



Eesti röövlindude pesitsusaegne arvukus ja sigimisedukus 1994–2018

Ülo Väli^{1,2,*}, Rein Nellis^{1,3}, Asko Lõhmus⁴

¹ Röövlinnutöörühm, Eesti Ornitoloogiaühing, Veski 4, 51005 Tartu

² Elurikkuse ja loodusturismi õppetool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool, Fr. R. Kreutzwaldi 5D, 51006 Tartu

³ Eluslooduse osakond, Keskkonnaagentuur, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn

⁴ Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, Vanemuise 46, 51014 Tartu

Kokkuvõte

Röövlindude seirel on kolm eesmärki – röövlinnuliikide ohustatuse hindamiseks alusandmete kogumine ning bioindikatsioon ökosüsteemide seisundi ja keskkonnamürkide jälgimiseks. Käesolevas töös käsitleme püsiseirealade andmestiku põhjal sagedasemate Eesti röövlindude pesitsusaegse arvukuse ja sigimisedukuse muutusi, viimaste kirjeldamiseks kasutame ka väljastpoolt püsialasid kogutud andmeid. Röövlinnustiku koguarvukus on koondindeksi põhjal olnud varem nõrgas langustrendis, kuid käesoleval kümnendil pöördunud tõusule. Säärane muutus on iseloomulik ka metsaga seotud liikide kompleksile, kuid vanade metsadega ning põllumajandusmaastikega seotud liikide arvukus on olnud stabiilne. Röövlinnustiku mitmekesisus on aastati kõikunud, kuid pikas perspektiivis olulist tõusu või langust ei esine. Kuue liigi arvukus on veerand sajandi jooksul vähenenud, neist suurima languse on läbi teinud välja-loorkulli *Circus cyaneus* ning kassikaku *Bubo bubo* arvukus. Viie liigi arvukus on tõusnud, eriti merikotkal *Haliaeetus albicilla*, roo-loorkullil *Circus aeruginosus* ning värbkakul *Glaucidium passerinum*. Kuue liigi arvukus on ajutiste muutuste järel taas samal tasemel. Sigimisedukuse muutustest on silmatorkavam pikaajaline langus maaspesitsevatel röövlindudel, kuid viimasel viiel aastal on nende liikide sigimisedukus pöördunud tõusule.

Sissejuhatus

Röövlindudena on traditsiooniliselt käsitletud „kullilisi ja kakulisi“ (nt Randla 1976), kellest esimesed hõlmavad tänapäevase

evolutsioonilise arusaama kohaselt kahte teineteisest üsna kaugel paiknevat seltsi – haukalisi (*Accipitriformes*) ja pistrikulisi (*Falconiformes*). Tegemist on silmatorkavate lindudega, kellel on oma koht paljude rahvaste kultuuris ja kelle käekäik on viimase saja aasta jooksul suure

* E-post: ulo.vali@emu.ee

looduskaitsele tähelepanu all. Eeskätt kotkad ja suured kakud on lipuliikideks elurikkuse kaitsele (Clucas, McHugh & Caro 2008).

Pooled maailma röövlinnuliikidest on väheneva arvukusega, 18% liikidest on otseselt ohustatud ning 13% ohulähedases seisundis (McClure *et al.* 2018). Eestis regulaarselt pesitsevast 25 röövlinnuliigist loetakse kriitiliselt ohustatuks kuus liiki, väljasuremisohus olevaid liike on neli, ohualteid kuus ning ohulähedasi üks (Keskkonnaagentuur 2019). Peaaegu kõik röövlinnud kuuluvad ka kaitsealuste liikide hulka, nii et röövlinnu-asurkondade seisundit tuleb jälgida ka kaitsemeetmete planeerimiseks ja nende tõhususe hindamiseks. Suhteliselt pika elueaga röövlindudel ilmneb tihti nii positiivsete kui negatiivsete tegurite mõju sigimisedukuses märksa varem kui arvukuses (Newton 1979), mistõttu on lisaks arvukusele vajalik jälgida ka pesitsustulemusi.

Röövlindude kodupiirkondadest on sageli leitud keskmisest kõrgem liigirikkus (Sergio, Newton & Marchesi 2005; Sergio *et al.* 2006; Burgas, Byholm & Parkkima 2014), kuigi röövlindude kasutatavuse üle elustiku mitmekesisuse indikaatorina arvamused lahknevad (nt Ozaki *et al.* 2006; Roth & Weber 2008; Jenkins *et al.* 2013). Eeskätt tasub neid kaaluda maastiku mitmekesisuse ja funktsionaalsuse indikaatoritena, sest röövlindude kodupiirkonnad on suured, paljudel liikidel on eraldi toitumis- ja pesitsusbiotoobid ning nad eelistavad seetõttu mitmekesist maastikumosaiki. Siiski võivad mõned liigid

olla elupaigavalikul üsna paindlikud. Ilmekaks näiteks on kanakull *Accipiter gentilis*, kes on pärast vaenamise lõpetamist asunud pesitsema ka linnadesse (Rutz 2008).

Tippkiskjatest röövlindudes lades-
tuvad keskkonnamürgid on lähiajaloo
märkimisväärselt kahjustanud nende
asurkondi. Meilegi on hästi tuntud
merikotka *Haliaeetus albicilla* arvukuse
kahanemine ning rabapstriku *Falco peregrinus*
kadumine diklorodifenüültri-kloro-
etaani (DDT) mõjul eelmise sajandi teisel
poolel (Ratcliffe 1970; Helander, Bignert
& Asplund 2008). Hoolimata kloororgaaniliste
ühendite kasutuse piiramisest on need
Euroopas piirkonniti probleemiks
tänapäevalgi (García-Fernández *et al.*
2008). Üha aktuaalsemaks on tõusnud
röövlindude hukkumine plii (Krone 2018;
Movalli *et al.* 2018; Pain, Mateo & Green
2019) ning näriliste tõrjeks kasutatavate
mürkide (Koivisto *et al.* 2018; Nakayama
et al. 2018) tõttu, mis on ühtaegu ohuks
ka inimese tervisele (Gómez-Ramírez *et al.*
2014; Green & Pain 2019). Tundlikkus
keskkonnamürkidele teeb röövlindudest
ühtlasi hea indikaatori keskkonnakeemia
jälgimisel (Newton 1979).

Eelkirjeldatud kolm põhjust – röövlindude
kui ohustatud linnurühma, kui elustiku
ja maastiku seisundi tunnusliikide
ning kui keskkonnamürkide indikaatorite
jälgimine – ongi suuresti määranud
röövlindude seire tähtsuse nii Eestis kui
ka maailmas laiemalt. Röövlindude uurimise
ja jälgimise traditsioon ja seirealade võrgustik
kujunes Eestis välja 20. sajandi jooksul
(Randla 1976; Lõhmus 1994; Väli 2018a)
ning alates 1994. aastast on see

moodustanud ühe osa riiklikust linnustiku seirest (Leito 1994). Esimene ülevaade röövlinnuseire tulemustest ilmus juba veerand sajandit tagasi (Lõhmus 1994), sellele järgnes viieaastaste vahedega veel kaks kokkuvõtet (Lõhmus 1999; Lõhmus 2004). Kümmeaastase aasta tagust seisukohti kõigi pesitsevate röövlindude arvukuse dünaamikast kirjeldas hiljuti ilmunud linnuatlas (Elts, Kuus & Leibak 2018).

Alljärgnevalt anname pikema vaheaja järel taas ülevaate Eesti röövlinnustiku seisundist. Selleks koondame viimase 25 aasta andmed pesitsevate röövlinnulike arvukusest ja sigimisedukusest ning vaatleme neid ohutegurite, kaitsestaatuse ja -meetmete mõju kontekstis. Arvukuse muutusi hindame spetsiaalsetel röövlinnuseirealadelt kogutud tulemuste põhjal. Sigimisedukuse dünaamika kirjeldamiseks kasutame ka väljastpoolt neid alasid kogutud andmeid. Esmakordselt esitame eri maastikutüüpidele tüüpiliste röövlinnurühmade dünaamikat kirjeldavad koondindeksid, mis eeldatavasti kajastavad keskkonnamuutusi usaldusväärsemalt kui üksikud indikaatorliigid.

Materjal ja meetodika

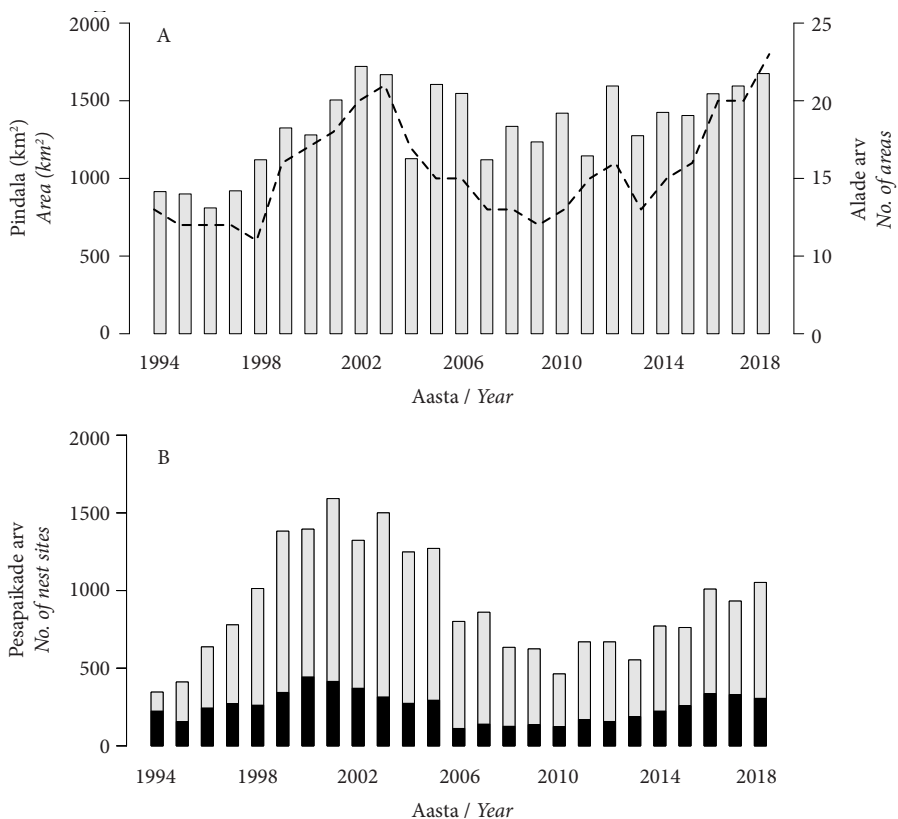
Andmestik

Röövlindude pesitsusaegne seire toimub iga-aastaselt samadel kindlalt piiridega püsialadel, kus kogu pesitsusaja vältel tehtavate vaatluste ja aastaringse pesade otsimise teel määratakse röövlindude arvukus ja sigimisedukus (Saurola 1986). Arvukuse hindamise üksuseks on pesitsusterritoorium ehk piirkond, mida asustab paar või üksik lind, kes

