurkonnale kriitilise tähtsusega ohutegureid tänapäeval õnneks ei ole. Suureks ohuteguriks on pesapaikade hävimine, kuna metsade majandamisel on ette näha raiete jätkumist suures mahus 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, ühtlasi on vähenenud mitme põhilise kultuurmaastiku saakobjekti arvukus; kanakulli ümber lülitumist teistele saakobjektidele pole meil põhjalikumalt uuritud. Seetõttu tuleb ka toidubaasi vähenemist lugeda keskmise tähtsusega ohuteguriks. Pesitsusaegset häirimist võib pidada keskmise tähtsusega ohuteguriks. Keskkonnamürkide mõju on tänaseks kahanenud väikese tähtsusega teguriks, väike roll on ka pigem üksikisendeid mõjutavatel lindude tahtlikul tapmisel. Liikluses ning kokkupõrgetes ehitiste ja elektriliinidega hukkumise tähtsus on suurema sagedusega, kuid asurkonna mastaabis siiski väikese mõjuga. Põhjalikumalt on ohutegurite mõju kirjeldatud järgnevates alapeatükkides, kus on esitatud ka potentsiaalsed üldised meetmed (pikemalt käsitletud ptk 6 ja ptk 7.2) ning konkreetsed tegevused (pikemalt ptk 7.3) nende mõju vähendamiseks.

Tabel 6. Kanakulli peamised ohutegurid Eestis ja maailmas.

Ohutegur	Mõju Eestis 2012*	Mõju Eestis 2021	Mõju maailmas**
Pesapaikade hävimine	suur	suur	väike
Toidubaasi vähenemine	suur	suur	hindamata
Pesitsusaegne häirimine	keskmine	keskmine	hindamata
Tahtlik tapmine ja isendite loodusest eemaldamine	väike	väike	väike
Keskkonnamürkide mõju	väike	väike	väike
Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega	teadmata	väike	hindamata

* Väli & Tuule 2012 põhjal

** BirdLife International 2021 põhjal. Ohutegurite mõju Euroopas ei ole eraldi hinnatud.

5.1 Pesapaikade hävinemine

Pesapaikade olemasolu on liigi esinemiseks üks olulisemaid eeldusi ning pesapaikade hävinemine üks peamisi kaitsealuste liikide ohutegureid (Newton 1998). Kanakull pesitseb eelkõige vanades raieküpsedes 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. Kanakullide pesapaigad on Eestis üsna hästi teada: 400–600 paarisest asurkonnast on keskkonnaregistrisse kantud 418 paari pesapaigad. Kaitstud on 41% kanakulli elupaikadest, range kaitsega aladel asuvad aga vaid 115 paari pesapaigad (27% registreeritud pesapaikadest), seega on valdav osa teadaolevatest elupaikadest praegu kaitseta (ptk 4.3). Keskkonnaregistrisse kantud, kuid väljaspool kaitstavaid alasid asuvates pesapaikades rakendub vaid isendi kaitse, mis tähendab üksnes pesitsusaegset raiepiirangut ning pesapuu raiekeeldu.

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%, kuna traditsiooniline valikraie asendati lageraietega, mille käigus metsad fragmenteerusid ja vanade metsade osakaal vähenes (Widén 1997). Pesa ümber säilinud vanamets seevastu soodustab pesapaiga taasisustust (Saga & Selås 2012, Byholm jt. 2020). Põhja-Idahos taasisustasid kanakullid pesi siis, kui 170 ha suurusest pesitsusalast vähemalt 39% puistust oli säilinud (Moser & Garton 2009). Pesapaik jääb asustamata, kui lageraie käigus jäetakse selle ümber kasvama vaid mõned varjavad puud (Byholm jt. 2020). Tänapäeval on Eestis peamisi metsamajandusvõtteid lageraie, mille pindala on alates 2008. aastast järjest suurenenud (Valgepea jt. 2019). Käesoleva sajandi esimestel aastatel hävis Lõuna-Soomes lageraie käigus 5,8% pesadest aastas, 10 aastat hiljem oli raiutud pesapaikade osa juba 7,9% aastas (Byholm jt. 2020). Eestis vastavad andmed puuduvad, kuid võib oletada, et meil on kaitseta pesapaikade hävimisprotsent sarnane.

Hooldusraiete (peamiselt harvendus- ja sanitaarraiate) mõju on raskem hinnata, sest ehkki reeglina hülgavad kanakullid hõrendatud puistu (Byholm jt 2020), võivad mõned paarid jääda pesapaikadele truuks talviste pesalähedaste metsaraiete järel (Evestus 1997, vt ka Lõhmus 2005). Ühest küljest tuleks selgitada minimaalne metsa tihedus, mis võimaldab kanakullil pesitseda, ning teisalt hooldusraie minimaalne sobiv kaugus pesast (oluline on ka raieaeg, vt lähemalt ptk 4.3). 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). Kanakullile näib oluline olevat eelkõige vanametsale iseloomuliku metsa struktuuri – eririndelisuse, surnud puude olemasolu jms – säilimine valikraie järel (Penteriani jt. 2001, Lõhmus 2005, Saga & Selås 2012), seda aga meil tavapärasel raiepraktikal ei rakendata. Piiranguvööndis on soovitatav majandada metsi kanakulli elupaigas valikraie korras, jättes pesa vahetu ümbruse raietest puutumata.

- Kuna Eestis on kaitstud kanakulliasurkonnast vaid ca 19–28% pesapaigad ning ülejäänud pesad on raieintensiivsuse suurenemise tõttu hävimisohus, on **pesapaikade hävimine Eesti kanakullipopulatsiooni jaoks suure tähtsusega ohutegur.**

Üldised meetmed

- Pesapaikade kaitse alla võtmine püsielupaikadena (vt lähemalt ptk 6) ja kaitsmine

(elupaikade säilitamine) ka kaitsealade piiranguvööndites

- Kanakulli ja teiste kulliliste pesapuude säilitamine raietel koos ümbritseva puistuga (ptk 6.2)
- Sobiva metsa struktuuri ning potentsiaalsete pesapuude säilitamine (ptk 7.2.2)
- Püsielupaikades maaomanikule saamata jäänud tulu õiglane kompenseerimine, sh piiranguvööndites (ptk 7.2.3)

Konkreetsed tegevused

- Riiklik seire (ptk 7.3.1)
- Elupaigakasutuse selgitamine (ptk 7.3.2)

5.2 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 ja kanakullipoegade hulgas täheldatud kainism (vt. ptk 1.3 ja 1.4). Kuna kanakullid jahivad saaki väga erinevates elupaigatüüpides – nii looduskui kultuurmaastikul, tuleb erinevate biotoopide kvaliteedi muutusi vaadelda eraldi. Eesti asurkonna seisukohalt tuleb tähelepanu pöörata eeskätt muutustele metsa- ja põllumajandusmaastikus.

Nii Euroopa kui Põhja-Ameerika **metsaaladel** 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, Hildegard 1992; Keane & Morrison 1994; Iverson jt. 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 kaitsetsoone, mille suurus ulatus 200 hektarini ja selle käigus eemaldati 1/3 puudest (Crocker-Bedford 1990). Kokkuvõttes mõjutavad vanade metsade vähenemine, killustumine ja puistute struktuurimuutused oluliselt metsakanaliste arvukust ja läbi selle ka kanakulli sigivust ning arvukust (Kontkanen jt. 2004). Näiteks on viimastel aastakümnetel märkimisväärselt langenud kanakulli olulise saaklinnu laanepüü arvukus (Keskkonnaagentuur 2019, Nellis 2020, vt ptk. 1.4). Samas võib loota, et seda on kompenseerinud pasknääri arvukuse tõus, sest kanakull võib oortunistlikult lülituda vähenenud arvukusega liigilt sobiva suurusega arvukamale liigile, kuid seda hüpoteesi tuleks Eestis uuringuga kinnitada. Kanakulli ohustab ka soiste metsade kuivendamine. Tihenenud puistus on raskendatud kanakulli saagijaht ning väheneb mitmete saaklindude arvukus. Alahinnata ei saa ka suurenenud röövluse mõju metsakanaliste arvukusele (vt. ptk. 1.4).

Kultuurmaastiku naabruses pesitsevad kanakullid jahivad saaki **põllumajandusmaastikul**. Kultuurmaastiku linnustik on oluliseks toiduks ka loodusmaastiku kanakullidele (Lõhmus 1993), kes on ilmselt sel moel tasakaalustanud loodusmaastiku saakliikide langenud arvukust. Kuigi Euroopa põllumajandusmaastikus on linnustik tervikuna järsus languses (Donald jt. 2000; Klvanova & Vorišek 2007), ei ole selle mõju 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 jt. 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; ptk 1.4). Ehkki põllumajanduse intensiivistumine ja mitmekesisuse vähenemine on kahandanud Eesti põllumajandusmaastiku linnustiku koguarvukust (Marja & Nellis 2018), on viimastel andmetel põllumajandusmaastiku vareslaste arvukus stabiliseerunud ning ka tuviliste arvukus stabiliseerunud (Eltis jt. 2019, Nellis 2020). Lähiaastatel tuleks selgitada nende muutuste mõju kanakulli saagi koostisele.

Toidubaasiga on seotud ka mõned haigused, näiteks trihonelloos, mis võib esineda piirkondlikult (nt linnades) ning põhjustada pesapoegade hukkumist, kuid nakkushaiguste mõju asurkonnale on ilmselt väike. Siiski vajab toidubaasiga seotud haiguste roll Eestis edasisi kanakullide terviseuuringuid.

- Oluliste loodusmaastiku saakliikide arvukus on vähenenud metsade pindala, vanust ja struktuuri muutva metsamajanduse tõttu. Pikas perspektiivis on vähenenud kultuurmaastikuliikide tasakaalustav osa, kuid viimasel aastakümnel on olulistest põllumajandusmaa saakliikidest enamiku arvukuse langus siiski peatunud. Siiski tuleb **toidubaasi vähenemist endiselt pidada suure tähtsusega ohuteguriks**.

Üldised meetmed

- Sobiva metsa struktuuri ning potentsiaalsete pesapuude säilitamine (ptk 7.2.2)
- Väheintensiivse põllumajanduse soosimine (ptk 7.2.4)

Konkreetsed tegevused

- Riiklik seire (ptk 7.3.1)
- Elupaigakasutuse selgitamine (ptk 7.3.2)
- Saagi koostise pikaajaliste muutuste selgitamine (ptk 7.2.3)

5.3 Pesitsusaegne häirimine

Kanakull pesitseb reeglina inimasustusest eemal (Rutz jt. 2006) ning vaid väike osa asurkonnast elab asulates või nende lähedal. Taoline inimpelglikkus võib vähemalt osaliselt olla tingitud pikaajalisest tagakiusamisest, mis lõppes Eestis ametlikult juba pool sajandit tagasi, kuid võib episoodiliselt kesta siiani (vt täpsemalt ptk 5.4). Lisaks otsesele inimese viibimisele pesa läheduses häirib kanakulli ka mürarikas tegevus pesa ümbruses.

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 jt. 2004)³. Ehkki igasugune inimese viibimine pesa läheduses tundlikul perioodil võib kanakulli häirida, on peamiseks häirefaktoriks siiski pesitsusaegsed raietööd, mille puhul häirimise intensiivsus on suurem ning kestus pikem. Kontkanen jt. (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 tsoon, on lühiajalise mõjuga, rohkem häirib metsamaterjali laoplatside rajamine pesale lähemale kui 300 meetrit.

