

RÖÖVLINNUSEIRE 1999–2003: KANAKULLI KADU JA HIIRETSÜKLITE KELLAVÄRK

Asko Lõhmus

Eesti Ornitoloogiaühing, pk. 227, 50002 Tartu;
Tartu Ülikooli Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut,
Vanemuise 46, 51014 Tartu; e-post: Asko.Lohmus@ut.ee

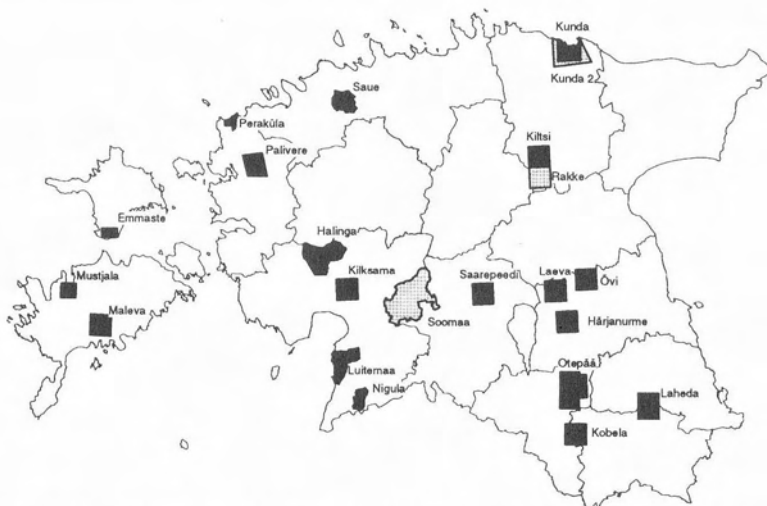
Kokkuvõte. Artiklis võetakse kokku 1999.–2003. a. andmed Eesti tavalisemate röövlindude asustustiheduse (19 vaatlusala põhjal) ja sigivuse kohta ning võrreldakse neid varem kogututega. Röövlindude keskmine üldtihedus oli 41 pesitsusterritooriumi 100 km² kohta, millest viis arvukamat liiki moodustasid 69%. Võrreldes aastatega 1994–1998 oli olulisim muutus kanakulli (*Accipiter gentilis*) arvukuse vähenemine keskmiselt 34% võrra. Langes ka kanakulli sigivus. Üsna usaldatavad olid veel roo-loorkulli (*Circus aeruginosus*) arvukuse tõus ning värbkaku (*Glaucidium passerinum*) taandumine. Kõrvukrätsu (*Asio otus*) arvukus püsib alates 1980-ndate lõpust keskmiselt samal tasemel, kuid kõigub kolmekordses ulatuses ja kolmeaastase perioodiga; 2002. a. oli liigi suurim teadaolev kõrgseis (keskmiselt 5,9 pesitsusterritooriumi / 100 km²). Alates 1990. aastast korduvad kolmeaastase vahega ka uruhiirlastest toituvate liikide edukad sigimisesoonid. Röövlinnuprojekt on seni võimaldanud jälgida arvukust 16 ja sigimisedukust 11 liigil. Uute töösuundadena on alustatud pesade ja pesitsusterritooriumide digitaalse kaardi loomist ning spetsiaalset tööd haruldaste liikidega.

Sissejuhatus

Röövlinnud – haukalised, pistrikulised ja kakulised – moodustavad Eestis pesitsevatest linnuliikidest arvestatava osa, kuid nende arvukus on suhteliselt väike (Elts *et al.* 2003). Seetõttu ei saa röövlinnuasurkundade käekäiku jälgida tavaliste linnuliikide jaoks mõeldud loendusmeetoditega. Selleks ei piisa ka üksikutele biotoopidele suunatud projektidest, sest röövlinnud asustavad väga mitmesuguseid maastikke. Kui silmatorkavaid ja haruldasi kotkaid – merikotkast (*Haliaeetus albicilla*), madukotkast (*Circaetus gallicus*), suur-konnakotkast (*Aquila clanga*), kaljukotkast (*Aquila chrysaetos*) ja kalakotkast (*Pandion haliaetus*) – püütakse meil jälgida üldloenduse teel, siis sagedasemate liikide jaoks on mõeldud välja päris omaette meetodika, mis sisaldab absoluutloendust piisaval arvul suurtel püsialadel, nn. röövlinnu-

ruutudes (Saurola 1986, Lõhmus 1994). Lisaks arvukusele jälgitakse seal ka röövlindude sigivust, sest nende lindude eluiga on pikk ja keskkonnamõjud ei pruugi kohe avalduda arvukuse muutustena.

Röövlindude vaatlemine püsialadel on entusiastide pärusmaa, mis kujunes Eestis tõsiseks seireprojektiks alles aastakümnete jooksul. Siiski on see nüüdseks juba kümme aastat olnud Eesti Ornitoloogiaühingu projektina riikliku keskkonnaseire osa. Kokku on võetud esimese viie tööaasta (1994–1998; Lõhmus 1999a) ja arvukuse osas ka riiklikule programmile eelnenud “viisaastaku” (1989–1993) tulemused (Lõhmus 1994). Käesolevas artiklis käsitletakse 1999.–2003. aastal saadud tulemusi, mis võimaldavad röövlindude arvukust käsitleda kokku 15 aasta ja sigivust kümne aasta ulatuses. Põhiküsimusteks on 1) kas varasemad negatiivsed suundumused – kanakulli (*Accipiter gentilis*) taandumine ja väikepistriku (*Falco columbarius*) äärmine madalseis (Lõhmus 1999a) – jätkuvad, 2) milline on uruhiirlastest toituvate liikide arvukuse ja sigivuse aastatevaheline kõikumine, mis regulaarsuse tõttu pakub huvitavaid võimalusi pisiimetajate uurimiseks ning röövlindude käe-



Joonis 1. Röövlinnuseire-alad Eestis 1999.–2003. a. Halliks värvitud aladel määrati üksnes pesitsustulemusi, mustaks värvitud aladel ka arvukust.