ehitab või asustab seal üht või mitut pesa ning kaitseb seda ala liigikaaslaste eest (Steenhof & Newton 2007). Seire käigus registreeritakse pesitsusterritooriumina korduvad vaatlused liigist samas piirkonnas või andmed kindlast või tõenäolisest pesitsusest. Territooriumipõhine seiremetoodika võimaldab keskenduda just pesitsevale populatsioonile. Kahjuks jäävad seeläbi tähelepanuta mitteterritooriaalsed isendid, kes samuti on oluline osa röövlinnupopulatsioonist ja kellest oleneb hukkunud pesitsejate kiire asendamine. Oluliseks näitajaks on ka röövlinnustiku mitmekesisus, mida lisaks liigirikkusele on kirjeldatud arvukusest sõltumatu Simpsoni (1949) indeksi abil.

Enamik tänapäeval seiratud aladest on piiritletud UTM-ruudustiku põhiselt, mis lihtsustab andmete ekstrapoleerimist. Alade suuruseks on reeglina 50 km² või 100 km², mida võibki pidada soovitavaks suuruseks vastavalt ühe või mitme vaatleja jaoks. Mõned alad on siiski ka 25 km² suurused. Sajandivahetusel kasvas nii seirealade arv kui seiratava ala kogupindala ja need on umbes samal tasemel ka praegu, pärast vahepealset kerget mõõna (joonis 1A). Seire algul olid põllumajandusmaad üle esindatud, aga projekti jooksul on vastavus Eesti üldisele maakattele paranenud (tabel 1).

Röövlindude sigimisedukuse seires on olulisimaks parameetrik keskmine produktiivsus (poegade arv pesitsusterritooriumi kohta), aga võimalusel eristatakse selles ka pesitsevate paaride osatähtsus kõigist paaridest, edukalt pesitsevate paaride osa pesitsust alustanud paaridest ning pesakonna keskmine suurus



Joonis 1. Pesitsusaegsete seirealade kogupindala (tulbad) ja arv (punktirjoon; A) ning kontrollitud potentsiaalsete pesapaikade (tulbad) ja röövlindude poolt asustatud pesade arv (tulpade tume osa; B) aastatel 1994–2018.

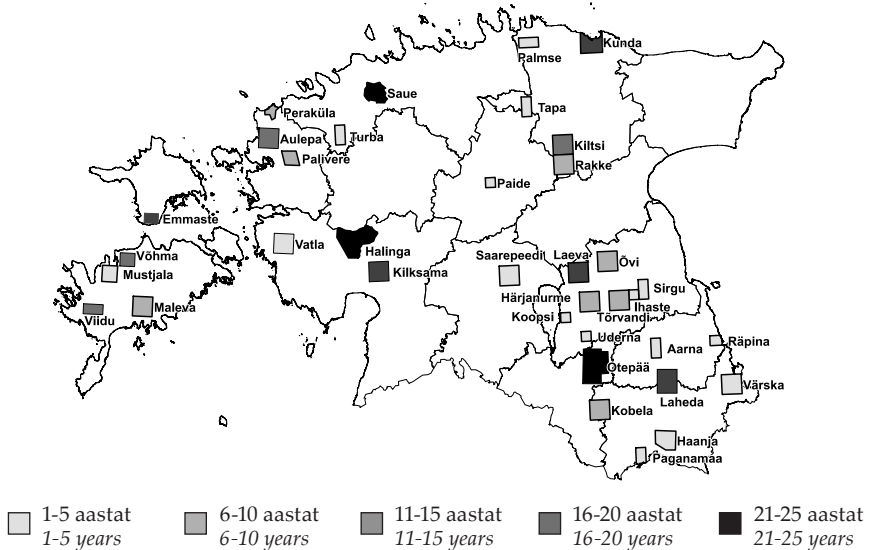
Figure 1. Total area (bars) and number of permanent raptor study plots (dashed line; A), and the number of monitored potential nest sites (bars) and those occupied by raptors (black sections) (B) in 1994–2018.

(Lõhmus 1997; Steenhof & Newton 2007). Andmestiku täiendamiseks koondatakse pesitsusandmeid (eeskätt pesakondade suurusest) ka väljaspoolt seirealasid. Eelmise sajandi viimasel ja käesoleva sajandi esimesel kümnendil toimus see peamiselt linnuvaatlejaid küsitledes, viimasel kümnel aastal on põhiliselt PlutoF andmebaasi (PlutoF 2018) sisestatud vaatlused. Sel moel saadakse oluline osa andmetest kodukaku (63–71%

aastatel 2015–2018) ning kõrvukrätsu (33–62%), vähem tuuletallaja (14–33%) lennuvõimeliste pesakondade kohta, teiste liikide pesitsusinfot koguneb vaid juhuslikult.

Andmeanalüüs

Röövlinnuseirealade kogupindala suurus on 2900 km², lisaks on seire tarbeks koondatud röövlinnuandmed linnuinventuuridest



Joonis 2. Röövlindude pesitsusaegse seire vaatlusalad Eestis 1994–2018. aasta. Ala tumedus näitab seireaastate arvu.

Figure 2. The permanent raptor study plots in Estonia in 1994–2018. The intensity of shading indicates the number of study years.

430 km² alalt. Niisiis on vähemalt ühel aastal viimase 25 aasta jooksul röövlinnud kaardistatud 8% Eesti maismaaterriitoriumist. Veerandsaja aasta jooksul on seirealad oluliselt lisandunud ning osal aladest on seire ka lõpetatud, seetõttu varieerub aastati seiratud kogupindala ning seire kestus alade lõikes (joonised 1 ja 2). Et vähendada alade muutumistest tulenevaid hinnangute nihkeid, on lisaks varasemates kokkuvõtetes kasutatud keskmiste asustustiheduste võrdlusele kirjeldatud arvukuse muutusi arvukusindeksite põhjal, mis näitavad suhtelist arvukust esimese seireaasta (1994) suhtes. Indeksid arvutati iga ala pesitsusterriitoriumide arvu muutusest, kasutades loglineaarset aegriidide mudelit statistikatarkvara programmi R paketi *rtrim* 2.0.6 (Bogaart, van der Loo & Pannekoek

2018; R Development Core Team 2018). Selle meetodiga ennustatakse vaatluste põhjal koostatud algmudeli alusel väärtused ka loendustega katmata aastatele ning saadud andmetabeli põhjal koostatakse lõppmudel. Mudelites võeti arvesse ülehajuvust ning ajalist autokorrelatsiooni. Arvukuse pikaajalist dünaamikat kirjeldati nii lineaarse regressiooni kui ka Loessi kõvera abil. Lisaks leiti olulised trendi muutuspunktid indeksite igaaastaste muutuste järkjärgulise (*stepwise*) üheaegse eemaldamise ja lisamise protseduuri abil, kasutades Wald'i testi statistilise olulisuse ($P < 0.1$) hindamiseks. Oluliste muutuspunktide vahel arvutati lühiajalised trendid.

Lisaks iga liigi arvukusindeksitele arvutati koondindeksid kogu röövlinnustiku

Tabel 1. Röövlinnuseirealade maakatte jaotus CORINE klassifikatsiooni järgi. Perioodi 1994–2003 kohta on kasutatud 1994.–1996. a kaardistuse (Meiner 1999), 2004–2008 kohta 2006. a kaardistuse ning 2009–2018 kohta 2012. a kaardistuse andmebaasi; veekogud hõlmavad ka rannikumerd.

Table 1. Proportions of land cover types according to the CORINE classification. Land cover map from 1994–1996 (Meiner 1999) was used for the period 1994–2003, map from 2006 for 2004–2008 and map from 2012 for 2009–2018. Water bodies include also coastal sea.

