

# Ornis Svecica

Vol 9 No 1-2 1999

---

ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att utgöra ett forum för primära forskningsrapporter, idéutbyte, debatt och brev rörande Sveriges fågelfauna och svensk ornitologi. Bidrag som inte baserar sig på svenska material kan publiceras om de eljest är viktiga ur ett svenskt perspektiv. Rapporter från ornitologins alla områden beaktas. Vi vill särskilt uppmantra icke professionella ornitologer att sända in sina resultat och idéer men välkomnar givetvis bidrag från professionella forskare. Språket är svenska eller engelska med en utförlig sammanfattning på det andra språket.

*ORNIS SVECICA is issued by the Swedish Ornithological Society. The aims and scope of the journal are to provide a forum for original research reports, communications, debate and letters concerning the Swedish bird fauna and Swedish ornithology. Contributions based on material that does not originate in Sweden may be published if they otherwise are of particular interest from a Swedish perspective. Reports from all fields of ornithology will be considered. We particularly encourage nonprofessional ornithologists to submit their results and ideas but of course welcome submissions from professional scientists. The language will be English or Swedish with a comprehensive summary in the other language.*

**Huvudredaktör och ansvarig utgivare** *Editor-in-chief*  
Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

**Redaktörer** *Editors*

Staffan Bensch, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström, Åke Lindström, Jan-Åke Nilsson, Roland Sandberg, Susanne Åkesson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund  
Tord Fransson, Ringmärkningscentralen, Naturhistoriska riksmuseet, Box 50007, 104 05 Stockholm  
Noél Holmgren, Zoologiska Inst., Stockholms universitet, 106 91 Stockholm  
Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, 770 31 Riddarhyttan  
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. naturvårdsbiologi, Box 7002, 751 22 Uppsala

**Redaktör för doktorsavhandlingar**

*Dissertations review editor*  
Jan-Åke Nilsson

**Korrespondens** *Correspondence*

Manuskript skall första gången sändas till huvudredaktören. Varje bidrag tilldelas en av redaktörerna. Utomstående bedömare kommer att utnyttjas när det behövs. Redaktören bestämmer om och i vilken form bidraget skall accepteras. Under denna process korresponderar författaren med redaktören.

*Manuscripts when first submitted should be sent to the editor-in-chief. Each contribution will be given to one of the editors. External reviewers will be used if necessary. The editor decides whether and in what form to accept the paper. During this process the author(s) will correspond directly with the editor.*

**Prenumeration** *Subscription*

ORNIS SVECICA distribueras gratis till alla fullbetalande medlemmar, som också erhåller tidskriften Vår Fågelvärld. Medlemskap inom Sverige 1999 kostar 330:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 420:- resp. 240:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 260:- (utanför Sverige 350:-).

*ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 1999 is 420 SEK (240 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 330 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 350 SEK abroad, 260 SEK within Sweden.*

Betala till postgiro 19 94 99-5, Sveriges Ornitologiska Förening. Ange noga vad betalningen avser. Glöm inte namn och adress!

*Pay to Swedish Postal Giro Account 19 94 99-5, Swedish Ornithological Society, Stockholm or by bank cheque (no personal cheques). Indicate carefully what you are paying for and do not forget to include your name and address!*

**Adresser** *Addresses*

Föreningens kontor *Office of the Society*: Sveriges Ornitologiska Förening, Ekhagsvägen 3, 104 05 Stockholm.  
Vår Fågelvärlds redaktion *Editor of Vår Fågelvärld*: Anders Wirdheim, Genvägen 4, S-302 40 Halmstad.  
Ornis Svecicas redaktion *Editors of Ornis Svecica*: c/o Sören Svensson, Ekologihuset, S-223 62 Lund.

# Ornis Svecica

Vol. 9, 1999

Huvudredaktör *Editor in-chief*  
**Sören Svensson**

Redaktörer *Editors*  
**Staffan Bensch, Anders Brodin, Tord Fransson, Dennis  
Hasselquist, Anders Hedenström, Noël Holmgren, Åke Lindström,  
Jan-Åke Nilsson, Tomas Pärt, Roland Sandberg**



◀ SVERIGES ▶  
ORNITOLOGISKA  
FÖRENING  
◀

*Swedish Ornithological Society*



## Egg sizes of nine passerine bird species in a subalpine birch forest, Swedish Lapland

ANDERS ENEMAR & OLA ARHEIMER

---

### Abstract

Egg measurements together with calculated volumes are presented for nine passerine species (*Prunella modularis*, *Luscinia svecica*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Turdus pilaris*, *Turdus philomelos*, *Turdus iliacus*, *Phylloscopus trochilus*, *Fringilla montifringilla*, and *Carduelis flammea*), breeding in rich subalpine birch forests on a south-facing mountain slope in southern Swedish Lapland. There were no clear regional size trends in comparisons with egg collections from other parts of Europe. There was a significant increase in egg size in the latter part of the laying sequence. The ultimate egg is from 2.1% (*F. montifringil-*

*la*) to 6.5% (*Ph. trochilus*) larger than the mean of the clutch. According to several years' measurements of *T. pilaris* and *T. iliacus* eggs there was no significant size variation between seasons. This constancy together with the relatively large egg sizes might be a consequence of the productive breeding habitat of the study area.

*Anders Enemar, Zoological Institute, Box 463, S-405 30 Göteborg, Sweden.*

*Ola Arheimer, Magasinsvägen 58, S-681 53 Kristinehamn, Sweden.*

---

Received 3 November 1998, Accepted 25 January 1999, Editor: A. Brodin

### Introduction

Information on egg sizes in birds started to accumulate when egg collections were established by museums and private collectors. Egg collections may serve as an important source of information for descriptions in handbooks and for analyses of various scientific problems (e.g. Svensson 1978). During the last few decades egg sizes have been used in investigations of problems related to breeding biology. The egg size has then proved to be important, showing a considerable inter- as well as intraclutch variation. This variation may depend on the quality of the egg-laying female and a number of environmental factors. The latter create problems when data from different populations and regions are compared and analysed. Frequently information about the number of clutches, the frequency of repeat or secondary clutches, the time of the season, and so on, is faulty or lacking. Regional trends in clutch size were discovered long ago (cf. Lack 1968), but the corresponding knowledge regarding egg dimensions is still scanty. Some relevant data will be referred to in the following.

This report presents egg size and egg size variation of nine passerine bird species inhabiting subalpine birch forest in Swedish Lapland. The measurements were successively obtained in the LUVRE project, a long-term project primarily aimed at other problems than those related to egg size variation.

### Study area and methods

The investigated bird populations breed in the southern part of Swedish Lapland on the south-facing slopes of the mountains of Gaisatjåkke and Valle. The habitat is mountain birch forests, mostly of a rich type "meadow birch forest". Locally this may turn into a less rich heath vegetation, especially in the upper parts. The area of the field work extends from the stream of Raurejukke in the west to the stream of Karsbäcken in the east. It is bordered in the south by the Lake Stor-Tjulträsket and the river Tjulån. The position of the area is approximately 65° 58'–65° 59' N, 15° 58'–16° 8' E, with an altitude of 540 to 720 m a.s.l. A small village, Ammarnäs, borders on the south-eastern corner of the area. We

Table 1. Egg measurements (mm), mean  $\pm$  SD. First line of each species = mean of all single eggs; second line = mean of clutch means.

Äggmått i mm, medelvärden  $\pm$  SD. Första raden för varje art = medelvärde för de enskilda äggen; andra raden = medelvärde för kullarnas medelvärden.

Species Art	n	Length Längd	C.V.	Range Spridning	Breadth Bredd	C.V.	Range Spridning
<i>Prunella modularis</i>	39	20.2 $\pm$ 1.09	5.4	18.2–22.3	15.0 $\pm$ 0.46	3.1	14.0–15.6
	8	20.2 $\pm$ 1.11	5.5		15.0 $\pm$ 0.47	3.1	
<i>Luscinia svecica</i>	50	19.5 $\pm$ 0.74	3.8	17.8–20.6	14.5 $\pm$ 0.26	1.8	13.8–15.0
	9	19.5 $\pm$ 0.69	3.6		14.5 $\pm$ 0.21	1.4	
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	66	18.7 $\pm$ 0.90	4.8	16.4 – 20.8	14.1 $\pm$ 0.36	2.6	13.4 – 14.8
	10	18.7 $\pm$ 0.88	4.6		14.1 $\pm$ 0.32	2.3	
<i>Turdus pilaris</i>	232	29.8 $\pm$ 0.97	3.3	25.3–33.8	21.2 $\pm$ 0.66	3.1	19.4–22.8
	90	29.8 $\pm$ 1.10	3.7		21.2 $\pm$ 0.63	3.0	
<i>Turdus philomelos</i>	120	28.5 $\pm$ 1.45	5.1	23.1–31.4	20.8 $\pm$ 0.75	3.6	18.5–23.0
	23	28.5 $\pm$ 1.27	4.5		20.8 $\pm$ 0.73	3.5	
<i>Turdus iliacus</i>	899	26.4 $\pm$ 1.24	4.7	21.9–30.4	19.2 $\pm$ 0.57	3.0	17.0–20.8
	157	26.4 $\pm$ 1.07	4.0		19.2 $\pm$ 0.66	3.4	
<i>Phylloscopus trochilus</i>	63	16.0 $\pm$ 0.59	3.7	15.0–17.8	12.3 $\pm$ 0.44	3.6	11.5–13.1
	11	16.0 $\pm$ 0.55	3.4		12.3 $\pm$ 0.41	3.4	
<i>Fringilla montifringilla</i>	87	20.1 $\pm$ 0.88	4.4	17.6–22.0	14.8 $\pm$ 0.65	4.4	13.4–16.4
	14	20.1 $\pm$ 0.80	4.0		14.8 $\pm$ 0.61	4.1	
<i>Carduelis flammea</i>	50	16.6 $\pm$ 0.97	5.8	14.7–18.4	12.5 $\pm$ 0.44	3.5	11.5–13.4
	10	16.6 $\pm$ 0.76	4.6		12.5 $\pm$ 0.39	3.2	

often use this name in the following when referring to the study area.

We measured eggs either directly in the field, as for most thrush clutches, or on slightly enlarged photographs of transilluminated clutches of the smaller species (Enemar & Arheimer 1989). We used sliding callipers that allowed readings to the nearest 0.1 or 0.05 mm. The enlarged measurements were scaled down using a correction factor from eggs that had been measured both in the field and on photographs (Enemar 1997). We calculated volumes according to Hoyt (1979). In order to establish the laying order we inspected a number of clutches each day and marked new eggs. We measured thrush eggs in 1971–1974, 1997, and 1998; and photographed the clutches of the remaining species in 1981–1985, 1989, 1990, and 1992. The statistical tests we use are

all parametric and two-tailed: two-sample t-tests, ANOVA, and regression (Bonnier & Tedin 1940).

## Results

The lengths and breadths of the eggs are presented in Table 1 as the mean of all eggs and the mean of the clutch means. The former is normally used in older investigations and often cited in handbooks. With few exceptions, useful information on dispersion from the mean, like standard deviation, is lacking. The maximum and minimum values (range) are given instead, and to facilitate comparisons we therefore included also ranges in Table 1. However, statistical testing requires that samples are independent, meaning that only means of clutches can be used in comparisons. The two kinds of mean hardly

Table 2. Calculated egg volumes, cm<sup>3</sup>, mean  $\pm$  SD of clutch means. n = number of clutches.

Beräknade äggvolym, medelvärde av kullarnas medelvärden. n = antal kullar.

Species Art	n	Mean volume Medelvolym
<i>Prunella modularis</i>	8	2.32 $\pm$ 0.242
<i>Luscinia svecica</i>	9	2.08 $\pm$ 0.107
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	10	1.88 $\pm$ 0.151
<i>Turdus pilaris</i>	90	6.87 $\pm$ 0.566
<i>Turdus philomelos</i>	23	6.31 $\pm$ 0.604
<i>Turdus iliacus</i>	157	4.97 $\pm$ 0.356
<i>Phylloscopus trochilus</i>	11	1.24 $\pm$ 0.081
<i>Fringilla montifringilla</i>	14	2.28 $\pm$ 0.263
<i>Carduelis flammea</i>	10	1.32 $\pm$ 0.109

differed in our samples (Table 1). On the other hand, the standard deviations of the single egg means exceeded those of the clutch means in 15 out of 18 comparisons. The calculated egg volumes are shown in Table 2.

The egg size variation in relation to the position of the egg in the laying sequence was investigated in the clutches with marked eggs. The result is shown in Figure 1 which shows percentage deviation from

the clutch means. The number of eggs compared in each position in the laying order may differ because some clutches were not followed from the first egg and some clutches were not visited every day. The sequence-dependent variation in the egg size was tested with parametric regression analysis.

The parameters of the regression lines are presented in Table 3. Egg size in general increases from the first to the last laid egg. The mean relative sizes of the last laid eggs are shown in Table 4.