Figure 1. Raptor survey plots in 1999–2003 in Estonia. In grey areas only breeding results were recorded; in black areas also census was performed.

käigu ennustamiseks (Lõhmus 1999b), 3) milliste liikide käekäiku projekt võimaldab jälgida ning kuidas peaks toimima teistest röövlinnuliikidest ülevaate saamiseks.

Materjal ja meetodika

Uurimisalad ja välitööd

Röövlindude arvukust määrati 1999.–2003. aastal 19 ning pesitsustulemusi veel kolmel vaatlusalal (joonis 1), lisaks paiguti väljaspool neid. Aastate jooksul on järjest suurenenud hästi uuritud alade (kus loendatakse kõiki liike ja hinnatakse nende sigivust) üldpind, mis ületas minimaalselt vajaliku 1000 km² künnise (Lõhmus 1994) kõigil siinkäsitletavatel aastatel (joonis 2). Ehkki uurimisalade asukohad lähtuvad vaatlejate paiknemisest, kajastab nende maastikuline jaotus üldiselt hästi Eesti keskmist. Põllumaad on seirealadel keskmisest siiski pisut enam ja metsi (eriti okasmetsi) pisut vähem (tabel 1). Tõenäoliselt peegeldavad saadud asustustihedused ühtlase levikuga liikidel küllalt hästi Eesti tegelikku keskmist.

Tabel 1. Eesti röövlinnuseires 1999.–2003. a. loendatud alade maakate, võrrelduna Eesti omaga (CORINE andmebaasi järgi).

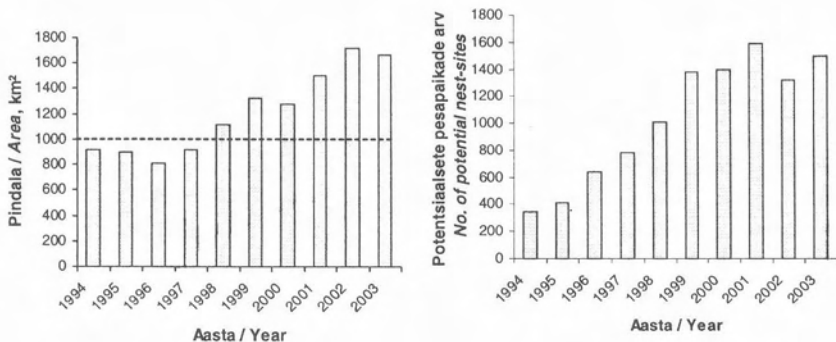
Table 1. Land cover of raptor plots, compared with the land cover in the whole Estonia (according to the CORINE database).

Maakattetüüp / Land cover type	% kogupindalast % of total area	
	Seirealad Survey plots	Eesti ^a
Tehisalad / Artificial surfaces	1,3	1,9
Põllumajandusmaa / Agricultural areas	40,0	32,4
Mets / Forest	43,7	47,2
incl. lehtmets / deciduous forest	13,3	9,8
segamets / mixed forest	17,5	18,7
okasmets / coniferous forest	13,0	18,8
Üleminekulised metsa-alad / Transitional woodland/scrub	7,0	8,1
Muud poollooduslikud alad / Other seminatural areas	0,9	1,5
Märgalad / Wetlands	6,1	4,3
Veekogud / Waterbodies	1,0	4,6

^aMeiner (1999) järgi / according to Meiner (1999)

Röövlindude arvukust hinnati pesitsusterritooriumide (edaspidi: PT) arvuna ning produktiivsuseks käsitleti lennuvõimestunud poegade arvu PT kohta (täpsemalt vt. Lõhmus 1994, 1997). Keskmiselt tehti igal alal 2/3 vaatlusaastatest vähemalt 150–300 tundi välitoid 100 km² kohta, millest peaks arvukuse määramiseks piisama (Lõhmus 1999, aga vt. siiski Lõhmus 2001a), kusjuures vaid ühel alal ei ulatunud loendustundide arv ühelgi aastal soovitatava künniseni.

Et uurida võimalike pesapaikade asustatust eri liikide poolt, registreerisid vaatlejad võimalikult palju niisuguseid paiku, lähtudes spetsiaalselt Eesti oludele kohandatud jaotusest. 1999–2003 kontrolliti aastas keskmiselt 1439 potentsiaalset pesapaika, sh. 493 suurt "risupesaa" (viude, kanakulli, kotkaste või must-toonekure pesa), 198 vareslaste või oravate pesa, 52 suurt tehispesa (kanakullile, viudele, kotkastele, must-toonekurele), 5 tehispesa kalakotkale, 12 väikest tehispesa (tuuletallajale, kõrvukrätsule), 7 pesakasti tuuletallajale, 25 pesakasti händkakule, 18 pealt lahtist pesakasti händkakule, 97 pesakasti kodukakule, 25 pesakasti karvasjalg-kakule, 11 pesakasti värbbakule, 217 suurt looduslikku õõnsust või muusträhni pesakoobast, 252 väiksemate rähnide pesakoobast ning 27 muud sobivat kohta (joonis 2).



Joonis 2. Röövlinnuprojekti loendusala üldpind ning kontrollitud potentsiaalsete pesapaikade arv Eestis aastatel 1994–2003.

Figure 2. The total area of censused plots and the number of potential nest sites checked in the frame of the raptor monitoring project in Estonia, 1994–2003.

Andmetöötlus

Keskmine asustustihedus (tabel 2) peegeldab aladevahelist keskmist PT-de arvu 100 km² kohta, kusjuures iga ala kohta arvestati sealsete vaatlusaastate keskmist. Arvutamisel ühendati kahe kõige väiksema ala (Nõva ja Emmaste) andmestik neile lähimate alade (vastavalt Palivere ja Mustjala) omadega, et vähendada alade väiksusest tulenevat juhuslikku varieeruvust loendus-tulemustes. Selle tulemusena on asustustiheduse arvutamisel kasutatud alade pindala vahemikus 50–200 km².

