

RÖÖVLINNUPROJEKT AASTATEL 1994-1998

Asko L õ h m u s

Tartu Ülikool Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut,
Vanemuise 46, 51014 Tartu

Sissejuhatus

Inimtegevus ohustab kõige enam suure ruuminõudluse või piiratud kohanemisvõimega liike, kelle elupaigad kattuvad inimese omadega ja kelle suhtes inimesel on erihuvid (Hunter 1996). Ohustatamate seas on ka röövlinnud, kes vajavad eluks suurt maa-ala (tihti spetsiifilises elupaigas) ning sigivad aeglaselt. Need liigid elutsevad sageli majandatavates metsades ja viljakatel rohumaadel ning inimene on neid pidanud nii toidukonkurentideks kui subjektiivselt vastumeelseiks. Paindlikuks kaitseks on vajalik selle linnurühma pidev seire.

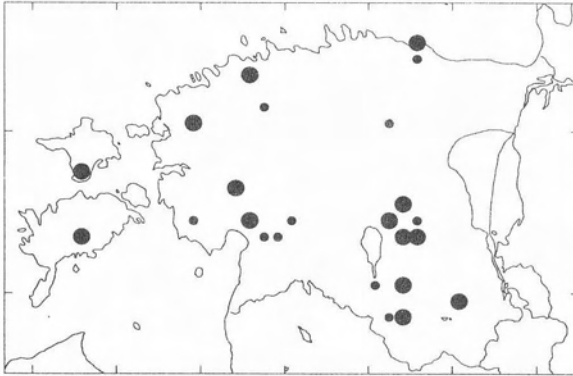
Eelmine ülevaade röövlindude uurimisest Eestis (1989.-1993. a. andmeil) ilmus viie aasta eest (Lõhmus 1994). Sealpeale osaleb EOÜ projekt "Röövlindude seire püsialadel" riikliku keskkonnaseire programmis ning esimese "riikliku viisaastaku" (1994-1998) tulemusi tutvustabki järgnev kokkuvõte. Artiklis käsitlet seireprojekti arengut, röövlindude arvukust kümne ja sigimisedukust viie viimase aasta jooksul ning seireprojekti tulenevaid looduskaitselisi järeldusi.

Materjal ja meetodika

Projekti tuuma moodustab röövlindude arvukuse ja pesitsustulemuste selgitamine proovialadel (ruutudes). Neid alasid oli aastatel 1994-1998 vähemalt 24 (joonis 1), lisaks uuriti mitmes ruudus ainult konnakotkaid (vt. Lõhmus 1998).

Vaatlus kvaliteedilt eristan alasid, kus: A - hinnati kõigi liikide arvukust ja sigimisedukust; B - hinnati ainult ühe (mõne) liigi arvukust ja sigimisedukust; C - hinnati ainult sigimisedukust. Kvaliteetseimate (A-) alade üldpind oli 1994. a. 700, 1995. a. 600, 1996. a. 655, 1997. a. 945 ja 1998. a. 1145 km². Tagasilöökk 1995. aastal tulenes projekti katkemisest üheks aastaks, kuid sealpeale on kosumine olnud märgatav. Näiteks 1998. aastal saadi kvaliteetseimad andmed kümnelt vaatlusalalt, B-kvaliteedi tulemused kolmelt ja C-kvaliteedi tulemused veel viielt alalt, peale selle vaadeldi röövlindude kohati väljaspool seirealasid.

Uurimisalade asukohad lähtuvad vaatelejate paiknemisest, ent ei kajasta otseselt EOÜ liikmete jaotumist, vaid pigem teatud piirkondade (Pärnumaa, Tartumaa) tugevamaid vaatlustraditsioone. Mõned vaatelejad on korraga teinud vaatlusi ka mitmel, eelistatult lähedasel alal, mis põhjustab



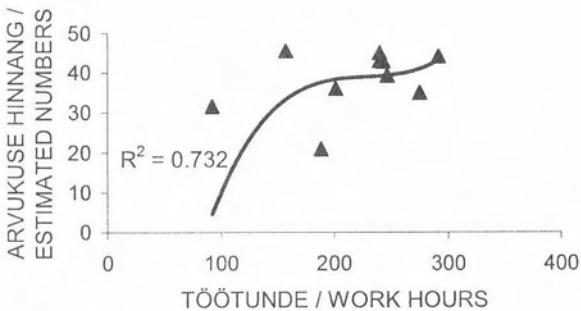
Joonis 1. Röövlinnuseire-alamad Eestis 1994.-1998. a. Suured punktid tähistavad kõrgeima (A-) vaatluskvaliteediga alasid, väikesed punktid B- ja C-kvaliteediga alasid.

Figure 1. Locations of raptor and owl monitoring plots in Estonia, 1994-1998. Large spots indicate best studied areas, small spots areas with only some quantitative data.

ruutude "kuhjumist". Samas on vaatlusalade maastikuline jaotus lähedane Eesti keskmisele: kolmeteistkümnel A-vaatluskvaliteediga alal oli metsamaad keskmiselt $46 \pm 9\%$, soid ja luhtasid (sh. luhavõsapid ja -põõsastikke) $12 \pm 6\%$ ja kultuurmaastikku (põllumajanduslik maa koos teede ja asulatega) $43 \pm 10\%$. Eestis on vastavad näitajad keskmiselt 44%, ca 10% ja ca 35% (hinnatud Varep & Saar 1995 ning Anon. 1993 järgi). Seetõttu võib ühtlase levikuga liikide puhul kasutada saadud asustustihedusi hinnanguna Eesti keskmise kohta.

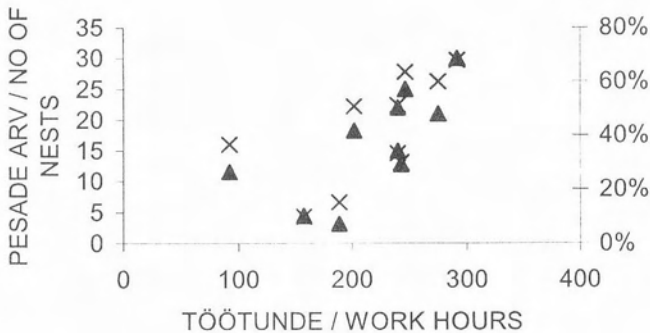
Enamikul hästi uuritud aladel tehti aastas 150-300 tundi välitööd 100 km² kohta. Tähelestatud arvukuste seos töömahuga (joonis 2) näitab, et usaldatavad hinnangud eeldavadki 150-200 töötundi 100 km² kohta. Pesade otsimine nõuab tunduvalt lisatööd, ja selleks, et alalt leida rohkem kui pooled pesad, tuleks töömahtu suurendada vähemalt 250 tunnini 100 km² kohta (joonis 3). Esimestel vaatlusaastatel, kui varasem info on napp või puudub, tuleb aga tööd teha veelgi enam.