³Ilmselt on erandiks linnas pesitsevad kanakullid (Eestis ca 5% asurkonnast, vt. ptk. 1.2).

Keskkonnaregistrisse kantud elupaikades on kanakullid pesitsusaegse raie, st olulise häirimise eest üldjuhul kaitstud. Kõikide raiete ja ka muude oluliselt häirivate tegevuste (nt rahvaürituste) eest on kaitstud kanakullid kaitsealade ja püsielupaikade sihtkaitsevööndites asuvates elupaikades, üldjuhul ka hoiualadel ja kaitsealade piiranguvööndites. Väljaspool kaitstavaid alasid saab raieale ajalisi piiranguid seda vaid siis, kui on kohustus esitada metsateatis. Metsateatise kooskõlastamisele seatakse raieale ajalised piirangud looduskaitseaduse isendikaitse sätete alusel, st keelatakse raied 1. märtsist kuni 31. juulini. Kui metsateatist ei pea esitama (nt vähem kui 20 tm raiumisel), ei ole kanakull raie häiriva mõju eest kaitstud. Samuti pole olulise häirimise eest kaitstud kanakulli pesad, mis pole keskkonnaregistrisse kantud. Seda probleemi aitaks lahendada üleüldise raierahu kehtestamine kevadsuvisel lindude pesitsusperioodil. Kõiki kanakullipesi, mis asuvad väljaspool kaitsealasid ja püsielupaiku, kuid asuvad riigimetsas, kaitseb praegu teatud määral 15. aprillist kuni 15. juunini kestev raierahu, mil peatatakse raie valdavalt 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. Kehtiv raierahu riigimetsas ei ole kanakulli kaitseks ajaliselt piisav, kuna see ei hõlma terviklikult märtsis algavat ja augustini kestvaid pesitsusaega, eriti ohtlikud on märtsis ja aprillis läbi viidavad raied.

Keskkonnaregistrilt on pidevalt korrastatud, kõik hetkel teadaolevad kanakulli pesad on sinna kantud ning need on olulise häirimise eest reeglina kaitstud, kuid endiselt on häirimise eest piisava kaitseta hinnanguliselt kuni 180 teadmata ja registrisse kandmata elupaika. Selle ohuteguri mõju on asurkonnale siiski väiksema mõjuga kui eelnimetatud faktorid, mistõttu võib **pesitsusaegset häirimist hinnata keskmise tähtsusega ohuteguriks**.

Üldised meetmed

- Kevadsuvisel raierahu pikendamine ja rakendamine kõigis metsades (ptk 7.2.1)
- Püsielupaikades maaomanikule saamata jäänud tulu kompenseerimine (ptk 7.2.3)

Konkreetsed tegevused

- Riiklik seire (ptk 7.3.1)
- Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine koolitustel ja meedias (ptk 7.3.6 ja 7.3.7)

5.4 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 tagantjärei 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 tulistamist, lõksudega püüdmist ja mürgitamist (Baker jt. 2006, Kenward 2006). 1990. aastatel langes kanakulli arvukus jätkuva vaenamise tõttu ka mitmes Saksamaa piirkonnas (Rutz jt. 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 (Järvekül 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 asendati tulistamisloaga 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 jt. 2007) ning näiteks 1980. aastatel hävis Pärnumaal Halinga uurimisalal hinnanguliselt 25% kanakullipesadest inimese süül (Lelov 1991).

Kuigi kunagine lindprii võeti kaitse alla 1994. a., pole kanakulli vaenamine nüüdsekski täielikult lõppenud. Mitmeid juhtumeid kanakulli tapmisest jahimeeste poolt ning haaduva emaslinnuga pesa hävitamisest on teada 1990. aastate keskelt Harjumaalt (E. Tuule info), käesoleva sajandi algusest on teateid kanakulli tulistamisest ja pesapuu tahtlikust hävitamisest Saaremaalt (R. Nellise info). Aastatest 1985–2004 teada oleva 37 kanakulli hukkumisest kuuel juhul (16%) oli põhjuseks 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). Aastatel 2011–2019 Eesti Maaülikooli loomakliinikusse toodud hukkunud ja vigastatud kanakullidest olid vaenatud 12% (Leivits 2019) ning Tartu ümbruses GPS-saatjatega märgistatud viist kanakullist üks hukkus tõenäoliselt vaenamise tõttu (Ü. Väli jt, avaldamata andmed). Nende andmete alusel võib oletada vaenamise jätkumist seni arvatust suuremas ulatuses, mis tingib ka edasiste uuringute ning teavitustöö vajaduse.

Vastavalt Looduskaitseseadusele on kanakulli isendite püüdmine keelatud, kuid üksikjuhtumitena võib Eestis siiski esineda illegaalset munade või lindude kollektioneerimist. 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). Siiski leiti Tartust 2021. aastal kesises tervislikus seisundis jalarihmadega noorlind, keda ilmselt oli peetud vangistuses (M. Leivitsa info).

- Tahtlik tapmine on varem olnud üks olulisemaid kanakulli arvukust vähendanud mõjureid. Tänapäeval on kanakull kaitse all, kuid ebaseaduslikku tahtlikku tapmist esineb endiselt. Kuna see ei mõjuta olulisel määral tervet asurkonda, võib tahtlikku tapmist lugeda jätkuvalt **väikese tähtsusega ohuteguriks**.

Üldised meetmed

- Püsielupaikades maaomanikule saamata jäänud tulu kompenseerimine (ptk 7.2.3)

Konkreetsed tegevused

- Riiklik seire (ptk 7.3.1)
- Elupaigakasutuse, sh vaenamistõenäosusega kohtade külastamise sageduse selgitamine telemeetriauuringu abil (ptk 7.3.2)
- Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine (ptk 7.3.4)
- Vaenamise ulatuse ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimaluste selgitamine (ptk 7.3.5)

- Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine koolitustel ja meedias (ptk 7.3.6 ja 7.3.7)

5.5 Keskkonnamürgid

Keskkonnamürgid akumulēeruvad toitumisahela tipus olevates liikides, mistõttu on ka kanakull potentsiaalselt ohustatud, iseäranis seetõttu, et tegu on pika elueaga liigiga, kes toitub tihti kultuurmaastikul. Toitumine teistest röövlindudest pikendab toitumisahelat ning suurendab keskkonnamürkide riski kanakulli jaoks (Lourenço jt. 2011).

Möödunud sajandi üks hävitavaid keskkonnamürke, pestitsiid diklorodifenüültrikloroetaan (DDT) ja selle metaboliidid, mõjutas mitmete röövlindude, sealhulgas ka kanakulli, arvukust (Kenward 2006). DDT sisaldus munades koguses 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 aldrini. 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 akumulēerus eriti veeorganismides ja seetõttu mõjutas rannikualadel toituvaid tippkiskjaid, sh kanakulle (Kenward 2006). Scharenberg & Looft (2004) on leidnud, et aastatel 1988–2002 oli kanakullimunade PCB, DDT ja HCB sisaldus vähenenud vastavalt 2, 30 ja 1000 korda võrrelduna perioodiga 1971–1978. Siiski on näiteks Norra kanakullidest leitud tänapäevalgi erinevaid orgaanilisi keskkonnamürke (Briels jt. 2019) ning raskemetallide jääke (Dolan jt 2017). Nende tasemed pole üldiselt piisavad mürgistuse põhjustamiseks, kuid näiteks Norra põllumajandusmaastiku kanakullidel oli kaadmiumi ning elavhõbeda tase suhteliselt kõrge (Dolan jt. 2017).

Haavatuna põgenenud või surnuna maha jäetud jahilindudesse jäänud haavlid võivad neist toituvatel röövlindudel, sealhulgas kanakullil põhjustada pliimürgitust (Fisher jt. 2006), see probleem on tõusmas üha aktuaalsemaks (Krone 2018; Movalli jt. 2018; Pain jt. 2019). Võrreldes teiste röövlindudega, eeskätt regulaarselt korjustest toituvate liikidega, on pliitase kanakullides siiski suhteliselt madal (Monclús jt. 2020) ning Eestis ei ole akuutset kliinilist pliimürgitust sellel liigil täheldatud (Leivits 2019).

Eestis on raskemetallide (plii, kaadmium, elavhõbe) ning rodentitsiidide jääkide leidumist laboratoorselt kontrollitud 22 hukkunud (või letaalselt halvast seisundis) kanakullil, mis koguti aastatel 2015–2020 (Leivits 2019, Kirk 2020). Raskemetallide tase oli reeglina väga madal, kuid viiel rannikualalt pärit linnul osutus elavhõbeda tase siiski potentsiaalselt tervist kahjustavaks. Rodentitsiidide jääke leiti 21 linnust (neist 90% esines brodifaakum), ühel linnul oli rodentitsiidide tase piisavalt kõrge põhjustamaks surma.

Kokkuvõttes leidub Eesti kanakullides mitmeid keskkonnamürke, nagu ka mujal Euroopas. Reeglina ei ületa nende kontsentratsioonid piiri, mis võiks oluliselt kahandada liigi sigimisvõimekust või arvukust ja keskkonnamürke ei seostata liigi arvukuse langustega (Kenward 2006, Martinez-Lopez jt. 2007). Siiski nõuab laialdane raskemetallide ning

rodentitsiidide levik edasist tähelepanu ning võimalusel nende seiret Eesti kanakullides ja teistes röövlindudes.

- Keskkonnamürkidel oli kanakulli sigimisedukusele ja arvukusele oluline negatiivne mõju möödunud sajandi keskel, kuid **tänapäevaks on keskkonnamürkide mõju kahanenud asurkonnale väikese tähtsusega ohuteguriks.**

Üldised meetmed

- väheintensiivse põllumajanduse soosimine (ptk 7.2.4)
- keskkonnamürkide kasutamise vähendamine (ptk 7.2.5)

Konkreetsed tegevused

- Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine (ptk 7.3.4)
- Rahvusvaheline koostöö (ptk 7.3.8)

5.6 Kokkupõrked ehitiste, elektriliinide ja sõidukitega

Nii Eestis kui Fennoskandias on hukkumine 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 on surnud lindude avastamine lihtsam kui metsades, samuti on kokkupõrke hukkumise põhjusena määratlemine lihtsam kui näiteks haiguste, nälgimise jms tuvastamine. Surma tegelikud põhjused võivad olla varjatud või kattuvad, kuna näiteks kurnatud, haige või mürgistusega lind võib suurema tõenäosusega hukkuda kokkupõrkel hoone, elektriliinide või autoga. Seetõttu võib kokkupõrgete osatähtsus isendite hukkumise põhjustajana olla ülehinnatud, kuid teguri mõju ulatus ei ole siiski täpselt teada. Samas tuleb tunnistada, et kokkupõrked inimtekkeliste objektidega mõjutavad kanakulli rohkem kui enamikku teistest röövlindudest, sest kanakull tuleb küllalt sageli saagijahile inimasustuse lähedusse, sh asulatesse, kus leidub tema eelistatud saaklinde (kodutuvi, hallvares). Kanakulli jahistrateegia hõlmab sööste läbi kitsaste läbipääsude ning seeläbi suureneb oluliselt võimalus akendesse lendamiseks. Klaaspindadega kokkupõrgetes hukkunud linde leitakse sagedamini hilissuvel, mil iseseisvuvad noorlinnud, ning sügisel ja kevadisel rändeajal, samuti on täheldatud kanakullide hukkumist talvisel ajal väikelindude toitmiskohtade lähedastes akendes (Klem 1981). Selle teguri olulist mõju asurkonnale pole seni Eestis märgatud ning tõenäoliselt ei vii see ka lähemal aastakümnel asurkonda langusesse. Seetõttu võib inimtekkeliste objektidega kokkupõrgete mõju asurkonnale pidada praegu väikeseks. Kahtlemata vajab selle teguri mõju täpsem selgitamine urbaniseerumise ning muu inimõju üldise suurenemise tõttu edasisi uuringuid.