### Comparisons

The information on egg sizes from other populations and regions varies in quality, and the comparisons may not permit detailed analyses and firm conclusions. The data from populations outside Swedish Lapland are primarily from the reviews in the *Handbuch der Vögel Mitteleuropas* (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985 – 1997). Other handbooks have also been used (Rosenius 1926–1929, Witherby et al. 1948, Haftorn 1971, Cramp 1988, 1992, Cramp & Perrins 1994). In addition we used the following oological handbooks: Rey (1912), Verheyen (1967), Makatsch (1976), and Schönwetter (1979, 1984). There are few investigations on the variation of egg sizes dealing with the species in this study.

Table 3. The slope (b) and regression coefficients (r) of the regression lines of egg size, expressed as percentage of clutch mean, upon position in the laying sequence. N = clutch size, n = number of eggs.

Prövning av sambandet mellan äggets storlek, uttryckt i procent av medelvärdet för kullen, och äggets plats i värpföljden. b = medelökningen av procenttalet från ägg till ägg i värpordningen, r = ett mått på styrkan i sambandet, p = maximala sannolikheten för att slumpen kan ha orsakat storleksökningen i värpföljden (n.s. = icke signifikant). N = kullstorlek, n = antal ägg.

Species Art	N	n	r	B	p<
<i>Prunella modularis</i>	5	25	0.66	1.75	0.001
<i>Luscinia svecica</i>	5	25	0.60	1.66	0.01
	6	54	0.25	0.47	n.s.
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	6	25	0.43	1.06	0.05
	7	80	0.29	0.50	0.01
<i>Turdus pilaris</i>	6	74	0.74	2.05	0.001
	5	67	0.46	1.61	0.001
<i>Turdus iliacus</i>	5	26	0.76	2.75	0.001
	6	31	0.57	2.63	0.001
<i>Phylloscopus trochilus</i>	6	42	0.39	1.59	0.001
	7	30	0.57	1.54	0.01
<i>Fringilla montifringilla</i>	5	10	0.75	1.50	0.02
	6	35	0.44	0.79	0.01
<i>Carduelis flammea</i>	7	44	0.61	2.09	0.001

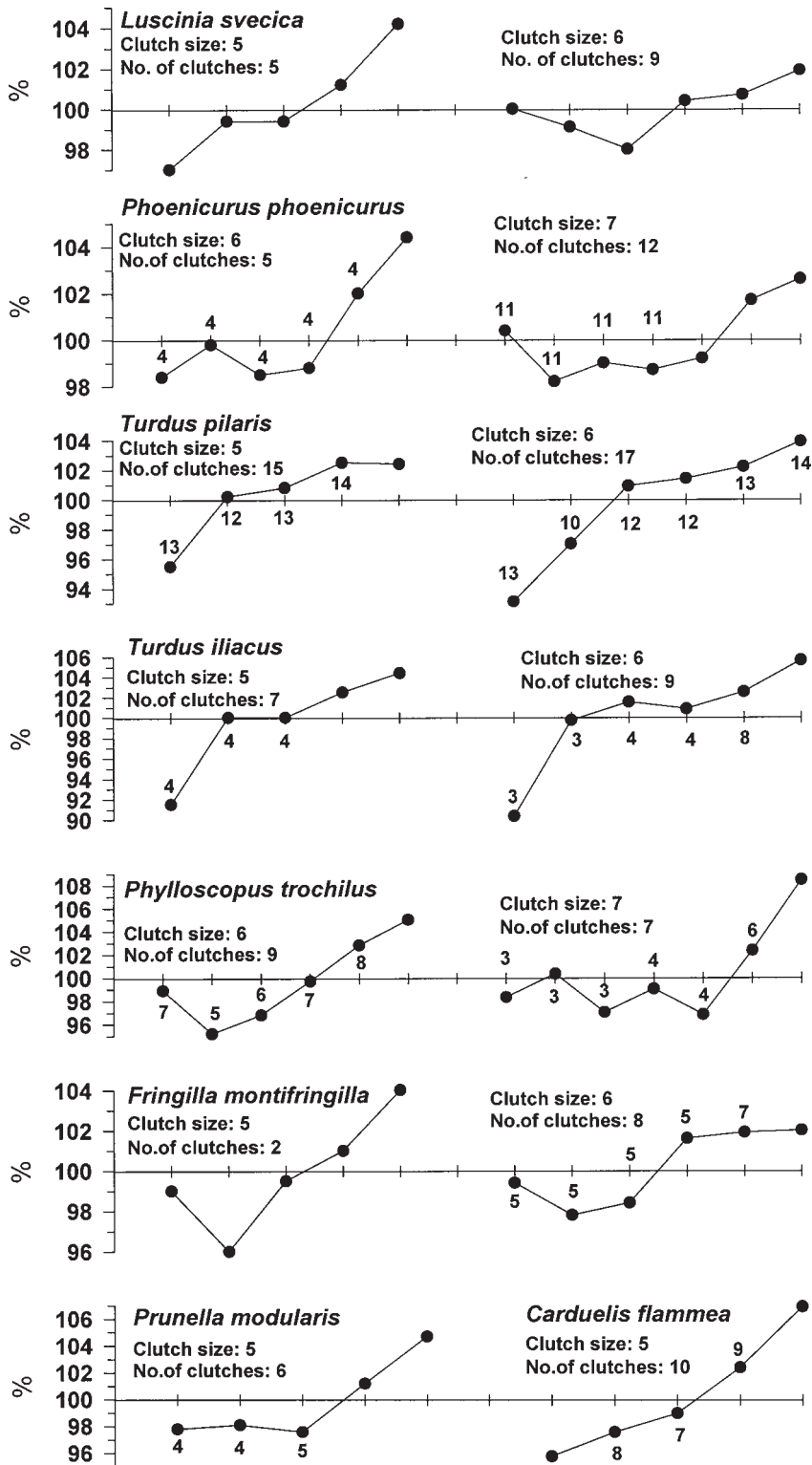


Figure 1. Diagrams showing the increase of the mean egg volume with the position in the laying sequence. Volumes are expressed as percentages of the clutch mean. The statistical analyses of the regression lines (not included in the diagrams) are found in Table 3. Number of eggs of each position is given only when not all clutches are included.

Diagram som visar hur äggstorleken (uttryckt i procent av medelstorleken i kullen) ökar i värföljden. Säkerheten i denna ökning har prövats i Tabell 3. Antalet ägg står angivet när det är mindre än antalet tillgängliga kullar.



Table 4. The relative size (calculated volume) of the last laid egg as a percentage of the mean egg size of the clutch. *Relativa storleken (beräknad volym) av det sist värpta ägget i procent av äggens medelvolum i kullen.*

Species Art	Clutch size <i>Kullstorlek</i>	Number of eggs <i>Antal ägg</i>	%
<i>Prunella modularis</i>	5–6	8	103.3±3.76
<i>Luscinia svecica</i>	5–6	14	102.6±2.57
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	6–7	18	103.3±3.38
<i>Turdus pilaris</i>	5–6	46	104.8±4.78
<i>Turdus philomelos</i>	5–6	16	103.1±3.95
<i>Turdus iliacus</i>	4–7	50	105.0±3.74
<i>Phylloscopus trochilus</i>	6–7	16	106.5±4.02
<i>Fringilla montifringilla</i>	5–7	13	102.1±4.43
<i>Carduelis flammea</i>	5–6	14	106.4±3.84

#### Dunnock *Prunella modularis*.

The average egg length and breadth seem to be somewhat shorter in Central Europe than in Lapland. This is supported also by the range values. The difference is about 0.3 to 1.1 mm and 0.1 to 0.6 mm for the length and breadth, respectively. The measurements given by Rosenius (1926) are also smaller than ours, possibly because Rosenius' collection comes largely from more southern parts of Sweden. The egg volume increases in the latter part of the laying sequence with the final egg about 3% larger than the mean of the clutch. Slagsvold et al. (1984) report a corresponding figure of 1.3 % for two Norwegian clutches.

#### Bluethroat *Luscinia svecica*.

The dimensions of 62 Swedish eggs (Rosenius 1926), 71 Norwegian eggs (Haftorn 1971), 59 eggs from Kilpisjärvi in northernmost Finland (about 69° N, 21° E) (Järvinen & Pyl 1980) and 21 eggs from "Lappland" (Makatsch 1976) are smaller than in this study. The mean of all eggs in the Finnish sample is 0.48 mm shorter in length and 0.28 mm in breadth than the eggs from Ammarnäs. These differences are probably not significant (see Discussion). A collection of 133 eggs from Sweden, of unknown local origin, are also small with a mean length of only 18.59 mm and breadth of 14.14 mm (Makatsch 1976, ref. to Jern & Rauer). The figures given by Schönwetter (1979) are of the same magnitude. Even smaller are 39 "lappländische Exemplare" with means of 18.23 mm (length) and 13.77 mm (breadth) (Rey 1912). The size appears to increase within the clutch from the first to the last egg, although significantly only in the 5-egg clutches

(Table 3). The ultimate egg exceeded the clutch mean by 2 – 3 % (5- and 6-egg clutches pooled) (Table 4).

#### Redstart *Phoenicurus phoenicurus*.

The breadth means of single eggs of large samples from England, Germany, Belgium, Czechoslovakia, Norway and Finland are all less than 14.0 mm, and so is the breadth reported by Rosenius (1926–1929) based on 78 eggs probably from southern Sweden. The mean breadth of 218 eggs from Central Europe is 14.13 mm (Makatsch 1976), i. e. the same as at Ammarnäs. The egg lengths give a bewildering picture. They conform with our sample in England, Germany and Czechoslovakia, are somewhat smaller in Belgium and Finland but larger in Norway (19.03 mm, n=36).

The regional variation of the egg size has previously been analysed by Ojanen et al. (1978). They conclude that eggs are shorter in Scandinavia than in Central Europe. The samples from Norway (36 eggs) and Swedish Lapland (66) deviate from this pattern. These samples are small compared to the Finnish one (200), so the conclusion of Ojanen et al. (1978) might still be correct. Järvinen (1991) calculated the mean egg volume of 94 clutches at Kilpisjärvi in northern Finland using a species specific formula derived by Ojanen et al. (1978). He reports a mean volume of  $1.76 + 0.13 \text{ cm}^3$ , which is less than the calculated volume,  $1.81 + 0.15 \text{ cm}^3$ , of the ten clutches in our study. This small difference, however, is not statistically significant ( $t=1.014$ ).

Within clutches the size increased in the second half of the laying sequence (Table 1, Figure 1). The mean size of the final egg is 3.3% larger than the

clutch mean (Table 4). The corresponding values for Finnish Lapland were 1.8% in ten clutches with 5–8 eggs and 3.1% in four 7-egg clutches (Järvinen 1991). Ojanen et al. (1981), on the other hand, report a decrease of 0.2% in four clutches in central Finland. In some species the ultimate egg is smaller than the clutch mean (Slagsvold et al. 1984), but apparently this is not the case in the redstart.

#### Fieldfare *Turdus pilaris*

The egg measurements from Norway (Haftorn 1971) and Switzerland (Haas 1980) are approximately the same as at Ammarnäs. The lengths and breadths in Rosenius' collection from Sweden are 1.2 and 0.6 mm shorter, respectively. Thirteen clutches measured near Kristinehamn in southern Sweden (59° 20' N, 14° E) agree with Rosenius' measurements, with a mean length of  $28.8 \pm 1.27$  mm and breadth of  $20.8 \pm 0.69$  mm (unpublished data). Both these samples are significantly smaller than the values in Table 1 ( $t=2.705$ ,  $p<0.01$  and  $t=2.119$ ,  $p<0.05$ , respectively), while larger eggs are reported from Czechoslovakia (Hudec 1983). On the other hand, the mean egg length in Bayern, south Germany, is only 27.8 mm (Hohlt 1957). Apparently it is impossible to discern a consistent regional trend in egg size.

Mean egg volume of 64 Norwegian clutches is  $6.79 + 0.72$  cm<sup>3</sup> (Slagsvold 1982), similar to that in Table 2 ( $t=0.793$ ). However, the egg volumes of the above-mentioned population in southern Sweden are significantly smaller ( $6.39 \pm 0.66$  cm<sup>3</sup>,  $t=2.487$ ,  $p<0.02$ ). The volume increases very clearly from the first to the last egg in the clutch (Table 3, Figure 1) with a relatively large last laid egg (Table 4). The latter is slightly larger than the last egg in 61 Norwegian clutches,  $103.86 \pm 3.93$  % (Slagsvold 1982), but the difference is not significant ( $t=1.224$ ). The first laid eggs are remarkably small, their volumes being on average only  $94.07 \pm 4.74$  % ( $n=30$ ) of the clutch mean.

The egg size seems to be rather stable over years at Ammarnäs since the clutch means did not differ between four investigated years (Table 4). Strictly, data from successive years will not be statistically independent because some females will return and breed again in the same area (cf. Nager & Zandt 1994). We do not consider this to be a problem since few of the ringed adult birds have returned to our study area (unpublished data).

The mean egg volumes did not differ significantly between the 5- and 6-egg clutches ( $6.87 \pm 0.61$  cm<sup>3</sup>,  $n=22$ , and  $6.81 + 0.51$  cm<sup>3</sup>,  $n=46$ ,  $t=0.51$ ). Otto

(1979) found no difference in egg weights between the same clutch sizes in the Bergen area, western Norway.