Maakattetüüp <i>Land cover type</i>	CORINE kood <i>code</i>	Seirealade maakatte (%) <i>Area (%) in raptor plots</i>					Eesti maakatte (%) <i>Area (%) in Estonia</i>		
		1994-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2013	2014-2018	1994-1996	2006	2012
Tehisalad <i>Artificial surfaces</i>	1	1,4	1,5	1,4	2,4	3,1	1,9	2,1	2,2
Põllumajandusmaa <i>Agricultural areas</i>	2	44,5	43,0	37,0	36,8	35,7	32,4	32,5	31,5
Mets <i>Forest</i>	311–313	40,8	43,7	48,1	47,8	46,2	47,2	45,7	46,5
Lehtmets <i>Deciduous forest</i>	311	15,6	13,5	12,4	8,1	9,4	9,8	9,8	8,4
Segamets <i>Mixed forest</i>	313	15,2	17,1	18,7	20,0	18,7	18,7	18,3	18,1
Okasmets <i>Coniferous forest</i>	312	10,0	13,1	17,0	19,7	18,0	18,8	17,5	20,1
Üleminekulised metsa-alad <i>Transitional woodland</i>	324	6,5	6,0	6,6	6,7	7,3	8,1	9,5	9,3
Muud pool- looduslikud alad <i>Other semi- natural areas</i>	321, 322, 331	0,9	0,8	0,8	0,3	0,4	1,5	1,3	1,1
Märgalad <i>Wetlands</i>	4	4,7	4,1	5,5	4,8	5,7	4,3	4,4	4,7
Veekogud <i>Water bodies</i>	5	1,1	1,0	0,6	1,2	1,5	4,6	4,6 ^a	4,6 ^a

^a veekogude pindala on eelnevalt peamiselt rannikumerde käsitlemisest ja on siin arvestatud Meineri (1999) järgi

arvukusele ning kahe elupaiga tüüpiliste liikide koondarvukusele: 1) põllumajandusmaastik – hiireviu *Buteo buteo*, väikekonnakotkas *Clanga pomarina*, roo-loorkull *Circus aeruginosus*, soo-loorkull *C. pygargus*, välja-loorkull *C. cyaneus*, tuuletallaja *Falco tinnunculus*, kodukakk *Strix aluco*, kõrvukräts *Asio otus*; 2) metsamaastik – herilaseviu *Pernis apivorus*, merikotkas,

kanakull *Accipiter gentilis*, raudkull *A. nisus*, lõopistrik *Falco subbuteo*, kassikakk *Bubo bubo*, händkakk *Strix uralensis*, värbkakk *Glaucidium passerinum*, laanekakk *Aegolius funereus*. Eraldi koostati indeks vanade metsadega seotud liikidele (kanakull, händkakk, värbkakk, laanekakk). Ebaregulaarselt esinevaid liike koondindeksites ei kasutatud nende andmestiku

Tabel 2. Röövlindude keskmised asustustihedused (pesitsusterritooriumide arv 100 km² kohta) aastatel 1994–2018.*Table 2.* Annual mean densities (breeding territories per 100 km²) of raptor species in 1994–2018.

Liik <i>Species</i>	Asustustihedus ja periood <i>Densities by study period</i>					
	1994–1998	1999–2003	2004–2008	2009–2013	2014–2018	1994–2018
Herilaseviu <i>Pernis apivorus</i>	2,16	2,32	2,28	2,19	3,01	2,39
Puna-harksaba <i>Milvus milvus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
Merikotkas <i>Haliaeetus albicilla</i>	0,11	0,22	0,13	0,34	0,54	0,27
Roo-loorkull <i>Circus aeruginosus</i>	1,07	1,87	1,62	1,89	2,12	1,71
Välja-loorkull <i>Circus cyaneus</i>	0,31	0,51	0,29	0,19	0,09	0,28
Soo-loorkull <i>Circus pygargus</i>	0,54	0,69	0,65	0,87	0,75	0,70
Kanakull <i>Accipiter gentilis</i>	2,25	1,40	1,15	1,18	1,18	1,43
Raudkull <i>Accipiter nisus</i>	3,50	3,42	3,18	3,79	6,09	3,99
Hiireviu <i>Buteo buteo</i>	13,09	13,97	13,08	14,65	17,77	14,51
Suur-konnakotkas <i>Clanga clanga</i>	0,27	0,19	0,01	0,03	0,03	0,01
Väike-konnakotkas <i>Clanga pomarina</i>	1,24	1,20	1,20	1,08	1,23	1,19
Kaljukotkas <i>Aquila chrysaetos</i>	0,21	0,13	0,11	0,12	0,14	0,14
Kalakotkas <i>Pandion haliaeetus</i>	0,04	0,12	0,14	0,14	0,16	0,12
Tuuletallaja <i>Falco tinnunculus</i>	0,80	0,64	0,70	1,39	1,43	0,99
Lõopistrik <i>Falco subbuteo</i>	1,30	1,57	1,33	1,38	1,79	1,47
Väikepistrik <i>Falco columbarius</i>	0,00	0,01	0,00	0,04	0,00	0,01
Kassikakk <i>Bubo bubo</i>	0,16	0,18	0,15	0,00	0,04	0,11
Värbkakk <i>Glaucidium passerinum</i>	0,40	0,37	1,53	1,18	1,71	1,04
Kodukakk <i>Strix aluco</i>	3,71	4,05	3,47	3,31	3,04	3,52
Händkakk <i>Strix uralensis</i>	3,39	3,36	3,39	1,80	2,64	2,92
Kõrvukräts <i>Asio otus</i>	2,90	3,71	3,88	3,62	3,73	3,57

Liik <i>Species</i>	Asustustihedus ja periood <i>Densities by study period</i>					
	1994–1998	1999–2003	2004–2008	2009–2013	2014–2018	1994–2018
Sooräts <i>Asio flammeus</i>	0,00	0,01	0,13	0,02	0,00	0,03
Laanekakk <i>Aegolius funereus</i>	0,42	0,33	0,46	0,42	0,30	0,39
Kõik röövlinnud <i>All raptors</i>	37,84	40,26	38,95	39,67	43,87	40,12

juhusliku iseloomu tõttu. Iga-aastased liigiindeksid kombineeriti koondindeksiteks Monte Carlo simulatsioone kasutava programmi *MSI-tool* abil (Soldaat et al. 2017).

Sigimisedukust kirjeldati kahe näitaja abil, mis arvatati viieaastaste perioodide kohta. Keskmise produktiivsuse määramiseks arvatati see näitaja kõigepealt iga aasta kohta, seejärel leiti viie aasta näitajate keskvärtus. Seevastu pesakonna keskmine suurus arvatati kõigi viie aasta jooksul registreeritud pesakondade suuruste keskvärtusena ($\pm 95\%$ usalduspiirid). Pesakonna suuruse arvutamisel ühendati pesapoegade ja lennuvõimestunud poegade andmestik, kasutades eelistatult suurte pesapoegade arvu, selle puudumisel ka lennuvõimestunud poegade arvu; välja jäeti äsjakoorunud pesakonnad.

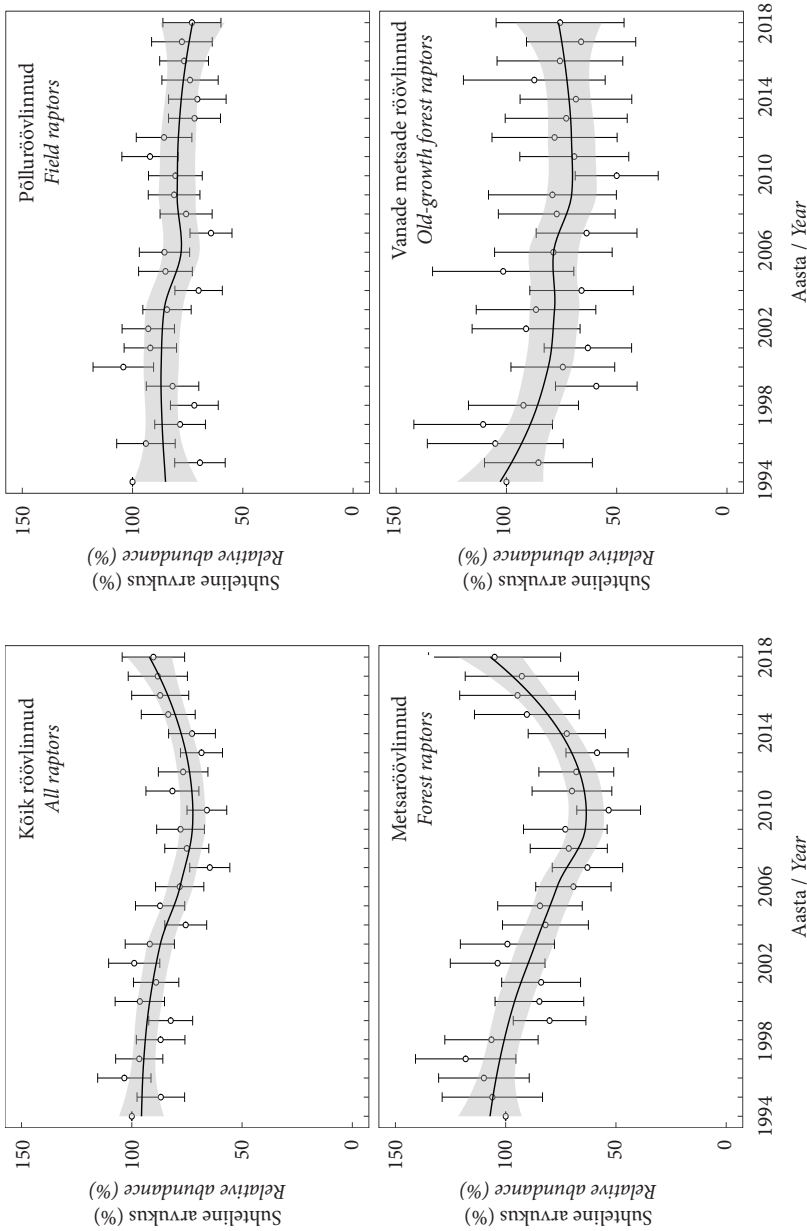
Tulemused

Arvukus ja liigiline mitmekesisus

Röövlinnuseire püsaladel tehti kindlaks 23 liigi pesitsemine. Aastati oli pesitsevate liikide arv 18–21, vaid 1996. aastal registreeriti pesitsusterritooriumid 16 liigil. Kogu röövlinnustiku arvukus oli