- Kanakullide hukkumist elektriliinides, akendes ja teedel täheldatakse Eestis regulaarselt, kuid **asurkonnale on kokkupõrgete mõju ilmselt väike.**

Üldised meetmed

- Ehitiste klaaspindade nähtavamaks muutmine (ptk 7.2.6)

Konkreetsed tegevused

- Elupaigakasutuse selgitamine (ptk 7.3.2)

- Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine (ptk 7.3.4)

6. Kaitse eesmärgid

6.1 Kaitse lähiaja ja pikaajalised eesmärgid

Kanakulli kaitse lähiaja eesmärgiks on asurkonna arvukuse tõus – arvukushinnang peaks viie aasta pärast olema kõrgem kui praegu, st vähemalt 500-700 paari. Teadaolevatest elupaikadest vähemalt pooled peavad olema kaitstud kaitstavate alade koosseisus.

Pikaajaline (15 aasta) kaitse-eesmärk on asurkonna soodsa seisundi saavutamine suurusel vähemalt 700 paari (arvukuse järsu languse eelne hinnangu miinimum).

Kanakulli kaitsekategooria muutmine rangemaks (I kaitsekategooria) ei ole hetkel teadaolevate andmete põhjal vajalik, kuna kanakull ei ole Eestis hävimisohus, liik asustab elupaiku üle Eesti ning tema elupaiku ei ole rikutud kriitilise piirini, mis võiks põhjustada liigi väljasuremist Eestis. Eeldatavasti tagab kanakulli arvukuse tõusu ja pikaajaliste eesmärkide saavutamise II kaitsekategooria, kuhu arvatud liikide vähemalt 50% teadaolevatest elupaikadest võetakse kaitstavate aladena kaitse alla.

6.2 Liigi soodsa seisundi tagamise tingimused

Looduskaitseseaduse § 3 lg 2 mõistes on liik soodsa seisundis, kui tema looduslik levila ja arvukus ei vähene, liik säilib koosluse elujõulise koostisosana ka kaugemas tulevikus ning tema säilimise tagamiseks on olemas piisavalt suur elupaik. Eesti 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 ja kelle ohustatuse hinnangut on muudetud rangemaks. Praegune arvukushinnang 400–600 paari on sama suur, kui vahetult pärast vaenamise lõppu ning keskkonnamürkide mõju ajal. Kuigi Lõhmuse (2001a) hinnangul peaks meil elujõulise populatsiooni säilimiseks kaitstavatel aladel pesitsema vähemalt 100 paari kanakulle (2001a) ning see kriteerium on täidetud – piisav kaitse on tagatud 115 pesapaigale, mis on olnud vähemalt ühel aastal asustatud möödunud kümnendi jooksul (ptk 4.3), pole see taganud kanakulli seisundi paranemist.

73% registrisse kantud 418 pesapaigast oli möödunud kümnendil seire ajal asustamata. See viib kahe järelatuseni. Esiteks tuleb pöörata tähelepanu asustamata pesapaikade lähedal (samal pesitsusterritooriumil) uute asustatud pesade leidmisele, et tagada neile piisav kaitse. Teiseks tuleb jätkuvalt kaitsta ja säilitada ka neid põliseid pesapaiku, kus kanakull on pesitsenud, kuid mis on jäänud viimastel aastatel asustamata, ehkki pesitsustingimused on säilinud sobivana. Asustamata, kuid kanakullile jätkuvalt sobivate pesapaikade kaitse teeb võimalikuks naasta sobivasse pesitsuspuistusse neil isendeil, kes pesitsevad läheduses asuvates teadmata ja seega kaitseta ning hävimisohus olevates varupesades. Ühtlasi võimaldab see arvukuse kasvades lisanduvatel isenditel asustada vakantseid, kuid kanakullile sobivaid pesapaiku (mida näitab pesa olemasolu või sobivate pesitsustingimuste säilimine), sest soodsa seisundi ja pika-ajaliste kaitse-eesmärkide saavutamiseks peaks arvukus taastuma languse-eelsele tasemele.

Et tagada kanakulli säilimine koosluse elujõulise koostisosana ka kaugemas tulevikus, tuleb jätkata esinduslike pesapaikade kaitse alla võtmist püsielupaikadena või kaitsealade koosseisus. Tuule (2019a) on välja pakkunud kolm uute püsielupaikade valimit: minimaalne (29 pesapaika), optimaalne (43) ja maksimaalne (54). Keskkonnaminister algatas 2021. aasta lõpus 41 püsielupaiga moodustamise või laiendamise, lähtudes optimaalsest variandist, kuid kanakulli parema kaitse tagaks 54 uue püsielupaiga moodustamine. Kanakulli esinduslikeks pesapaikadeks on pesapaigad, kus vähemalt pool kaitstavast alast (300 m raadiuses) on kaetud vanema kui 60-aastase metsaga. Kõik praegu

menetluses olevat 41 püsielupaika asuvad esinduslikus elupaigas (Tuule 2019a). Uued püsielupaigad ühtlustavad üle-eestilist kanakulli püsielupaikade võrgustikku, kehtivatest püsielupaikadest on enamik koondunud mandri-Eesti lõunapoolsetesse maakondadesse (Tuule 2019a). Nende 41 püsielupaiga kaitse alla võtmisel on eeldatavasti kaitse all piisav hulk kanakulli elupaiku. Kaitsealade kaitsekorra uundamisel tuleb jälgida, et kanakulli elupaigad oleksid tsoneeritud sihtkaitsevööndisse või vähemalt uuendusraie keeluga piiranguvööndisse (täpsemalt ptk-st 6.4).

Aastatest 2009-2021 on teada 10 raiet (neist 8 lageraiet), mis tehti kanakullipesadest kuni 50 m kaugusel. Pesad hüljati kõigil kümnel juhul, 4 juhul hüljati koguni pesitsusterritoorium. Samal perioodil oli 50 - 100 m kaugusel kanakulli psapuust teada 6 raiet (kõik lageraiet). Kõigil kuuel juhul pesad hüljati, kolmel juhul hüljati ka pesitsusterritoorium. Seega mõjuvad kanakullile negatiivselt nii kuni 50 m kaugusel kui 50 - 100 m kaugusel tehtud raided (Eesti Ornitoloogiaühingu röövlinnutöörühma avaldamata andmed).

Väljaspool kaitsealasid ja püsielupaiku tuleb minimaalselt 100 m kauguseni pesapuust soovitada mitte raiuda või teha valikraiet. Uuendusraietel jätta säilikpuudena üksikuid suure võraga puid vähemalt 15% raie-eelsest puidutagavarast (ca 35 tm), gruppidenä. Oluline on jätta alles surnud puid ja säilitada metsa eririndelisus. Pesapaikade vabatahtlik kaitse võib Soome pilootuuringu andmetel osutada eramaadel efektiivseks meetmeks (Santangeli jt. 2012, aga vt. Byholm jt. 2020), kuid Eestis on vajalik selle võimalusi veel selgitada (ptk 7.3.5). Samas tuleb tagada võimalikult paljude teadaolevate esinduslike pesade kaitse eeskätt riigimetsas kas püsielupaigana või kaitseala koosseisus. Kaitstavatel aladel tuleb järgida sarnast kaitsekorda nagu püsielupaikades (ptk 6.4).

6.3 Leiukoha (pesapaiga) määratlemise ja keskkonnaregistrisse kandmise põhimõtted

Kanakulli pesapaigad tuleb keskkonnaregistrisse kanda pesitsuspuistut hõlmavate pindalaliste objektidena, sest pesapaiga valikul on oluline puistu, mitte ainult pesapuu omadused, piiritletud elupaigalaigus on võimalik vältida pesitsusaegset häirimist ja kaitstavatel aladel säilitada mets ulatuses, mis eeldatavasti tagab selle pikaajalise asustamise, ning pesapaigal (elupaigalaigus) leidub sageli mitmeid pesi (ptk 5.3). Sama kanakulli paari erinevate pesapaikade ümbrus piiritletakse ühe elupaigapolügoonina, vajadusel lahustükkidena.

Elupaika kaasatakse 60-aastane või vanem mets vähemalt 300 m ulatuses ümber pesapuu. Kui sobiva pesametsa ulatus mingis ilmakaares on vähem kui 300 m, võib elupaiga ulatust pesapaigana sobiva metsa leviku suunas proportsionaalselt laiendada kaugemale kui 300 m pesapuust. Elupaiga pindobjekt ei tohi hõlmata liigile sobimatut ala (nt noorendik, lagealad, sood, veekogud, ehitised), välja arvatud siis, kui nende alade pindala on väike (alla 1 ha) ning nende väljalõikamine killustab liigselt elupaika. Pesale lähemal kui 150 m asuv alla 1 ha suurune sobimatu ala arvatakse reeglina elupaiga koosseisu, et tagada häirimatus, ning pesast kaugemal asuvad ja suuremad sobimatud alad piiritletakse elupaigast välja. Elupaiga piiritlemisel järgitakse otstarbeka piiritlemise põhimõtteid ehk võimalusel kasutatakse maksimaalselt olemasolevaid teid, sihte, katastri- ja eraldistepiire.

Pindalalise objekti alamkirjena esitatakse pesapuu(de) koordinaadid.

Kui elupaik pole enam kestlik (heas seisundis, st taasasustamise tõenäosus on väga väike, siis tuleb see arhiveerida arvestades, et elupaiga hea seisundi all mõeldakse olukorda, kus pesapuistu on valdavas osas säilinud. Halvas seisundis on elupaik, mida on oluliselt rikutud raietega või mida on muutnud kanakulli pesitsemiseks ebasobivaks erakordsed looduslikud

protsessid (nt metsatulekahju, ulatuslik tormimurd). Halva seisundi määratlemine toimub alati liigieksperti abil. Pesapaiga mitteamustamine pole arhiveerimise põhjenduseks, kuna ajutiselt võivad olla pesapaiga asustamata ja on teada näide, kus pärast 7 aastast pausi elupaik taasasustati (kavandatavas Tõnumaa püsielupaigas). Need põhimõtted on vajalikud liigi arvukuse languse peatamiseks ja käesolevas tegevuskavas seatud kaitse-eesmärkide täitmiseks. Kanakulli põlvkonna pikkuseks (*generation length*) loetakse Rahvusvahelise Looduskatseliidu (IUCN) andmetel 7 aastat (Bird jt. 2020). Arvestades liigi arvukuse hiljutist langust, suurt pesapaigatruudust ja kaitse-eesmärke, tuleb asustamata kestlikku elupaika kaitse all hoida kuni 7 aastat (ühe pesa kasutamise vaheaeg võib teadaolevalt küündida seitsme aastani ning lähtudes generatsiooni pikkusest on selleks ajaks seal elupaigas pesitsenud isendid tõenäoliselt hukkunud). Seega, kui seitsme aasta jooksul on tuvastatud kanakulli mittepesitsemine, on see aluseks elupaiga arhiveerimisele.

Pesad arhiveeritakse keskkonnaregistris siis, kui pesad on varisenud või pesapuu murdunud. Pesade arhiveerimine ei too kaasa elupaiga arhiveerimist, kui see on endiselt heas seisundis ehk kestlik (tabel 7).