#### Song Thrush *Turdus philomelos*.

The measurements from a number of Central European countries, England and Norway indicate that the eggs are long in Swedish Lapland, as all reported length figures from outside Lapland are less than 28 mm. The difference is about 1 mm. This tendency is not found in the breadth measurements. The lowest values are again found in Rosenius' Swedish collection (mean length of 79 eggs was 25.71 mm and breadth 19.96 mm). The position in the laying sequence was not determined for many enough eggs to give a reliable picture of the intraclutch variation. However, the mean volume of the last laid eggs is larger than the mean of the clutch (Table 4). Pikula (1971) found that the egg weights increased in the laying order in Czechoslovakia (last egg about 104% of the clutch mean (our calculation)). Therefore, it is probable that the pattern of the intraclutch variation is about the same as at Ammarnäs in Swedish Lapland.

#### Redwing *Turdus iliacus*.

The mean length and breadth of 78 Norwegian eggs (Haftorn 1971) as well as of seven clutches at Kristinehamn, southern Sweden (unpublished data), do not differ from those in Table 1. The eggs of Rosenius' collection are smaller with a mean length and breadth of only 25.63 mm and 18.26 mm, respectively. This is close to the 25.8 mm and 18.7 mm reported by Rey (1912) in 50 "lappländische Exemplare". The mean volume (Table 2) is the same as that of eleven 5- and 6-egg clutches in Norway (Slagsvold et al. 1984). The dimensions of the eggs do not vary much between seasons (Table 4) and only the changes in the mean length are significant.

The regression lines show that the average increase in egg size in the laying sequence are the highest among those presented in Table 3. The size of the last laid egg (Table 4) is similar to the 105.5% ( $n=11$ ) of the clutch mean found by Slagsvold et al. (1984). The mean size of the first laid egg is surprisingly small ( $90.3 \pm 0.87$  % of the clutch mean), i.e. even smaller than that of *T. pilaris* (Figure 1).

#### Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*.

In the Central European subspecies *trochilus*, the mean egg lengths are on average 1 to 0.5 mm shorter

than those of our northern *acredula*-population. An exception is the 15.8 mm mentioned by Schönwetter (1979) who also states that there occurs no significant racial variation. This conclusion is supported by the mean length of only 15.6 mm of 70 eggs of the Norwegian *acredula*-population (Haftorn 1971). On the other hand, Witherby et al. (1948) present an egg length of 16.1 mm (mean of 27 eggs) as characteristic of that subspecies. Within clutches, egg size increases in the laying sequence especially in last half (Table 3, Figure 1) with a very large final egg (Table 4).

#### Brambling *Fringilla montifringilla*.

The eggs at Ammarnäs seem to be 0.5 mm longer than 155 eggs from Norway and 665 eggs mentioned by Schönwetter (1979). The 256 eggs of Rosenius' collection are small with a mean of only 19.3 mm which is close to the values of 62 and 83 eggs from "Lapland" reported by Rey (1912) and Makatsch (1976), respectively. The egg breadth in Table 1 is only 0.1 to 0.3 mm larger compared to the collections referred to above. The size of the eggs increases in the laying sequence (Table 3, Figure 1).

#### Redpoll *Carduelis flammea*.

Our measurements do not differ much from those given by Rey (1912), Haftorn (1971) and Schönwetter (1984). Even Rosenius' collection presents mean values comparable with those at Ammarnäs but with a slightly larger length (16.8 mm, mean of 109 eggs). The Redpoll is in this respect unique among the nine species of this investigation. The intraclutch increase in egg size is evident from first to last egg (Table 3, Figure 1).

### Discussion

The species survey above shows that eggs from Ammarnäs frequently are larger than those from Central Europe. This applies to both of the measured dimensions, although most often to length measurements. This relation is expected, as egg breadth varies less than length (e.g. Ojanen et al. 1978 with references). Most differences have not been possible to test statistically due to lack of information on clutch means. In some cases single egg means have been presented in the literature but these can not be used since eggs from one female are not independent samples. Furthermore, such pseudoreplication will inflate sample sizes and exaggerate the chance for

significant results. These shortcomings together with a general overview of the egg sizes of the different populations, referred to above, mean that it is not possible to discern any consistent regional trends.

The measurements presented by Rosenius (1926) are smaller than those at Ammarnäs. This could either depend on regional or local differences between populations within Sweden or differences in measuring technique. It is unlikely for several reasons that our technique with photos of transilluminated eggs would overestimate size. First, the sizes of the eggs of the three thrush species at Ammarnäs all exceed those of Rosenius' collection, and we measured these directly on fresh eggs in the field. Moreover, the photo measurements of the Redpoll eggs at Ammarnäs coincide with eggs of other samples including that of Rosenius. There is probably no reason, so far, to doubt that the tendency of the egg sizes at Ammarnäs to be larger than those of many other populations is real.

The large size of the eggs at Ammarnäs and the constancy of means between years (Table 5) might be explained by that the measurements at Ammarnäs were taken in a very productive habitat, productive meadow birch forest on a south-faced mountain slope. It is well known that a number of environmental factors, like food availability, affect egg sizes. For example, the biomass of lumbricids in the breeding area is positively correlated with egg size in the Fieldfare (Otto 1979). The access to food, such as insects and other invertebrates, often increases with the temperature, which is higher on the south-faced slopes compared to less sun-exposed surroundings.

Egg sizes in the laying sequence increased in all nine investigated species (Table 3). The increase was two to eight per cent from the smallest egg early in the sequence to the largest one, most often the ultimate or penultimate egg (Figure 1, Table 2). Eggs of small and large size could be found in most positions in the sequence, although most eggs in the latter half show a good agreement between laying and size orders. Several scientists have suggested that there is an adaptive value of this size difference in that it might decrease the effect of hatching asynchrony. Asynchronous hatching is still under intensive study (cf. reviews by Slagsvold & Lifjeld 1989, Magrath 1990, Stoleson & Beissinger 1995). Larger eggs are assumed to enhance the survival of the youngest chicks when hatching is asynchronous. Such hatching, as manifested by the preceding developmental asynchrony, is common among passerines in the Ammarnäs area (Enemar & Arheimer 1989).

Table 5. The egg dimensions (clutch means  $\pm$  SD) from different years of the *Turdus iliacus* and *T. pilaris* populations at Ammarnäs, Swedish Lapland. N = number of clutches.

Äggstorleken för rödvinge- och björktrastbestånden i Ammarnäs under olika år. N = antal kullar.

Species	Art	Year	År	N	Length	Längd	Breadth	Bredd	Volume	Volym
					mm	mm	mm	mm	cm <sup>3</sup>	cm <sup>3</sup>
<i>Turdus iliacus</i>		1970		31	26.6 + 0.97		19.4 + 0.51		5.11 + 0.356	
		1971		24	26.0 + 1.35		19.0 + 0.50		4.87 + 0.337	
		1972		37	26.3 + 1.03		19.2 + 0.62		4.94 + 0.458	
		1973		43	26.6 + 0.99		19.1 + 0.36		4.97 + 0.254	
		1974		14	26.6 + 0.90		19.2 + 0.44		5.02 + 0.334	
		1997		8	25.6 + 0.68		19.1 + 0.43		4.75 + 0.234	
		ANOVA				p < 0.05		n.s.		n.s.
<i>Turdus pilaris</i>		1971		14	29.7 + 0.91		21.4 + 0.4		6.97 + 0.381	
		1972		22	30.0 + 1.40		21.4 + 0.55		7.01 + 0.633	
		1997		40	29.8 + 1.08		21.2 + 0.56		6.84 + 0.521	
		1998		14	29.6 + 0.77		21.0 + 0.95		6.66 + 0.694	
		ANOVA				n.s.		n.s.		n.s.

## Acknowledgements

We thank Anders Brodin for good advice and Björn Arvidsson for his help in retrieving the diagrams from the computer. Part of the field work was supported by grants from the Swedish Natural Science Research Council (to the LUVRE project).

## References

Bonnier, G. & Tedin, O. 1940. *Biologisk variationsanalys*. Bonniers, Stockholm.

Cramp, S. 1988, 1992. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 5, 6. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S. & Perrins, C. M. 1994. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 8. Oxford University Press, Oxford.

Enemar, A. 1997. The egg size variation of the Treecreeper *Certhia familiaris* in southwestern Sweden. *Ornis Svecica* 7:107–120.

Enemar, A. & Arheimer, O. 1989. Developmental asynchrony and onset of incubation among passerine birds in a mountain birch forest of Swedish Lapland. *Ornis Fennica* 66:32–40.

Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1985–1997. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd 10–14. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Haas, V. 1980. *Ethologische und ökologische Untersuchungen an süddeutschen Wacholderdrosseln unter besonderer Berücksichtigung des Koloniebrütens*. Diss. Fak. Biol. Univ. Tübingen.

Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.

Hohlt, H. 1957. Studien an einer süddeutschen Population der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). *J. Orn.* 98:71–118.

Hoyt, D. F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *Auk* 96:73–77.

Hudec, K. 1983. *Fauna CSSR, Ptaci-Aves*. Vol.3. Akademia, Praha.

Järvinen, A. 1991. Proximate factors affecting egg volume in subarctic hole-nesting passerines. *Ornis Fennica* 68:99–104.

Järvinen, A. & Pryl, M. 1980. Nesting habits of the Bluethroat *Luscinia svecica* at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. *Kilpisjärvi Notes* 4:1–7.

Lack, D. 1968. *Ecological adaptations for breeding in birds*. Methuen, London.

Magrath, R. D. 1990. Hatching asynchrony in altricial birds. *Biol. Rev.* 65:587–622.

Makatsch, W. 1976. *Die Eier der Vögel Europas*. Bd 2. J. Neumann-Neudamm, Berlin.

Nager, R. G. & Zandt, H. S. 1994. Variation in egg size in Great Tits. *Ardea* 82:315–328.

Ojanen, M., Orell, M. & Väisänen, R. A. 1978. Egg and clutch size in four passerine species in northern Finland. *Ornis Fennica* 55:60–68.

Ojanen, M., Orell, M. & Väisänen, R. A. 1981. Egg size variation within passerine clutches: effects of ambient temperature and laying sequence. *Ornis Fennica* 58:93–108.

Otto, C. 1979. Environmental factors affecting egg weight within and between colonies of Fieldfare *Turdus pilaris*. *Ornis Scand.* 10:111–116.

Pikula, J. 1971. Die Variabilität der Eier der Population *Turdus philomelos*, Brehm 1831, in der CSSR. *Zool. Listy* 20:69–83.

Rey, E. 1912. *Die Eier der Vögel Mitteleuropas*. Verlag von Fr. Krüger.

Rosenius, P. 1926–1949. *Sveriges Fåglar och Fågelbon*. CWK Gleerup, Lund.

- Schönwetter, M. 1979 & 1984. *Handbuch der Oologie*. Bd 2 & 3. Akademie-Verlag, Berlin.
- Slagsvold, T. 1982. Clutch size, nest size, and hatching asynchrony in birds: experiments with the Fieldfare (*Turdus pilaris*). *Ecology* 63:1389–1399.
- Slagsvold, T. & Lifjeld, J. T. 1989. Constraints on hatching asynchrony and egg sizes in the Pied Flycatchers. *J. Anim. Ecol.* 58: 837–49.
- Slagsvold, T., Sandvik, J., Rofstad, G., Lorentsen, Ö. & Husby, M. 1984. On the adaptive value of intraclutch eggsize variation in birds. *Auk* 101:685–697.
- Stoleson, S. H. & Beissinger, S. R. 1995. Hatching asynchrony and the onset of incubation in birds, revisited. When is the critical period? *Current Ornithology* 12:191–270.
- Svensson, B. W. 1978. Clutch dimensions and aspects of the breeding strategy of the Chaffinch *Fringilla coelebs* in northern Europe: a study based on egg collections. *Ornis Scand.* 9:66–83.
- Verheyen, R. 1967. *Oologia Belgica*. Bruxelles.
- Witherby, H. F., Jourdain, F. C. R., Ticehurst, N. F. & Tucker, B. W. 1948. *The Handbook of British Birds*. H. F. & G. Witherby Ltd, London.

## Sammanfattning

### Äggstorleken hos nio tättingarter i fjällbjörkskog i södra Lappland

#### Inledning och metod

Under fågelstudierna i Ammarnäs-området i södra Lappland (LUVRE-projektet) har längd och bredd för åtskilliga fågelägg mätts, dels med skjutmått i samband med bofynd i terrängen, vilket gäller trastarna, dels på fotografier av genomlysta äggkullar av övriga mindre arter. Dessa data har till största delen insamlats under lång tid (1971–1998) som biprodukt av undersökningar, som gällt andra problem än dem som har med äggstorlekarna att göra. I vissa kullar har äggen nummerats i den ordning de värpts. Detta har skett i samband med dagliga besök under värptiden. Ett användbart material har erhållits för nio arter, nämligen järnsparv, blåhake, rödstjärt, björktrast, taltrast, rödvingetrast, lövsångare, bergfink och gråsiska. Praktiskt taget alla bofynd har gjorts i den rika fjällbjörkskogen på sydsluttningarna av fjällen Gaisatjåkke och Valle.