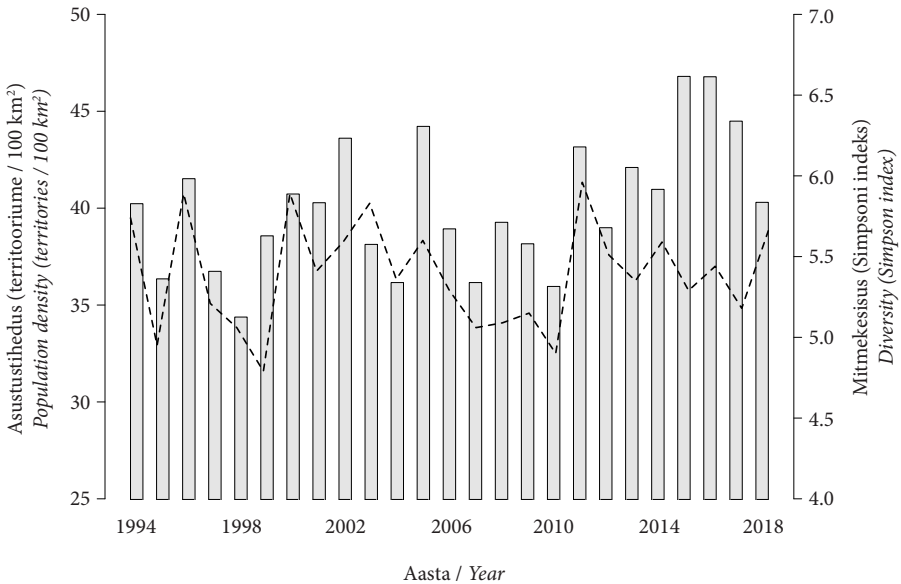
20. sajandi lõpul stabiilne, seejärel langes, kuid on nüüd taastunud varasemale tasemele (joonis 3). Seejuures on pärast pikaajalist langust käesoleval kümnendil tõusma hakanud eeskätt metsaga seotud liikide arvukus, samal ajal kui vanade metsadega seotud röövlindude ja põllumajandusliikide arvukus on olnud stabiilne. Röövlinnustiku mitmekesisus pole kõikumistest hoolimata pikas perspektiivis muutunud; suuremad kõikumised olid 1990. aastatel ja 20. sajandi esimesel kümnendil mitmekesisus langes (joonis 4). Aastate lõikes seostub uuritud seirealade arv (joonis 1A) röövlinnustiku üldise asustustihedusega ($r = 0,45$, $P = 0,025$) ning kaldub seostuma ka mitmekesisusega (joonis 4; $r = 0,36$; $P = 0,074$), kuid mitte röövlinnustiku koondindeksiga (joonis 3A; $r = 0,25$; $P = 0,22$).

Seireperioodi jooksul on vähenenud kuue liigi arvukus (joonis 5). Võrreldes algusaastaga on arvukus kõige enam langenud välja-loorkullil (tabel 3), keda nüüdseks leidub seirealadel kokku kõigest 1–2 paari. Samas ulatuses on kahanenud kassikaku asurkond (tabel 3), kes käesoleva sajandi teise kümnendi alguseks olid seirealadelt kadunud, kuid viimasel kahel aastal on üht paari taas kohatud. Kanakulli suurem langus toimus



Joonis 3. Röövlinnurühmade koondindeksite muutused 1994–2018. Esitatud on arvukusindeksid (\pm standardviga) 1994. aasta suhtes ning trend Loessi kõverana (koos 95% usalduspiiridega).

Figure 3. Dynamics of multi-species (assemblage) indices of the Estonian raptors in 1994–2018. In addition to indices relative to 1994 (\pm standard error), a trend as a Loess curve (with 95% confidence interval) is presented.



Joonis 4. Röövlinnustiku asustustiheduse (tulbad) ning mitmekesisuse (joon) muutused aastatel 1994–2018.

Figure 4. Total density (bars) and diversity (line) of breeding raptor assemblages in Estonia in 1994–2018

sajandivahetusel – aastatel 1998–2004 tervelt 13% aastas, hiljem on langus pidurdunud (pärast 2007. aastat keskmiselt 1,5% aastas). Kodukaku arvukus langes järsult peale 2005. aastat ning pärast mõne-aastast taastumisperioodi uuesti 2010. aastal, hiljem on arvukus püsinudki madal (joonis 5). Händkaku arvukuse dünaamika on üldjoontes kodukaku omaga sarnane, kuid käesoleval kümnendil on arvukus tasapisi taastumas. Vähearvuka laanekaku arvukushinnangud on aastati kõikunud, kuid üldine trend on samuti negatiivne.

Kuue liigi praegune arvukus on samal tasemel kui veerand sajandit tagasi. Herilaseviu, raudkulli, soo-loorkulli ja tuuletallaja arvukus on taastunud

vahepealsest madalseisust, lõopistriku arvukus on vaheldunud, kuid püsinud viimastel aastatel keskmisest kõrgemana. Kõrvukrätsu arvukus kõikus märkimisväärselt sajandi esimesel kümnendil, hiljem on see püsinud suhteliselt stabiilsena ning viimastel aastatel mõnevõrra langenud.

Viie liigi arvukus on võrreldes eelmise sajandi lõpuga kasvanud. Kõige silmatorkavam on merikotka ja roo-loorkulli asurkonna ühtlane kasv, värbkaku tõus on olnud pisut heitlikum. Alates 2003. aastast on arvukus kasvanud väikekonnakotkal (keskmiselt 3,6 % aastas). Ka hiireviu asurkond on pisut suurem kui veerand sajandit tagasi.

Tabel 3. Tavalisemate röövlindude arvukuse muutused aegridade mudeli alusel (lineaarne trend) 1994–2018. P tähistab olulise tõenäosust, trendi puhul näitab -- suurt langust, – mõõdukat langust, 0 stabiilset arvukust, + mõõdukat tõusu.

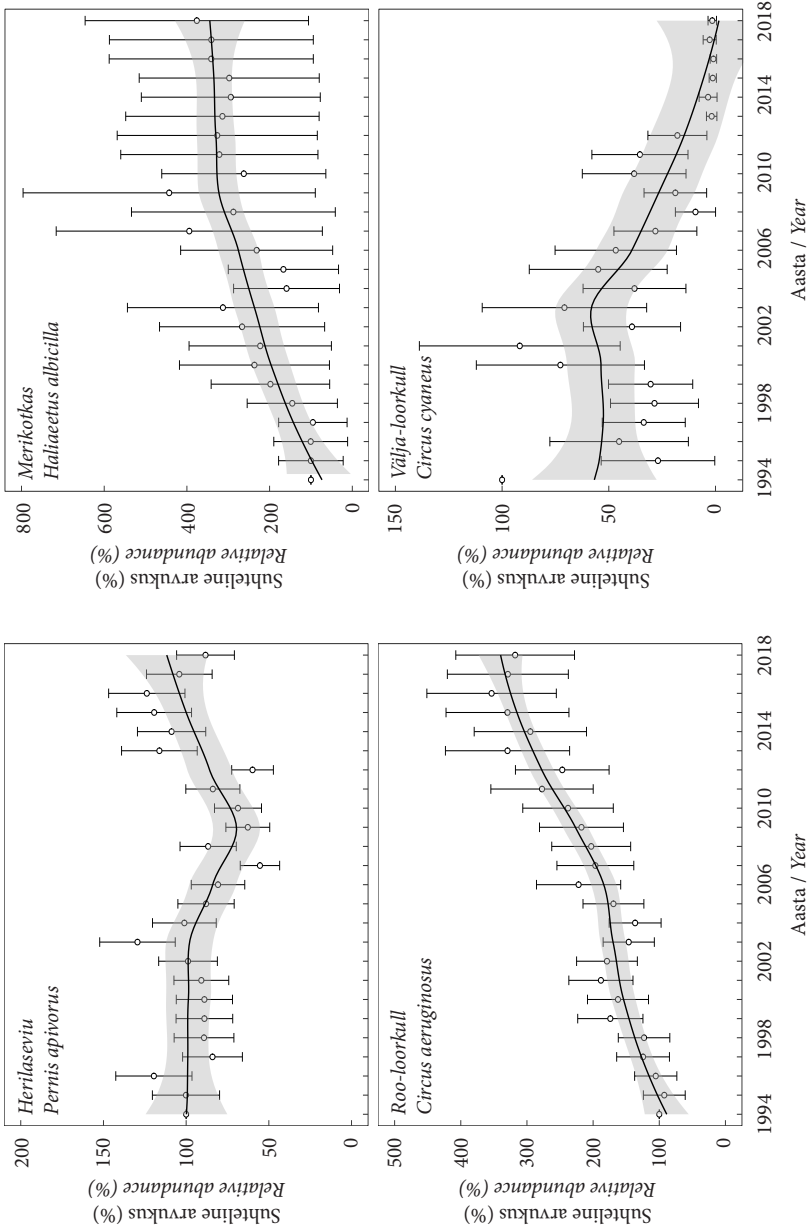
Table 3. Long-term changes in breeding numbers of Estonian raptors (linear trend) in 1994–2018. Trends: -- strong decline, – moderate decline, 0 stable numbers, + moderate increase.