Tabel 7. Kanakulli elupaikade kaitsmise põhimõtted.

Elupaiga staatus	Seisund	Arhiveerimise vajalikkus
Asustatud	Heas seisundis, kestlik	ei
Asustamata	Heas seisundis, kestlik	ei
Asustatud	Halvas seisundis	ei
Asustamata	Halvas seisundis või hävinenud	jah

6.4 Püsielupaiga moodustamise ja piiritlemise kriteeriumid, sobiv kaitsekord, sh kaitsealadel

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 liikumispääring), tuleb sobiva pesitsuspuistuga piirnev noorem mets kaasata püsielupaika piiranguvööndina ca 300 m ulatuses, järgides metsaeraldise või looduslikke piire. Piiranguvööndi määratlemisel tuleb arvesse võtta ka tema võimalikku funktsiooni pesitsuspuistu kaitsel tormikahjustuste eest, iseäranis tuleb vältida pesapuistu potentsiaalset avamist läänetuultele. Püsielupaiga moodustamisel tuleb lähtuda muuhulgas värsket seireinfot, arvestades samas seiresammuga (kui kõikide viimaste aastate (soovitavalt 7 aasta) kohta seireinfo puudub, ei saa hinnata elupaiga asustatust ega seda olulise kriteeriumina arvesse võtta).

Sihtkaitsevööndis pesale lähemal kui 150 m asuv 1 hektarist väiksem raielank arvatakse üldjuhul sihtkaitsevööndisse, pesast kaugemal asuvad ja suuremad langid arvatakse enamasti piiranguvööndisse. Kui pesa asub terviklikult säilinud metsaosa ühes servas ja 300 m ulatuses ümber pesa ei ole sobivat elupaika igas suunas võrdselt, võetakse ühe serva puudujäägi kompenseerimiseks sihtkaitsevööndi koosseisu teisest servast vajadusel ja võimalusel ulatuslikumalt kui 300 meetrit. Sobiliku metsa olemasolul lähtutakse sel juhul 300 m raadiusega metsamaa ehk vähemalt ca 28 ha kaitsmisest. Sihtkaitsevööndisse võib

elupaiga terviklikkuse huvides kaasata nooremat kui 60-aastast metsa juhul, kui mets muutub 30 aasta perspektiivis liigile sobivaks elupaigaks.

Kanakulli püsielupaikades kehtiv kaitsekord on sätestatud keskkonnaministri 13.12.2006 määrusega nr 73 „Kanakulli püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri“. Kanakulli kaitse eesmärgipärasemaks funktsioneerimiseks on kavas teha määruses alljärgnevad muudatused: 1) lubada sihtkaitsevööndis püsielupaiga valitseja nõusolekul loodusliku veerežiimi taastamine väljaspool kanakulli pesitsusaega (keelatud 1. märtsist kuni 31. augustini); 2) seada ajaline piirang kõikidele raieliikidele (keelatud 1. märtsist kuni 31. augustini); 3) uuendusraieid lubada vaid püsielupaiga valitseja nõusolekul; 4) kaotada raielangi laiuse piirang; 5) raie tegemisel tuleb langile jätta hektari kohta alles vähemalt 20 tihumeetrit puid. Pikemalt on muudatuste vajalikkust põhjendanud Tuule (2019a) ja Keskkonnaamet (2020). Kanakulli püsielupaiga määrus reguleerib kaitsekorda püsielupaikades, aga sarnast kaitsekorda tuleb rakendada ka kaitsealadel asuvate kanakulli pesapaikade tsoneerimisel.

Lisaks tuleb arvestada seda, et tormimurdude koristamist püsielupaiga sihtkaitsevööndis saab kaaluda ainult ulatusliku tormiheite korral, kuid seda saab lubada ainult liigi elupaigaeelistusi tundva spetsialisti eksperthinnangu alusel. Tormikahjustuse likvideerimine on otstarbekas juhul, kui hukkunud metsaosa mõjutab kanakulli elupaika sedavõrd, et elupaik tervikuna ei ole enam sobiv kanakullile või kui sihtkaitsevööndis olev ülejäänud tormist mõjutamata metsaosa on kuuse-kooreüraskile sigimiseks väga sobilik - keskealine või vanem kuuse-enamusega puistu. Juhul kui tormikahju koristamata jätmisel ülejäänud puistu hukkumine hilisema üraskikahjustuse tagajärjel on tõenäoline ja hukkunud elupaiga osas raie tegemine kanakulli kaitse-eesmärke negatiivselt ei mõjuta, võib kaaluda ulatusliku tormiheite likvideerimist. Üldiselt loovad tormimurrud kanakullile sobiva ja mitmekesisema elupaiga, kuna see avab maastikku ja tekitab sobivaid servaelupaikasid. Üksikuid tuuleheite puid ei tohi kindlasti koristada, sest need on kanakullile vajalikud saagipuhastuspaigana ning nende säilitamine tagab kanakulli elupaikades suurema elustiku mitmekesisuse ja seeläbi saagirohkuse.

Püsielupaikade kaitse alt välja arvamine toimub ainult siis, kui püsielupaigas olev kanakulli elupaik on halvas seisundis või hävinenud, st pole enam kestlik, nt tormimurd on hävitanud enam kui poole püsielupaiga puistust ning püsielupaiga taastasustamise tõenäosus on väga väike või püsielupaik on moodustatud liiga väikesena ja ümbritseva ala raiete tõttu on muutunud püsielupaik kanakullile pesitsemiseks sobimatuks. Halva seisundi määratlemine toimub liigieksperti abil. Elupaiga arhiveerimise järel on soovitatav enne püsielupaiga kaitse alt välja arvamist seal läbi viia looduskäitluste inventuur ning hinnata selle edasise kaitse vajadust ka teistest looduskaitsealadest aspektidest lähtuvalt.

6.5 Seos teiste kaitsealuste liikide kaitsega

Kanakull on tuntud katusliik, kelle pesa ümber on elurikkus suurem kui mujal metsas (Sergio jt. 2005, 2006, Burgas jt. 2014). Ka linnamaastikus on kanakulli pesapaikade ümbruses linnustiku liigirikkus suurim (Natsukawa 2020). Seega on kanakulli pesapaigad heaks indikaatoriks kõrge kaitseväärtusega metsadele ning tema pesapaikade kaitse (nagu ka teiste vanametsaga seotud röövlindude pesapaikade kaitse) üks kuluefektiivsemaid võimalusi metsa elurikkuse hoidmisel (Burgas jt. 2016.)

Ökoloogiliste nõudmiste sarnasuse tõttu on kanakulli pesapaikade kaitse seotud mitmete teiste metsaliikide kaitsega, millest olulisemad on metsakanalised, kotkad ja must-toonekurk.

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 kaitsereežiimi (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, 2014). Nende nõuete täitmine aitab kaasa ka kanakulli elupaikade säilimisele ning, vastupidi, kanakulli elupaikade kaitse meetmete rakendamine aitab tõhustada metsakanaliste elupaikade kaitset. Kindlasti tuleks vältida metssea lisatoitmist teadaolevate kanakulli pesapaikade läheduses, et suurendada seal kanaliste sigimisedukust.

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 ka metsakanaliste kaitse kanakulli toidubaasi rikastada ning seeläbi tema sigivust ja arvukust tõsta. Tegelikult on kanakulli ja kanaliste seos ka vastupidine – näiteks on kanakulli pesapaikade lähedal tedre pesakonnad suuremad, eeldatavasti väiksema vareslaste röövluse tõttu (Tornberg jt. 2016). Väiksemat rüüstet kanakullipesade ümber on näidatud ka eksperimentaalselt tehispesade abil (Mönkkönen jt. 2007). Saagirohkuse ja -kättesaadavuse seisukohalt on olulisim peatada looduskooslustes kuivendumõju kasv, mis mõjub negatiivselt nii metsisele kui tedrele.

Kanakulli ökoloogilised nõudmised pesapaikadele ja seega nende liikide kaitse meetmed (nt. Väli & Lõhmus 2000, Väli 2003, Sellis 2018) kattuvad suures osas kotkaste ja must-toonekure 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 kanakull ja teised röövlinnud.

7. Võimalikult soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused, nende eelisjärjestus ja teostamise ajakava

7.1 Kaitse korraldamise lähteprintsüübid

Kanakulli võimalikult soodsat seisundit püütakse tagada 1) alade kaitse kaudu, 2) isendite kaitse kaudu ning 3) üldiste ennetavate meetmete abil.

Alade kaitse hõlmab eeskätt piisavalt suure hulga pesapaikade säilitamist püsielupaikadena ning kaitstavate alade koosseisus (vt ka ptk 6.2 ja 6.4). Kaitstavatel aladel peab olema kaitseriim, mis tagab nii pesapaiga säilimise ning häirimise vältimise pesitsusajal. Isendite kaitse toimib väljaspool kaitstavaid alasid, kus raietele seatakse pesitsusaegsed piirangud, ühtlasi suurendab seda hukkamise põhjuste selgitamine ning nende mõju vähendamine. Üldiste ennetavate meetmetega püütakse tagada pesitsemiseks ning saagijahiks sobivate puistute leidumine kogu Eestis nii lühikeses kui pikas ajalisel perspektiivis. Ühtlasi püütakse vähendada pesitsemise häirimist ning hukkamist võimalikult suurel hulgal seni teadmata pesapaikadel. Üldiseid kaitsemeetmeid on kirjeldatud peatükis 7.2, konkreetsed tegevused aastateks 2022–2026 on esitatud peatükis 7.3.

7.2 Üldised kaitsemeetmed

7.2.1 Kevadise raierahu pikendamine ning rakendamine kõigis metsades

Väljaspool kaitsealade reservaatide ja sihtkaitsevööndeid riigimetsas asuvatel pesapaikadel aitab praegu pesitsusaegset häirimist vältida 15. aprillist 15. juunini kestav raierahu. Selline kaitse ei ole aga piisav, kuna see 1) ei kehti erametsades ning 2) ei hõlma terviklikult kanakulli pesitsusaega. Kõigis teadmata (st kaitseta) pesades tagaks häirimatu pesitsuse üleriigiline raierahu, mis rakenduks kõigile era- kui riigimetsadele.

Kanakull on kõige tundlikum pesitsuseelsel ajal ning pesitsuse algusajal, seetõttu on vajalik raierahu alguse ettepoole toomine. Raierahu alustamine 1. aprillil kataks kanakulli munemisaja ning oleks optimaalne paljudele linnuliikidele (Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999). Raiete lõpetamine 15. märtsil vähendaks oluliselt häirimist tundlikul pesaehituse perioodil, häirimatu pesitsuse alustamise kindlustaks raierahu algus 1. märtsil. Kanakullipojad lennuvõimestuvad juuli alguses ning püsivad pesa lähedal ka augustis. Seega on optimaalne raierahu kestus kanakulli jaoks 15. juulini (mis oleks efektiivseim tärm kogu linnustiku kahjude vähendamiseks; Lõhmus & Eesti Ornitoloogiaühingu Linnukaitsekomisjon 1999).

7.2.2 Sobiva metsa struktuuri ning potentsiaalsete pesapuude säilitamine

Kanakulli pesapaiga- ja saagijahiala 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 erivanuselist struktuuri, pakkudes rohkem elupaiku kanakulli saakobjektidele ning soodustades tema saagijahti. Lisaks mõjub vanemate puude valikuline kasvamine jätkmine 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.