#### Resultat

Resultatet redovisas i ett antal tabeller och en figur. Grundmaterialet sammanfattas i Tabell 1, där antalet ägg och kullar för de olika arterna redovisas tillsammans med två medelvärden av äggmått (med spridningsmått, SD) för varje art, det ena uträknat direkt på totalantalet mätta ägg, det andra

på medelvärdet för varje kulls medelvärde. Anledningen är att det första medelvärdet återfinns i de stora handböckerna, medan det andra är det som kan användas statistiskt vid jämförelse mellan olika regioners äggstorlekar. Med hjälp av längd- och breddmåttan har äggens volym beräknats, eftersom denna tar samtidig hänsyn till de båda äggmåttan, vilket är en fördel vid vissa jämförelser. De beräknade volymernas medelvärden för de nio arterna presenteras i Tabell 2. I Figur 1 visas hur äggvolymen ändras inom en kull beroende på äggets position i värpföljden. Som regel gäller att volymen successivt ökar, i varje fall i den senare delen av värptiden. Ökningen från första till sista ägg har prövats statistiskt och befunnits vara säker i samtliga fall utom ett (Tabell 3). I de flesta fallen är det näst sista eller sista ägget störst. Sista äggets storlek i procent av äggens medelvolum i kullen redovisas i Tabell 4.

Kullar av rödvingetrast och björktrast har mätts under flera år. En jämförelse mellan medelvärdena för de olika åren visar att äggstorleken håller sig förvånande konstant (Tabell 5). Den enda någorlunda säkra avvikelserna utgörs av de relativt korta äggen hos rödvingetrast 1997. Dock var antalet mätta kullar det året litet och resultatet därmed mindre tillförlitligt.

#### Jämförelser

Hur stora är äggen i Ammarnäs jämfört med äggen av samma arter på andra håll? Det finns ett rikt material att jämföra med, vilket dock är av begränsad användbarhet. De sentida stora handböckernas uppgifter har som regel hämtats från framförallt äldre men även några yngre sammanfattande verk, som helt ägnas åt fågeläggens utseende och mått. Dessa handböcker i oologi är produkter av forna tiders äggsamlare. Man får där medelvärden på äggens längd och bredd men nästan aldrig några statistiskt användbara spridningsvärden. Variationen karakteriseras istället i form av de funna maximum- och minimummåttan. Därför kan som regel skillnaderna mellan äggstorlekarna på olika håll inte prövas. Därtill kommer att det ofta brister i uppgifterna om de studerade äggens ursprung. Därför stannar det jämförande arbetet här vid konstaterade antydningar eller tendenser, vilka må bekräftas eller förkastas i en framtid, då ett användbart datamaterial finns att tillgå.

För både järnsparv och blåhake visar äggen i Ammarnäs något högre medelvärden på längd och bredd än på andra håll i nord- och mellaneuropa. För den hålbyggande rödstjärten finns särskilt rika möj-

ligheter till jämförelser. Äggen är som regel smalare på andra håll i Europa medan ägglängden kan visa både högre och lägre värden beroende på ursprung. I nordligaste Finland är äggvolymen något mindre än i Ammarnäs. I detta fall kunde skillnaden testas statistiskt, vilket visade att den inte är signifikant.

Av trastarna uppvisar björktrast och taltrast lika stora eller större ägg än på andra håll. Alla uppgifter om taltrastens ägglängd understiger 28 mm, medan Ammarnäs-äggets medellängd visade sig vara inte mindre än 28,5 mm. För den nordliga arten rödvingetrast gäller samma äggstorlek i Norge som i Ammarnäs. Den ene av oss (O.A.) mätte våren 1971 ett antal kullar av björktrast och rödvingetrast i närheten av Kristinehamn. Björktrastäggen var 1 mm kortare och 0,4 mm smalare där än i Ammarnäs, en statistiskt säker skillnad. Rödingeäggen visade däremot god överensstämmelse mellan de båda lokalerna.

För lövsångarens del är äggen 1 till 0,5 mm kortare i de mellaneuropeiska bestånden, som ju tillhör en annan ras, *trichillus*, än den i Ammarnäs, *acredula*. Sistnämnda ras finns också i Norge, men även där är äggen mindre än i Ammarnäs, tyvärr. Äggstorlekens förhållande till rastillhörigheten är värd en egen undersökning.

Av de två återstående arterna uppvisar bergfinken i Ammarnäs större äggmått än vad fallet är i Norge eller i andra äggsamlingar med påstått lappländskt ursprung. Gråsiskan, slutligen, är unik i det att alla uppgifter om äggstorleken i stort stämmer med måtten i Ammarnäs.

### Diskussion

Av jämförelsen ovan framgår klart, att äggen av nästan alla de studerade nio arterna i Ammarnäs tenderar att vara lika stora eller större än äggen av samma arter på annat håll, främst i Mellaneuropa. Det gäller framförallt längdmåtten, vilket inte förvånar, eftersom det är känt sedan länge, att äggens längd varierar mer än bredden. Skillnaderna är inte

stora. Det rör sig om någon enstaka mm eller del därav. Man får räkna med att en icke så liten del av de konstaterade skillnaderna är en följd av slumpens verk.

En egendomlighet är det faktum att de äggmått, som publicerats av ornitologen och äggsamlaren Paul Rosenius i hans magnifika flerbandsverk "Sveriges Fåglar och Fågelbon", så genomgående har lägre värden, dock med undantag för gråsiskan för vilken måtten stämmer med dem från Ammarnäs. Man kan fråga sig, om skillnaden beror på olikheter i tekniken att mäta (på foton av äggen i vårt fall, direkt på (de urblåsta?) äggen i Rosenius' fall). Det förefaller dock inte sannolikt, eftersom även trastäggen i Ammarnäs var störst, trots att måtten på dessa togs direkt på äggen i fält.

Det bör understrykas att de studerade äggen i Ammarnäs nästan uteslutande härstammar från häckningar i en gynnsam miljö, den produktiva ängsbjörskogen. Det innebär rik näringstillgång, gynnad av den goda solvärmens på den aktuella sydslutningen. Det är känt att såväl näringstillgång som omgivningstemperatur positivt påverkar äggstorleken. Det är möjligt att de äggsamlingar, som ligger till grund för de mindre äggmått i andra regioner, innehåller en större andel från häckningar i fattiga miljöer. Äggstorleken kan också påverkas mer eller mindre av flera andra faktorer, vilka dock lämnas därhän i detta sammanhang.

Genomsnittligt förmår fågelhonorna i Ammarnäs att öka äggstorleken under värpningsens gång, i synnerhet under dennas senare del. Detta är en vanligt förekommande egenskap hos tättingar, ofta kombinerad med att ruvningen påbörjas innan äggkullen är färdigvärt. Detta innebär att de sist lagda äggen kläcks upp till mellan ett och två dygn senare än de övriga. Eftersom de sista, större äggen ger upphov till lite tyngre ungar, anses dessa därmed ha ökade möjligheter att klara sig i konkurrens med de tidigare kläckta syskonen, som ju hunnit växa till sig en smula innan kullen är färdigkläckt.

## Different migration strategies among Swedish Common Buzzards *Buteo buteo* revealed by the proportion of white birds

NILS KJELLÉN

---

### Abstract

---

Migrating Common Buzzards *Buteo buteo* were counted and aged at Falsterbo, Sweden in the autumns of 1990–1996. The study included a total of 48,000 individuals. Among these migrants, birds with a primarily white plumage were separated. Such birds form a significant proportion of the buzzards breeding in Scania, the southernmost Swedish province, but are very rare further north. The proportion of white buzzards at Falsterbo in autumn was also compared with the proportion among birds wintering in Scania. Using white buzzards as indicators of a southern population and comparing them with more normal/dark buzzards breeding further north in Sweden I demonstrate

the following differences: (1) The southern population migrates earlier than normal/dark buzzards, adults as well as juveniles. (2) A larger proportion of juveniles than of adults migrates in the southern population. (3) Especially adults in the southern population are resident to a higher degree than more northerly breeders. Such a pattern of leap-frog migration among Swedish Common Buzzards is also supported by ringing recoveries.

*Nils Kjellén, Department of Animal Ecology, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden*

---

Received 9 March 1999, Accepted 25 March 1999, Editor: S. Svensson

### Introduction

In some raptors, the individual variation in plumage is far greater than the general differences between age groups. One species with an extreme plumage variation, from almost pure white to almost black, is the Common Buzzard *Buteo buteo* (Cramp & Simmons 1980, Forsman 1984, Génsbøl 1995). Since the variation is continuous, it is difficult to divide birds into distinct colour phases. The Common Buzzard breeds over much of the Northern Palearctic with different populations varying from being residents to long-distance migrants (Alerstam 1990). Buzzards from eastern Europe, belonging to the subspecies *vulpinus*, show a generally more rufous colour tone (Cramp & Simmons 1980, Shirihai & Forsman 1991). Among birds of this eastern subspecies migrating through Eilat (Israel), individuals with a predominantly white plumage are rare but regular (Shirihai & Forsman 1991, Shirihai 1996). The nominate race breeding in Western Europe merges into *vulpinus* in northernmost Fennoscandia (Cramp & Simmons 1980). Ulfstrand (1977) studied a large number of skins from Sweden and concluded that the western limit of *vulpinus* must be located

east of the Baltic Sea. While buzzards with a predominantly white plumage have long been known to occur in Scania, the southernmost Swedish province (Figure 1 and 2), they are virtually unknown in northern Sweden. Ulfstrand (1977) divided Sweden into six geographical regions and found that pale birds were significantly more common in Scania compared to all more northerly areas. It is thus clear that white Scandinavian buzzards primarily originate from Scania and thus are part of a southern population. Most Common Buzzards breeding in Sweden migrate to Western Europe, while some remain to winter primarily along the coast in southernmost Sweden (SOF 1990).

At Falsterbo, the southwesternmost point of Scandinavia (Figure 1), autumn bird migration has been studied since the early 1940s (Rudebeck 1950, Ulfstrand et al. 1974). The development of better optical equipment and more advanced field guides has facilitated the ageing and sexing of many species. In the autumn 1986, I started a detailed study of the raptors passing the peninsula, distinguishing ages and sexes as far as possible. Earlier publications have dealt with the differential timing between sex and age

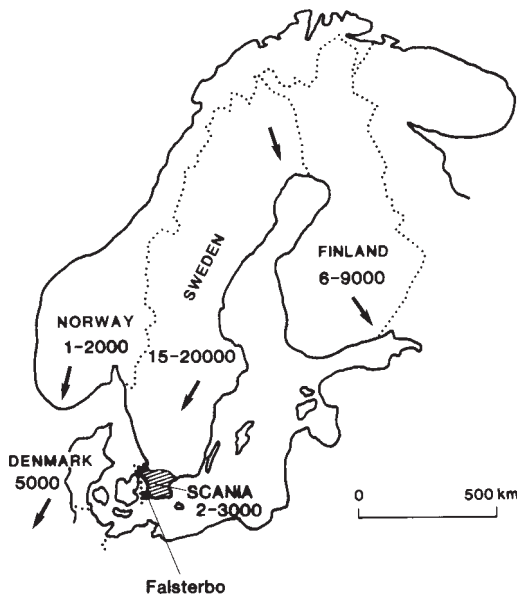


Figure 1. The study area in southernmost Sweden. Numbers indicate the estimated number of breeding pairs of Common Buzzard in the Nordic countries (Koskimies 1993). The number from Scania is based on recent census work (Sören Svensson pers. comm.). Arrows indicate general migratory direction.

*Studieområdet i sydligaste Sverige. Antalen anger beståndsuppskattningar av antalet häckande ormvråkar i de nordiska länderna (Koskimies 1993). Beståndsuppskattningen för Skåne baseras på sentida inventeringar (Sören Svensson muntl.). Pilarna anger generella sträckriktningar.*

groups (Kjellén 1992) and the annual variation in age and sex ratio during the ten years 1986–1995 (Kjellén 1998).

Since 1990 Common Buzzards with a primarily white underside among the migrants at Falsterbo were separated from dark individuals. The purpose of this paper is to investigate if light buzzards, presumed representatives of the southernmost population, differ from other buzzards with respect to the timing of passage and the proportion of juveniles at Falsterbo. The percentage of white birds among the autumn migrants has also been compared with the proportion of white birds among the Common Buzzards wintering in Scania (Kjellén 1994).

## Methods

During 1990–1996, raptor migration over the Falsterbo peninsula was recorded from 1 August through

20 November. Observations started at dawn and continued as long as any migration was observed (normally some time in the afternoon). On days with bad weather, such as storm and rain, when Common Buzzards do not migrate, the counts were often cancelled. Depending on the prevailing wind conditions, different observation points on the peninsula were chosen to be as close as possible to the main stream of migrants. Buzzards passing close enough were separated into adults (second-year birds or older) and juveniles, using characters described by Forsman (1984) and Génsbøl (1995). Most observations were performed by the author, but on days with many birds at least two observers were normally working together. We used 10x40 binoculars and wide-angle 30x70 telescopes. The ambition was to count, sex and age as many as possible of the raptors passing Falsterbo (see Kjellén 1992 for a more detailed discussion on the coverage).