Liik <i>Species</i>	Kaitsekategooria <i>Protection category</i>	Aastane muutus Annual change (% ± SE)	P	Trend
Herilaseviu <i>Pernis apivorus</i>	III	-0,1 ± 0,5	0,848	0
Merikotkas <i>Haliaeetus albicilla</i>	I	5,3 ± 1,9	0,009	+
Roo-loorkull <i>Circus aeruginosus</i>	III	5,4 ± 0,8	0,000	+
Välja-loorkull <i>Circus cyaneus</i>	III	-14,3 ± 3,9	0,002	--
Soo-loorkull <i>Circus pygargus</i>	III	0,7 ± 1,2	0,521	0
Kanakull <i>Accipiter gentilis</i>	II	-3,6 ± 0,7	0,000	-
Raudkull <i>Accipiter nisus</i>	III	-0,1 ± 0,4	0,833	0
Hiireviu <i>Buteo buteo</i>	III	0,6 ± 0,3	0,045	+
Väike-konnakotkas <i>Clanga pomarina</i>	I	2,0 ± 0,7	0,013	+
Tuuletallaja <i>Falco tinnunculus</i>	III	1,0 ± 1,2	0,429	0
Lööpistrik <i>Falco subbuteo</i>	III	0,8 ± 0,7	0,307	0
Kassikakk <i>Bubo bubo</i>	I	-10,0 ± 3,6	0,015	-
Värbkakk <i>Glaucidium passerinum</i>	III	5,4 ± 1,8	0,004	+
Kodukakk <i>Strix aluco</i>	III	-2,2 ± 0,8	0,014	-
Händkakk <i>Strix uralensis</i>	III	-2,5 ± 0,7	0,002	-
Kõrvukräts <i>Asio otus</i>	-	0,3 ± 0,7	0,719	0
Laanekakk <i>Aegolius funereus</i>	II	-3,7 ± 2,0	0,084	-

Haruldastest liikidest pesitsevad püsialadel regulaarselt kala- ja kaljukotkas. Väikesearvuliselt esines kuni 2004. aastani suur-konnakotkas, hiljem on vaid paaril aastal (2013 ja 2014) registreeritud hübriidse konnakotka pesitsemine. Ebaregulaarsed on väikepistrik (1994, 2001, 2011, 2012) ja sooräts (2003, rohkearvuliselt 2005, 2008, 2011). 2018. aastal lisandus liiginimestikku puna-harksaba. Mujal Eestis pesitsenud röövlindudest ei ole seirealadel viimase veerandsajandi jooksul kindlaks tehtud madukotka, must-harksaba, habekaku ja võotkaku pesitsusterritooriume.

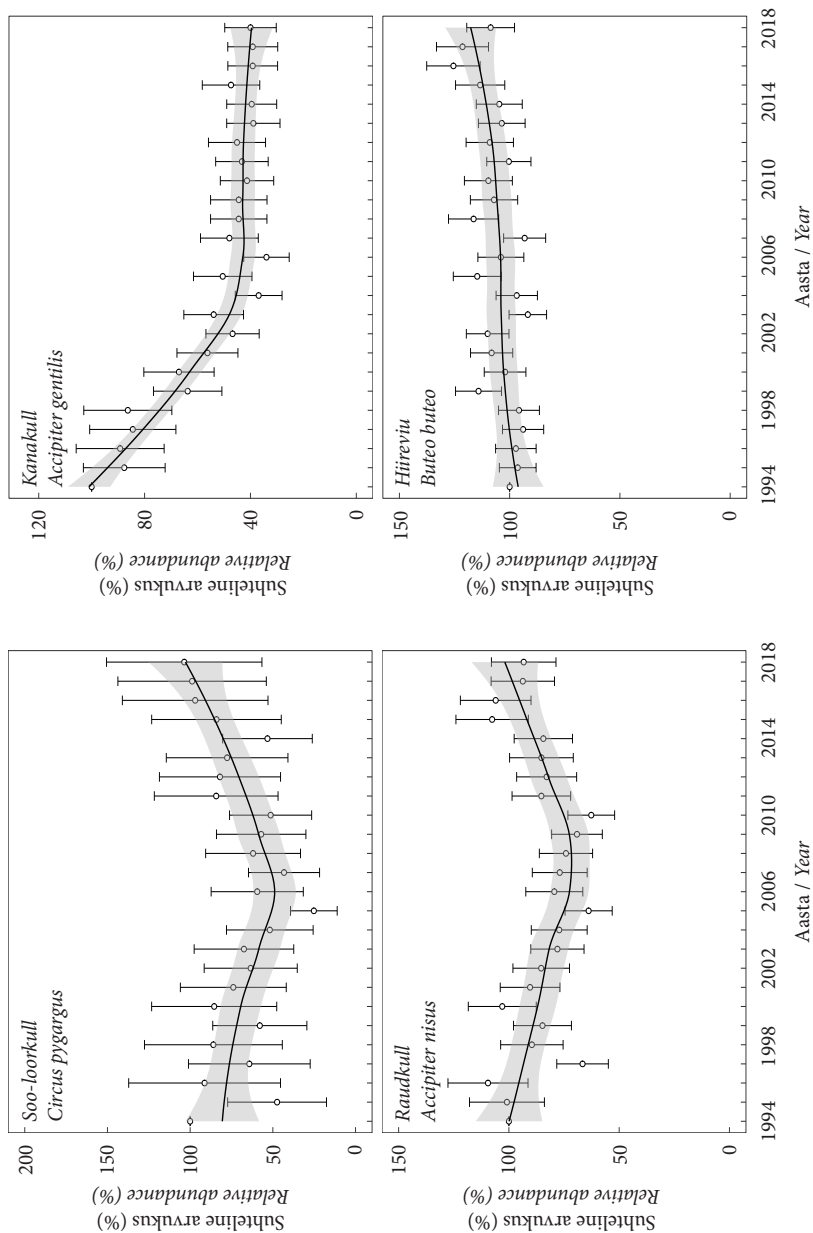
Sigimisedukus

Sigimisedukuse muutusi jälgiti 16 liigil (tabel 4). Pesakonna suurus kahanes kanakullil, roo-, soo- ja välja-loorkullil ning kassikakul. Neist hakkas soo-loorkullil ja kassikakul viimasel viiel aastal pesakonna suurus uuesti kasvama, samamoodi pöördusid varasemast langustrendist kasvule roo- ja soo-loorkulli ning kassikaku produktiivsus. Herilaseviul kasvas nii pesakonna suurus kui produktiivsus, kuid viimasel viiel aastal hakkasid mõlemad näitajad kahanema. Kõige selgemalt ilmnis pesakonna suuruse kasv värbkakul, händkaku



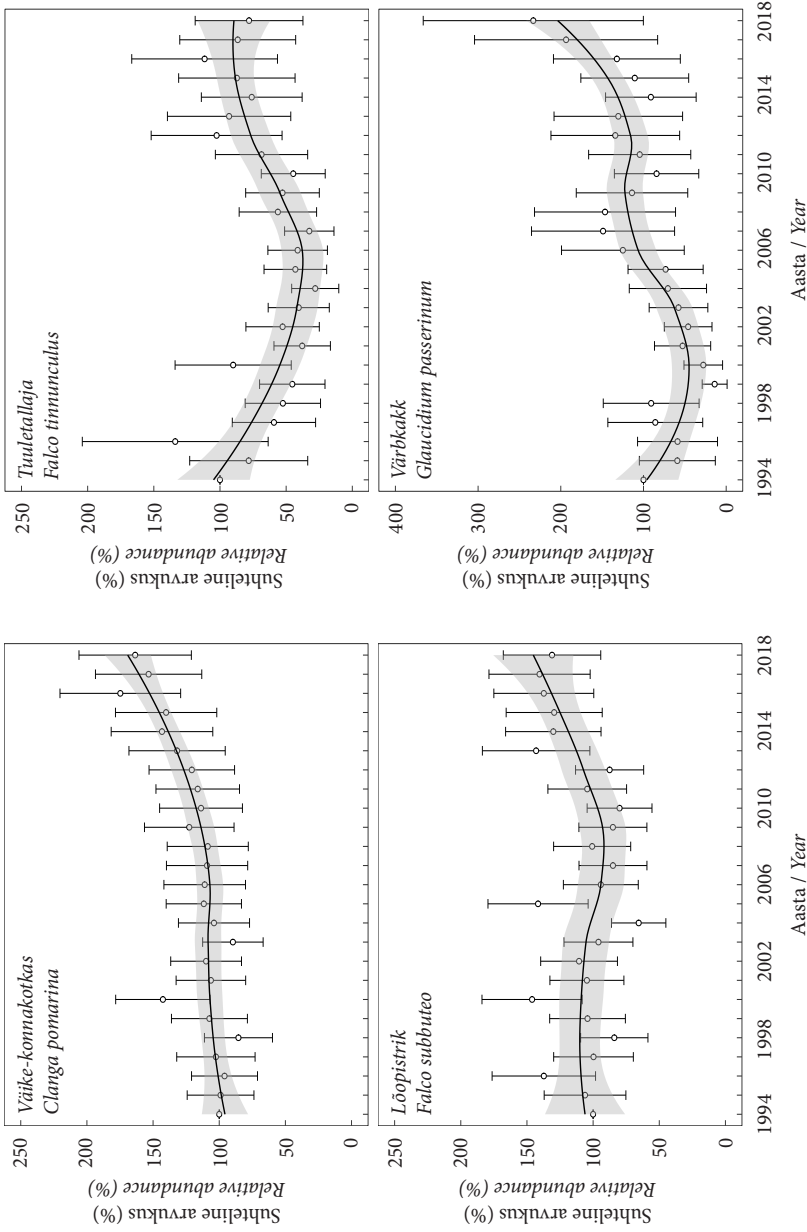
Joonis 5. Tavalisemate röövlindude arvukuse dünaamika 1994–2018 aegridade mudelite alusel. Esitatud on arvukusindeksid (\pm standardviga) 1994. aasta suhtes ning trend Loessi kõverana (koos 95% usalduspiiridega).

Figure 5. Population dynamics of common raptors in 1994–2018 according to time-series models. Abundance indices relative to 1994 (\pm standard error) and trends as Loess curves (with 95% confidence intervals) are presented.