Röövlindude arvukuse ja sigimisedukuse hindamise meetodeid on täpsemalt kirjeldatud mujal (Lõhmus 1994, 1997a). Arvukust hinnatakse pesitsusterritooriumide (edaspidi: PT) arvuna ning produktiivsuseks käsitletakse lennuvõimestunud poegade arvu PT kohta. Et uurida võimalike pesapaikade asustatust eri liikide poolt, loendavad alates 1996. aastast kõik vaatlejad ka potentsiaalsete pesapaikade arvu, lähtudes Soomes kasutatava jaotuse (Haapala & Saurola 1986) täiendatud variandist. Kui 1996. aastal kontrolliti 263 potentsiaalset pesapaika, siis 1997. aastal 779 ja 1998. aastal juba 1013, sh. 380 suurt "risupesasa" (viude, kanakulli, kotkaste või must-toone-



Joonis 2. Röövlindude koguarvukuse hinnangu (PT /100 km²) sõltuvus kulutatud töötundide arvust kümnel paremini uuritud alal. Iga ala kohta arvestati kõigi aastate keskmisi, jättes välja 1.(-2.) vaatlusaasta andmed. Algdameid siluti 3. astme polünoomi abil.

Figure 2. Relationship between estimated total numbers of raptors and owls (territories per 100 sq. km-s) and the amount of field work in ten best studied plots. For each area the average numbers (resp. hours) are presented. The trendline follows a 3rd order polynomial function.



Joonis 3. Kulutatud töötundide arvu seos leitud pesade üldarvuga (pesi / 100 km²; kolmnurgad) ja pesade leiuprotsendiga (pesade arv/ PT arv; ristid) kümnel paremini uuritud alal. Iga ala kohta arvestati kõigi aastate keskmisi, jättes välja 1.(-2.) vaatlusaasta andmed.

Figure 3. Relationship between the amount of field work and found nests (no. of nests per 100 sq. km-s; triangles) and nest finding frequency [no. of nests / no. of territories (%); crosses] in ten best studied plots. For each area the average numbers (resp. hours) are presented.

kure pesa), 136 vareslaste või oravate pesa, 45 suurt tehispesa (kanakullidele, viudele, kotkastele, must-toonekurele), 5 tehispesa kalakotkale, 19 väikest tehispesa (tuuletallajale, kõrvukrätsule), 7 pesakasti tuuletallajale, 24 pesakasti händkakule, 18 pealt lahtist pesakasti händkakule, 85 pesakasti kodukakule, 21 pesakasti karvasjalg-kakule, 14 pesakasti värbkakule, 95 suurt looduslikku õõnsust või mustrahni pesakoobast, 141 väiksemate rähnide pesakoobast ning 23 muud sobivat kohta.

Keskmine asustustihedus (tabel 1) peegeldab aladevahelist keskmist PT-de arvu 100 km² kohta, kusjuures iga ala kohta arvestasin sealsete vaatlusaastate keskmist. Nii asustustiheduste kui pesakondade suuruse puhul on keskmisele lisatud (\pm) usalduspiirid 95% tõenäosuse juures.

Arvukuse muutuste leidmiseks kasutasin lisaks otsesele võrdlusele varasemate keskmiste asustustihedustega graafilist analüüsi. Pikkade andmeridade vähesuse tõttu võrdlesin selleks summaarseid arvukusi kahel järjestikusel aastal uuritud aladel ning saadud erinevused aastapaaride vahel viisin võrreldavusse 1993. aastaga.

Sigimisedukust uuriti põhjalikumalt viimasel kahel aastal, 1994.-1996. a. koguti neid andmeid vaid paiguti.

Tulemused

Arvukus ja selle muutused

Kokkuvõtte röövlindude asustustihedusest, võrrelduna eelmise vaatlusperioodi keskmisega, on esitatud tabelis 1. 1994.-1998. a. leiti teadaolevalt Eesti suurimad asustustihedused raudkullil (Emmastes Hiiumaal), välja-loorkullil ja hiireviul (Õvis Tartumaal), värbkakul (Kunda ümbruses), kodukakul (Malevas Saaremaal) ja karvasjalgkakul (Lahedal Põlva maakonnas). Esimese kolme liigi andmed pärinevad väikestelt aladelt (Emmaste 35 km², Õvi 40 km²) ja nende üldistamine 100 km²-le ei pruugi olla korrektne. Herilaseviu kohta varem avaldatud kõrgeim asustustihedus 7 PT / 100 km² Laevas (Lõhmus 1994) osutus andmete ülevaatamisel ülehinnanguks.

Leviku ühtluselt järjestusid liigid 1994.-1998. aastal järgmiselt: hiireviu (alade keskmiste asustustiheduste vaheline variatsioonikoefitsient 35%), herilaseviu (43%), raudkull (48%), lõopistrik (52%), kanakull (58%), kodukakk (80%), kõrvukräts (82%), händkakk (100%), soo-loorkull (104%), tuuletallaja (117%), roo-loorkull (125%), väike-konnakotkas (130%), värbkakk (149%), karvasjalg-kakk (173%), kotkad (v. a. väike-konnakotkas; 186%), välja-loorkull (225%), kassikakk (231%), sooräts (387%), väikepistrik (400%).

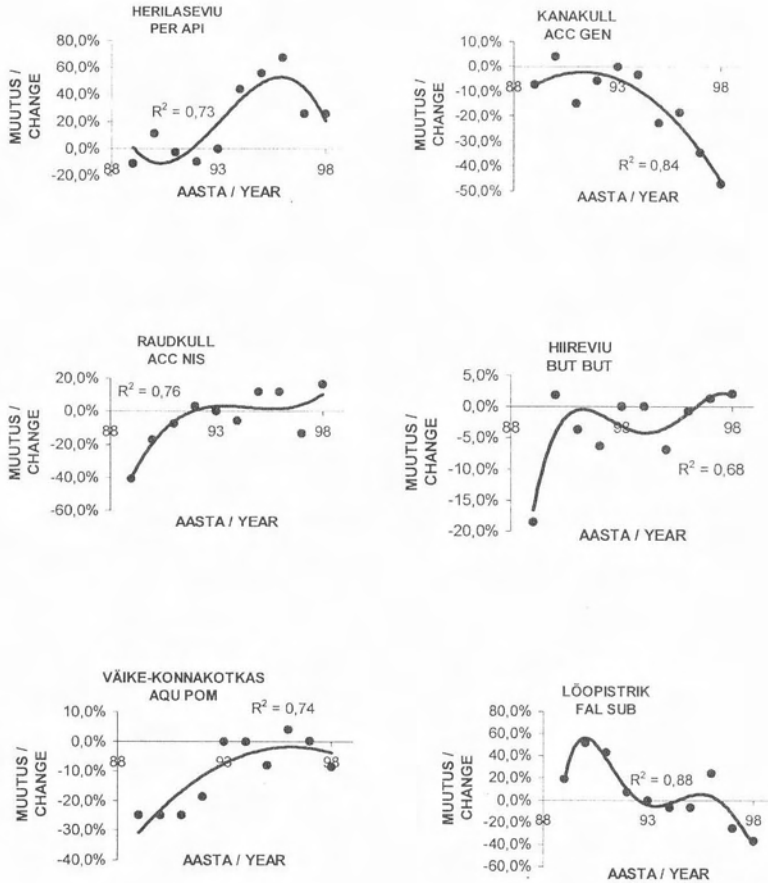
Tabel 1. Röövlindude keskmine asustustihedus (PT /100 km²) püsialadel 1989.-1993. (A) ja 1994.-1998. aastal (B). 1994.-1998. a. kohta on esitatud veel: C - vähim-suurim leitud asustustihedus, D - uurimisaastate keskmine arv ühel alal, E - uuritud kogupindala (km²).