Ulfstrand (1977) classified Swedish buzzard skins using a procedure of quantitative plumage description resulting in a paleness index by summing up figures representing the colour patterns of 16 different body parts (Ulfstrand 1970). Since birds migrating past Falsterbo are often observed only from below it is generally not possible to see the colour of the upperside. Consequently, I have only recorded pattern on the underside of the passing buzzards. Only birds which were primarily white below were classified as 'white'. All pale buzzards with larger, distinct dark patches on, for instance, throat or belly (like in a Rough-legged Buzzard *B. lagopus*) were excluded from this category. The only distinct dark patches that were allowed to occur on birds classified as 'white' were those at the carpal joint. White birds in this study are therefore on the extreme end of the colour scale (illustrations in Génsbøl 1995: L and M would be included in the 'white' category, the pale birds in Jonsson (1992) would not be included). Generally, buzzards that are really white underneath are also principally white on the upperside, but there are a few exceptions. It is not possible to compare directly with Ulfstrand's index, but all white birds in this study would probably be well above paleness index 1200 and thus classified as 'pale' by Ulfstrand. Most likely they would be more comparable to the upper end of his scale with an index above 2000.

Migrating Common Buzzards were primarily divided into two categories. Uncontrolled birds were those passing too far away to be aged or checked for white individuals. Among the others, the controlled category, white birds were separated according to the criteria given above. The majority of white birds



were aged along with a varying proportion of the other controlled buzzards. Ageing white birds using plumage characters is generally more difficult than ageing darker birds (Forsman 1984). However, in autumn adults show traces of moult, while juveniles have a fresh plumage and a different wingshape. The overall seasonal timing and total proportions of different age classes were estimated on the basis of the samples of aged individuals, weighted by the total number of individuals observed during ten-day periods. For example, if 20% of the aged Common Buzzards in the last ten-day period of September during one year were juveniles, 20% of those controlled for colour, but unaged, in the same period were also assumed to be juveniles and the rest adults. The white birds were treated separately in the same way. The difference in seasonal timing (the median date) between ages and between white and other buzzards was tested with a Kolmogorov-Smirnov two-sample test, with sample sizes equal to the number of identified individuals (Siegel 1956).

## Results

The total numbers of Common Buzzards of different categories recorded during 1990–1996 are given in Table 1. Between 12% and 58% of the migrants were not controlled for white birds during single years, and the total of 28,191 uncontrolled buzzards in seven seasons, equal to 37% of all migrants, are excluded from further analyses in this paper. The number of controlled buzzards varied between 4080 and 11,791 annually resulting in a total of 48,013 individuals (Table 1). Of these, roughly 63% were

not aged but this proportion was considerably lower among the white birds (7%), due to the special attention to this category. The proportion of white buzzards (corrected for unaged birds as described above) varied around an average of 0.7% in adults and 1.7% among the juveniles (Table 2). Since the plumage is not correlated with age (Cramp & Simmons 1980) it is clear that among the white buzzards significantly more juveniles than adults migrate south compared to other Common Buzzards ( $\chi^2 = 138$ ,  $df=1$ ,  $P<0.001$ ).

The difference in median date between the ages was 11 days in all buzzards during 1986–1990, with adults culminating on 30 September followed by juveniles on 11 October (Kjellén 1992). Due to weather conditions proportionally more birds migrated later in the season during the present study period. This resulted in corresponding median dates five days later, although the age difference of eleven days remained (Table 2). The similarity between the ages in single years is a result of the migration often being markedly concentrated to a few peak days. Although the annual variation was fairly large, white buzzards on average migrated five days earlier than birds with darker plumage among adults and four days ahead among juveniles (Table 2). These differences are statistically significant in both adults ( $\chi^2 = 8.4$ ,  $df=1$ ,  $P<0.05$ ) and juveniles ( $\chi^2 = 20$ ,  $df=1$ ,  $P<0.001$ ), showing that the southernmost population, represented by the white birds, on average leaves Sweden earlier than buzzards breeding further north. The seasonal distribution of the whole material of controlled Common Buzzards was divided into decades as described above (Table 3). It is

Table 1. Total number of Common Buzzards of different categories counted at Falsterbo 1990–1996. Birds classified as white are not included in the categories of "adults" and "juvenils", referring to buzzards with all other colour patterns.

*Antal inräknade ormvårkar av olika kategorier i Falsterbo 1990–1996. Fåglar klassade som vita är ej inkluderade bland övriga adulta och juvenila.*

Year <i>År</i>	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Total
Adults <i>Adulta</i>	2580	1869	1873	734	1329	1207	957	10549
White ad. <i>Vita ad.</i>	37	35	24	22	20	20	9	167
Juveniles <i>Juvenila</i>	879	866	1168	1122	879	768	1193	6875
White juv. <i>Vita juv</i>	74	42	40	65	39	23	48	331
Unaged <i>Ej åldersbestämda</i>	8209	3853	970	4634	2610	4519	5256	30051
Unaged white <i>Dito vita</i>	12	13	5	0	0	1	9	40
Controlled <i>Kontrollerade</i>	11791	6678	4080	6577	4877	6538	7472	48013
Uncontrolled <i>Ej kontrol.</i>	1619	1573	5199	6361	6816	3350	3273	28191
%	12	19	56	49	58	34	30	37
Total <i>Totalt</i>	13410	8251	9279	12938	11693	9888	10745	76204

Table 2. Median date of white and other Common Buzzards and the percentage of white birds among migrants at Falsterbo 1990–1996.

*Mediandatum för vita och övriga ormråkar samt procentandelen vita bland utsträckarna i Falsterbo 1990–1996.*

Year <i>År</i>	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Average	<i>Medel</i>
Adults <i>Adulta</i>	27 Sep	7 Oct	29 Sep	15 Oct	24 Sep	6 Oct	18 Oct		5 Oct
White ad. <i>Vita ad.</i>	27 Sep	28 Sep	29 Sep	15 Oct	23 Sep	6 Oct	26 Sep		30 Sep
Juveniles <i>Juvenila</i>	17 Oct	20 Oct	7 Oct	15 Oct	16 Oct	21 Oct	18 Oct		16 Oct
White juv. <i>Vita juv.</i>	17 Oct	10 Oct	30 Sep	15 Oct	8 Oct	21 Oct	18 Oct		12 Oct
% white ad. <i>% vita ad.</i>	0.5	1.0	1.0	1.0	0.7	0.5	0.4		0.7
% white juv. <i>% vita juv.</i>	1.9	2.0	2.7	1.5	1.8	0.9	1.2		1.7

Table 3. Numbers in ten-day periods and percentage of white birds among migrating Common Buzzards at Falsterbo 1990–1996.

*Fördelning på 10-dagarsperioder och procentandel vita bland ormråkar i Falsterbo 1990–1996.*

Month <i>Månad</i>	Aug 1	Aug 2	Aug 3	Sep 1	Sep 2	Sep 3	Oct 1	Oct 2	Oct 3	Nov	Total
Adults <i>Adulta</i>	6	152	543	2442	3730	5568	5241	5732	2611	337	26362
White ad. <i>Vita ad.</i>	0	2	11	16	31	46	33	23	16	3	181
Juveniles <i>Juvenila</i>	26	507	982	1184	1283	1543	1739	7657	5770	422	21113
White juv. <i>Vita juv.</i>	2	23	29	25	24	23	42	82	100	7	357
Total <i>Totalt</i>	34	684	1565	3667	5068	7180	7055	13494	8497	769	48013
%	0	1	3	8	11	15	15	28	18	2	100
% white ad. <i>% vita ad.</i>	0.0	1.3	2.0	0.7	0.8	0.8	0.6	0.4	0.6	0.9	0.7
% white juv. <i>% vita juv.</i>	7.7	4.5	3.0	2.1	1.9	1.5	2.4	1.1	1.7	1.7	1.7

clear that the main southward passage at Falsterbo occurs in September and October, with a total of 93% of the migrants. The highest proportion of white birds is found among the relatively few migrants in August and after this the proportion of adult as well as juvenile white buzzards shows a decrease until October.

## Discussion

The separation of white buzzards among the autumn migrants at Falsterbo, assuming that these birds are representatives of the Scanian breeding population, leads to the following conclusions: (1) Buzzards from Scania migrate earlier than northern buzzards. (2) In the southern population a larger proportion of juveniles than of adults migrates. (3) Birds of the southern population are resident to a higher degree than northern buzzards. This supports a pattern of leap-frog migration in the Common Buzzard.

Since Finnish breeders primarily migrate south east of the Baltic Sea and to a great extent winter in southern Africa (Saurola 1977), they are not likely to pass Falsterbo. Some birds breeding in northernmost Sweden seem to use this eastern route, al-

though the great majority of Swedish buzzards migrates southwest (Alerstam 1990). Ringing recoveries show that most Swedish birds winter in western Europe with the majority of birds ringed north of 63° N being recovered in France and most of those ringed south of 60° N in northern Germany and Denmark. Odd birds from the northern population have been found as far south as Morocco, Togo and Liberia. Of winter recoveries of Swedish birds ringed south of 60° N (based on the annual reports from the Bird Ringing Centre 1960–1969; Alerstam 1990) only 13% were made in southern Sweden, with all but two from Scania (Alerstam 1990). Even if wintering birds may be found, especially along the coasts, in the southern third of Sweden Common Buzzards are only common in Scania at this time of year. In comparison, 57% of Danish buzzards recovered during winter were found within 100 km of the ringing site, and may thus be regarded as residents (Nielsen 1977). In Denmark the Common Buzzard is common in winter, with an estimated wintering population of 18,000 birds (Jørgensen 1989). In Great Britain and Germany the majority of Common Buzzards are residents (Cramp & Simmons 1980).

Since the proportion of white birds was signifi-

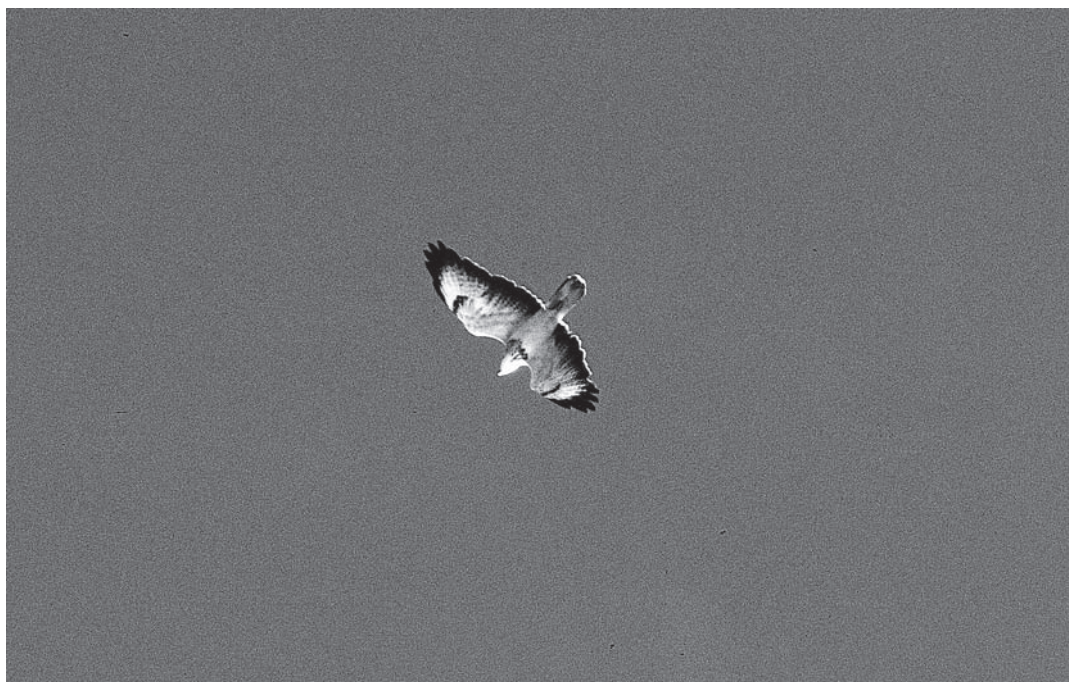


Figure 2. A Common Buzzard *Buteo buteo* belonging to the category "white". This bird is an adult individual. Photo: Nils Kjellén. *En ormråk tillhörande den vita kategorin. Denna fågel är en adult individ.*

cantly higher among Common Buzzards wintering in Scania (8% of adults,  $n=160$  and 10% of juveniles,  $n=42$ ) compared to the migrants at Falsterbo in the preceding autumn ( $\chi^2 = 17$ ,  $df=1$ ,  $P<0.001$ ,  $n=6584$ ; Kjellén 1994) it is clear that more local birds are found among the wintering birds. The same study revealed a significantly higher proportion of adults among winter buzzards in Scania (80%) compared to the autumn figures at Falsterbo (60%) ( $\chi^2 = 112$ ,  $df=1$ ,  $P<0.001$ ,  $n=15\ 147$ ). That juveniles generally migrate further than adults is also demonstrated by Danish recoveries, with an average distance of 216 and 160 km from the ringing site of recovered juveniles and adults, respectively (Nielsen 1977). Most breeding adults in Denmark are considered to be residents, while one third of the younger birds leave the country in winter (Jørgensen 1989). Sylvé (1978) showed that Common Buzzards defend individual winter territories in Scania. Most likely many of the resident adults spend the winter in the breeding territory. Old birds are presumably dominant over juveniles, which are forced to leave the natal area in autumn. They then have to winter in peripheral and less favourable areas in Scania or migrate south. Significantly more juveniles (36%,  $n = 136$ )

were found among Common Buzzards wintering in the coastal region, with less forest and thus fewer breeding territories, compared to inland Scania (16%,  $n = 184$ , Kjellén 1994).