Kanakullid pesitsevad suurtel tugevate okstega puudel. 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, sel moel suureneb ja mitmekesisust potentsiaalselt ka kanakulli toidubaas. Kolmandaks kujutavad säilikpuud endast kanakullile sobivaid varitsuskohti. Säilikpuude jätmise soovituslik kogus on vähemalt 15% raie-eelsest puidutagavarast (ca 35 tm), kuid metsa majandamise eeskirja kohaselt tuleb praegu kasvavaid säilikpuid või nende säilinud püstiseisvaid osi lageraielangil säilitada tüvepuidu 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. Sääraseid puud sobivad väga hästi ka kanakullile pesapuuks. Säilikpuude jätmisel on võtmetegur õigete puude valimine, mille puhul tuleks senisest hoolsamalt lähtuda puuliigist, varem kujunenud ja suuruselt tulenevast tuulekindlusest ning paiknemisest raielangil (Rosenvald & Lõhmus 2008). Eesti tingimustes on pika elueaga ning samas kõrge looduskaitse väärtusega säilikpuuliigid näiteks haab ja mänd (Rosenvald jt. 2019), mis on ühtlasi kanakulli eelistatud pesapuuliigid (vt ptk 1.2.2). Paremini säiluvad tuulte eest varjatud metsaserva lähedal rühmadena paiknevad puud. Kanakullile sobibki paremini säilikpuude jätmise gruppidega, sest sel moel säilib tulevase pesapuu ümber poolavatud struktuur, üksiku puu ümber võib noor puistu olla liiga tihe. 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 hakkub säilikpuudest erinevatel põhjustel vähemalt 2/3 (Lõhmus 2006; Rosenvald jt. 2008).

Väljaspool kaitsealasid ja püsielupaiku tuleb minimaalselt 100 m kauguseni pesapuust soovitada mitte raiuda või teha valikraiet. Valik- ja hooldusraietel on oluline jätta alles surnud jämedaid lamapuid, seisvaid puid ja puutüükaid ning tuleb säilitada metsa eririndelisus. Soovitav on mitte raiuda vahetult pesapuu ümbruses, et säilitada pesa varjulisus, mis on oluline poegimisedukuse tõstmiseks. Uuendusraietel jätta säilikpuudena üksikuid suure võraga puid vähemalt 15% raie-eelsest puidutagavarast (ca 35 tm), gruppidega.

Üle-eestilistest meetmetest soodustab kanakulli elupaikade seisundit veel: püsimetsanduse toetamine; puistute raievanuste tõstmine kanakulli arvukuse languse eelsele tasemele ja raie lubamise erandite kaotamine (puuliikide vanuse kaalutud keskmisega ja rinnadiameetriga arvestamine); soistes kooslustes kuivenduse piiramine; EL elurikkuse strateegia eesmärkide elluviimine ja kaitstavate alade osakaalu viimine 30%-ni, kasutades seejuures alade valikul ka kanakulli looduskaitse väärtuse indikaatorina.

7.2.3 Püsielupaikades maaomanikule saamata jäänud tulu kompenseerimine

Praegu kompenseeritakse maaomanikele saamata jäänud tulu Natura 2000 võrgustikku kuuluvatel kaitsealadel ja püsielupaikade sihtkaitsevööndites nn Natura erametsa toetusega. Toetuse maksmise võimalust tuleb kaaluda ka püsielupaikade

piiranguvööndites, kuna ka seal on uuendusraiatele olulised piirangud ning see vähendaks oluliselt vastuolusid maaomanike ja riigi vahel ning võimaldaks vältida potentsiaalset vaenamist.

7.2.4 Väheintensiivse põllumajanduse soosimine

Põllumajandusmaastik on kanakulli oluliseks saagijahialaks. Põllumajandusmaastiku linnustik on rikkalikum mitmekesises maastikus, kus kasvatatakse erinevaid kultuure, kõlvikud on väikesed, põlluservadesse jäetakse looduslikud rohumaad ning kasutatakse vähem keskkonnamürke (Donald jt. 2000, Klvanova & Vorišek 2007, Marja & Nellis 2018). Kanakulli eelistatud jahiviisiks on varitsusjaht, seetõttu toetab seda metsatukkade ja puuderibade leidumine põllumajandusmaastikus (Mirski & Väli 2021).

7.2.5 Keskkonnamürkide kasutamise vähendamine

Kanakulli ja teiste röövlindude mürgistusjuhtude ärahoidmiseks tuleb vähendada keskkonnamürkide sattumist aineringlusse. Seda on võimalik teha näiteks pliil põhineva jahimoona asendamisel vähem mürgiste alternatiividega ning vähendada erinevate pestitsiidide kasutamist põllumajanduses ning mujal.

7.2.6 Ehitiste klaaspindade nähtavamaks muutmine

Teistest röövlindudest sagedamini ohustavad asulates saaki jahtivaid kanakulle klaaspindadega kokkupõrgetel saadud traumad. Nende vähendamiseks tuleks propageerida probleemsete klaaspindade (nt lähestikku vastasseintes asuvad aknad) märgistamist ning lindudele nähtavate spetsiifiliste aknaklaaside kasutamist. Kokkupõrgete vältimiseks ja leevendamiseks on oluline mitte kavandada hoonete välisfassaadil suuri klaaspindu ja võimalusel vältida peegelklaasist pindu. Fassaadil ja muudel klaaspindadel kavandada ja kasutada ainult linnusõbralikke klaasitüüpe või lahendusi, mis muudavad klaaspinna lindudele nähtavaks: ultraviolettmustriga klaas (nt Ornlux või analoog), mattklaas (peegeldustegur 0-10%), toonitud klaas, klaasruudustik, frittklaas, mustriid klaaspinnal. Sõltuvalt hoonete välisilme kujunduspõhimõtetest aitavad linde hoida klaasidesse lendamisest ka mitmesugused võrestiklahendused fassaadil. Olemasolevatel hoonetel on oluline vähendada vaba klaasipinna suurust ja muuta need lindudele paremini märgatavaks. Nurgaakende või läbi ruumi paistvate akende puhul võib aidata, kui tõmmata ühele poole ette kardin või ruloo ning paigutada ruumis mööbel nii, et väljast sisse vaadates ei oleks ruum läbinähtav. Potentsiaalselt ohtlikele klaaspindadele võib paigaldada nähtavaid elemente nagu kleebiseid, paberist lõigatud kujutisi (nt lumehelbed, puulehed vms), kleeplinte, maalriteibi ribasid, klaasvitraaže jms.

7.3 Võimalikult soodsa seisundi saavutamiseks vajalikud tegevused 2022–2026. a.

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

I prioriteet – hädavajalik tegevus, millela 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 kohta esitatakse nende eeldatavad mahud ja eeldatavad maksumused. Tegevuste maksumuse arvutamisel on kameraaltööpäeva hinnaks 140 eurot, välitööpäeva hinnaks 200 eurot. Nii töötasu kui soetatavad esemed ja teenused sisaldavad kõiki makse.

7.3.1 Riiklik seire

Prioriteetsus: II.

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

Tegevuse lühikirjeldus: kanakulli asustustihedusest ning sigimisedukusest kogutakse andmeid riikliku keskkonnaseire allprogrammi projekti "Röövlinnud" raames (Väli jt. 2019): asustustihedus määratakse röövlinnuseire püsialadel, sigimisedukuse andmeid kogutakse nii püsialadel kui väljaspool alasid. Väljaspool seirealasid Keskkonnaregistrisse kantud pesapaikade asustatus, seisund ning võimalikud kaitsekorra rikkumised kontrollitakse üle kogu Eesti iseseisva kaitsekorraldusliku seire raames. Viieaastase kava kehtivuse perioodi jooksul vaadatakse kaitsekorraldusliku seire raames vähemalt igal kolmandal aastal, st ühel korral üle kõik Keskkonnaregistrisse kantud pesapaigad (hinnanguliselt ca 85 pesapaika aastas). Sel moel saadud sigimisedukuse andmed liidetakse projekti „Röövlinnud“ käigus kogutava andmestiku juurde. Lisaks teadaolevatele pesadele kontrollitakse kanakulli leidumist juhuteadetena või teiste projektide käigus selgunud potentsiaalsetes pesapaikades.

Kanakullipesade kontroll toimub juunis. Selle käigus hinnatakse pesapaiga seisundit ning kaitsereežiimist kinnipidamist. Pessa ronides või drooni abil määratakse selle asustatus ja pesitustulemus, pojad rõngastatakse, mõõdetakse nende tiivapikkus (vanuse määramiseks), kaal (konditsiooni hindamiseks) ning jooksme jämedus (soo määramiseks), pesadest kogutakse vanalindude suled isendite vahetumise jälgimiseks (nt Kühnappel & Brune 1997 järgi) ning materjal toitumisanalüüsideks. Arvestades seda, et suur hulk registris leiduvatest pesapaikadest on asustamata (ptk 6.2), otsitakse asustamata pesade läheduses leiduvatest sobivatest elupaikadest uut asustatud pesa (ca 700 m raadiuses, joonis 2, või kaugemal, rakendades võimalusel kaasajastatud metsaandmel põhinevat kanakulli elupaigamudelit).

Tegevuse iseloom: iga-aastane, tähtajatu tegevus.

Eeldatav maht: seireprojekti "Röövlinnud" mahtu siin ei kajastata. Kaitsekorralduse seire väljaspool püsialasid: 20 välitööpäeva aastas, andmete koondamine ja infovahetus 3 kameraaltööpäeva aastas.

Eeldatav maksumus: riikliku seire maksumust käesolevas kavas ei kajastata, see sisaldub Keskkonnaagentuuri eelarves.

7.3.2 Püsielupaikade moodustamine ja kaitsealade kaitsekorra uuendamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Täiendavate püsielupaikade kaitse alla võtmine ja kaitsealade kaitsekorra uuendamine

Tegevuse lühikirjeldus: 2022. aastal lõpuni viia täiendava 41 kanakulli püsielupaiga kaitse alla võtmise menetlus. Töös olevate kaitsealade kaitsekorra uuendamisel tuleb jälgida, et kanakulli elupaigad oleksid tsoneeritud sihtkaitsevööndisse või vähemalt uuendusraie keeluga piiranguvööndisse (täpsemalt ptk-st 6.4).

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu 2022. aastal.

Eeldatav maht: maksumust käesolevas kavas ei kajastata, see sisaldub Keskkonnameti eelarves.

7.3.3 Elupaigakasutuse selgitamine

Prioriteetsus: II

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

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakulli elupaiku on uuritud põhjalikult mujal (näiteks Fennoskandias, Kesk- ja Lõuna-Euroopas, Põhja-Ameerikas), kuid sealsed looduslikud tingimused erinevad Eesti kanakullide elupaikadest (ptk 1.2.1). Efektiivsete kaitsemeetmete väljatöötamiseks tuleb ka Eestis koguda kaasaegsete meetoditega usaldusväärsed andmed kanakulli elupaigavalikust. Tegevus sisaldab kahte alategevust: 1) elupaigakasutuse selgitamine telemeetria abil; 2) elupaigavaliku dünaamika analüüs (arvukuse languse 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 juhuvaatlustel, kuid selle varjatud eluviisiga liigi puhul ei anna visuaalsed vaatlused käitumisest adekvaatset pilti (Kenward 2006). Tänapäeval on sobivaimaks uurimismeetodiks linnu täpseid asukohti registreerivate GPS-saatjate kasutamine. Saatjaid paigaldatakse erinevates looduslikes biotoopides ja linnades pesitsevatele noor- ja vanalindudele, et selgitada elupaigakasutust erinevates elupaigatüüpides ning lindude liikumistes nende vahel. Kokku soetatakse 10 saatjat, eeldatav valimi maht on 25–30 lindu (võimalusel kasutatakse saatjad korduvalt). Uuringu tulemused võimaldavad ühest küljest edaspidi fokusseerida kanakulli kaitset eeskätt aktiivselt 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, hukkumise põhjuseid jms (need tegevused ei sisaldu käesoleva projekti mahus ja maksumuses).