Table 1. Average breeding density (territories per 100 sq. km-s) in 1989-93 (A) and 1994-98 (B). For 1994-98 also indicated: C - min-max densities; D - average number of study years per plot; E - total area (sq. km-s) studied.

Liik		1994.-1998. a.				
Species		A ¹	B	C	D	E
Herilaseviu	PERAPI	1,75	2,12 ± 0,46	0-6	3,3	1535
Roo-loorkull	CIRAER	0,69	1,24 ± 0,73	0-6	3,1	1795
Välja-loorkull	CIRCYA	0,67	0,56 ± 0,62	0-5	3,3	1695
Soo-loorkull	CIRPYG	0,70	0,53 ± 0,26	0-2	3,3	1755
Kanakull	ACCGEN	2,19	2,20 ± 0,64	0-5	3,6	1535
Raudkull	ACCNIS	2,50	3,61 ± 0,87	0,5-11,4	2,8	1535
Hiireviu	BUTBUT	11,39	13,32 ± 2,32	6,8-27,5	3,3	1535
Väike-konnakotkas	AQUPOM	1,35	1,15 ± 0,65	0-5	2,7	3385
Muud kotkad / Other eagles		0,95	0,46 ± 0,43	0-4	3,5	1595
Tuuletallaja	FALTIN	0,99	0,97 ± 0,56	0-4	3,3	1755
Väikepistrik	FALCOL	0,10	0,02 ± 0,04	0-0,7	3,1	1755
Lööpistrik	FALSUB	1,37	1,26 ± 0,33	0-3	3,5	1655
Kassikakk	BUBBUB	0,61	0,27 ± 0,31	0-2	3,1	1695
Värbkakk	GLAPAS	0,46	0,51 ± 0,39	0-3	2,9	1435
Kodukakk	STRALU	2,62	3,70 ± 1,55	0-14	3,2	1495
Händkakk	STRURA	4,18	4,29 ± 2,24	0-12,5	3,1	1435
Kõrvukräts	ASIOTU	2,07	2,58 ± 1,11	0-7,5	3,1	1435
Sooräts	ASIFLA	0,18	0,02 ± 0,03	0-1	3,1	1595
Karvasjalg-kakk	AEGFUN	0,44	0,47 ± 0,42	0-4,2	3,3	1495

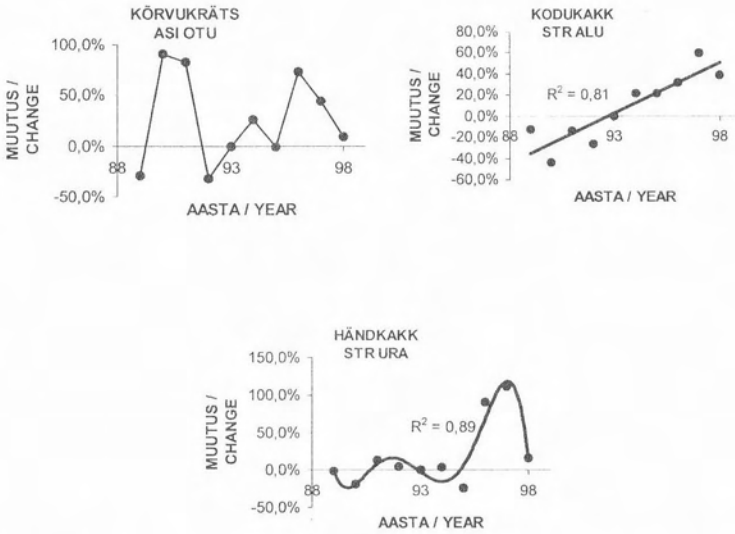
¹ Lõhmus (1994) järgi / according to Lõhmus (1994)

Kahe perioodi (1989-93 ja 1994-98) keskmiste võrdlemisel olulisi erinevusi ei leidunud (raudkullil oli erinevus siiski olulisele lähedane). Arvukuse muutused aastapaaride võrdluse põhjal osutusid võimalikuks vaid arvukamate liikide puhul (joonised 4-5). Jooniste põhjal on raudkulli ja hiireviu arvukused 1990-ndail väga stabiilsed, kanakulli arvukus on langenud, kodukakul tõusnud ja kõrvukrätsul fluktueeruv. Teiste liikide trendid ei ole ilmselt üheselt tõlgendatavad (vt. Arutelu).



Joonis 4. Tavalisemate haukaliste ja lõopistriku arvukuse muutused 1989.-1998. aastal järjestikuste aastapaaride võrdluse põhjal. Algdameid (punktid) on silutud polünoomfunktsioonidega.

Figure 4. Population dynamics of most common raptors in 1989-1998 according to analysis, where changes in every two subsequent years were standardized to 1993 level. The trendlines are polynomial functions.



Joonis 5. Tavalisemate kakuliste arvukuse muutused 1989.-1998. aastal järjestikuste aastapaaride võrdluse põhjal. Algandmeid (punktid) on kodukakul silutud lineaar- ja händkakul polünoomfunktsiooniga.

Figure 5. Population dynamics of most common owls in 1989-1998 according to analysis, where changes in every two subsequent years were standardized to 1993 level. The trendlines are linear (Tawny Owl) or polynomial functions (Ural Owl).