Ringing recoveries show that juvenile dispersal in buzzards starts in August (Newton 1979, Cramp & Simmons 1980). The first migrants at Falsterbo are normally recorded in the middle of that month. In August it is common to see small numbers of buzzards soaring over the peninsula, but later moving back inland instead of crossing to Denmark. Occasionally more than one hundred birds may be involved in such movements. Juveniles dominate at this time and many of the adults can be distinguished as second-year birds, with traces of juvenile plumage left. The high proportion of white birds in August suggests that many of these early buzzards originate from Scania, but on average only 5% of the migration occurs in this month (Table 3). The main southward passage takes place in September–October, with some annual variation in median dates (Table 2) primarily depending on weather conditions. The higher proportion of white buzzards in September and the earlier median dates of adults as well as juveniles with white plumage compared to

the buzzards with normal/dark plumage suggests that the southernmost population generally leaves ahead of buzzards breeding further north. This may simply be the effect of an earlier start and completion of the breeding cycle on southern latitudes. It may be advantageous to leave early in order to secure a good winter territory on the Continent. Since adult Common Buzzards normally do not have time to complete the moult before autumn migration there is no reason to believe that any differences in moult strategy are involved. The proportion of white birds rise again among the small numbers in November (Table 3), but the difference compared to October is not significant. Even as late as December–January small numbers of primarily young buzzards may be seen to leave Sweden via Falsterbo in connection with low temperatures and heavy snowfall.

Ulfstrand (1977) classified 14% of 320 Swedish skins of Common Buzzard as pale (with a paleness index > 1200). In his material 11 skins scored an index above 2000. This is equal to 3.4 percent and would seem more comparable to my white birds. Roughly half of the skins originated from Scania which may explain the higher proportion compared to 1.1% white birds among the 48,000 buzzards in this study, where the great majority can be assumed to have a more northerly origin. Also, looking at museum skins there is always a possibility that odd (in this case white) birds are over-represented since they may have been shot to a higher degree. Among 714 wintering buzzards in Scania in 1987–1990 a total of 8% were classified as 'white' (Kjellén 1994). Looking at the pale birds from Scania, Ulfstrand (1977) found that these made up a smaller proportion among skins from the winter months compared to the summer, but the material is rather small. He explained this with a dilution of dark birds from further north during wintertime. The Swedish recoveries show that some northerly buzzards spend the winter in Scania, but the majority wintering there are probably of local origin. A considerably higher proportion of buzzards ringed as nestlings in Scania and found in winter were recovered within Sweden (28%, n = 36) compared to buzzards ringed further north in Sweden (12%, n = 444). Among the latter almost half were recovered in Scania, having migrated a varying distance south from the area of birth.

Very little is published on the proportion of "white" Common Buzzards in different parts of Europe. It is clear that white birds do occur in most countries in Western Europe but generally the proportion seems to be lower than in Scania. What then are the advantages of having a white instead of a dark plumage?

White feathers are considered to provide better thermal insulation compared to darker ones (Salomonson 1972, Ogilvie 1976). It has been suggested that the insulation capacity of a pale plumage is superior and this would then be favourable to individuals wintering on their breeding grounds in Sweden, at comparatively high latitudes (Ulfstrand 1977). Another possibility is that the white plumage offers a better camouflage during snowy winter conditions. A parallel is the white phase of the Gyr Falcon *Falco rusticolus* primarily found in the Arctic, at the northern edge of the breeding range (Ogilvie 1976, Génsbøl 1995). If this explanation is true one would likely expect to find an equally high proportion of white individuals among the Danish Common Buzzards, wintering at the same latitude under similar winter conditions. Unfortunately no exact figures are available from Denmark but there is some evidence that the proportion of white buzzards is roughly of the same order or slightly lower than in Scania (Per Bomholt, Hans Erik Jørgensen pers. comm.).

### Acknowledgements

A number of different observers contributed on single days at Falsterbo. I would especially like to thank Anders Jönsson, who participated on most days, primarily during the first years. Thord Fransson supplied compilations of the recoveries from the Swedish Museum of Natural History, Stockholm. Thomas Alerstam provided encouraging support during the study and gave many valuable comments on the manuscript. Rob Bijlsma, Bruno Bruderer and Reto Spaar provided a number of constructive comments as referees. This is report number 190 from Falsterbo Bird Observatory.

### References

- Alerstam, T. 1990. *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds) 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Forsman, D. 1984. *Rovfågelsguiden*. Lintutieto, Helsinki.
- Génsbøl, B. 1995. *Birds of prey of Europe, North Africa and the Middle East*. GAD, Copenhagen.
- Jonsson, L. 1992. *Birds of Europe with North Africa and the Middle East*. Christopher Helm, London.
- Jørgensen, H. E. 1989. *Danmarks Rovfugle – en statusoversigt*. Frederikshus, Øster Ulslev.
- Kjellén, N. 1992. Differential timing of autumn migration between sex and age groups in raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scand.* 23: 420–434.

Kjellén, N. 1994. Differences in age and sex ratio among migrating and wintering raptors in Southern Sweden. *Auk* 111: 274–284.

Kjellén, N. 1998. Annual variation in age and sex ratio among migrating raptors at Falsterbo, Sweden during 1986–1995. *J. Orn.* 139:157–171.

Koskimies, P. 1993. *Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic countries*. Report from a working group under the Nordic Council of Ministers. National Board of Waters and the Environment, Helsinki.

Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Poyser, Berkhamsted.

Nielsen, B. P. 1977. Danske Musvågærs *Buteo buteo* trækforhold og spredning. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 71: 1–9.

Ogilvie, M. A. 1976. *The Winter Birds*. Michael Joseph, London.

Rudebeck, G. 1950. Studies on Bird Migration. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 1: 148 pp.

Salomonsen, F. 1972. Zoogeographical and ecological problems in arctic birds. *Proc. XV Int. Orn. Congr.* (1970): 25–77.

Saurola, P. 1977. Suomalaisten hiirihaukkojen muuttoreitit. *Lintumies* 12: 43–53.

Shirihai, H. 1996. *The Birds of Israel*. Academic Press.

Shirihai, H. & Forsman, D. 1991. Steppe Buzzard morphs at migration and their separation from Long-legged Buzzard. *Dutch Birding* 13: 197–209.

Siegel, S. 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill/Kogakusha, Tokyo.

SOF 1990. *Sveriges fåglar*. 2:a uppl. Swedish Ornithological Society, Stockholm.

Sylvén, M. 1978. Interspecific relations between sympatrically wintering Common Buzzards *Buteo buteo* and Rough-legged Buzzards *Buteo lagopus*. *Ornis Scand.* 9: 109–115.

Ulfstrand, S. 1970. A Procedure for Analysing Plumage Variation and Its Application to a Series of South Swedish Common Buzzards *Buteo buteo*. *Ornis Scand.* 1: 107–113.

Ulfstrand, S. 1977. Plumage and size variation in Swedish Common Buzzards *Buteo buteo*. *Zool. Scr.* 6: 69–75.

Ulfstrand, S., Roos, G., Alerstam, T. & Österdahl, L. 1974. Visible Bird Migration at Falsterbo, Sweden. *Vår Fågelvärld*, Suppl. 8: 245 pp.

## Sammanfattning

*Skilda flyttningstrategier hos svenska ormvråkar Buteo buteo speglade av andelen vita individer*

Hos vissa rovfåglar är den individuella dräktvariationen betydligt större än de generella skillnaderna mellan olika åldersgrupper. Ett slående exempel är ormvråken som varierar från en i det närmaste svart till en helvit dräkt (Cramp & Simmons 1980, Forsman 1984, Génsbøl 1995). Arten häckar över stora delar av norra Palearktis och olika populationer varierar från att vara stannfåglar till rena lång-flyttare (Alerstam 1990). Dräktvariationen förefaller rent allmänt vara diskontinuerlig även om t. ex den östliga rasen *B. v. vulpinus* oftare har en mer rödbrun fjäderdräkt. Medan mer eller mindre vita vråkar, s. k.

”Börtingevråkar”, sedan länge är kända från Skåne, förefaller sådana vara närmast okända i norra Sverige. Ulfstrand (1977) som studerade ett stort antal svenska skinn konstaterade att ljusa ormvråkar var signifikant mer förekommande i Skåne jämfört med fem nordligare regioner. Detta innebär att man skulle kunna se dylika vråkar som representanter för en sydlig population.

Sedan 1986 bedriver jag en detaljerad studie av rovfågelsträcket i Falsterbo där jag bl. a. tittat på den tidsmässiga passagen av olika köns- och åldersgrupper samt den årliga variationen i ungfågelsandel och könsfördelning (Kjellén 1992, 1998). Från och med 1990 har ormvråkar med huvudsakligen vit fjäderdräkt separerats från mer normala, mörkare individer. Syftet har varit att undersöka om sträcket av dessa ”vita” vråkar, som antas representera en skånsk population, skiljer sig från övriga beträffande sträcktid och ungfågelsandel. Vidare har procentandelen vita bland höststräckarna i Falsterbo jämförts med motsvarande andel bland övervintrare i Skåne.

Flertalet av de sträckande vråkarna i Falsterbo ses endast underifrån. Jag har därför endast använt teckningarna på undersidan vid separeringen av ”vita” individer. Endast vråkar med huvuddelen av undersidan vit har urskiljts. Mörka teckningar har endast tillåtits på knogen medan fåglar med tydliga fläckar på strupe och buk (som hos fjällvråk) har uteslutits. Mina ”vita” fåglar utgör således extremer på färgskalan (illustrationerna L och M i Génsbøl 1995 skulle inkluderas, medan de ljusa fåglarna i Jonsson 1992 inte hade tagits med). Även om det generellt är svårare att åldersbestämma vita ormvråkar (Forsman 1984), gör skillnader i vingform och ruggningsstatus att detta är förhållandevis lättare höstetid.

I uppsatsen analyseras material från åren 1990–1996. Antalet inräknade ormvråkar uppdelade på olika kategorier framgår av Tabell 1. Totalt sträckte drygt 76.000 vråkar under de sju åren. Av dessa passerade 37% för långt ifrån observatören för att medge detaljstudier. Dessa ”ej kontrollerade” vråkar har ej tagits med vidare i denna studie. En varierande andel av de ”kontrollerade” vråkarna har åldersbestämts varje höst (sammanlagt c:a 37% av drygt 48.000). Speciell uppmärksamhet har riktats mot de vita individerna vilket resulterat att en proportionellt högre andel (93%) av dessa åldersbestämts (Tabell 1). Hela materialet delades upp på tiodagarsperioder och de ej åldersbestämda fåglarna har fördelats på unga och gamla efter bestämda procentsats. Andelen vita ormvråkar varierade kring ett genomsnitt på 0,7% bland de adulta och 1,7% bland de juvenila (Tabell 2). Eftersom dräktskillnaderna

inte är åldersrelaterade är det således klart att signifikant fler unga än gamla sträcker söderut bland de vita vråkarna.

Skillnaden i mediandatum (då 50% av sträcket passerat) mellan gamla och unga ormvråkar var 11 dagar i hela materialet (Tabell 2). Mindre differenser enskilda år beror på att sträcket ofta är starkt koncentrerat till ett fåtal toppdagar. Även om den årliga variationen var relativt stor kulminerade de vita vråkarna generellt tidigare; fem dagar för adulta och fyra dagar hos ungfågglarna. Differensen är signifikant för båda kategorierna. En uppdelning på tio-dagarsperioder visar att huvuddelen av sträcket passerar i september och oktober (Tabell 3). Den högsta andelen vita vråkar iaktogs bland de relativt få sträckarna i augusti.