Arvukuse pikemaajaliste muutuste hindamisel oli põhimeetodiks perioodi keskmise võrdlus eelmise perioodi (1994–1998) omaga. Et vaatlusalad selle kümne aasta jooksul siiski kuigivõrd muutusid, kasutati asustustiheduse paarilist võrdlust 12 ala kohta, kust oli võimalik arvutada keskmine asustustihedus mõlemal perioodil. Joonisel 1 märgituist ei olnud niisuguseid andmeid Mustjala, Peraküla, Kilti, Õvi, Luitemaa ja Saarepeedi kohta. Saue kohta kasutati andmeid 60 km² (Tuule *et al.* 2001) ja Kilksamal 40 km² alalt.

Lühiajalistest (aastatevahelistest) muutustest sooviti käesolevas töös kirjeldada vaid kõige suuremaid. Seetõttu järjestati liigid esmalt aastate 1994–2003 keskmiste asustustiheduste vahelise variatsioonikoefitsiendi alusel. Edasi uuriti vaid kõige kõikuvama arvukusega liike, milleks 1) arvutati arvukuse suhteline erinevus iga kahe järjestikuse aasta vahel ja viidi see võrreldavusse 1993. aastaga (Lõhmus 1999a); 2) korrigeeriti paarikaupa tehtaval analüüsil kergesti tekkivat juhuslikku trendi, parandades samade alade andmete alusel pikemate ajavahemike tagant arvukuse kõrgseisude asukohti ja nendest lähtuvalt uuesti kahe eelnenud (vahepealse) aasta omi (joonis 3). Kõrgseisud valiti sellepärast, et siis oli loendatud lindude arv kõige suurem ja parandamine eeldatavasti kõige täpsem.

Tulemused

Arvukus ja selle muutused

Eesti röövlindude keskmine asustustihedus seirealadel viimasel 15 aastal on näidatud tabelis 2. Viis arvukamat liiki moodustasid 1999.–2003. aastal keskmiselt 69% röövlinnupaaridest, neist püsivalt kõige enam hiireviu (*Buteo buteo*) (33%), siis kodukakk (*Strix aluco*), händkakk (*S. uralensis*) ja kõrvukräts (*Asio otus*) (igauks 9%) ning raudkull (*Accipiter nisus*) (8%). Viimane on küll

tõenäoliselt arvukam, sest peidulise eluviisi tõttu hinnatakse tema arvukust kaardistamisel kuni kaks korda alla (Lõhmus 2001a). Väikepistrik ja sooräts (*Asio flammeus*) olid üliharuldased, neist esimene asustas 1 PT Nõval 2001. a. ning teine Luitemaal 2003. a.

Perioodide 1994–1998 ja 1999–2003 keskmiste asustustiheduste võrdlemine 12 mõlemal perioodil uuritud ala vahel määratles ainsaks väga oluliseks muutuseks kanakulli arvukuse languse ($t=3,6$; $df=11$; $P=0,004$). Kahanemine

Tabel 2. Röövlindude keskmine asustustihedus Eestis viimasel 15 aastal (vaatlusalade keskmine). Perioodi 1999–2003 andmed pärinevad 17 alalt kogupindalaga 1870 km² ning lisaks keskmisele on antud ka suurim nendel aastatel leitud asustustihedus.

Table 2. Average breeding density of raptors and owls in Estonia in the last 15 years (mean of plots). The 1999–2003 data are from 17 plots (total area 1870 km²); also the maximum recorded density from this period is indicated.

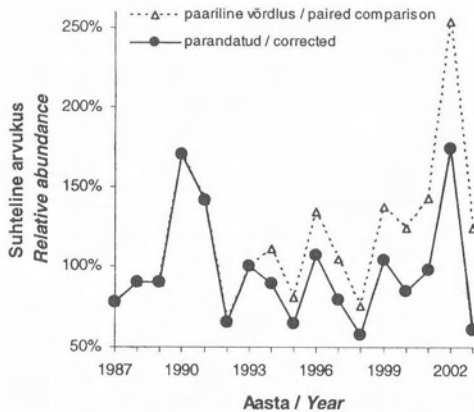
Liik / Species		Asustustihedus (PT / 100 km ²)			Max
		Density (breeding territories per 100 km ²)			
		Keskmine ± 95% usalduspiirid			
		Mean ± 95% confidence intervals			
		1989–93 ^a	1994–1998 ^b	1999–2003	
Herilaseviu	PERAPI	1,75	2,12 ± 0,46	2,30 ± 0,47	6,4
Kanakull	ACCGEN	2,19	2,20 ± 0,64	1,32 ± 0,49	4,4
Raudkull	ACCNIS	2,50	3,61 ± 0,87	3,28 ± 0,75	7,8
Roo-loorkull	CIRAER	0,69	1,24 ± 0,73	2,07 ± 1,02	9,0
Välja-loorkull	CIRCYA	0,67	0,56 ± 0,62	0,65 ± 0,41	3,3
Soo-loorkull	CIRPYG	0,70	0,53 ± 0,26	0,70 ± 0,35	3,0
Hiireviu	BUTBUT	11,39	13,32 ± 2,32	13,61 ± 2,17	24,7
V-konnakotkas	AQUPOM	1,35	1,15 ± 0,65	1,34 ± 0,63	4,0
Teised kotkad / Other eagles		0,95	0,46 ± 0,43	0,63 ± 0,48	4,0
Tuuletallaja	FALTIN	0,99	0,97 ± 0,56	0,66 ± 0,62	6,7
Väikepistrik	FALCOL	0,10	0,02 ± 0,04	0,02 ± 0,03	0,8
Lööpistrik	FALSUB	1,37	1,26 ± 0,33	1,62 ± 0,44	5,6
Kassikakk	BUBBUB	0,61	0,27 ± 0,31	0,29 ± 0,27	2,0
Värbkakk	GLAPAS	0,46	0,51 ± 0,39	0,49 ± 0,39	4,3
Kodukakk	STRALU	2,62	3,70 ± 1,55	3,89 ± 1,83	16,0
Händkakk	STRURA	4,18	4,29 ± 2,24	3,70 ± 1,26	10,6
Kõrvukräts	ASIO TU	2,07	2,58 ± 1,11	3,87 ± 1,33	14,0
Sooräts	ASIFLA	0,18	0,02 ± 0,03	0,03 ± 0,05	0,9
Karvasjalg-kakk	AEGFUN	0,44	0,47 ± 0,42	0,51 ± 0,39	4,2
Kokku / Total		32,75	37,03	40,97 ± 4,02	78,9