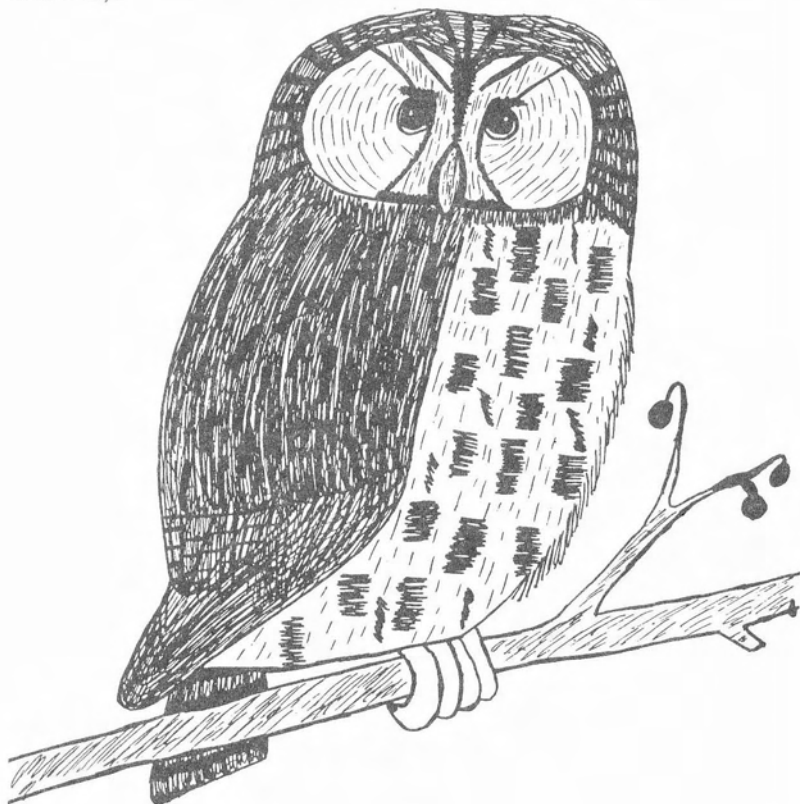
Pesapaikade asustatus ja sigimisedukus

Potentsiaalsete pesapaikade asustatust kolmel viimasel aastal näitab tabel 2. Olulisi aastevahelisi erinevusi leidub vähe: 1996. aastal oli asustatus madal hiireviul ning 1998. aastal kodu- ja händkakul. Ka kõrvukrätsul oli pesapaikade asustatus 1998. aastal teistest aastatest madalam, kuid erinevus ei olnud oluline.

Sigimisedukuse kokkuvõte on toodud tabelis 3. Aastati on sigivus kõikuv, kusjuures eri piirkondades võivad kõikumised mitte kokku langeda. Muutused seostuvad paljudel liikidel põhisaaagi - uruhiirlaste - arvukusega, mis oli vähemalt Kesk- ja Loode-Eestis

ning Kõrvemaal maksimumis 1996. aastal ja langes seejärel järsult (Lõhmus 1997b ning Tiit Randla ja Evi Adderi teated). Nendel aladel olid hiireviu, händkaku ja kõrvukrätsu pesitsustulemused nii 1997. kui 1998. aastal märgatavalt viletsamad kui 1996. aastal. Väike-konnakotka produktiivsus on viimasel aastakümnel olnud kõrgseisus kolmeaastaste vahedega - 1990., 1993. ja 1996. aastal - ning 1997. aasta oli kõigi aegade halvim (Lõhmus 1997c). 1993. ja 1996. aasta "tipud" on nähtavad ka hiireviu pesakonna keskmises suuruses Valga, Võru ja Põlva maakonnas (Lõhmus et al. 1997), kuigi näiteks Laheda vallas olid 1993. aastal pesakonnad muudest aastatest hoopis väiksemad (Henn Pärnamets, kirjal.).

Seevastu Kunda ümbruses oli röövlindude pesitsemine just 1997. aastal väga edukas: ühes tuuletallaja pesakonnas leidis koguni kuus ja väike-konnakotka pesakonnas kaks poega ning kümnes hiireviu pesakonnas keskmiselt 2,8 poega (Randar Türkeli andmed).



Tabel 2. Potentsiaalsete pesapaikade asustatus aastatel 1996-1998 (sulgudes kontrollitud paikade arv). Aastatevaheliste erinevuste olulisus Z-testi alusel: n. s. - $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Table 2. Occupancy of potential nest sites in 1996-1998. No. of checked sites is given in parentheses. Significance of differences was estimated with Bonferroni Z-test: n. s. - $p > 0.05$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

Liik <i>Species</i>	Pesapaikade asustatus % <i>Occupancy %</i>			Erinevuste olulisus <i>Significance of differences</i>		
	1996	1997	1998	1996/ 97	1997/ 98	1996/ 98
PERAPI	2,6 (115)	4,8 (336)	3,5 (425)	n. s.	n. s.	n. s.
ACCGEN	6,1 (115)	4,5 (336)	4,7 (425)	n. s.	n. s.	n. s.
BUTBUT	23,1 (121)	33,9 (339)	32,8 (430)	*	n. s.	*
FALTIN	0 (52)	3,4 (146)	2,5 (162)	n. s.	n. s.	n. s.
FALSUB	6,0 (50)	4,0 (126)	5,9 (136)	n. s.	n. s.	n. s.
STRALU	4,2 (48)	12,0 (150)	4,0 (251)	n. s.	**	n. s.
STRURA	6,8 (147)	7,7 (482)	1,2 (489)	n. s.	***	***
ASIOTU	7,7 (52)	6,4 (140)	4,5 (155)	n. s.	n. s.	n. s.

Tabel 3. Röövlindude sigimisedukus 1994.-1998. a. (eri aastate tulemused liidetud). Valimite suurused on antud sulgudes.

Table 3. Breeding parameters of raptors and owls in 1994-98 (data from different years combined). Sample sizes are indicated in parentheses.

Liik <i>Species</i>	Edukate territooriumide % <i>% of successful territories</i>	Pesapoegade keskmine arv pesakonnas <i>Average brood size (nestlings)</i>	Lennuvõimelise pesakonna suurus <i>Mean no. of fledglings per successful nest</i>	Produktiivsus <i>Productivity</i>
PERAPI	47,3 (55)	1,54 ± 0,28 (13)	1,32 ± 0,21 (19)	0,62
CIRAER	87,5 (16)	3,31 ± 0,41 (13)	3,50 ± 0,98 (5)	3,06
CIRCYA	100 (2)	5 (1)	2,50 ± 0,98 (2)	2,50
CIRPYG	100 (4)	3,25 ± 1,23 (4)	2,67 ± 0,65 (3)	2,67
ACCGEN	62,5 (80)	2,63 ± 0,23 (40)	2,67 ± 0,28 (27)	1,67
ACCNIS	73,2 (41)	3,57 ± 0,57 (14)	3,03 ± 0,33 (32)	2,22
BUTBUT	58,7 (395)	1,71 ± 0,11 (146)	1,55 ± 0,09 (154)	0,91
FALTIN	100 (9)	3,33 ± 1,20 (6)	2,33 ± 0,37 (15)	2,33
FALSUB	48,0 (25)	2,71 ± 0,56 (7)	2,22 ± 0,44 (9)	1,07
BUBBUB	31,3 (16)	2,00 ± 1,13 (3)	2,00 ± 1,13 (3)	0,63
STRALU	75,5 (49)	2,90 ± 0,47 (21)	2,94 ± 0,28 (53)	2,22
STRURA	62,9 (97)	1,83 ± 0,23 (40)	1,90 ± 0,30 (30)	1,20
ASIOTU	72,7 (33)	3,15 ± 0,62 (13)	2,71 ± 0,30 (51)	1,97
AEGFUN	100 (1)	-	3,22 ± 0,29 (9)	3,22

Arutelu

Röövlinnuprojekti areng 1994.-1998. a.