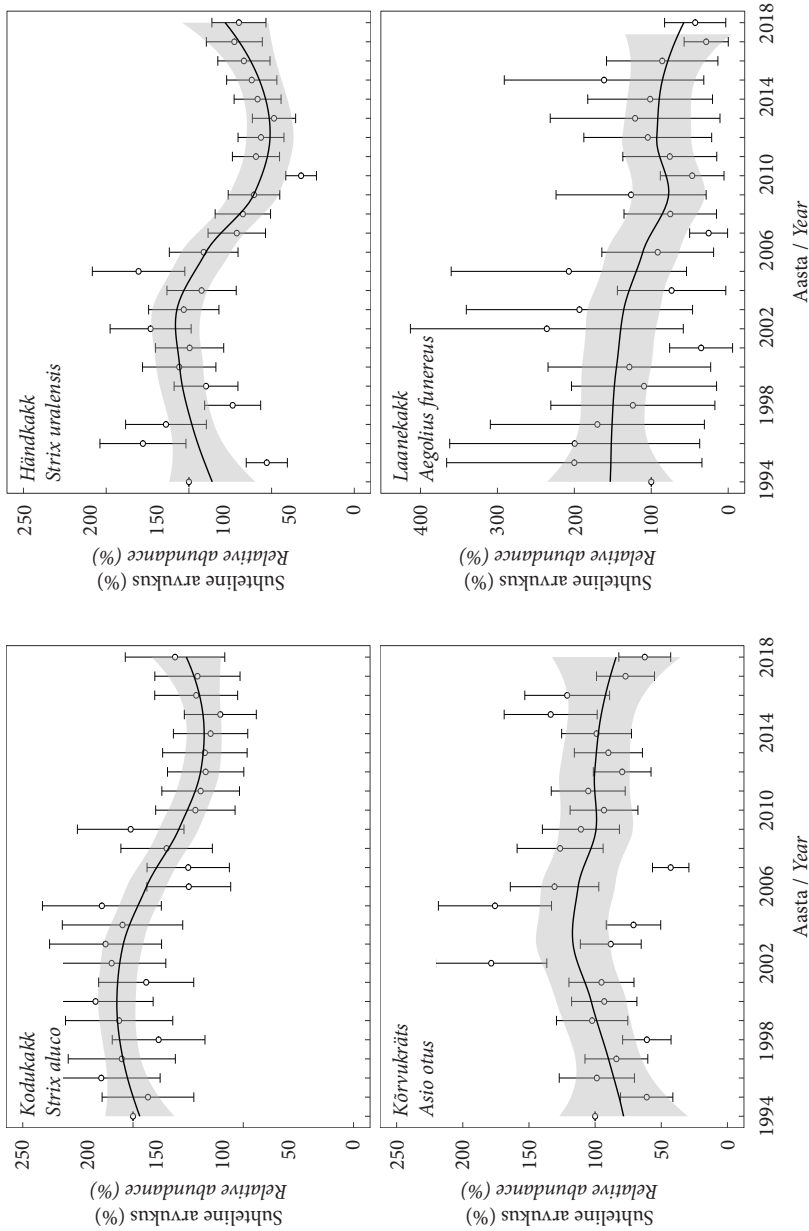
Joonis 5 (järg). Tavalisemate röövlindude arvukuse dünaamika 1994–2018 aegriidade mudelite alusel. Esitatud on arvukusindeksid (\pm standardrdviga) 1994. aasta suhtes ning trend Loessi kõverana (koos 95% usalduspiiridega).

Figure 5 (continued). Population dynamics of common raptors in 1994–2018 according to time-series models. Abundance indices relative to 1994 (\pm standard error) and trends as Loess curves (with 95% confidence intervals) are presented.



Joonis 5 (järg). Tavalisemate röövlindude arvukuse dünaamika 1994–2018 aegriidade mudelite alusel. Esitatud on arvukusindeksid (\pm standardviga) 1994. aasta suhtes ning trend Loessi kõverana (koos 95% usalduspiiridega).

Figure 5 (continued). Population dynamics of common raptors in 1994–2018 according to time-series models. Abundance indices relative to 1994 (\pm standard error) and trends as Loess curves (with 95% confidence intervals) are presented.



Joonis 5 (järg). Tavalisemate röövlindude arvukuse dünaamika 1994–2018 aegridade mudelite alusel. Esitatud on arvukusindeksid (\pm standardviga) 1994. aasta suhtes ning trend Loessi kõverana (koos 95% usalduspiiridega).

Figure 5 (continued). Population dynamics of common raptors in 1994–2018 according to time-series models. Abundance indices relative to 1994 (\pm standard error) and trends as Loess curves (with 95% confidence intervals) are presented.

produktiivsus tõusis pärast sajandi-vahetust. Teistel liikidel sigimisedukuses märgatavaid trende ei ilmnenud.

Arutelu

Röövlinnustiku muutused

Eesti röövlinnustiku üldine arvukus on viimastel aastakümnetel püsinud küllaltki stabiilne, hoolimata mõnede liikide vähenemisest ja teiste sagenemisest. Sama näitas varasem 50-aastane (1960–2010) lokaalne uuring Sael, kus liikide arvukuse muutused ei järginud ka peamisi maastikumuutusi (Tuule, Tuule & Lõhmus 2011). Need vaatlused viitavad sellele, et röövlinnude üldarvukust määravad Eestis pigem erinevad vastasmõjulised tegurid, näiteks teatud saakliikide (nagu näriliste) arvukuse suurenemine, mis võib kompenseerida pesitsusbiotoopide seisundi samaaegse halvenemise. Saagirohkust võib maastike teisenemine aga muuta eri suundades – näiteks servabiotoopide lisandumine ja soode kuivendamine suurendavad, suurte põllualade rajamine ja ulatuslik arendustegevus aga vähendavad koosluste liigirikkust ja arvukust.

Õigupoolest on Eesti sagedaste röövlinnude seas vähe elupaigaspetsialiste, enamik liike kasutab nii metsa kui kultuurmaastikku ja asurkondi mõjutavad mõlemad. Üllataval kombel pole kultuurmaastikuga seotud liikide koondindeksit mõjutanud 1990. aastate ümberkorraldused põllumajanduses, kui ühismajandid jäid tühjaks ning ühtaegu kahanesid ka nendega seotud saakliikide (kodutuvi *Columba livia*, hallvares *Corvus*

cornix; Elts, Kuus & Leibak 2018) asurkonnad. Käesoleval sajandil ilmnenud nõrkade langustrendide puhul võib aga olla mõju avaldanud põllumajanduse intensiivistumine (OECD 2016) – väetiste ja pestitsiidide kasvav hulk kahandab taimede ning selgrootute mitmekesisust ja hulka ning see kajastub kogu nendest lähtuvas toitumisvõrgustikus.

Samuti on ilmne, et metsa-röövlinnude arvukuse muutused ei järgi teiste metsalinnurühmade viimaste aastakümnete dünaamikat Eestis. Viimaste seas on ka röövlinnude saaklinde nagu metsakanalised (Elts, Kuus & Leibak 2018) või metsavärvulised (Nellis & Volke 2019). Vanade metsadega seotud liikidest on pikaajalises perspektiivis vähenenud laanekaku arvukus ning käesoleva sajandi alguses kahanes märkimisväärselt kanakulli asurkond, seevastu on viimastel aastakümnetel märkimisväärselt tõusnud värbkaku arvukus, ka händkaku arvukus on taastumas. Seega vajaksid metsaröövlinde mõjutavad tegurid täpsemat selgitamist, et paremini mõista nende arvukusindeksi tähendust. Indeksite tõlgendamisel tuleb ka tähele panna, et need on koostatud üsna väikese arvu liikide põhjal ning iga kaasatud liigi arvukus mõjutab üldist trendi olulisel määral. Igal juhul tuleb koondindekseid veel testida enne nende kaasamist rakenduslikesse otsustesse.

Röövlinnude mitmekesisuse aastaseid kõikumisi põhjustab osaliselt kindlasti meetodika. Näiteks on vahetunud seirealad, mis võis mõjutada tulemusi eriti 1990. aastatel, kui alade koguarv oli väike. Samuti on aja jooksul muutunud

Table 4. Tavalisemate röövlindude sigimisedukus aastatel 1994–2018. Pesakonna suuruste puhul on esitatud kõigi viie aasta jooksul kontrollitud pesakondade keskväärtsus \pm 95% usalduspiirid, produktiivsusid on antud viie aasta keskväärtsustena. Sulgudes on lisatud igal ajavahemikul kontrollitud pesade koguarvud. – andmed puuduvad.

Table 4. Brood size and productivity (large nestlings per breeding territory) of common raptors in 1994–2018. Means across all broods found during five years (\pm 95% confidence intervals) and annual mean productivities (for five-year periods) are presented. Numbers of monitored nests are given in brackets; – refers to the absence of data.