^a Lõhmus (1994) järgi / according to Lõhmus (1994)

^b Lõhmus (1999a) järgi / according to Lõhmus (1999a)

oli neil aladel viie aasta jooksul keskmiselt $0,8 \pm 0,4$ PT 100 km² kohta ehk 34%. Arvestades juba eelmiseks perioodiks toimunud langust (Lõhmus 1999a), on kanakulli asurkond vähenenud Eestis kümne aastaga umbes kaks korda. Teiste sagedasemate liikide osas olid üsna usaldatavad ka roo-loorkulli (*Circus aeruginosus*) ($t=-2,0$; $df=11$; $P=0,070$) ja kõrvukrätsu arvukuse tõus ($t=-2,0$; $df=11$; $P=0,073$) ning värbkaku (*Glaucidium passerinum*) arvukuse langus ($t=1,8$; $df=11$; $P=0,092$). Viimane on tähelepanuväärne selle poolest, et keskmiste lihtvõrdlus (tabel 2) sellele kuidagi ei viita.

Asustiheduse aastatevahelised kõikumised olid väikesed hiireviul (kümne aasta keskmiste vaheline variatsioonikoeffitsient 7%), raudkullil (12%), herilaseviul (*Pernis apivorus*) (13%), kodukakul (13%), händkakul (18%) ja lõopistikul (*Falco subbuteo*) (19%), samuti röövlindude koguarvukuses (7%). Teiste üldiselt püsiva arvukusega liikide seas oli varieeruvus ebaühtlase levikuga väike-konnakotkal (*Aquila pomarina*) (24%) kõrgem tõenäoliselt aastati veidi erineva vaatlusalade valimi, kanakullil (27%) arvukuse languse ning roo-loorkullil (34%) nii alade muutumise kui ka arvukuse tõusu tõttu.



Joonis 3. Kõrvukrätsu arvukuse dünaamika seirealadel 1987.–2003. a. Võrdlusaastaks on 1993. Esitatud on iga kahe järjestikuse aasta võrdlus samadel aladel ja selle parandatud kuju, mis arvestab ka pikemaid ajavahemikke (1992. a. vs. 1996., 1999. ja 2002. a. tipud).

Figure 3. Population dynamics of the Long-eared owl in the Estonian raptor plots in 1987–2003. The reference year is 1993. A simple comparison of same areas in two subsequent years and a corrected version are shown. In the latter, the top numbers in 1996, 1999 and 2002 were additionally corrected in relation to 1992.

Kümnest meie tavalisemast röövlinnust fluktueerus eelkõige kõrvukrätsu arvukus, milles kogu olemasolevat andmestikku kasutades võib märgata kolmeaastast tsüklit (joonis 3). Joonis näitab ka seda, et ülalmainitud arvukuse „tõus“ tulenes 2002. a. väga kõrgest arvukusest, mil Eesti keskmine oli 1720 km² andmetel koguni 5,9 PT/100 km². Sarnane kõrgseis oli ka tosin aastat varem (1990) ning liigi üldseisund paistabki viimasel kahel kümnendil püsivana. Fluktuatsioonide ulatus (1998. a. mõnast 2002. a. tipuni) on Eestis kokkuvõttes olnud umbes kolmekordne.

Sigivus

Aastatel 1999–2003 leiti projekti käigus 1889 asustatud röövlinnupesa ning määrati kindlaks 1540 rögastusealise ja/või lennuvõimelise pesakonna suurus (tabel 3). Enamiku liikide andmestik käesolevast perioodist on märksa suurem ning loodetavasti ka täpsem kui aastate 1999–2003 oma. Esmakordselt määrati kindlaks mõned värbkaku pesakonna suurused ning saadi vähemalt kümnel vaatlusel tuginevad hinnangud soo- (*Circus pygargus*) ja välja-loorkulli (*C. cyaneus*) pesakonna suuruse kohta.

Uruhiirlastest toituvate liikide sigivus jätkas kolmeaastase vahega korduvate kõrgseisude rütmi, perioodi jooksul lisandus varem teada olnud 1990., 1993. ja 1996. a. tipule (Lõhmus 1999a, b) veel kaks – 1999. ja 2002. aastal. Väike-konnakotkal ja Kagu-Eesti hiireviudel on see muster väga selge ning täpsemalt kirjeldatud mujal (Lõhmus & Väli 2004). Üldjoontes sama kinnitab viimase kümne aasta andmestik meie kolme tavalisema kakulise pesitsuskatsete kohta, kellest händkakul kajastusid vähemalt mingil määral kõik mainitud kõrgseisud (joonis 4). Kõrvukrätsul ei ilmnenud 1996. ja kodukakul 1999. aasta eeldatavat kõrgseisu, kuigi lennuvõimelised pesa-konnad olid keskmisest tunduvalt suuremad (kõrvukrätsul 1996. a. üheksas pesakonnas keskmiselt 3,7 poega, kodukakul 1999. a. üheksas pesakonnas 3,6 poega). Suhteliselt tagasihoidliku koondnäitaja põhjustas neil aastatel madal pesitsus-educus. Väga oluline on siiski see, et paiksete kodu- ja händkaku sigivuse kõige muutlikumat komponenti – pesitsevate paaride osatähtsust (Saurola 1989) – ei ole Eesti röövlinnuseires töömahukuse tõttu seni üldse uuritud (aga vt. Lõhmus *et al.* 1997).

Võrreldes perioodide 1994–1998 ja 1999–2003 koondnäitajaid, ei leitud olulisi erinevusi edukate PT-de osatähtsuses, küll aga pesakondade keskmises

suuruses (tabel 3). Hiireviul olid nii rõngastusealised kui ka lennuvõimelised pesakonnad viimasel perioodil oluliselt suuremad, kanakullil ja raudkullil aga lennuvõimelised pesakonnad oluliselt väiksemad kui varem. Vähem kaldus poegi lennuvõimestuma ka lõopistriku ja kodukaku pesakondades (U-test: $0,05 < P < 0,1$).