Arvan, et osalejale on röövlinnuseire EOÜ projektidest kõige töömahukam. Seepärast on tähendusrikas, et mõndagi kunagisest ootusest (Lõhmus 1994) on ikkagi täitunud. Juurde on tulnud rida võimekaid vaatlejaid, kokku rohkem kui kümne uue seirealaga (sh. esimesed Saare- ja Hiiumaal), ning 1998. a. ületati 1000-ruutkilomeetrise aastapindala künnis. 1996. aastast kontrollitakse süstemaatiliselt röövlindude potentsiaalseid pesapaiku (ka väljaspool ruutusid) ja viimaste aastate töö võimaldab mõnede liikide sigimisedukust jälgida juba aastate kaupa.

Oma osa arengus on kindlasti koordinaatoril ja riigipoolset toetusel, kuid need pole siiski peamised. Eelkõige näivad projekti tegevust atraktiivseks **sportlikkus ja looduskaitsealine aktuaalsus**. Keskmiselt kuu aega füüsiliselt raskeid välitöid aastas, sageli pikkade rännakute ja pideva ronimisega mööda puid, samuti mitmete röövlindude raske määratavus tähendavad, et röövlinnuseire pole sugugi igaühele jõukohane ja püsimine seirajate nimistus on iseenesest (sportlik) tunnustus. Teisalt puutub enamik vaatlejaid pidevalt kokku looduskaitseliste konfliktsituatsioonidega, näiteks pesapaikade hävimisega metsaraiete käigus, röövlindude tapmise või pesade rüüstamisega inimeste poolt. Mure röövlindude käekäigu pärast on teine tugev ajend projektis osalemiseks.

Eestiga võrreldavat röövlinnuseiret mujal endise NL piires ei tehta. Koordineeritud seire puudub ka näiteks Rootsis ja Norras, kus uurimistraditsioonid on ometi pikaajalised. Meie röövlinnuprojekt on suuresti üles ehitatud Soome eeskujul, kus lisaks ülemaaliselt jälgitavatele liikidele (Eestis: kotkad) toimub töö igal aastal umbes 120 sajaruutkilomeetrises ruudus (Sauola 1986, 1993). Tõsi, mahud Soomes ja Eestis on väga erinevad - uurimisalade arvus peaaegu kümme ning kontrollitud pesapaikade arvus enam kui nelikümmend korda. Vahe on ka kvalitatiivne: kui Eestis on põhirõhk PT-de kaardistamisel, siis Soomes käib arvukuse määramine eelkõige pesaleidude kaudu, s. t. töömahukamal (aga usaldatavamal) viisil.

Röövlindude arvukus ja selle muutused

Röövlindude keskmised asustustihedused kahel uuritud perioodil olid üldiselt sarnased. Mõlemal varemgi haruldaseks peetud

liigil - väikepistikul ja soorätsul - saadi 1994.-1998. a. varasemast veelgi madalam asustustihedus. Ehkki võrdlus ei näidanud nende erinevuste olulisust, arvan, et vähemalt väikepistikliku arvukus on viimase viie aasta jooksul veelgi langenud. Sellega on kooskõlas ka praegune arvukuse hinnang, 10-20 paari, mis viib liigi röövlindude seas must-harksaba ja madukotka järel Eesti haruldaseimate püsipesitsejate hulka (Lõhmus et al. 1998). Soorätsu arvukust peetakse meie lähirikides suuresti kõikuvaks, kuid üldiselt stabiilseks, samas on selle liigi arvukus langenud näiteks Kanadas - tõenäoliselt maastiku- ja võib-olla ka kliimamuutuste tõttu (Kirk & Hyslop 1998).

Asustustiheduste erinevused eri aladel näitavad, et seisukoht väike-konnakotka, välja-loorkulli ja kassikaku leviku suhtelisest ühtlusest mandri-Eestis (Lõhmus 1994) oli ekslik. Need liigid kuuluvad koos teiste loorkullide, värb- ja karvasjalg-kaku ning tuuletallajaga kohati sagedaste, kuid ebaühtlase levikuga liikide hulka. Välja-loorkulli sagedasemat esinemist täheldatakse Lääne-Eestis ja Kesk-Eesti loodusmaastikes, väike-konnakotkal Kagu-Eestis ning kassikakul Põhja- ja (paiguti) Lääne-Eestis.

Arvukuse muutuste analüüs kahe järjestikuse aasta põhjal (joonised 4-5) kätkeb suurt ohtu valedeks tõlgendusteks (Haapala et al. 1993) - kui kasvõi üks aastapaaridest millegipärast (näiteks vaatlusteks ebasobiva ilmastiku tõttu ühel aastal) on ekslik, võib analüüs näidata valesid trende. Selle mõju avastamiseks kõrvaldasin kõigist ridadest kõige ulatuslikuma "hüppe" (näiteks herilaseviul muutuse 1993-94, väike-konnakotkal 1992-93 jne.), eeldades, et kindlasuunaline muutus (trend) puudutab rohkem kui ühte aastat. Pärast niisugust protseduuri kadusid esmapilgul ilmsed trendid kõigil liikidel, välja arvatud kanakull (langus) ja kodukakk (tõus).