2) Aladel, mis olid hästi uuritud 1990. ja 2000. aastatel (nt Loode-Tartumaa, Otepää ümbrus) selgitatakse kanakulli tänapäevane levik. Võrreldakse elupaigavalikut 1990. aastatel, 2000. aastatel ja tänapäeval nii pesapaiga kui kodupiirkonna tasemel ning selgitatakse, milliste elupaigaomadustega pesitsusterritooriumid on säilinud, millised kadunud ning millised on hiljuti tekkinud pesitsusterritooriumite elupaigaomadused. Nii täpsustuvad mh elupaiga kestlikkuse hindamise kriteeriumid.

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.

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.

Eeldatav maksumus: 1) saatjate maksumus 10×1400 eurot 14 000 eurot, teised välitöövahendid (esimesel aastal kaks loorvõrku vaiadega = 1000 eurot, kolmandal aastal kaks asendusvõrku = 300 eurot) kokku 1300 eurot, andmete ostmise maksumus $10 \times 100 = 1000$ eurot aastas, esimesel aastal peale kava jõustumist 10 ettevalmistavat

kameraaltööpäeva $\times 140 = 1400$ eurot, viiendal aastal andmeanalüüsiks 30 kameraaltööpäeva $\times 140 = 4200$ eurot; välitööpäevi aastas $30 \times 200 = 6000$ eurot.
2) kameraaltööd $20 \times 140 = 2800$ eurot ja välitööd $50 \times 200 = 10\,000$ eurot.

7.3.4 Saagi koostise pikaajaliste muutuste selgitamine

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Selgitada Eesti kanakulliasurkonna saagi koostis tänapäeval ning analüüsida selle muutusi aja jooksul. Saagi koostise muutused seostatakse kanakulli arvukuse ning sigimisedukuse näitajate muutustega ning Eesti maastikus toimunud muutustega. Tulemuste põhjal prognoositakse Eesti kanakulliasurkonna edasised suundumused.

Tegevuse lühikirjeldus: Piisava arvukuse ja kättesaadavusega saagi olemasolu on asurkonna hea seisundi tagamisel võtmeteguriks. Eestis tehti viimane põhjalik kanakulli saagi koostise analüüs 1993. aastal (Lõhmus 1993), hiljem on andmeid kogutud ebaühtlaselt ning need koondatud eelmise tegevuskava koostamise eel (Väli & Tuule 2012). Paraku puudub põhjalik analüüs, mis võimaldaks tuvastada põhjuslikke seoseid, hinnata mõju kanakulli asurkonnale ning prognoosida tulevikusuundumusi. Teisest küljest on röövlindude saagianalüüsid suurepäraseks võimaluseks täiendada teadmisi saakliikide levikust ning arvukusest ja selle muutustest, eeskätt on see oluline liikide puhul, kes on teiste seiremeetoditega puudulikult kaetud.

Tegevuse käigus koondatakse viimastel aastakümnetel kogutud andmed kanakulli saagist, määratakse seire käigus kogutav saagimaterjal ning viiakse läbi põhjalik andmeanalüüs. Pesadest kogutav saagimaterjal võimaldab analüüsida pikaajalisi muutusi, kuid ei kajasta täielikult kogu saaki, sest see kajastab valdavalt pesitsusperioodi juunikuist saaki ning alahindab teatud saakobjekte (Sulkava 1964, Kenward 2006). Seetõttu viiakse võrdlev analüüs läbi pesale paigaldatavate rajakaamerate abil. Kaameraanalüüsis kasutatakse ka veebikaamera abil saadavat infot (ptk 7.3.7), sisendi talvise saagi koostise määramiseks annab telemeetiline uuring (ptk 7.3.2), mille käigus kogutakse saagijäänused jälgitavate kanakullide peatuskohtadest.

Eeldatav maht: Saagimaterjal kogutakse riikliku seire käigus. Sellele lisandub tegevuskava esimesel aastal saagijäänuste analüüs koos andmeanalüüsiga kokku 30 kameraaltööpäeva. Teisel aastal rajakaamerate paigaldamine ja eemaldamine 5 välitööpäeva, kaamerapiltide analüüs 20 kameraaltööpäeva. Iga-aastaselt lisandub 10 välitööpäeva saatjatega kanakullide saagimaterjali kogumiseks, viiendal aastal 10 kameraaltööpäeva andmeanalüüsiks.

Eeldatav maksumus: Esimesel aastal $30 \text{ kameraaltööpäeva} \times 140 = 4200$ eurot, teisel aastal 10 rajakaamerat koos akudega $10 \times 200 = 2000$ eurot, rajakaamerate paigaldamiseks ja eemaldamiseks 5 välitööpäeva $\times 200 = 1000$ eurot, kaamerapiltide analüüs 20 kameraaltööpäeva $\times 140 = 2800$ eurot. Saatjatega kanakullide saagi analüüsiks igal aastal 10 välitööpäeva $\times 200 = 2000$ eurot, viiendal aastal 10 kameraaltööpäeva $\times 140 = 1400$ eurot.

7.3.5 Raiete mõju kanakulli pesapaiga asustatusele riigimaadel

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Riigimaal kanakulli pesapuu lähistel toimunud raiete mõju analüüs pesa hülgamisele

Tegevuse lühikirjeldus: Analüüsida raiete mõju pesapuust erinevates kaugusvahemikes: 0-50 m, 51-100 m, 101-200 m, 201-300 m. Analüüsi saab teostada nende pesade puhul, mis on seiratud (peaaegu) iga-aastaselt, et kontrollida raiejärgset mõju pesa asustatusele. Nende pesade puhul, mis on seires igal kolmandal aastal (riiklik seiresamm), saab tõenäoliselt võrrelda üldist trendi, kas raiutud pesapaikade asustatus erineb raiumata pesapaikade

omast. Analüüsitakse piisava valimi korral kõikide erinevate raiekauguste ja raietüüpide mõju, võttes arvesse ka raie mahtu (langi pindala). Analüüsi käigus tuleb arvesse võtta ka väiksema mõjuga tegurite (kisklus, ilmastik jms) mõju suurust, et see ei hakkaks segama raie mõju hindamist (sõltub nii valimi suurusest kui kõrvaltegurite mõju tähtsusest). Oluline on põhjalikuma analüüsiga selgitada välja, kas senised kogemuslikud hinnangud, et raie negatiivne mõju on oluline kuni 100 m kaugusel pesapuust ja raied, mille tulemusel ala ei jää lagedaks (st säilib valdav osa I rindest) ei põhjusta pesa hülgamist, saavad analüüsi tulemusel kinnituse.

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu 2022. aastal.

Eeldatav maht: 20 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus: KAUR teostab riigieelarvelistest vahenditest. Juhul kui analüüs ei mahu KAURI tööplaani, on tellitava töö maksumus: $20 \times 140 = 2800$ eurot.

7.3.6 Kaitsekorra tõhususe analüüs

Prioriteetsus: II

Eesmärk: Kaitstavatel aladel pesitsevate kanakullide pesitsusedukuse analüüs erineva kaitsekorraga võõndites

Tegevuse lühikirjeldus: Analüüsida, kui suur on kaitse tõhususe erinevus kaitstavate alade sihtkaitsevõõndites, kus raied on keelatud, ja piiranguvõõndites, kus kanakulli elupaigas on teostatud kaitse-eeskirjaga lubatud raieid. Analüüsida, kuidas mõjub sihtkaitsevõõndi täielik raiekeeld ja piiranguvõõndis lubatud uuendusraie (ja võimalusel ka muud raied) seal pesitsevate kanakullide pesitsusedukusele. Analüüsi tulemustele toetudes saab edaspidi tõhusamalt määrata kanakulli jaoks vajalikku kaitsekorda (raiepiiranguid) kaitstavatel aladel.

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu 2025. aastal.

Eeldatav maht: 20 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus: $20 \times 140 = 2800$ eurot.

7.3.7 Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine

Prioriteetsus: III

Eesmärk: Määrata Eesti kanakullide peamised hukkumise põhjused, see võimaldab selgitada erinevate ohutegurite mõju ulatust ja muutusi (nt traumad, keskkonnamürgid, vaenamine) ning kasutusele võtta hukkamist vähendavad meetmed.

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakullide hukkumise põhjuseid on seni Eestis vähe uuritud, andmed on vähesed ja juhuslikud (ptk 1.6), suremus on üks olulisemaid populatsiooni arvukust otseselt mõjutavaid parameetreid, kuid seniste teadmiste kohaselt Eestis väikese tähtsusega ohutegur. Tegevus koosneb kahest osast. 1) töötatakse välja sobiv internetipõhine andmebaas ning koondatakse sinna andmed kanakullide hukkumise, vigastuste ja haiguste kohta, mida kogutakse erinevates institutsioonides (nt Keskkonnaamet, Eesti Maaülikool, metsloomade taastuskeskused, Eestimaa Looduse Fond, Eesti Ornitoloogiaühing, Tallinna Loomaaed, loodusmuuseumid, taksidermistid jms). Andmebaasi täidetakse hiljem jooksvalt, eeldatavasti eelnimetatud institutsioonide poolt.

2) Telemeetriaüuringu (ptk 7.3.2) ja muude tegevuste käigus kogutud hukkunud kanakullidel viiakse läbi kliiniline ülevaatlus, mis sisaldab röntgenuuringut (haavlite tuvastamiseks) ning lahngut. Analüüsitakse nakkushaiguste ja erinevate keskkonnamürkide leidumist (kloororganilised ühendid, raskemetallid, rodentitsiidid).

Tegevuse iseloom: 1) tähtajaline, esimesel aastal; hilisem andmebaasi täiendamine tähtjatu; 2) teisel, kolmandal ja neljandal aastal.

Eeldatav maht: 1) andmebaasi väljatöötamine 5 kameraaltööpäeva, andmestiku koondamine 10 kameraaltööpäeva, andmeanalüüs 5 kameraaltööpäeva; 2) Aastas ca 15 linnu analüüs, kokku analüüsitakse ca 45 lindu.

Eeldatav maksumus: 1) 20 kameraaltööpäeva $\times$ 140 = 2800 eurot; 2) analüüside hind EMÜ ja Tervisekaitse laborihinnakirjade alusel ca 700 eurot ühe linnu kohta, kokku seega 15 x 700 = 10 500 eurot aastas.

7.3.8 Potentsiaalsete elupaikade analüüs

Prioriteetsus: III

Eesmärk: selgitada välja, kui palju on kanakullile potentsiaalselt sobivaid elupaiku ja kui suur osa neist on kaitstud.

Tegevuse lühikirjeldus: metsaregistri alusel välja selgitada kanakulli potentsiaalsed elupaigad, võttes arvesse metsade vanust ja boniteeti ning välja tuua nende alade kaitstus. Potentsiaalselt sobiva elupaiga analüüsis tuleb lisaks metsa vanusele ja boniteedile kaasata ka teised metsanduslikud näitajad (nt kasvukohatüüp, puistu tihedus jms), kaasata muud maastikku kirjeldavad parameetrid (maastiku koosseis, kaugused erinevatest maastikuelementidest, taristust jms), kanakulli kui territoriaalse liigi puhul arvestada ka sobivate pesapaikade omavahelise paiknemise ruumilist aspekti, neljandaks toidubaasi olemasolu (saakobjektide prognoosmudel) ja vajadusel ka muid olulisi näitajaid. Vastava analüüsi saab teha spetsiaalse ökoloogilise mudeldamise tarkvaraga Zonation.