Tabel 3. Röövlindude sigimisedukus 1999.–2003. a. (eri aastate tulemused liidetud). Keskmisele on lisatud (\pm) usalduspiirid 95% tõenäosuse juures, valimite suurused on antud sulgudes.

Table 3. Mean reproductive success of raptors and owls in 1999–2003 (data from different years pooled). 95% confidence intervals are shown for broods; sample sizes in parentheses.

Liik	Edukate territooriumide % ^a	Pesapoeegade keskmine arv pesakonnas ^b	Lennuvõimelise pesakonna suurus ^b	Produktiivsus ^c	
<i>Species</i>	<i>% of successful territories^a</i>	<i>Average brood size (nestlings)^b</i>	<i>Mean no. of fledglings per successful nest^b</i>	1994–1998	1999–2003
PERAPI	54,7 (95)	1,75 ± 0,18 (24)	1,52 ± 0,14 (54)	0,62	0,83
CIRAER	83,7 (43)	3,83 ± 0,40 (18)	2,63 ± 0,33 (24)	3,06	2,20
CIRCYA	75,0 (4)	3 (1)	2,10 ± 0,35 (10)	2,50	1,56
CIRPYG	100,0 (8)	3,25 ± 1,47 (4)	2,27 ± 0,60 (11)	2,67	2,27
ACCGEN	57,1 (140)	2,33 ± 0,27 (36)	2,26 ± 0,24 (53)#	1,67	1,29
ACCNIS	81,0 (79)	3,19 ± 0,50 (27)	2,54 ± 0,27 (57)#	2,22	2,06
BUTBUT	59,3 (948)	1,90 ± 0,09 (347)*	1,81 ± 0,08 (345)*	0,91	1,07
AQUPOM	57,5 (106)	1,03 ± 0,06 (35)	1,02 ± 0,04 (45)	0,50	0,59
FALTIN	88,9 (27)	3,17 ± 0,94 (6)	2,54 ± 0,34 (28)	2,33	2,26
FALSUB	71,4 (42)	2,29 ± 0,36 (7)	1,81 ± 0,21 (32)	1,07	1,29
BUBBUB	50,0 (12)	2,17 ± 0,79 (6)	2,00 ± 0,72 (6)	0,63	1,00
GLAPAS	–	–	2,67 ± 1,73 (3)	–	–
STRALU	71,3 (101)	3,03 ± 0,32 (37)	2,62 ± 0,21 (87)	2,22	1,87
STRURA	68,1 (91)	2,00 ± 0,27 (33)	1,78 ± 0,19 (37)	1,20	1,21
ASIOTU	69,7 (76)	3,31 ± 0,36 (32)	2,73 ± 0,17 (131)	1,97	1,90
AEGFUN	60,0 (5)	–	2,00 ± 0,80 (4)	3,22	1,20

^a haukaliste (v.a. soo- ja välja-lookulli) puhul kõigi pesa hoidvate PT-de seas, teistel liikidel pesitsevate (munenud) paaride seas / for *Accipitriformes* (excl. *Circus cyaneus* et *pygargus*) among all nesting territories, for other species among breeding (laying) pairs

^b tähistatud on 1994.–1998. a. andmetest (Lõhmus 1999a) oluliselt suuremad (*) ja väiksemad (#) väärtused (U-testi $P < 0,05$) / significantly larger (*) and smaller (#) values compared with data from 1994–98 (Lõhmus 1999a) are indicated (U-test: $P < 0.05$)

^c 1994.–1998. a. andmed Lõhmuse (1999a) järgi (v.a. väike-konnakotkas, mis siin esmakordselt esitatud); **paksus** kirjas tulemused, mis põhinevad vähemalt 10 asustatud pesal ja pesakonnal / except for *Aquila pomarina*, all data from 1994–1998 according to Lõhmus (1999a); estimates **in bold** based on at least ten occupied nests and broods

Arutelu

Negatiivsed suundumused

Varasemad negatiivsed suundumused – kanakulli arvukuse langus ning väikepistriku madalseis (Lõhmus 1999a) – ei pöördunud ka aastatel 1999–2003 paremuse poole. Seetõttu väärivad need liigid üha enam praktilist looduskaitsealist tähelepanu. Lindude jagamisel uue looduskaitseaduse (2004) kohastesse kaitsekategooriatesse soovitati EOÜ tõsta väikepistriku I ja kanakulli II kategooriasse. Mõlemale liigile on ilmunud juba ka esialgsed soovitused pesapaikade kaitseks (Kivistaja & Timm 2003, Kontkanen *et al.* 2004), kuigi tuleb tõdeda, et arvukuse languse põhjuseid ei ole selged. Kanakulli langenud sigivus viitab küll toidubaasi halvenemisele, kuid seda põhjustavad keskkonnamuutused ei ole täpselt teada. Esiteks toitub kanakull meil vähemalt pesitsusajal väga erinevate biotoopide linnuliikidest (Lõhmus 1993, Väli & Laansalu 2002) ning teiseks mõjutab toidubaas tema käekäiku kõige rohkem talvel või varakevadel (Tornberg & Colpaert 2001), mille kohta Eestis uuringud puuduvad. Järelikult on Eestis hädavajalik koguda detailset teavet nii kanakulli kui ka väikepistriku leviku, elupaigaseoste, toitumise ja muude bioloogiliste aspektide kohta, ning vastavalt saadud andmetele korrastada kaitsemeetmeid.