Kanakulli tugev taandumine alates 1993. aastast ilmneb ka püsialade nn. pikkade ridade analüüsil (Lõhmus & Widén, koostamisel), mida võib pidada objektiivseks meetodiks. Arvan, et languse põhjuseks on metsamajanduse intensiivistumine Eestis 1990-ndail, sest just see langetas Skandinaavia kanakullide arvukust 1950-ndate ja 1980-ndate vahel 50-60% (Widén 1997). Soomes langeb arvukus ka 1990-ndail (Haapala et al. 1997); seda täheldatakse ka näiteks Alaskas (Iverson et al. 1996) ja Saksamaal (Bezzel et al. 1997). Kanakull on kohastunud saaki tabama keskmise tihedusega vanas metsas (Beier & Drennan 1997) ning tõenäoliselt just saagi halb kättesaadavus (mitte tingimata puudumine, ega ka pesitsusvõimaluste halvenemine) määrab intensiivselt majandatavates metsades arvukuse allakäigu (Widén 1997). Ameerika Ühendriikides on algatatud protseduur liigi viimiseks ohustatud liikide nimistusse ja sealne Metsade Valitsus (U. S. Forest

Service) soovitab metsade majandamist viisil, mis tõstaks kanakulli saakloomade arvukust (Kennedy 1997, Beier & Drennan 1997). Seega võib kanakulli arvukus Eestis lähemal aastakümnel kahaneda vähemalt poole väiksemaks kui praegu.

Kodukaku arvukuse tõus võib kujutada taastumist pärast 1986/87 karmi talve. Selle talve põhjustatud tugevale arvukuse langusele järgnes pidev tõus näiteks Soome kodukakkudel (Saurola 1995). Liigi tundlikkus karmidele talvedele oli meil varemgi hästi teada (nt. Kumari 1954), sellele viitab ka asjaolu, et siinsed kõrgeimad asustustihedused on registreeritud läänesaartel, kus talved on reeglina kõige pehmemad.

Kõrvukräts on tüüpiline "nomaadlik", kes eriti areaali põhjaosas liigub aladele, kus parasjagu on küllaldaselt põhitoitu - uruhiiri (Mikkola 1983). Seega on fluktuatsioonid tema arvukuses ootuspärased ja peaksid peegeldama uruhiirte arvukuse kevadsuviseid maksimume. Tõepoolest, sigimise analüüsis (vt. Tulemused) välja toodud kolmest maksimumist on kaks (1990 ja 1996) rätsu arvukuse dünaamikas selgesti eristuvad, kolmas (1993) aga mitte. Halinga vaatlusalal leiti karvasjalg-kakke ja Põlendmaal tuuletallajaid (mõlemad uruhiire-spetsialistid) viimasel aastakümnel ainult ühel aastal (just 1990) ja kummalgi juhul koguni 2 paari (Eedi Lelovi ja Raivo Endreksoni andmed).

Potentsiaalsete pesapaikade asustatus

Metoodilistel põhjustel loendati kakulistel asustatud pesapaikadena vaid pesi, kuhu oli munetud. Nõnda sõltus pesapaikade asustatus neil niihästi arvukusest kui pesitsejate osatähtsusest. Haukalised näitavad pesa asustatust ("kaunistavad" pesa) ka siis, kui nad ei pesitse, ja pesitsejate osatähtsus mõju ei avalda. Et kodu- ja händkakk on paigalinnud, siis arvan, et nende pesapaikade asustatus jäi 1998. aastal madalaks sellepärast, et enamik linde lihtsalt ei pesitsenud. Händkaku osas kinnitab seda põhjalik uuring Laevas. Kõrvukrätsul, kes on "nomaad", võis asustatus olla madal ka väikese arvukuse tõttu. Jooniselt 5 on näha, et 1998. aasta sobibki kõrvukrätsu tsüklisse kolmeaastase uruhiirte arvukuse tsükli teiste arvatavate miinimumide (1989, 1992 ja 1995) kõrvale. Kuna kõigile neile järgnes arvukuse maksimum, võiks tänavuseks prognoosida "hiirerikast" kevadet ja potentsiaalsete kakupesade kõrget asustatust.

Miks oli 1996. aastal, mil saaki pidanuks olema palju, hiireviul potentsiaalsete paikade asustatus oodatust madalam? Ilmselt mõjutavad kullipesade asustatust ka need tegurid, mis suunavad uute pesade ehitamist kevadel. Aastatel, mil suur osa linde ehitab

uue pesa, on asustatus (puuspüsivate vanade pesade arvel) madalam. Uue pesa ehitamist võib põhjustada näiteks vanade pesade vettimine ja jäätumine kevadel - 1996. aasta märts oli külm ja lumine, märtsi-aprilli vahetusel (ja isegi 10. aprillil) tugeva lumesajuga. Peale selle oli 1996. aastal üsna palju viupesi asustatud varem pesitsemist alustava händkaku poolt. Võib-olla ehitasid hiireviud sellel aastal sagedamini uue pesa kui järgnevatel aastatel?

Sigimisedukus

Käesolev kokkuvõte tõi taas esile mõned, varem Ida- ja Kagu-Eestis (Lõhmus et al. 1997) leitud aspektid: 1) herilaseviu ja kassikaku produktiivsus on Eestis suhteliselt madal; 2) roo-loorkulli ja hiireviu produktiivsus on Euroopale tüüpiline; 3) raudkulli produktiivsus on muu Euroopaga võrreldes kõrge.

Varasemast erinevad eelkõige kanakulli ja lõopistriku kohta saadud tulemused. Eeldades, et *kanakullil* alustab pesitsemist 90% lindudest, nagu Ida- ja Kagu-Eestis, tähendab produktiivsus 1,67 umbes 1,8-1,9 noorlindu alustatud pesitsuse kohta. Võrreldes mujal Euroopas täheldatuga (1,73-2,48; Sulkava et al. 1996) on see keskmine või alla keskmise tulemus ja vastandub Kagu-Eestis aastatel 1986-1996 täheldatud väga kõrgele produktiivsusele (Lõhmus et al. 1997). Mitmed tööd on näidanud, et kanakulli sigivus sõltub asustustihedusest - arvukuse kasvuga kaasneb madalam ja langusega kõrgem produktiivsus ning populatsioon püsib tasakaalus (Diviš 1990, Krüger & Stefener 1996). Nõnda peaks praeguse arvukuse langusega Eestis kaasnema sigivuse kasv, et seda aga ei ilmne, siis võib populatsioon olla mingis mõttes tasakaalust väljas. Tõenäoliselt on põhjus sama, mis arvukuse langusel - toidumetsade kadumine langetab ka produktiivsust. Samal ajal peetakse kanakulli arvukuse püsimiseks vajalikuks ca 1,7 juv./pesitsuskatse kohta (Erdman et al. 1998), mis Eestis on endiselt täidetud. Miks arvukus ikkagi langeb? Kuhu need linnud jäävad? Arvan, et praegu suureneb Eestis nende kullide arv, kes pesitsusterritooriume ei hõiva ega pesitse (nn. hulkujad), sest elutingimuste halvenemine muudab ellujäämise seisukohalt "hulkumise" otstarbekamaks kui paigalolu (vt. ka Hunt 1998). Teisisõnu, Eestis suureneb kodutute ja langeb "pereelu" elavate kanakullide arv.