Liik Species	Pesakonna suurus / Brood size					Produktiivsus / Productivity				
	1994-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2013	2014-2018	1994-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2013	2014-2018
Herilaseviu <i>Pernis aptivorus</i>	1,50 \pm 0,15 (44)	1,59 \pm 0,12 (78)	1,78 \pm 0,17 (23)	1,93 \pm 0,09 (29)	1,56 \pm 0,15 (45)	0,73 (65)	0,86 (95)	0,99 (35)	1,15 (26)	0,94 (74)
Roo-loorkull <i>Circus aeruginosus</i>	3,33 \pm 0,35 (18)	3,14 \pm 0,31 (42)	2,40 \pm 0,28 (25)	2,56 \pm 0,26 (36)	2,19 \pm 0,25 (63)	2,80 (17)	2,09 (43)	2,22 (13)	0,76 (21)	1,22 (31)
Välja-loorkull <i>Circus cyaneus</i>	2,67 \pm 1,46 (9)	2,00 \pm 0,48 (12)	2,44 \pm 1,04 (9)	3,00 (1)	–	3,75 (5)	1,64 (4)	2,42 (5)	3,00 (1)	–
Soo-loorkull <i>Circus pygargus</i>	2,86 \pm 0,90 (7)	2,53 \pm 0,60 (15)	2,00 \pm 2,26 (3)	1,40 \pm 0,48 (5)	2,33 \pm 0,70 (12)	2,50 (4)	2,24 (8)	2,38 (4)	0,83 (5)	2,35 (7)
Kanakull <i>Accipiter gentilis</i>	1,75 \pm 0,13 (71)	1,53 \pm 0,16 (36)	1,60 \pm 0,16 (52)	1,61 \pm 0,18 (57)	1,44 \pm 0,14 (75)	1,82 (90)	1,31 (140)	1,70 (66)	1,33 (97)	1,53 (117)
Raudkull <i>Accipiter nisus</i>	3,02 \pm 0,29 (60)	2,71 \pm 0,24 (83)	3,23 \pm 0,22 (73)	2,67 \pm 0,28 (52)	2,85 \pm 0,23 (100)	2,18 (67)	2,04 (79)	2,15 (57)	1,89 (42)	2,34 (120)
Hiireviu <i>Buteo buteo</i>	1,62 \pm 0,07 (331)	1,86 \pm 0,06 (692)	1,94 \pm 0,09 (303)	1,87 \pm 0,08 (297)	1,68 \pm 0,06 (450)	0,89 (468)	1,08 (948)	1,33 (364)	1,25 (323)	1,06 (732)
Väike-konnakotkas <i>Clanga pomarina</i>	1,01 \pm 0,03 (69)	1,03 \pm 0,03 (80)	1,14 \pm 0,11 (42)	1,00 (33)	1,04 \pm 0,06 (46)	0,50 (84)	0,58 (106)	0,89 (52)	0,56 (48)	0,66 (62)
Tuuletallaja <i>Falco tinnunculus</i>	2,46 \pm 0,37 (24)	2,65 \pm 0,33 (34)	2,83 \pm 0,30 (18)	2,42 \pm 0,31 (26)	2,27 \pm 0,25 (62)	2,68 (14)	2,15 (27)	2,11 (15)	2,42 (20)	1,92 (37)
Lõopistrik <i>Falco subbuteo</i>	2,39 \pm 0,32 (18)	1,90 \pm 0,19 (39)	1,97 \pm 0,28 (35)	2,11 \pm 0,27 (18)	1,90 \pm 0,19 (39)	1,56 (29)	1,29 (42)	1,69 (26)	1,60 (17)	1,63 (34)

Liik Species	Pesakonna suurus / Brood size					Produktiivsus / Productivity				
	1994-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2013	2014-2018	1994-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2013	2014-2018
Kassikakk <i>Bubo bubo</i>	2,00±0,51 (10)	2,08±0,51 (12)	1,53±0,24 (17)	1,29±0,36 (7)	1,60±0,32 (10)	1,09 (18)	1,00 (12)	1,03 (15)	0,75 (14)	1,09 (18)
Värbkakk <i>Glauclidium passerinum</i>	-	1,33±1,40(6)	1,70±1,13 (10)	2,00 (1)	2,63±0,59 (16)	-	-	4,67 (4)	-	2,86 (6)
Kodukakk <i>Strix aluco</i>	2,76±0,20 (106)	2,74±0,18 (124)	2,76±0,24 (76)	2,45±0,22 (58)	2,35±0,16 (113)	2,33 (71)	1,85 (101)	1,96 (53)	1,93 (26)	1,97 (33)
Händkakk <i>Strix uralensis</i>	1,97±0,16 (92)	1,89±0,16 (70)	2,47±0,29 (32)	1,89±0,27 (18)	1,85±0,22 (52)	1,19 (95)	1,14 (91)	1,68 (30)	1,51 (14)	1,53 (34)
Kõrvukräts <i>Asio otus</i>	2,50±0,25 (58)	2,73±0,17 (131)	2,53±0,15 (162)	2,32±0,13 (154)	2,04±0,10 (278)	1,71 (60)	1,79 (76)	1,71 (70)	1,85 (34)	1,49 (24)
Laanekakk <i>Aegolius funereus</i>	2,33±0,65 (6)	2,00±0,80 (4)	3,13±0,24 (8)	3,00 (3)	-	1,00 (1)	0,83 (5)	2,25 (3)	1,50 (2)	-

alade vaatlusintensiivsus, väiksema töömahu puhul jäävad aga vähearvukate liikide territooriumid registreerimata. Vaevalt on juhus, et 2000-ndatel toimus samaaegne langus nii vaatlusintensiivsus (alade arv, kontrollitud pesapaikade hulk; joonis 1) kui ka röövlindude asustiheduses ja mitmekesisuse indeksis ning metsaröövlindude koondindeksis. Teisalt meelitab toidurohkus üksikutel aastatel pesitsema nomaadseid liike (nt rätsud *Asio spp.*), mis suurendab mitmekesisuse näitajat. Aastati vaheldub ka liikide avastatavus – saagivaestel aastatel on sigimisedukus madal, linnud vähem märgatavad ning arvukust hinnatakse tegelikust madalamaks.

Eri liikide arvukuse ja sigimisedukuse dünaamika

Niisiis ei asenda kompleksindeksid konkreetsete liikide dünaamika jälgimist, mida niikuinii on vaja liike ohustavate tegurite mõistmiseks ning kaitse planeerimiseks. Lineaartrendid (tabel 2) annavad esialgse hinnangu asurkonna käekäigule pikas perspektiivis, kuid neist piisab vaid väheste ühtlaselt muutunud arvukusega liikide (merikotkas, roo-loorkull, välja-loorkull) arvukuse muutuste kirjeldamiseks. Samuti aitab pikaajaline lineaarne trend hinnata vähearvukate ning fluktueeruvate liikide (nt laanekakk) arvukuse muutuste määra. Kindlasti ei saa aga üksnes aastakümnete üldtendi põhjal teha rakenduslikke järeldusi. Näiteks toimus kanakulli arvukuse kahanemine kiiresti sajandi vahetusel ning seda selgitatigi eeskätt eelnenud kümnendil toimunud protsessidega (Lõhmus 2004). Tõenäoliselt

kahandasid eelmise sajandi lõpus ühismajandite hääbumise järel toimunud muutused põllumajanduses ka tuule-tallaja arvukust. Kodu- ja händkakul toimus arvukuse kahanemine käesoleva sajandi esimese kümnendi teisel poolel, kui metsamajanduse intensiivistumisele lisandus 2009/2010. aasta lumerohke talve mõju.

Näriilistest sõltuvate liikide arvukuse või sigimisedukuse dünaamika järgib enamasti saakloomade arvukuse muutusi, kusjuures suurtel aladel võivad aset leida samaaegsed korrapärased tsüklilised kõikumised. Neid on kirjeldatud ka Eesti röövlindudel (Lõhmus 2004). Eriti ilmekad olid sajandivahetusel kolmeaastased arvukuse tsüklid uruhiirtele spetsialiseerunud kõrvkrätsu ning leethiirtest sõltuva laanekaku puhul. Viimasel aastakümnel on aga pisinäriiliste arvukus tsüklid kadunud või nõrgenenud nii meil, lähiriikides (nt Soomes; Meller *et al.* 2017) kui ka Euroopas laiemalt, mille põhjuseks on ilmselt pehmem kliima (Cornulier *et al.* 2013).

Paljude linnuliikide sigimisedukust mõjutab ka pesarüüste. Tõenäoliselt on maaspesitsevate röövlindude – kassikaku ning loorkullide – pikaajalise sigimisedukuse languse üheks põhjuseks just metssigade, rebaste ja kährikkoerte üha kasvanud arvukus. Viimasel kümnendil on metssea arvukus kahanenud sigade Aafrika katku ning rebaste arvukus kärntõve tõttu ning maaspesitsevate röövlindude sigimisedukus on hakanud taas tõusma. Seega võiks oodata ka nende liikide arvukuse taastumist või vähemalt stabiliseerumist.

Õigusliku kaitse mõju

Kuidas on mõjutanud meie röövlindude arvukust ja sigimisedukust nende riiklik kaitsestaatuse? Mõlemad püsialadel seiratavad I kategooria kaitsealused kotkad – merikotkas ja väikekonnakotkas – on kasvava arvukusega. Merikotka Läänemere asurkonna taastumine algas keskkonnamürkidest vaba lisasöötmise tulemusel juba 1970-ndate lõpul (nt Randla & Tammur 1996), hiljem on sellele hoogu lisanud sobivate saakloomade (näiteks hõbekoger ja kormoran) arvukuse kasv rannikumeres. Kotkaste asurkondi on toetanud riiklikes kaitse tegevuskavades planeeritud ja ellu viidud meetmed, sh on kõik nende teadaolevad pesapaigad kaitstud püsielupaikadena. Kotkaste puhul tuleb siiski mees pidada, et püsiseirealadel suudetakse jälgida üksnes arvukamaid ning pigem heas seisundis olevaid liike, teisi liike seiratakse üle-eestilise pesapaikade kontrolli kaudu.

Langeva arvukusega kanakull on II kategooria kaitsealune liik alates 2004. aastast (RT I 2004, 53, 373) ning tema pesapaikade kaitseks moodustati esimesed püsielupaigad 2006. aastal (RT I 2006, 89, 1656). Tasuks siiski ettevaatlik olla nende meetmete ning samal ajal toimunud arvukete languse peatumise vahel põhjusliku seose tõmbamisega, pigem stabiliseerus arvukus kahanenud toidubaasi tasemel. Elupaikade kaitset püsielupaikade või kaitsealadena ei tasu aga ka alahinnata, sest need meetmed toetavad pikaajalisi röövlindude pikemas perspektiivis. Tõepoolest, alles viimastel aastatel on ilmnunud esimesed märgid kanakulli

arvukuse taastumisest kaitstavatel aladel. Kanakulli kaitse planeerimiseks 2015. a. koostatud tegevuskavas ette nähtud tegevustest on seni paraku ellu viidud vaid registri korrastamine, seire ning uute pesapaikade otsimine.