Kanakulli taandumise taustal väärrib tähelepanu ka värbkaku arvukuse võimalik langus. See liik on küll raskesti avastatav ja loendusvead on kerged tulema, kuid ei ole alust arvata, et samadel püsialadel oleks värbkaku järjest halvemini loendatud. On võimalik, et perioodidevahelise erinevuse näol on tegu juhusliku veaga või mõjutab tulemusi liigi invasioon varasemal perioodil, nii nagu fluktuatsioonid tekitasid eksimulje kõrvukrätsu sagenemisest. Teisalt elab värbkakk nagu kanakullgi tüüpiliselt vanades kuusikutes ja kuuse-segametsades (Lagerström & Syrjänen 1995), mille vähenemine raie tõttu on Eestis viimasel aastakümnel ilmne (nt. Kuuba 2001). Vanade metsade hävimine on värbkakule kahjulik (Strøm & Sonerud 2001) ning järelikult võib Eesti värbkakupopulatsioon tõesti kahaneda. Täpsema sellealase uuringu saab tõenäoliselt läbi viia üksnes hästi planeeritud pesakastiekspriimendi abil, sest värbkaku looduslikke pesi meil seni peaaegu üles ei leita (vt. tabel 3).

Eelmise perioodiga võrreldes vähenes lennuvõimelise pesakonna keskmine suurus lisaks kanakullile ka raudkullil ning tõenäoliselt veel lõopistrikul ja kodukakul. Kolm esimesena mainitud liiki on meil ühed

peamised väikestest või keskmise suurusega lindudest toitujad, kelle varasemat kõrget sigivust Ida- ja Kagu-Eestis on põhjendatud maastike linnurikkusega (Lõhmus *et al.* 1997). Väikelinde sööb üsna sageli ka kodukakk. Seireprojekti edasine kulg peab näitama, kas sigivuse langus just nendel liikidel on juhuslik kokkusattumus või on saaklindude arvukus ja/või kättesaadavus meie maastikes tõepoolest vähenenud.

Teised pikaajalised trendid

Roo-loorkulli arvukus on viimastel aastakümnetel kasvanud eriti Lääne-Euroopas, peamiselt pestitsiidisaaste leevenemise ja vaenamise lõpetamise tõttu (Ferguson-Lees & Christie 2001). Eestis on arvukus tõusnud 20 aastaga 4–8 korda (Leibak *et al.* 1994, Elts *et al.* 2003), kusjuures pestitsiidide osa selles on kaheldav – veelgi rohkem põllumaastikul toituva soo-loorkulli arvukus on kasvanud palju vähem ning välja-loorkullil üldse mitte (Leibak *et al.* 1994, Lõhmus 2001b, Elts *et al.* 2003). Vaenamise lõpp on arvestatav tegur, kuid sagenemise põhjuseks võib olla ka veekogude eutrofeerumine ja roostumine, mis loob roo-loorkullile sobivaid pesapaiku. Sarnaselt on viimasel ajal tõusnud näiteks hüübi arvukus (Elts *et al.* 2003).

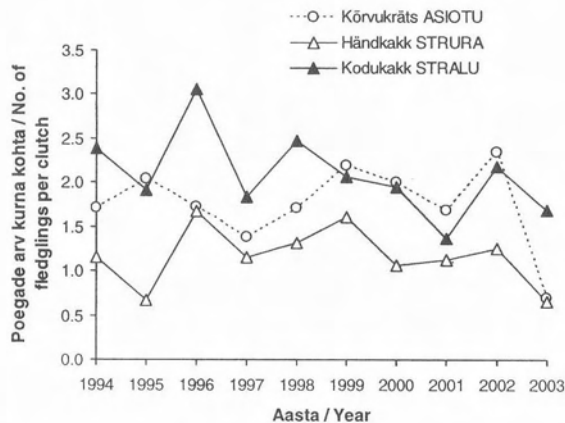
Roo-loorkulli arvukuse tõus on eriti silmatorkav praegust keskmist asustustihedust aastate 1989–1993 omaga võrreldes (Tabel 1). Samas ei ole röövlinnuprojekti varaseima perioodiga korrektset võrdlust kuigi lihtne teha. Röövlindude loendamise meetodid ja ning alade hulk ja valik täienesid esimeste aastate jooksul nii olulisel määral, et mitme liigi puhul võib praegusest erinev tulemus olla põhjustatud lihtsalt meetodikast [nt. raudkulli, kassikaku (*Bubo bubo*), kodukaku ja kõrvukrätsu puhul]. Üsna tõenäoline tundub 15 aasta perspektiivis siiski näiteks herilaseviu mõningane sagenemine ja väike-konnakotka arvukuse stabiilsus.

Aastatevahelised kõikumised

Viimaseaegsed tagasiulatuvad analüüsid näitavad üha selgemini regulaarseid muutusi kõrvukrätsu arvukuses ning mitme uruhiirlastest toituvate liigi sigivuses (Lõhmus 1999a, 1999b, Lõhmus & Väli 2004, käesolev töö). Neid muutusi on raske põhjendada millegi muu kui pisinäriiliste arvukuse muutustega, millele on ka mõningat otsest tõestust (Lõhmus 1999b).

Soomes on just röövlindude sigivust hiljuti kasutatud sealsete „hiiretsükli“ piirkondliku ja ajalise muutlikkuse uurimiseks (Sundell *et al.* 2004). Tõenäoliselt saaks andmete lisandumisel teha seda ka Eestis. Näiteks ajastuvad läänesaartel esialgse analüüsi kohaselt hiireviu heade sigimisaastad teisiti kui mandril (Ü. Väli, Rein Nellise ja Renno Nellise teated), mis viitab võimalusele, et seal (ja võib-olla ka mõnedes teistes Eesti piirkondades) võnguvad uruhiirepopulatsioonid teises rütmis kui mujal. Selle mustri täpsem kindlaksmääramine võimaldaks paremini aru saada ehk ka tsükli tekkepõhjustest, mis on tänini populatsiooniökoloogia üks suuri mõistatusi.

Fluktuatsioonid raskendavad röövlinnupopulatsioonides pikaajaliste trendide kindlaksmääramist. Seda illustreeris kujukalt kõrvukrätsu arvukuse „tõus“ viimasel viiel aastal, mis tegelikult tulenes kahest kõrgseisust varasema perioodi ühe asemel, sh. eriti ühe (2002. a.) kõrgseisu domineerimisest (joonis 3). Tõenäoliselt on sama seletus hiireviu sigivuse tõusule viimasel viiel aastal, sest numbriliselt sarnaneb see tulemus (1,07 poega PT kohta) Ida- ja Kagu-Eestis 1986.–1996. a. leitunga (1,13; Lõhmus *et al.* 1997; vt. ka Lõhmus & Väli 2004).