Ka *lõopistriku* produktiivsus on käesolevas andmestikus madalam kui Ida- ja Kagu-Eestis, kuid selle liigi kohta on teavet siiski nii vähe (ka mujalt Euroopast), et järeldusi on raske teha. Igal juhul on täheldatud sigivus (1,07) Saksamaa andmete (1,09-1,86; Ficzyński & Nethersole-Thompson 1980) kõrval suhteliselt madal.

Kakuliste (v. a. kassikakk) produktiivsust hindab praegune kokkuvõte üle, sest mittepesitsevaid linde enamasti ei arvestatud ja andmed puudutavad pesitsevaid paare. Seega kakuliste kohta ulatuslikke järeldusi teha ei saa.

Looduskaitsejäreldused

1. Ruuduseire praegune maht võimaldab jälgida arvukust 16 ja sigimisedukust 11 liigil. Kotkaste ja must-toonekure seire katab veel viis liiki mõlema aspekti osas. Eestis püsivalt pesitsevatest röövlindudest puudub ülevaade must-harksaba, väikepistriku ja soorätsu arvukusest, ning nende ja madukotka, välja-loorkulli, soo-loorkulli, värbkaku ja karvasjalg-kaku sigimisedukusest. Püsilaprojekti arenedes võib loorkulliliikide ja karvasjalg-kaku sigimisedukus olla lähiaastatel käsitletav.
2. Erinevalt Eesti punasest raamatust (Lilleleht 1998) kaldun pidama väikepistrikku Eestis eriti ohustatud liigiks. Kunagi paiguti arvukaim pistrik (Engelhardt 1904) on meil praegu üliharuldane, sealjuures puudub töötav projekt liigi seisundi jälgimiseks ja teadmata on arvukuse languse põhjused. Väikepistrik on taandunud tugevasti vähemalt alates 1950-ndatest (Kumari 1972); üle kümne aasta ei ole Eestis leitud tema pesi ning rabadel vaadeldud linnud on reeglina olnud üksikud (Agu Leivits, suul.). See sarnaneb rabapistriku kadumisega aastakümneid tagasi (Kumari 1974). Väikepistriku seisundi selgitamiseks Eestis on vajalik eriuurimus, mille järel tuleks liigile koostada kaitsekorralduskava.
3. Kuueteistkümnest sagedasemast röövlinnuliigist toimus 1990-ndatel kindlasuunaline arvukuse muutus kahel liigil. Seejuures võib lähemaks aastakümneks prognoosida kanäkulli arvukuse olulist langust metsamajanduse intensiivistumise mõjul. Ohualtid on ka madala produktiivsusega väike-konnakotkas ja kassikakk.

Tänuavaldused. Viimasel viiel aastal edendasid röövlinnuprojekti lisaks autorile Georg Artma, Raivo Endrekson, Lembit Enok, Tarmo Evestus, Eevi ja Hannes Kareta, Urve Kibur, Urmas Kirsimäe, Kaido Kohv, Lauri Kulpsoo, Kuido Kõiv, Arne Laansalu, Kristo Lauk, Tenno Laur, Eedi ja Enn Lelov, Mati Martinson, Jaan Miilberg, Rein ja Renno Nellis, Ivar Ojaste, Henn Pärnamets, Anti ja Reimo Rander, Tiit Randla, Mati Salumäe, Ville Sarap, Gunnar Sein, Toomas Talve, Einar Tammur, Ain Tiidrus, Margit Turb, Eet ja Aarne Tuule, Randar Türkel, Pille Urbas, Valeri Vesselov, Veljo Volke ja Ülo Väli. Sügav

kumardus eriti Eedile ja Ülole, kes oma (juba varemgi seiratud) vaatlusalasid suutsid kontrolli all hoida kogu kõnesoleva perioodi jooksul. Loodan, et viie aasta pärast on teenekaid reaspüsijaid juba tunduvalt rohkem!

Artikli käsikirja vaatasid läbi ning tegid kasulikke märkusi Eve Mägi, Pertti Saurola ja Ülo Väli. Röövlinnuprojekti rahastas Eesti Keskkonnaministeerium. Aitäh kõigile!



Kirjandus. Anon. 1993: Eesti A & O. - Eesti Entsüklopeediakirjastus. -- Beier, P. & Drennan, J. E. 1997: Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. - Ecological Applications 7 (2): 564-571. -- Bezzel, E., Rust, R. & Kechele, W. 1997: Territory turnover, reproduction and human persecution in a population of Goshawk *Accipiter gentilis*. - Journal für Ornithologie 138 (4): 413-441. -- Diviš, T. 1990: Evolution of the populations of some species of birds of prey in the Náchod district (Czechoslovakia) in 1978-1988. - Stasny, K. & Bejček, V. (eds.): Bird Census and Atlas Studies. Proc. XIth Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work: 329-331. Prague. -- Engelhardt, E. 1904: Abschluss-Liste von Raubzeug der Forstverwaltung Tschelfer, Kerrafer und Laiwa (Livland) von 1894 bis 1904. - Baltische Waidmannsblätter 4 (12): 218. -- Erdman, T. C., Brinker, D. F., Jacobs, J. P., Wilde, J. & Meyer, T. O. 1998: Productivity, population trend, and status of northern goshawks, *Accipiter gentilis atricapillus*, in northeast Wisconsin. - Canadian Field Naturalist 112 (1): 17-27. -- Fiuczynski, D. & Nethersole-Thompson, D. 1980: Hobby studies in England and Germany. - British Birds 73 (7): 275-295. -- Haapala, J., Korhonen, J. & Saurola, P. 1997: Petolintuvuosi 1996: pohjalta on hyvä ponnistaa. - Linnut-vuosikirja 1996: 41-43. -- Haapala, J., Lehtonen, J. T., Korhonen, J. & Saurola, P. 1993: Petolintuvuosi 1992: yltäkyläisyydestä niukkuuteen. - Linnut 28 (1): 18-27. -- Haapala, J. & Saurola, P. 1986: Petolintujen pesintä Suomessa 1986. - Lintumies 21: 258-267. -- Hunt, W. G. 1998: Raptor floaters at Moffat's equilibrium. - Oikos 82 (1): 191-197. -- Hunter, M. L. Jr. 1996: Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science. -- Iverson, G. C., Hayward, G. D., Titus, K., DeGayner, E., Lowell, R. E., Crocker-Bedford, D. C., Schemp, P. F. & Lindell, J. 1996: Conservation assessments for the Northern Goshawk in southeast Alaska. - U. S. Forest Service General Technical Report PNW 0 (387): I-IV, 1-101. -- Kennedy, P. 1997: The northern goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): Is there evidence of a population decline? - Journal of Raptor Research 31 (2): 95-106. -- Kirk, D. A. & Hyslop, C. 1998: Population status and recent trends in canadian raptors: A review. - Biological Conservation 83 (1): 91-118. -- Krüger, O. & Stefener, U. 1996: Feeding ecology and