Tegevuse iseloom: tähtjaline, viia ellu 2026. aastal.

Eeldatav maht: 20 kameraaltööpäeva

Eeldatav maksumus: 20 $\times$ 140 = 2800 eurot.

7.3.9 Vaenamise ulatuse ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimaluste selgitamine

Prioriteetsus: III

Eesmärk: Selgitada erinevate huvigruppide suhtumist kanakulli vaenamise kui ühe asurkonna suurust mõjutava teguri kohta. See 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 jt. 2012). Selgitamiseks kanakulli vaenamise ulatuslikkust ja põhjuseid Eestis tänapäeval, samuti hindamiseks teavitustegevuse (ptk 7.3.6 ja 7.3.7) efektiivsust, korraldatakse tegevuskava perioodi alguses ja lõpus ankeetküsitlused, mille käigus selgitatakse huvigruppide (eeskätt linnukasvatajad, metsaomanikud ja jahimehed) suhtumist kanakulli ja teiste röövlindude pesapaikade vabatahtlikkusse kaitseks. Kaalutakse anda maaomanikele võimalus osaleda kanakulli seires. Täiendava sisendi käesoleva tegevuse tulemustesse annavad telemetriiline uuring (ptk 7.3.2) ja hukkumispõhjuste selgitamine (ptk 7.3.4).

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

Eeldatav maht: 30 kameraaltööpäeva aastas.

Eeldatav maksumus: 2 $\times$ 30 $\times$ 140 = 8 400 eurot.

7.3.10 Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine 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 kahjurliigiks ja kahjuks esineb siiani kanakulli ja tema pesade sihilikku hävitamist. Negatiivset suhtumist võib suurendada 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 ning linnukasvatajad. Koolituste eesmärgiks on vähendada vaenu kanakulli vastu ning rikutud või hävitatud pesapaikade arvu, samuti suurendada info laekumist uutest pesapaikadest.

Tegevuse iseloom: tähtajaline, viia ellu kolmandal ja neljandal aastal peale kava jõustumist.

Eeldatav maht: 10 koolitust kahe aasta jooksul.

Eeldatav maksumus: Ühe koolituse maksumus 1000 eurot $\times$ 10 = 10 000 eurot kahe aasta jooksul.

7.3.11 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 alates teisest aastast pärast kava jõustumist.

Tegevuse lühikirjeldus: Kanakulli tutvustatakse kahel moel: 1) erinevates massimeedia-kanalites ning 2) veebikaamera kaudu.

1) Kanakulli kaitsest ja selle probleemidest oli meedias viimati põhjalikumalt juttu 2005. aastal, kui kanakull oli Eesti Ornitoloogiaühingu poolt valitud aasta linnuks, hiljem on meedias juttu olnud vähem (ptk 4.4). Samas on vajalik teema jätkuv ülalhoidmine, mis aitab juhtida avalikkuse tähelepanu nii kanakulli kaitsele, kui ka sellega otseselt seonduvatele teemadele – metsakanaliste arvukuse langusele, püsimetsanduse tarvilikkusele ja säästvate metsandusele, kanakullide linnastumisele. Erinevate sihtrühmadeni jõudmiseks kasutatakse erinevaid meediakanaleid: raadio- ja telesaateid (näiteks ühe aasta jooksul toimuva klipisarjana saates "Osoon"), sotsiaalmeedia kanaleid, artikleid ajalehtedes ja populaarteaduslikes ajakirjades (nt Eesti Loodus).

2) 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, kuid vältida tuleb pidada lindude häirimist ja seetõttu tuleb kaamera paigaldada pesale enne pesitsusaega (märtsi alguses). Paljud veebikaamera vaatajad suhtlevad omavahel spetsiaalsetel internetiplatvormidel (nt foorumis). Selle platvormi kaudu tuleks vaatlejatele anda adekvaatset informatsiooni pesas toimuva ökoloogilisest taustast, kanakulli bioloogiast ning tema kaitsest.

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

Eeldatav maksumus: veebikaamera (koos tugisüsteemiga) soetamine 4500 eurot, kaamera paigaldamine ja hooldus $10 \times 200 = 2000$ eurot aastas. Kameraaltööd $10 \times 140 = 1400$ eurot aastas.

7.3.12 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 ning kõige enam uuritud kullilisi maailmas. Kanakulli arvukust mõjutanud (nt kullisõjad, põllumajandusmürgid) ja praegu mõjutavad ohutegurid (elupaikade kadumine ja kvaliteedi halvenemine, pesitsusaegne häirimine) on sarnased suurel osal kanakulli levilast. Kasulik on läbi viia ühisprojekte, et koguda metoodiliselt võrreldavaid andmeid ka rahvusvahelisel tasemel. Kogemuste vahetamiseks teiste riikide kolleegidega tuleks osaleda üldistel kanakulliga seotud temaatikaga konverentsidel (nt *Raptor Research Foundation*'i poolt korraldatavad röövlinnukonverentsid).

Tegevuse iseloom: tähtajatu tegevus.

Eeldatav maht: Keskmiselt üks välislähetus aastas.

Eeldatav maksumus: 1 välislähetuse otsesed kulud on keskmiselt 1000 eurot.

7.3.13 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: $20 \times 140 = 2800$ eurot.

8. Kaitse tulemuslikkuse hindamine

Tegevuskava eelmisel perioodil (2015–2019) seati tulemuslikkuse hindamise kriteeriumideks pesitseva asurkonna suuruse kasv ning 300-500 paarist kõrgem arvukushinnang. Samas põhines see arvukushinnang aegunud andmetel, kuna kanakulli arvukuseks oli 2013. aastal (Elts *et al* 2013) hinnatud 400-600 paari. Röövlinnuseire ja Hirundos avaldatud andmete alusel (Elts *et al* 2019) on kanakulli asurkond püsinud stabiilsena ning 2019. aastal oli kanakulli arvukushinnang endiselt 500 (400–600) paari. Kuna kanakulli arvukus pole eelmisel kaitsekorralduse perioodil kasvanud ning seatud eesmärki pole seega täidetud, ei saa senist kanakulli kaitset pidada tulemuslikuks.

Käesolevas tegevuskavas ei muudeta kanakulli kaitse tulemuslikkuse hindamise kriteeriume. Kanakulli kaitset saab viie aasta pärast lugeda tulemuslikuks, kui pesitseva asurkonna suurus on kasvanud ning arvukushinnangu miinimum on vähemalt 500 paari (500-700 paari). Teadaolevatest elupaikadest vähemalt pooled peavad olema kaitstud kaitstavate alade koosseisus

9. Kaitse korraldamise eelarve

Tabel 8. Kanakulli kaitse korraldamise eelarve (sadades eurodes) vastavalt peatükis 7 esitatud tegevustele ja nende maksumusele. Maksumus sisaldab kõiki makse ja kulusid, va käibemaksu. Kasutatud lühendid: KeA – Keskkonnaamet, KAUR – Keskkonnaagentuur, EMÜ – Eesti Maaülikool, X – töö teostamiseks vajalikud vahendid sisalduvad riigieelarves

Ptk.	Tegevus	Priori- teet	Võimalik korraldaja	2022	2023	2024	2025	2026	Kokku
7.3.1	Riiklik seire	II	KAUR	X	X	X	X	X	X
7.3.2	Püsielupaikade moodustamine ja kaitsealade kaitsekorra uuendamine	II	KeA	X					
7.3.3	Elupaigakasutuse selgitamine	II	KeA/ EMÜ	234	198	73	70	112	687
7.3.4	Saagi koostise pikaajaliste muutuste selgitamine	II	huvilised	62	78	20	20	34	214
7.3.5	Raiete mõju kanakulli pesapaiga asustatusele riigimaadel	II	KAUR/ KeA	X					X
7.3.6	Kaitsekorra tõhususe analüüs	II	KeA/ KAUR				28		28
7.3.7	Peamiste hukkumispõhjuste väljaselgitamine	III	huvilised	28	105	105	105		343
7.3.8	Potentsiaalsete elupaikade analüüs	III	huvilised					28	28
7.3.9	Vaenamiseulatuse ja pesapaikade vabatahtliku kaitse võimaluste väljaselgitamine	III	huvilised		42			42	84
7.3.10	Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine koolitustel	III	huvilised			50	50		100
7.3.11	Kanakulli ja tema kaitse tutvustamine meedias	III	huvilised		79	34	34	34	181
7.3.12	Rahvusvaheline koostöö	III	KeA	10	10	10	10	10	50
7.3.13	Kaitse tegevuskava uuendamine	II	KeA					28	28
	Kokku			334	512	292	317	288	1743

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

Prioriteet	2022	2023	2024	2025	2026	Kokku
I	–	–	–	–	–	–
II	296	276	93	118	174	957
III	38	236	199	199	114	786
Kokku	334	512	292	317	288	1743

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.
- Bird, J.P, Martin, R., Akçakaya, H. R., Gilroy, J., Burfield, I. J., Garnett, S., Symes, A., Taylor, J., Sekercioglu, C. H. & Butchart, S. H. M. 2020. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. *Conservation Biology*.
- BirdLife International 2021. Species factsheet: *Accipiter gentilis*. <http://www.birdlife.org>
- Blakey, R. V., Siegel, R. B., Webb, E. B., Dillingham, C. P., Johnson, M. & Kesler, D. C. 2020. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) home ranges, movements, and forays revealed by GPS-tracking. *Journal of Raptor Research* 54: 388–401.
- Briels, N., Torgersen, L. N., Castaño-Ortiz, J. M., Løseth, M. E., Herzke, D., Nygård, T., ... & Jaspers, V. L. B. 2019. Integrated exposure assessment of northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nestlings to legacy and emerging organic pollutants using non-destructive samples. *Environmental Research* 178: 108678.
- 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.
- Burgas, D., Byholm, P. & Parkkima, T. 2014. Raptors as surrogates of biodiversity along a landscape gradient. *Journal of Applied Ecology* 51: 786–794.
- Burgas, D., Juutinen, A. & Byholm, P. 2016. The cost-effectiveness of using raptor nest sites to identify areas with high species richness of other taxa. *Ecological Indicators* 70: 518–530.
- Byholm, P., Saurola, P., Linden, H. & Wikman, M. 2003. Causes of dispersal in Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in Finland. *Auk* 120: 706–716.
- Byholm, P., Nikula, A. 2007. Nesting failure in Finnish Northern Goshawks *Accipiter gentilis*: incidence and cause. *Ibis* 149: 597–604.
- Byholm, P., Gunko, R., Burgas, D. & Karell, P. 2020. Losing your home: temporal changes in forest landscape structure due to timber harvest accelerate Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nest stand losses. *Ornis Fennica* 97: 1–11.
- Cooper, J. E., & Petty, S. J. 1988. Trichomoniasis in free-living goshawks (*Accipiter gentilis*) in Great Britain. *Journal of Wildlife Diseases*, 24: 80–87
- 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.