Joonis 4. Lennuvõimestunud noorlindude keskmine arv alustatud pesitsuse kohta kolmel tavalisemal kakuliigil aastatel 1994–2003.

Figure 4. Mean number of fledged young per breeding attempt in three most common owl species in 1994–2003.

Röövlinnuprojekti hetkeseis ja tulevik

Iga viie aasta tagant tehtav suurem kokkuvõte peaks muuhulgas olema koht, kus kriitiliselt üle vaadata projekti eesmärgipärasus ja areng ning seada sihte tulevikuks. Selle vajaduse tingib teatav vastuolu seireprojekti järjepidevuse (st. muutumatuse) ning vabatahtlike vaatlejate vahel, kelle huvi pidevalt teiseleb.

Röövlinnuprojekti oodatavad põhitulemused on liigikaitselise taustinfo kogumine ning ebasoodsate keskkonnamuutuste õigeaegne ja usaldatav tuvastamine. Viimase kümne aasta areng ja hetkeseis näitavad, et projekt võimaldab jälgida sigimisedukust 11 ja arvukust 16 röövlinnuliigil, kelle seas on üks I kategooria kaitsealune liik (väike-konnakotkas), 1–3 II kategooria liiki [kanakull, arvukuse osas ka kassikakk ja karvasjalg-kakk (*Aegolius funereus*)] ja 8–11 III kategooria liiki. Projekti tulemused on ühtlasi olnud nendele liikidele kaitsekategooriate määramisel üheks peamiseks põhjenduseks. Kanakulli taandumine on juhtinud tähelepanu olulistele maastikum muutustele ja ärgitanud neid täpsemalt uurima. Pestitsiididest tuleneva keskkonnakahju võib röövlinnude sigivuse põhjal lugeda Eestis praegu tühiseks. Valimite suurenemine iga-aastast käsitlust võimaldavaks on toonud selgesti esile kolmeaastase „tsükli“ pisinärviliste arvukuses, mis tõenäoliselt on looduses seotud veel terve rea sarnaste regulaarsete muutustega. Seega on röövlinnuprojekt 10–15 aastaga andnud väga mitmesuguseid huvitavaid ja praktikas rakendatavaid tulemusi. 2002. a. korraldatud küsitlusel hindasid ka kõik osalejad projekti edukaks või lausa silmapaistvaks.

Viimase viie aasta tulemuste võrdlus varem väljatoodud puuduste – eeskätt teatud liikide ebapiisava kaetuse – valguses (Lõhmus 1999a) näitab, et lihtsalt projekti mahu tõstmine neid puudusi ei kõrvalda. Enam-vähem usaldatav valim õnnestus varem käsitlemata aspektidest hankida vaid sooloorakulli sigivuse osas. Seega on ilmne, et haruldaste liikide jälgimiseks tuleb edaspidi teha eriuuringuid. 2003. aastal Keskkonnaministeeriumi poolt tellitud kassikakuprojekt tõi palju uut informatsiooni selle liigi leviku ja bioloogia kohta (Nellis 2003). Samalaadne projekt on 2004. aastal algatatud ka I kaitsekategooriasse viidud habekaku (*Strix nebulosa*) seisundi täpsustamiseks. Kahtlemata hõlbustavad haruldaste liikide jälgimist lähiaastatel EOÜ poolt korraldatavad Eesti haudelindude levikuatlase välitööd, kuigi see andmestik puudutab ainult levikut ja arvukust ning on raskestimärgatavate või

-määratavate liikide puhul ebaühtlase kvaliteediga. Liigikaitselist eriuuringut vajavad lähiajal kindlasti väikepistik (I kaitsekategooria) ja sooräts (II).

2002. a. sügisel arutati vaatlejatega nii ankeedi kui ka seminari vahendusel, mida huvitavat ja olulist projekti käigus veel saaks ja soovitakse teha. Üldmainitud eriuuringute kõrval otsustati alustada 1) digitaalse kaardikihi loomisega asustatud pesade ja PT-de täpse paiknemise kohta, mis võimaldab uurida liikide maastikuseoseid ning paremini kaitsta konkreetseid pesapaiku; 2) pisinäriliste lõksupüügiga röövlindude toidubaasi paremaks jälgimiseks. Neist esimene on läbinud juba ka kaks prooviaastat, mille käigus on kaardistatud sadade röövlinnupesade täpsed asukohad. Mõlema tegevussuuna esimesi vilju saab loodetavasti maitsta järgmise viieaastase vaatlusperioodi lõpuks.

Tänuõnad. Ülevaade meie röövlindude käekäigust põhineb paljude vaatlejate ja kohapealsete entusiastide enastunustaval tööel. Viimasel viiel aastal saatsid oma andmeid röövlinnuprojektile Erki Aun, Sven Aun, Raivo Endrekson, Marju Erit, Janek Evestus, Tarmo Evestus, Urve Kibur, Urmas Kirsimäe, Aivo Klein, Lauri Kulpsoo, Arne Laansalu, Kristo Lauk, Tenno Laur, Eedi Lelov, Enn Lelov, Lauri Lelov, Harri Loothing, Mati Martinson, Erkki Mäeväli, Riho Männik, Rein Nellis, Renno Nellis, Maarja Nõmm, Ivar Ojaste, Henn Pärnamets, Anti Rander, Tiit Randla, Mati Salumäe, Ville Sarap, Gunnar Sein, Enn Soom, Imre Taal, Indrek Tammekänd, Jaak Tammekänd, Siret Tammekänd, Üllar Tammekänd, Einar Tammur, Margit Turb, Aarne Tuule, Eet Tuule, Randar Türkel, Veljo Volke ja Ülo Väli. Kui eelmisel „viisaastakul“ õnnestus röövlinnud iga-aastaselt üle lugeda kolmel alal, siis seekord juba kümnel! Paljud vaatlejad on aidanud kujundada ka projekti eesmärgi tegevust – tagasiside, milleta arengust on raske rääkida. Projekti rahastas riikliku keskkonnaseire programm. Artikli mustandit aitasid parandada Kaja Peterson ja Ülo Väli. Suur tänu kõigile!