Otstarbekas oleks tegevuskava koostada ja selle alusel kaitset planeerida ka teisele II kategooria kaitsealusele röövlinnule – jätkuvalt langeva arvukusega laanekakule. Kaaluma peaks ka püsielupaikade moodustamist, kuid enne tuleks hinnata pesapaikade püsi- vust ning ohutegurite mõju võimalikes püsielupaikades. Hoolimata ohutegurite määratlemise keerukusest (Väli 2018b) vajab tõhusamat kaitset ka äsja kriitiliselt ohustatuks tunnustatud välja-loorkull (Keskkonnaagentuur 2019), kes tuleks viia üle kõrgemasse kaitsekategooriasse.

Tulevikuperspektiivid

Eesti röövlindude ohustavad tegurid on aja jooksul muutunud. Sajandi eest domineerinud otsene tagakiusamine on tänapäeval väike, ehkki mitte kadunud probleem. Uute sünteetiliste kemikaalide lisandumisel ning nende koostoimel looduses on üha raskem silma peal hoida, mis suurendab bioindikatsiooni olulisust. Hukkunud röövlindude analüüsil põhinev biomonitooring on seni koon- dunud teistesse Lääne- ja Põhja-Euroopa riikidesse (Gómez-Ramírez *et al.* 2014), kuid Eestiski oleks vajalik vastava süsteemi loomine. Esimesi samme on meil astunud hukkunud merikotkastest plii ja teiste mürkide testimisel, kuid vajalik on ka põllumajanduses kasutavate mürkainete mõju koordineeritud

seire. Maailma mastaabis on tänapäeval peamiseks röövlindude arvukust mõjutavaks teguriks tõusnud elupaikade hävimine, mis läbi kaovad pesapaigad ning kahanevad saakloomade asurkonnad (McClure *et al.* 2018). Lähiaastatel on nende muutuste mõju jälgimine ja tõlgendamine ka Eesti röövlinnuseire peamisi väljakutseid ning ülesandeid.

Kasutatud kirjandus

- Bogaart, A., van der Loo, M. & Pannekoek, J. (2018) rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data. <https://cran.r-project.org/web/packages/rtrim/index.html>.
- Burgas, D., Byholm, P. & Parkkima, T. (2014) Raptors as surrogates of biodiversity along a landscape gradient. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 786–794.
- Clucas, B., McHugh, K. & Caro, T. (2008) Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 1517–1528.
- Cornulier, T., Yoccoz, N.G., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A., Framstad, E., Henttonen, H. & Hörnfeldt, B. (2013) Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science*, **340**, 63–66.
- Eltis, J., Kuus, A. & Leibak, E. (2018) *Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus*. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, Estonia.
- 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.
- Gómez-Ramírez, P., Shore, R., Van Den Brink, N., Van Hattum, B., Bustnes, J., Duke, G., Fritsch, C., García-Fernández, A., Helander, B. & Jaspers, V. (2014) An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. *Environment International*, **67**, 12–21.
- Green, R.E. & Pain, D.J. (2019) Risks to human health from ammunition-derived lead in Europe. *AMBIO*, **trükis**.
- Helander, B., Bignert, A. & Asplund, L. (2008) Using raptors as environmental sentinels: monitoring the white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden. *AMBIO*, **37**, 425–432.
- Jenkins, J., Simmons, R.E., Curtis, O., Atyeo, M., Raimondo, D. & Jenkins, A.R. (2013) The value of the Black Harrier *Circus maurus* as a predictor of biodiversity in the plant-rich Cape Floral Kingdom, South Africa. *Bird Conservation International*, **23**, 66–77.
- Keskonnaagentuur (2019) Eesti liikide piirkondlikud ohustatuse hinnangud. Eesti Looduse Infosüsteem (www.eelis.ee; kasutatud 27.05.2019).
- Koivisto, E., Santangeli, A., Koivisto, P., Korkolainen, T., Vuorisalo, T., Hanski, I.K., Loivamaa, I. & Koivisto, S. (2018) The prevalence and correlates of anticoagulant rodenticide exposure in non-target predators and scavengers in Finland. *Science of the Total Environment*, **642**, 701–707.
- 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.
- Leito, A. (1994) Linnustiku riiklik seire Eestis: käivitamine ja esimesed tulemused. *Hirundo*, **1994**, 6–15.
- Lõhmus, A. (1994) Kulliliste ja kakuliste seire tänapäeva Eestis. *Hirundo*, **1994**, 31–45.

- Löhmus, A. (1997) Kuidas uurida röövlindude sigimisedukst? *Hirundo*, **1**, 33–39.
- Löhmus, A. (1999) Röövlinnuprojekt aastail 1994–1998. *Hirundo*, **12**, 19–35.
- Löhmus, A. (2004) Röövlinnuseire 1999–2003: kanakulli kadu ja hiiretsüklite kellavärk. *Hirundo*, **17**, 3–18.
- McClure, C.J., Westrip, J.R., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R. & Amar, A. (2018) State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation*, **227**, 390–402.
- Meiner, A. 1999. Eesti maakate. CORINE Land Cover projekti täitmine Eestis. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, Estonia.
- Meller, K.I., Björklund, H.M.T., Saurola, P.L. & Valkama, J.P.T. (2017) Petolintuvuosi 2016, pesimistulokset ja kannankehitykset. *Linnut-vuosikirja*, **2016**, 16–31.
- 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.
- Nakayama, S.M., Morita, A., Ikenaka, Y., Mizukawa, H. & Ishizuka, M. (2018) A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *Journal of Veterinary Medical Science*, **17**, 717.
- Nellis, R. & Volke, V. (2019) Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983–2018. *Hirundo*, **32**, 63–80.
- Newton, I. (1979) *Population ecology of raptors*. Poyser, Berkhamsted, UK.
- OECD (2016) *OECD Environmental Performance Reviews: Estonia 2016*. OECD Publishing, Paris, France.
- Ozaki, K., Isono, M., Kawahara, T., Iida, S., Kudo, T. & Fukuyama, K. (2006) A mechanistic approach to evaluation of umbrella species as conservation surrogates. *Conservation Biology*, **20**, 1507–1515.
- Pain, D.J., Mateo, R. & Green, R.E. (2019) Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update. *AMBIO*, **trükis**.
- PlutoF (2018) PlutoF - a Web Based Workbench for Ecological and Taxonomic Research (<https://plutof.ut.ee/>).
- R Development Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Randla, T. (1976) *Eesti röövlinnud: kullilised ja kakulised*. Valgus, Tallinn, Estonia.
- Randla, T. & Tammur, E. (1996) The White-tailed Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* population and breeding productivity in Estonia and some regions of NW Europe. *Eagle Studies*, 51–56, Berlin, Germany.
- Ratcliffe, D.A. (1970) Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology*, **7**, 67–115.
- Roth, T. & Weber, D. (2008) Top predators as indicators for species richness? Prey species are just as useful. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 987–991.
- Rutz, C. (2008) The establishment of an urban bird population. *Journal of Animal Ecology*, **77**, 1008–1019.
- Saurola, P. (1986) The raptor grid: an attempt to monitor Finnish raptors and owls. *Vär Fågelvärld Supplement*, **11**, 187–190.
- Sergio, F., Newton, I. & Marchesi, L. (2005) Conservation: top predators and biodiversity. *Nature*, **436**, 192.

- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L. & Pedrini, P. (2006) Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1049–1055.
- Simpson, E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature*, **163**, 688.
- Soldaat, L.L., Pannekoek, J., Verweij, R.J., van Turnhout, C.A. & van Strien, A.J. (2017) A Monte Carlo method to account for sampling error in multi-species indicators. *Ecological Indicators*, **81**, 340–347.
- Steenhof, K. & Newton, I. 2007. Assessing nesting success and productivity. In: Bird, D. M. & Bildstein, K. L. (eds.): *Raptor Research and Management Techniques*: 181–192. Hancock House, Surrey, Canada.
- Tuule, E., Tuule, A. & Lõhmus, A. (2011) Fifty-year dynamics in a temperate raptor assemblage. *Estonian Journal of Ecology*, **60**, 132–142.
- Väli, Ü. (2018a) Eesti Ornitoloogiaühingu röövlinnutöörühm - ajalugu ja tänapäev. *Hirundo*, **31**, 9–17.
- Väli, Ü. (2018b) Positsioonivahetus lookullide seas: väljade asemel stepid? *Eesti Loodus*, **69**, 602–606.

Summary

The abundances and reproductive performances of Estonian raptors from 1994 to 2018

The aims of monitoring of diurnal and nocturnal raptors are: to collect and provide stakeholders with data on populations of threatened and protected raptor species, to follow the status of biodiversity at the ecosystem scale (notably at landscape scale), and to biomonitor environmental pollution. Here we present data on breeding densities and reproductive performances of common Estonian raptors during the past 25 years. The data have been mainly collected in permanent study plots (typically 50–100 km² in size; in most years 1000–1500 km² monitored in total), but additional observations on reproductive success have been also included.

Total abundance of Estonian raptors was declining in the late 1990s and early 2000s, but has increased in the 2010s. Similar trends were noticed also among forest raptors, while the numbers of raptors associated with old forests or farmland have remained stable. Species diversity of plot-scale raptor assemblages (Simpson's index) has been fluctuating without long-term trend. The populations of six species have decreased; the hen harrier *Circus cyaneus* and eagle owl *Bubo bubo* having experienced the most remarkable declines. The abundances of five species have been increasing, especially in the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla*, marsh harrier *Circus aeruginosus* and pygmy owl *Glaucidium passerinum*. Despite short-term changes, the numbers of six species have been stable in the long term. Among changes in reproductive performance, the most remarkable is a long-term decline of productivity and brood size in ground-breeding raptors, but their reproductive success has improved again during the last five years.