- Dreys, T. 1983. Röövlindude fauna Tallinna ümbruses. Tartu Ülikool, Tartu. Diplomitöö TÕ ZHI raamatukogus.
- Eltis, 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.
- Eltis, 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.
- Eltis, J., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. & Pehlak, H. 2013: Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008–2012. *Hirundo* 25: 80–112.
- Eltis, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I. & Väli, Ü. 2019: Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017 *Hirundo* 32: 1–39.
- Evestus, T. 1997. Kullilised Otepää ümbruses. *Hirundo* 1997/1: 17–21.
- Evestus, T. 2010. Kanakulli inventuur. 2010. aasta. Käsikirjaline aruanne.
- 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.
- Forsman, D. 2016. Flight identification of raptors of Europe, North Africa and the Middle East. Bloomsbury Publishing.
- García-Fernández, A.J., Calvo, J.F., Martínez-López, E., María-Mojica, P. & Martínez, J.E. 2008. Raptor ecotoxicology in Spain: a review on persistent environmental contaminants. *AMBIO* 37: 432–440.
- 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.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53–75.
- Honkala, J., Saurola, P. & Valkama, J. 2011: Breeding and population trends of common raptors and owls in Finland in 2010 — Linnut-vuosikirja 2010: 52–63.
- 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.
- Keskkonnaamet 2020. Kaasamisjärgne ekspertiisil põhinev kaitse alla võtmise ettepanek ja väljatöötamise kavatsus. 41 uue kanakulli püsielupaiga kaitse alla võtmise, kolme

- kanakulli püsielupaiga piiride ja tsoneeringu muutmise ning ühe kanakulli püsielupaiga kaitse alt välja arvamise kohta.
- Keskkonnaagentuur. 2019. Metsakanaliste seire 2019 aasta aruanne. Riikliku keskkonnaseire programmi eluslooduse seire allprogramm.
- Kirk, E. 2020. Selected contaminants and infectious diseases in Estonian northern goshawks (*Accipiter gentilis*). MSc thesis, Eesti Maaülikool.
- 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.
- Konovalov, A., Nellis, R., Nellis, R., Nurmla, A., Sellis, U., & Väli, Ü. (2019). Solitude at periphery: lack of partners limits reproduction of the Black Stork (*Ciconia nigra*) at the margin of the distribution range. Ornis Fennica 96: 13–23.
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Lõhmus, A. 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Kostrzewa, 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.
- Krone, O. 2018. Lead poisoning in birds of prey. In: Sarasola, J. H., Grande, J. M., Negro, J. J. (eds). Birds of Prey: 251–272. Springer, Cham, Switzerland.
- 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.
- Kühnapfel, O. & Brune, J. 1995. Die Mauserfeder als Hilfsmittel zur Altersbestimmung und Individualerkennung von Habichten (*Accipiter gentilis*). Charadrius 31, 120–125.
- 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.
- Leivits, M. 2019. Kassikakku ja kanakulli soodsat seisundit mõjutavad terviseohud ja surmapõhjused Eestis. Käsikirjaline aruanne.
- 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.
- Maaten, T., Kurm, M. 2010. About management and research of forest genetic resources. *Forestry Studies* 52: 72–87.
- Marja, R. & Nellis, R. 2018. Perioodil 1984–2017 põllulindude arvukuse muutus Eestis ning selle seos põllumajanduse ja kiskjatega. *Hirundo* 31: 49–68.
- 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.
- Merling de Chapa, M., Courtiol, A., Engler, M., Giese, L., Rutz, C., Lakermann, M., ... & Krone, O. 2020. Phantom of the forest or successful citizen? Analysing how Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) cope with the urban environment. *Royal Society Open Science*, 7(12), 201356.
- Mirski, P. & Väli, Ü. 2021. Movements of birds of prey reveal the importance of tree lines, small woods and forest edges in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, trükkis.
- Monclús, L., Shore, R. F., & Krone, O. (2020). Lead contamination in raptors in Europe: A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 141437.
- Movalli, P., Krone, O., Osborn, D. & Pain, D. 2018. Monitoring contaminants, emerging infectious diseases and environmental change with raptors, and links to human health. *Bird Study* 65: S96–S109.
- 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.
- Moser, B. W. & Garton, E. O. 2019. Northern Goshawk space use and resource selection. *The Journal of Wildlife Management* 83: 705–713.

- Mönkkönen, M., Husby, M., Tornberg, R., Helle, P. & Thomson, R. L. 2007. Predation as a landscape effect: the trading off by prey species between predation risks and protection benefits. *Journal of Animal Ecology* 76: 619–629.
- 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.
- Natsukawa, H. 2020. Raptor breeding sites as a surrogate for conserving high avian taxonomic richness and functional diversity in urban ecosystems. *Ecological Indicators* 119: 106874.
- Natsukawa, H., Mori, K., Komuro, S., Shiokawa, T., Umetsu, J. & Ichinose, T. 2019. Environmental factors affecting the reproductive rate of urban Northern Goshawks. *Journal of Raptor Research* 53: 377–386.
- Nellis, R. 2006. Kanakulliaasta 2005. *Hirundo* 19: 81–93.
- Nellis, R. 2008. Kanakulli püsielupaikade seisundi hindamine ja uute pesapaikade otsimine Eestis 2008.a aastal. Aruanne projekti “Liikide tegevuskavade täitmine 2008. aastal” raames. Eesti Ornitoloogiaühing.
- Nellis, R. 2020. Riikliku keskkonnaseire elustiku mitmekesisuse ja maastike seirealamprogrammi seiretöö „Haudelinnustiku punktloendused 2020. aastal“. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=21452090&monitoringWorkUid=19259382>
- Nellis, R. & Lelov, E. 2005. Kanakull vajab metsarahu. *Eesti Loodus* 3: 6–12.
- 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.
- Oja, R., Soe, E., Valdmann, H., & Saarma, U. 2017. Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. *PloS one*, 12(6), e0179463.
- 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. AS Regio, Tartu.
- Paal, J. & Leibak, E. 2013. Eesti soode seisund ja kaitstus. Estonian Fund for Nature, Tartu.
- Pain, D.J., Mateo, R. & Green, R.E. 2019. Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update. *AMBIO* 48: 935–953.
- 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. & Frochot, B. 2001. An approach to identify factors and levels of 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. 1976. Eesti röövlinnud. Valgus, Tallinn.

- 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.
- Rebollo, S., García-Salgado, G., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hesterkamp, S., Navarro, A. & Fernández-Pereira, J. M. 2017. Prey preferences and recent changes in diet of a breeding population of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* in Southwestern Europe. Bird Study 64: 464–475.
- 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.
- Rodriguez, S. A., Kennedy, P. L. & Parker, T. H. 2016. Timber harvest and tree size near nests explains variation in nest site occupancy but not productivity in northern goshawks (*Accipiter gentilis*). Forest Ecology and Management 374: 220–229.
- 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.
- 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.
- Rosenvald, R., Lõhmus, P., Rannap, R., Remm, L., Rosenvald, K., Runnel, K. & Lõhmus, A. 2019. Assessing long-term effectiveness of green-tree retention. Forest Ecology and Management 448: 543–548.
- 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. 2008. The establishment of an urban bird population. Journal of Animal Ecology 77: 1008–1019.
- 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.
- Sansano-Maestre, J., Garijo-Toledo, M.M. & Gómez-Muñoz, M.T. 2009. Prevalence and genotyping of *Trichomonas gallinae* in pigeons and birds of prey. Avian Pathology, 38: 201–207.
- 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.
- Sellis 2018. Must-toonekure *Ciconia nigra* kaitse tegevuskava eelnõu. https://www.envir.ee/sites/default/files/must_toonekure_kaitse_tegevuskava.pdf

- 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.
- Solonen, T., Lokki, H., & Sulkava, S. (2019). Diet and brood size in rural and urban Northern Goshawks *Accipiter gentilis* in southern Finland. *Avian Biology Research* 12: 3–9.
- 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.
- Steenhof, K. ja Newton, I. 2007. Assessing nesting success and productivity. Bird, D. M. ja Bildstein, K. L. (toim.): *Raptor research and management techniques*: 181–192. Hancock House, Surrey and Blaine.
- Strazds, M., Sellis, U. (koost.). 2011. Suurte risupesade välimääräja. Läti Ornitoloogiaühing. Riia.
- Sulkava, S. 1964. Zur Nahrungsbiologie des Habichts *Accipiter gentilis* L. *Aquilo ser. Zoologica* 3: 1–103.
- 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.
- 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. & 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., Korpimäki, E. & Byholm, P. 2006. Ecology of the northern goshawk in Fennoscandia. *Studies in Avian Biology* 31: 141–157.
- Tornberg, R., Rytönen, S., Välimäki, P., Valkama, J. & Helle, P. 2016. Northern goshawk (*Accipiter gentilis*) may improve black grouse breeding success. *Journal of Ornithology* 157: 363–370.
- Tuule, A. 2014. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2014.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=12393852&monitoringWorkUid=9334881>
- Tuule, A. 2015. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2015.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=12393855&monitoringWorkUid=1051968>
- Tuule, A. 2016. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2016.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=12393858&monitoringWorkUid=5774353>
- Tuule, A. 2017. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2017.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=12393861&monitoringWorkUid=9334852>

- Tuule, A. 2018. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2018.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=16965697&monitoringWorkUid=16344005>
- Tuule, A. 2019a. Ekspertiis kanakulli 55 püsielupaiga moodustamise ja 9 püsielupaiga moodustamata jätmise ettepanekule ning kaitsekorra muutmisele kanakulli püsielupaikades. Käsikirjaline aruanne.
- Tuule, A. 2019b. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2019.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=17722045&monitoringWorkUid=17291217>
- Tuule, A. 2020a. Kanakulli pesitsusedukuse seire 2020.a. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=21452104&monitoringWorkUid=19259090>
- Tuule, A. 2020b. Kanakulli potentsiaalsete elupaikade kontrollimine Eestis elupaigamudeli alusel 2020. aastal. Käsikirjaline aruanne.
- 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.
- Valgepea, M., Sims, A., Raudsaar, M. & Timmusk, T. 2020. Raied. Aastaraamat Mets 2019. Keskkonnaagentuur. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/03_raied_0.pdf
- 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. 2014. Laanepüü *Bonasa bonasia* kaitse tegevuskava eelnõu. Käsikiri Keskkonnaametis.
- Väli, Ü. 2018a. Kanakull. Elts, J., Kuus, A., Leibak, E. (koost.) Eesti haudelindude levikuatlas. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Väli, Ü. 2018b. Talvitavate röövlindude arvukuse seire Eestis 2014–2018. aastal. *Hirundo* 31: 25–38.
- Väli, Ü. 2020. Röövlindude seire. Käsikirjaline aruanne. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=20416668&monitoringWorkUid=19240069>
- Väli, Ü. & Tuule, A. 2012. Kanakulli *Accipiter gentilis* kaitse tegevuskava eelnõu. https://www.envir.ee/sites/default/files/kanakull_tk_2015.pdf
- Väli, Ü.; Elts, J.; Pehlak, H. 2018. Are common bird monitoring schemes and opportunistic observations appropriate for estimating raptor trends? *Bird Study* 65: S35–S42.
- Väli, Ü., Nellis, R. & Lõhmus, A. 2019. Eesti röövlindude pesitsusaegne arvukus ja sigimisedukus 1994–2018. *Hirundo* 32: 40–62.
- 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.
- Wieliczko, A., Piasecki, T., Dorrestein, G. M., Adamski, A., & Mazurkiewicz, M. 2003. Evaluation of the health status of goshawk chicks (*Accipiter gentilis*) nesting in Wroclaw vicinity. *Bulletin Veterinary Institute in Pulawy*. 47: 247–258.
- 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 võtmine ja kaitse-eeskiri, RTL 2006, 89, 1656
- Taimekaitse seadus, RT I 30.12.2011, 32