Monitoring of raptors and owls in Estonia, 1999–2003: decline of the Goshawk and the clockwork of vole-cycles

The paper is the third summary of the raptor monitoring project of the Estonian Ornithological Society (see Lõhmus 1994, 1999a for previous reports). Nesting territories (NT) of raptors and owls were mapped in 19 study plots covering a total of 1870 km² in 1999–2003 (Fig. 1). Land cover of the plots resembled the Estonian average situation (Table 1), hence the densities of evenly distributed species can be extrapolated to the whole country (Table 2).

Potential nest sites were checked in three additional areas and also outside the plots; altogether 1889 occupied nests (the rare eagle species excluded) and 1540 brood sizes were recorded (Table 3).

Altogether 22 species held territories in the plots. The average total density was 41 NT per 100 km², five common species (Common Buzzard, Sparrowhawk, Tawny Owl, Ural Owl, Long-eared Owl) accounting for 69% of it. The rarest species – the Merlin and the Short-eared Owl – occurred in only one plot in one year.

Decline of the Goshawk was the only highly significant ($P=0.004$) difference between the average densities in the same plots in 1994–1998 and 1999–2003. The decline was on average 0.8 ± 0.4 NT per 100 km² or 34%. In ten years, the population has halved. Since also the productivity of the Goshawk has decreased, the most probable reason is the deterioration of habitats due to intensified forestry and/or abandonment of agricultural areas. There were also tendencies of decline in the Pygmy Owl ($P=0.092$) and of increase in the Marsh Harrier ($P=0.070$).

Most species had annually stable numbers, the only exception among common species being the Long-eared Owl. This species had regular three-year-period fluctuations of threefold amplitude, but the mean abundance has not changed since the late 1980s (Fig. 3). Top years of Long-eared Owl density (1990, 1993, 1996, 1999 and 2002) were good vole-years, which were also revealed in the productivities of several vole-eating species (the Common Buzzard, Lesser Spotted Eagle, Tawny, Ural and Long-eared Owls; see Fig. 4, Lõhmus 1999b and Lõhmus & Väli 2004).

Kirjandus. Elts, 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. *Hirundo* 16: 58–83. — Ferguson-Lees, J. & Christie, D. A. 2001. Raptors of the world. Christopher Helm, London. — Kiristaja, P. & Timm, U. (koost.) 2003. Väike käsiraamat neile, kes loodusest hoolivad. Eesti Terioloogia Selts ja Eesti Looduseuurijate Selts, Tallinn-Tartu. — Kontkanen, H., Nevalainen, T. & Lõhmus, A. 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn. — Kuuba, R. 2001. Raiemahtude dünaamika ja iseloom Eestis 20. saj. viimasel kümnendil. *Metsanduslikud uurimused* 35: 59–73. — Lagerström, M. & Syrjänen, J. 1995. Varpuspölliõ *Glaucidium passerinum*. Saurola, P. (toim.), Suomen pöllöt: 125–145. Kirjayhtymä, Helsinki. — Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. (toim.) 1994. Birds of Estonia: status, distribution and numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn. — Lõhmus, A. 1993. Kanakulli (*Accipiter gentilis*) toitumisest

Eestis aastatel 1987–92. *Hirundo* 2/1993: 3–14. — Lõhmus, A. 1994. Röövlindude seire tänapäev Eestis. *Hirundo* 2/1994: 31–45. — Lõhmus, A. 1997. Kuidas uurida röövlindude sigimisedukust? *Hirundo* 1/1997: 33–39. — Lõhmus, A. 1999a. Röövlinnuprojekt aastail 1994–1998. *Hirundo* 12: 19–35. — Lõhmus, A. 1999b. Vole-induced regular fluctuations in Estonian owl populations. *Ann. Zool. Fennici* 36: 167–178. — Lõhmus, A. 2001a. Kui täpsed on metsakulliliste asustustiheduse hinnangud? *Hirundo* 14: 51. — Lõhmus, A. 2001b. Toitumisbiotoobi valikust Loode-Tartumaa röövlindudel. *Hirundo* 14: 27–42. — Lõhmus, A., Evestus, T., Lauk, K. & Väli, Ü. 1997. Röövlindude sigimisedukusest Ida- ja Kagu-Eestis. *Hirundo* 1/1997: 40–50. — Lõhmus, A. & Väli, Ü. 2004. The effects of habitat quality and female size on the productivity of the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in the light of the alternative prey hypothesis. *J. Avian Biol.*, trükis. — Meiner, A. (koost.) 1999. Eesti maakate: CORINE Land Cover projekti tähtmine Eestis. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn. — Nellis, R. 2003. Kassikaku (*Bubo bubo*) levik, arvukus, toitumine ning elupaigavalik Eestis 2003. aasta uuringu tulemuste ning varasema kirjanduse põhjal. (Lepingulise töö aruanne EOÜ arhiivis.) — Saurola, P. 1986. The raptor grid: an attempt to monitor Finnish raptors and owls. *Vår Fågelvärld Suppl.* 11: 187–190. — Saurola, P. 1989. Ural owl. Newton, I. (ed.), *Lifetime Reproduction in Birds*: 327–345. Academic Press, London. — Ström, H. & Sonerud, G. A. 2001. Home range and habitat selection in the Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*. *Ornis Fennica* 78: 145–158. — Sundell, J., Huitu, O., Henttonen, H., Kaikusalo, A., Korpimäki, E., Pietiäinen, H., Saurola, P. & Hanski, I. 2004. Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *J. Anim. Ecol.* 73: 167–178. — 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. — Tuule, E., Tuule, A. & Lõhmus, A. 2001. Röövlindude arvukusest Saue ümbruses 1961.–2000. a. *Hirundo* 14: 97–108. — Väli, Ü. & Laansalu, A. 2002. Röövlindude arvukus, sigimisedukus ning saagi koostis Härjanurme vaatlusrudus Tartumaal 1992.–2001. a. *Hirundo* 15: 35–46.