Separeringen av vita ormvråkar bland sträckarna i Falsterbo, som representanter för en skånsk population, leder till följande slutsatser: (1) Skånska ormvråkar flyttar tidigare än nordligare vråkar. (2) En större andel av ungfågglarna än av adulterna flyttar söderut hos denna sydliga population. 3. Den skånska populationen är stannfågel i högre utsträckning än nordligare vråkar. Detta antyder ett mönster av kedjeflyttning hos ormvråken där de nordligaste häckarna är de som flyttar längst. Finska häckfåglar flyttar normalt söderut öster om Östersjön (Saurola 1977) och passerar sannolikt ej Falsterbo. Ringmärkningsåterfynd visar att flertalet svenska häckare övervintrar i Västeuropa med en majoritet av de som ringmärkts norr om 63° N återfunna i Frankrike

och huvuddelen av fåglarna märkta söder om 60° N återfunna i norra Tyskland och Danmark (Alerstam 1990, Ringmärkningscentralen). Även om det, främst längs kusterna, kan påträffas övervintrande ormvråkar i södra tredjedelen av Sverige är arten normalt endast vanlig i Skåne vintertid. Som en jämförelse kan nämnas att 57% av de danska ormvråkarna anses vara stannfåglar (Nielsen 1977). Andelen vita fåglar var signifikant högre bland övervintrare i Skåne jämfört med sträckare i Falsterbo närmast föregående höst (Kjellén 1994). Detta visar på en högre andel lokala fåglar bland övervintrarna. En motsvarande högre andel adulta vråkar visar att ungfågglarna, liksom hos danska ormvråkar, är mer flyttningsbenägna. Sannolikt är det så att adulta fåglar stannar i häckningsreviret, medan ungfågglarna körs bort under hösten och får övervintra i mindre optimala områden i Skåne eller flytta söderut.

Att sydligare häckfåglar flyttar söderut något tidigare kan bara vara en effekt av att häckningen inleds och avslutas tidigare på sydligare breddgrader. En tidigare avfärd ökar chansen att okkupera ett bra vinterrevir på kontinenten. Mycket lite har publicerats om andelen vita ormvråkar i olika delar av Europa. Från Danmark finns inga exakta siffror men muntliga uppgifter från danska ornitologer antyder att andelen vita vråkar skulle vara ungefär jämförbar med den skånska. Tänkbara fördelar med en vit fjäderdräkt skulle kunna vara bättre värmeisolering eller bättre kamouflagage under snöiga vinterförhållanden.

## Migration of Garganey *Anas querquedula* and Teal *Anas crecca* in north-eastern Slovenia

MILAN VOGRIN

---

### Abstract

Migration patterns and occurrence of Teal *Anas crecca* and Garganey *Anas querquedula* were studied in the fishpond complex Racki ribniki (35 ha) in northeastern Slovenia between 1985 and 1996. Peak numbers of Teal in spring occurred in February and in autumn during November. Spring peak numbers of Garganey occurred in April, whereas in autumn the migration was less pronounced. During the spring migration the differences in numbers between months were highly significant. In spring, males

were significantly more common than females. Comparisons with other localities in Slovenia showed that the Racki ribniki ponds are important sites for both species during migration.

Milan Vogrin, Hotinjska c. 108, SI-2312 Orehova vas, Slovenia. Present address: Zg. Hajdina 83c, SI-2288 Hajdina, Slovenia.

E-mail: milan.vogrin@guest.arnes.si

---

Received 19 November 1998, Accepted 10 February 1999, Editor: S. Svensson

### Introduction

The Teal *Anas crecca* breeds mainly in the northern part of Europe, whereas the Garganey *Anas querquedula* is distributed through the whole of Europe (Cramp & Simmons 1977, Hustings & Poysa 1997, Farago & Zomerdijsk 1997). The Teal winters mainly in the south-west and south-east of Europe, and the Garganey chiefly in sub-Saharan Africa (e.g. Cramp & Simmons 1977, Harrison 1982). During migration both species occur elsewhere but data of their occurrence and migration patterns are rather scarce. The aim of the present paper is to present migration patterns of both species in north-eastern Slovenia during 12 years of the study.

### Study area

The study area was situated on Dravsko polje in lowland north-eastern Slovenia (approximately 46°25'N, 15°45'E). The main land-use was intensive arable farming, the principal crops being maize, sugar beat, wheat and potato. The density of the human population in the investigated rural districts is about 190 residents per km<sup>2</sup>. The area belongs to the sub-Pannonic phytogeographical area (Marinček 1987). The climate is modified Continental: mean

annual precipitation is 1000 mm and average temperature +8 °C. See Furlan (1990) for more information.

The data for this study were gathered on Racki ribniki (fishpond complex, 35 ha). They comprise three large ponds (covering from 4.5 ha to 20 ha) which are managed for semi-intensive fish-farming. The fish ponds were regularly drained in early spring or in autumn for a few weeks for fish harvested with the use of a seine net over a few days. The ponds are reflooded with water from a neighbouring pond or channel. The belt of vegetation (mainly in the largest pond), up to 30 m wide, is composed mainly of *Typha angustifolia* and runs mostly along the northern shore. The other dominant plant species are *Nymphoides peltata* in the largest pond, *Polygonum amphibium* in the middle pond and *Trapa natans* in the smallest pond. The ponds are eutrophic. The surrounding landscape consists mainly of mixed forests and meadows with hedges. Racki ribniki and its vicinity are protected as a Landscape park (for further details see Vogrin 1997, Vogrin & Šorgo 1995).

### Methods

Field data for the Teal and Garganey were gathered by direct counts of the whole fishponds complex

from 1985 through 1996 with up to 10 observation days (usually between 4–7) each month. In order to investigate sex-specific differences during migration the birds were divided into males and females. However, only for the Garganey was it possible to collect enough data for statistical analyses.

Statistical analyses were performed with non-parametric tests (Chi-square, Kruskal-Wallis 1-Way Anova and Mann-Whitney U-test), since data were not normally distributed (Sokal & Rohlf 1995). All statistical tests were performed with the SPSS 6.0 statistical package.

## Results

The Garganey is one of the most common *Anas* species observed at Race ponds during migration. In spring the first migrants appear in early March, but a more massive migration starts from the end of March and continues to the end of April. In autumn, the Garganey migrates in smaller numbers throughout autumn (Figure 1). The difference in numbers between March and May is highly significant (Kruskal-Wallis 1-Way Anova test, Chi-square = 15.7,  $df = 2$ ,  $P < 0.0001$ ). In spring, from March to May, males dominate the passage (Table 1). In autumn too few specimens were sexed to allow calculation of sex ratio. At this time the eclipse male is hardly distinguishable from females and juveniles (see Harris et al. 1990).

The Teal was observed between September and April (Figure 2). The peak period occurred in February in spring and in November in autumn. I divided the Teal records into three categories: wintering (December–January), spring migration (February–April) and autumn migration (September–November).

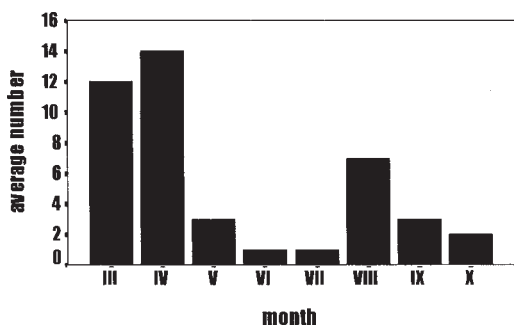


Figure 1. Average number of the Garganeys *Anas querquedula* during each month between 1985-1996.

*Medeltalet årtor varje månad under perioden 1985-1996.*

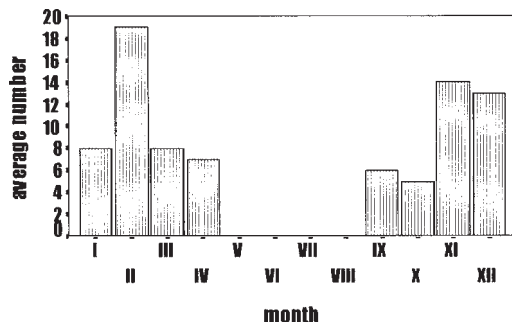


Figure 2. Average number of Teals *Anas crecca* each month between 1985-1996.

*Medeltal krickor varje månad under perioden 1985-1996.*

The differences in numbers between December and January (Mann-Whitney U test,  $U = 4.0$ ,  $P > 0.05$ ) and between autumn months (Kruskal-Wallis 1-Way Anova test, Chi-square = 2.52,  $df = 2$ ,  $P > 0.05$ ) were not significant, whereas the differences between spring months were significant (Kruskal-Wallis 1-Way Anova test, Chi-square = 6.1,  $df = 2$ ,  $P < 0.05$ ). Only during three years (1984, 1988, 1991: December, January), the variation in numbers was large and highly significant (Chi-square test = 87.2,  $df = 2$ ,  $P < 0.0001$ ).

## Discussion

From the results presented above it is clear that both species are regular and mostly abundant during migrating through Race ponds. There is little relevant previous work with which to compare the results of the present study. In most cases the studies comprise only one year of field work or the study areas are much more to the north (Zalakevicius et al. 1995) or to the west (Asensio & Carrascal 1992).

Nevertheless, if I compare my results with results from Bibic (1988), who studied waterbirds on large reservoirs in north-eastern Slovenia during winters between 1983 and 1988, we can see that both species are much more common and abundant on Race ponds. Data from spring and autumn migration in Slovenia are scarce or mainly based on qualitative data (see e.g. Sovinc 1990, Škornik et al. 1990, Trontelj 1992, Kmecl & Rizner 1993, Vogrin 1996). According to these data, we can conclude, however, that both species occurred in significant numbers on the Rače ponds in comparisons with other localities in Slovenia.

The peak period of the Teal in Poland and in



Table 1. Sex ratio of the Garganey *Anas querquedula* during spring migration on the Rače ponds in north-eastern Slovenia.

*Könsvot för årtå under vårflyttningen i Rače fiskdammar i nordöstra Slovenien.*

Month <i>Månad</i>	males : females <i>hanar : honor</i>	Chi-square test	P <
March	2.47 : 1	21.18	0.001
April	1.35 : 1	8.6	0.001
May	4.5 : 1	13.4	0.0001

Croatia occurs in March (Kot 1986, Kralj et al. 1998), as in the Czech Republic, whereas the autumn peak period in the Czech Republic occurs in September (Pecl 1992, Pykal & Janda 1994), as in Germany (Kuklik et al. 1982). The opposite results for spring migration was obtained by Pavelka et al. (1995) for fish ponds near Odra river (Czech Republic), and by Zalakevicius et al. (1995) for Lithuania, where the peak period was in April.

According to Ridgill & Fox (1990) the Teal is sensitive to severe winters. This holds true in my study area as well, although we must take into account that the ponds are usually frozen during winter.

The migration pattern of the Garganey in NE Slovenia was very similar to that in Poland and in Czech Republic (Kot 1986, Pavelka et al. 1995). In other parts of Poland and Czech Republic the Garganey is rare during migration (e.g. Kupczyk 1987, Pecl 1992). Results similar to mine were obtained also by Kralj et al. (1998) for a four year period in north-west Croatia.

The spring migration of Garganey was much more pronounced than autumn migration. The same pattern has also been observed in the Czech Republic (e.g. Pecl 1992), in Croatia (Kralj et al. 1998) and in Lithuania (Zalakevicius et al. 1995). These observations agree with the data in Cramp & Simmons (1977), who pointed out that in autumn the Garganey migrates from Europe to Africa through Iberia and Italy, whereas in spring it returns through the Balkans.

Among Garganeys in spring, there were significantly more males than females (Table 1). The same biased sex ratio was found by Christmas et al. (1990) analysing urban and rural populations of the Tufted Duck *Aythya fuligula* and the Pochard *Aythya ferina* in England. For Garganey I have found only one reference in the literature: Zalakevicius et al. (1995)

mentioned that during migration males were more common than females.

### Acknowledgements

I thank municipality Rače-Fram (Mr. Ledinek, Mrs. Antolic) for help during preparation the manuscript. For help during field work I wish to thank my wife Nusa, and Marjan Vogrin.