population dynamics of the Goshawk *Accipiter gentilis* in eastern Westphalia, Germany. - Vogelwelt 117 (1): 1-8. -- **Kumari, E. 1954:** Eesti NSV linnud. - Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn. -- **Kumari, E. 1972:** Changes in the bird fauna of Estonian peat bogs during the last decades. - Aquilo Ser. Zool. 13: 45-47. -- **Kumari, E. 1974:** Past and present of the Peregrine Falcon in Estonia. - Estonian Wetlands and Their Life: 230-253. Tallinn. -- **Lilleleht, V. (koost.) 1998:** Eesti punane raamat. - Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon, Tartu. -- **Lõhmus, A. 1994:** Röövlindude seire tänapäev Eestis. - Hirundo 2: 31-45. -- **Lõhmus, A. 1997a:** Kuidas uurida röövlindude sigimisedukust. - Hirundo 1: 33-39. -- **Lõhmus, A. 1997b:** Alam-Pedja looduskaitseala pisiimetajad. - Leping nr. LIFE 95/EE/B2/EE/889/BLT, Bioloogilise mitmekesisuse alamprojekt, aruanne. (Käsikiri Looduskaitseühistu "Kotkas" arhiivis) -- **Lõhmus, A. 1997c:** Riikliku keskkonnaseire projekti "Kotkad ja must toonekurg" 1997. aasta aruanne. (Käsikiri Looduskaitseühistu "Kotkas" arhiivis) -- **Lõhmus, A. 1998:** Suur- ja väike-konnakotka arvukusest Eestis. - Hirundo 11 (1): 24-34. -- **Lõhmus, A., Evestus, T., Lauk, K. & Väli, Ü. 1997:** Röövlindude sigimisedukusest Ida- ja Kagu-Eestis. - Hirundo 1: 40-50. -- **Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L. & Sellis, U. 1998:** Eesti lindude arvukus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. - Hirundo 11 (2): 63-83. -- **Mikkola, H. 1983:** Owls of Europe. - Poyser, Calton. -- **Saurola, P. 1986:** The raptor grid: an attempt to monitor Finnish raptors and owls. - Vår Fågelvärld Suppl. 11: 187-190. -- **Saurola, P. 1993:** Petolinnut ihmisen Suomessa. - Forsman, D. (toim.), Suomen haukat ja kotkat: 20-32. West Point, Rauma. -- **Saurola, P. (toim.) 1995:** Suomen pöllöt. - Kirjayhtymä, Helsinki. -- **Sulkava, S., Huhtala, K. & Tornberg, R. 1994:** Regulation of Goshawk *Accipiter gentilis* breeding in Western Finland over the last 30 years. - Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D. (eds.), Raptor Conservation Today: 67-76. WWGBP & Pica Press. -- **Varep, E. & Saar, A. 1995:** Asend, piirid ja suurus. - Raukas, A. (koost.), Eesti. Loodus: 9-15. - Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn. -- **Widén, P. 1997:** How, and why, is the Goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia. - Journal of Raptor Research 31 (2): 107-113.

Monitoring of raptors and owls in Estonia, 1994-1998

Although in a few plots raptors and owls were studied already in the 1960s in Estonia, the monitoring has developed markedly only since 1989. In 1994 monitoring of raptors and owls at permanent study plots became a part of National Monitoring Scheme. This paper analyses the development and results of the project in five years (1994-98), and compares it with earlier data.

The project includes mapping the breeding territories (BT), checking potential nest sites and recording productivity of raptors and owls. At least 24 plots were studied in 1994-98 (Fig. 1). Although the locations are not randomly selected but determined by distribution of observers, the plots' habitat composition is similar to Estonian average. Usually a plot follows UTM-grid square and covers 100 sq. km-s. If not studied for the first year, at least 150-200 work hours per 100 sq. km-s was needed to map the BT-s, and at least 250 hours to find 50% of nests (Fig-s 2-3).

The average breeding densities were calculated from average densities in every plot. Trends for most common species were reconstructed by comparing total numbers in plots studied in two subsequent years which were then standardized to the 1993 level. In general, potential nest sites were

checked according to Haapala & Saurola (1986), the breeding results were recorded according to Lõhmus (1997a). Productivity is defined as number of fledglings per occupied nest.

The average breeding densities are presented in Table 1, occupancy of potential nest sites in Table 2, and average productivity in Table 3.

Coefficient of variation of densities in different plots gave the following order of distribution uniformity: Common Buzzard (35%), Honey Buzzard (43%), Sparrowhawk (48%), Hobby (52%), Goshawk (58%), Tawny Owl (80%), Long-eared Owl (82%), Ural Owl (100%), Montagu's Harrier (104%), Kestrel (117%), Marsh Harrier (125%), Lesser Spotted Eagle (130%), Pygmy Owl (149%), Tengmalm's Owl (173%), eagles (without Lesser Spotted) and the Osprey (186%), Hen Harrier (225%), Eagle Owl (231%), Short-eared Owl (387%), Merlin (400%).

The average densities in 1989-93 and 1994-98 were similar in most cases. The sharp decrease in Merlin, however, seems to have continued, and its present population in Estonia is estimated at 10-20 pairs (Lõhmus et al. 1998). Probably the numbers of Short-eared owl have decreased, too.

Evaluating trends by the samples of two subsequent years (Fig.-s 4-5) includes high risk of mistakes. When I eliminated the pair of largest change in every species, only decrease in the Goshawk and increase in Tawny Owl remained significant. In the first species also productivity has dropped, and I propose that it is mainly due to intensified forestry in the 1990s. The Tawny Owl population could have been restoring from impact of hard winter 1986/87.

The fluctuations in Long-eared Owl population are evident (Fig. 5). This overlaps with the three-year cycle of microtine voles which influenced productivity in several species, and occupancy of nest sites at least in two owl species. The top years in most of Estonia were 1990, 1993 and 1996, and minimum years 1989, 1992, 1995 and 1998 (or 1997). However, locally (e. g. near North-Estonian coast and in extreme south-eastern Estonia) the timing of cycles has been different.

In several aspects the productivity data overlaps with earlier results of a thorough local survey (Lõhmus et al. 1997). In this study, however, the productivity of Goshawk and Hobby was lower, and that of owls is overestimated as non-laying pairs were not taken into account.

The main conservation implications of the project were that 1) it allows monitoring of numbers of at least 16 and productivity of 11 species, and the further prospects for larger samples are good; 2) Merlin could have fallen into category of endangered species, there is a need for special survey and conservation plan for the species; 3) the Goshawk population will probably decrease significantly in the following years as possibly also the Lesser Spotted Eagle and Eagle Owl populations.