### References

- Asensio, B. & Carrascal, L. M. 1992. Migration of the common teal (*Anas crecca*) wintering in the Iberian Peninsula. *Folia Zoologica* 41: 45–54.
- Bibic, A. 1988. Birds at reservoirs in the northeastern Slovenia. *Acrocephalus* 9: 25–48. (In Slovene with English summary).
- Christmas, S. E., Christmas, T. J., King, R., Parr, A. J., Sanderson, R. F. & Widgey, J. P. 1990. Ringing studies of urban and rural populations of Tufted Duck, *Aythya fuligula*, and Pochard, *Aythya ferina*. *Le Gerfaut* 80: 127–139.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 1. Oxford University Press, New York.
- Ferago, S. & Zoomerdijk, P. 1997. Garganey *Anas querquedula*. Pp. 96–97 in *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance* (Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J., eds.). T & A D Poyser, London.
- Furlan, D. 1990. Das klima der gegend zwischen dem Pohorje und dem Boc. *Zbornik obcine Slovenska Bistrica*: 332–347. Slovenska Bistrica. (In Slovene with German summary).
- Harris, A., Tucker, L. & Vinicombe, K. 1990. *The MacMillan field guide to bird identification*. The MacMillan Press Ltd., London.
- Harrison, C. 1982. *An atlas of the Birds of the Western Palearctic*. Collins, London.
- Hustings, F. & Poysa, H. 1997. Teal *Anas crecca*. Pp. 90–91 in *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance* (Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J., eds.). T & A D Poyser, London.
- Kmecl, P. & Rizner, K. 1993. Survey of the waterfowl and birds of prey of Lake Cerknica with emphasis on their

- passage and wintering. *Acrocephalus* 14: 4–31. (In Slovene with English summary).
- Kot, H. 1986. Breeding birds and spring migration on fishponds near Siedlce, eastern Poland. *Acta Ornithologica* 22: 159–182. (In Polish with English summary).
- Kralj, J., Radovic, D. & Tutiš, V. 1998. Numbers and seasonal activity of Anatidae at Draganic fishponds in NW Croatia. *Vogelwelt* 119: 21–29.
- Kuklik, H. W., Streichert, J., Heinken, T., Schulz, A., Riemenschneider, G. & Stolte, P. 1982. Der Auflandeteich Gross Bulten-Adenstedt (Landkreis Peine). *Beitrage Naturkunde Niedersachsens* 35: 63–121.
- Kupczyk, M. 1987. The birds of the Swarzedzkie Lake (Distr. Poznan). *Badania fizjograficzne nad Polska Zachodnia*, Tom XXXV, Seria C. *Zoologia*: 109–123.
- Marincek, L. 1987. *Bukovi gozdovi na slovenskem*. Delavska enotnost, Ljubljana.
- Pavelka, K., Foral, M. & Koštal, J. 1995. Conservation and monitoring activities of the IBA Poodri patron group in 1992–1994. Pp. 45–54 in *Vyznamna ptaci uzemi v Češke Republice*. Sbornik referatu. Kostelec nad Cernými lesy, 7.–8. dubna 1995. Praha. (In Czech with English summary).
- Pecl, K. 1992. Waterfowl at the Rezabinec pond in 1984–1991. Pp. 52–60 in *Vyznamna ptaci uzemi v Češke a Slovenske Republice*. Sbornik referatu ze seminare Ceskoslovenske sekce ICBP. Trebon, 24.–25. brezna 1992. Praha. (In Czech with English summary).
- Pykal, J. & Janda, J. 1994. Relation between waterfowl numbers on South Bohemian fishponds and fishponds management. *Sylvia* 30: 3–11. (In Czech with English summary).
- Ridgill, S. C. & Fox, A. D. 1990. *Cold Weather Movements of Waterfowl in Western Europe*. IWRB Special Publication No. 13.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Sovinc, A. 1990. Birds of the Draga Valley near Ig (Ljubljansko barje, Slovenia) in the period 1978–88 and some questions concerning nature conservation. *Varstvo narave* 17: 101–117. (In Slovene with English summary).
- Škornik, I., Makovec, T. & Miklavc, M. 1990. Faunistic survey of birds on the Slovene coast. *Varstvo narave* 16: 49–99. (In Slovene with English summary).
- Trontelj, P. 1992. Avifauna of Zbilje and Trboje Reservoirs on the river Sava. *Acrocephalus* 13: 2–16. (In Slovene with English summary).
- Vogrin, M. 1996. Birds of Vrbje ponds in the Lower Savinja valley, and a look at its conservationist complexity. *Acrocephalus* 17: 7–24. (In Slovene with English summary).
- Vogrin, M. 1997. Breeding Tufted Duck in the Dravsko polje, north-east Slovenia. *Duck Specialist Group Bulletin* 1: 10–12. IUCN, Wetlands International.
- Vogrin, M. & Šorgo, A. 1995. Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* at fish rearing ponds in NE Slovenia. *Acrocephalus* 16: 152–155. (In Slovene with English summary).
- Zalakevicius, M., Švazas, S., Stanevicius, V. & Vaitkus, G. 1995. Bird migration & wintering in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica, Ornithologia* 2: a monograph. Vilnius.

## Sammanfattning

### *Flyttningen hos årtan Anas querquedula och kricka A. crecca i nordöstra Slovenien*

Krickan häckar huvudsakligen i norra Europa medan årtan är spridd över hela Europa. Krickan övervintrar främst i sydöstra och sydvästra Europa medan årtan flyttar till Afrika söder om Sahara. Under flyttningen uppträder båda arterna annorstädes. Denna artikel beskriver arternas förekomst på en lokal i nordöstra Slovenien under tolv år, 1985–1996. Lokalen utgörs av tre fiskdammar (Racki ribnike) i låglandet Dravsko polje. Landskapet utgörs av intensivt odlad jordbruksmark med majs, sockerbetor, vete och potatis. Närmast dammarna finns blandskogar och ängar med häckar. Dammarna är 20, 10,5 och 4,5 ha stora. Den största dammen har en del vegetation längs nordstranden, främst kaveldun.

Fältdata insamlades genom totalräkningar av hela området upp till tio gånger per månad (oftast 4–7 gånger). Jag separerade hanar och honor, vilket dock kunde göras i tillräcklig omfattning bara för årtan under våren, då könen är lätta att skilja åt.

Årtans rastningsmönster framgår av Figur 1. Det var en tydlig topp i mars–april, medan det inte fanns någon lika utpräglad hösttopp. För krickan visas förloppet i Figur 2. Det var en tydlig topp i feburari jämfört med närliggande månader, och i november och december. Krickan förekom genom hela vintern, även i januari, vilket däremot årtan inte gjorde.

Det fanns betydligt fler hanar än honor av årtan (Tabell 1). Skillnaden var signifikant alla tre vårmånaderna. Denna sneda könskvot är typisk för flera arter av änder.

Det finns ganska begränsat material från andra lokaler att jämföra flyttningsmönstret med. Men bilden verkar vara likartad på lokaler i Polen och Kroatien. För årtan verkar vårflyttningen vara mera markant än höstflyttningen och detta har noterats även på lokaler i Tjeckien och Litauen. Dessa observationer stämmer med tidigare slutsatser om att årtan under hösten flyttar från Europa till Afrika via Iberien och Italien medan den om våren återvänder via Balkan.

En granskning av de sparsamma observationer som finns från andra delar av Slovenien visar att fiskdammarna vid Racki är betydelsefulla för både kricka och årtan under flyttningen. Området ingår i en skyddad s.k. ”landskapspark”.

## Ökande antal övervintrande mellanskarvar *Phalacrocorax carbo sinensis* i Öresund

KENNETH BENGTTSSON

---

### Abstract

The Cormorant of the subspecies *Phalacrocorax carbo sinensis* has increased markedly in north-western Europe during the last decades. Most of the *sinensis* breeding in northern Europe migrate south in autumn with most birds wintering in the Mediterranean including the coast of North Africa. It has been known for a long time that birds from the Norwegian population of the subspecies *carbo* winter in coastal and offshore areas in southern Sweden, Denmark and the Baltic. During recent winters an increasing number of Cormorants have occurred in these waters and it is now believed that the increase has been caused partly by a change in the winter distribution of North

European *sinensis*. In this paper I describe the increase in southern Öresund between Denmark and Scania. I also present data on winter recoveries from these and adjacent waters of *sinensis* birds ringed in Sweden. I suggest that the increase may depend on the abundance of herring or perhaps other shoaling fishes. I estimate that the large winter flock consume about 120 tons in December–January, which is 0.07% of the herring population in a peak year.

*Kenneth Bengtsson, Grönvägen 5 B, S-232 32 Arlöv, Sweden.*

---

Received 5 February 1999, Accepted 10 April 1999, Editor: S. Svensson

### Inledning

Storskarv i mycket stora antal har under de senaste vintrarna observerats i Öresund. Så långt jag har kunnat reda ut är detta ett nytt fenomen. Med utgångspunkt från Spillepeng, norr om Malmö, var storskarv under sent 1980- och tidigt 1990-tal en fåtalig gäst eller ibland helt frånvarande under vintern. Då ökade antalet rastande skarvar i området successivt från maj månad för att kulminera med upp till 1800 ex. under augusti–september. Därefter minskade åter antalet skarvar för att vara få, om ens några, i december. Liknande förhållande har gällt för övriga lokaler i Sydvästskåne, inte minst Måkläppen, där flertusenhövdade ansamlingar noterats under höstarna.

Med början vintern 1996/97 noterades mycket stora ansamlingar ute i Öresund under december–januari, och under de två följande vintrarna har arten observerats i förut ej skådade antal. Fenomenet är intressant men samtidigt kontroversiellt. Under vintern 1998/99 var ett passagerarplan nära att krocka med en stor skarvflock vid Köpenhamns flygplats Kastrup, och de säkerhetsansvariga vid flygplatsen

ser mycket allvarligt på de stora skarvflockarna i området (Mogens Hansen i brev). Det finns således anledning att närmare studera och följa storskarven i Öresund.

Den under senare år kraftigt ökande stammen av häckande *sinensis* i bl.a. svenska och danska vatten är välkänd och väldokumenterad (t.ex. Bregnballe 1995, Lindell & Jansson 1994).

Idag förefaller beståndsökningen ha avtagit i åtminstone danska och sydsvenska områden. Det rapporteras däremot från danska källor att storskarvar under senare år i ökande omfattning börjat övervintra i nordliga vatten (Bregnballe m.fl. 1997).

### Metodik och syfte

I uppsatsen beskrivs, så långt känt är, senare års uppträdande under högvintern i Öresund och angränsande vatten. Materialet är dels eget eller närstående kollegers, dels erhållet via förfrågningar till ornitologer i Sverige och Danmark. Antalet skarvar i de stundom mycket stora flockarna är i flertalet fall översiktligt räknade under passage. Resultatet blir

Tabell 1. Storskavarnas kända uppträdande i Södra Öresund under vintrarna 1994/95–1998/99. Datum ges som dag-månad.

*Known observations of Cormorants in southern Öresund during the winters 1994/95–1998/99. Dates are given as day-mounth. F.m. = morning.*

	Antal <i>Numbers</i>	Klockan <i>Hours</i>	Lokal <i>Site</i>	Beteende <i>Behaviour</i>	Observatör <i>Observer</i>
<b>1994–95</b>					
28-12	950		Nabben, Falsterbo		Rrk:s arkiv
13-01	1580		Nabben, Falsterbo		Rrk:s arkiv
04-02	800		Falsterbo		Rrk:s arkiv
<b>1995–96</b>					
02-11	980		Skanörs revlar		Rrk:s arkiv
13-01	1500		Lernacken		Rrk:s arkiv
25-01	1200		Södra Saltholm	Rastande <i>resting</i>	Preben Berg
<b>1996–97</b>					
03-12	1200	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
07-12	2–3000		Vedbaek-Ven	Mot norr <i>flying north</i>	Preben Berg
13-12	900	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
19-12	2200		Malmö		Rrk:s arkiv
29-12	2000	10.00	Malmö	Mot norr <i>flying north</i>	Kenneth Bengtsson
03-01	1000		Norra Amager		Preben Berg
01-02	1000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
08-02	>3000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
27-02	>2000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
<b>1997–98</b>					
24-12	3500	F.m.	Spillepeng	Mot norr <i>flying north</i>	Lars Nilsson
25-12	4–5000	F.m.	Spillepeng	Mot norr <i>flying north</i>	Sven Splittorff
27-12	3700	F.m.	Lomma	Mot norr <i>flying north</i>	Sven Splittorff
28-12	7200		Lomma	Fiskande <i>fishing</i>	Kristian Ståhl
29-12	12000		Barsebäckshamn	Fiskande <i>fishing</i>	Daniel Melchert
07-01	3500	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
10-01	>5000		Klagshamn		SkOF-svararen
24-01	3000	08.30	Spillepeng	Rastande <i>resting</i>	Kenneth Bengtsson
17-02	10.000	F.m.	Spillepeng	Rastande – delvis sträckande <i>Resting – partly migrating</i>	Sven Splittorff
18-02	7400	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
<b>1998–99</b>					
27-10	800	F.m.	Spillepeng	I flock mot Lomma <i>In flock towards Lomma</i>	Sven Splittorff
31-10	1900	F.m.	Klagshamn	Intensivt fiskande <i>fishing</i>	Ragnar Alm
05-11	2000	F.m.	Spillepeng	Från Lomma <i>from Lomma</i>	Sven Splittorff
06-11	1500	F.m.	Vikhög	Mot söder <i>flying south</i>	Sven Splittorff
13-11	2500	08.20	Kastrup	Från Saltholm mot SSV <i>From Saltholm flying SSW</i>	gm Mogens Hansen
14-11	2000	07.20	Kastrup	Från Saltholm mot N	gm Mogens Hansen
14-11	500	07.20	Kastrup	Från Saltholm mot S	gm Mogens Hansen
16-11	5000	F.m.	Spillepeng	Fiskande <i>fishing</i>	Sven Splittorff
18-11	5000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
19-11	2000	07.36	Kastrup	Från Saltholm mot N	gm Mogens Hansen
23-11	6000	08.10	Kastrup	Från Saltholm mot VNV	gm Mogens Hansen

Antal	Klockan <i>Numbers</i>	Lokal <i>Hours</i>	Beteende <i>Site</i>	Observatör <i>Behaviour</i>	Observer
02-12	1026		Falsterbo		Rrk:s arkiv
20-12	8000	09.30	Lomma	Fiskande <i>fishing</i>	Kenneth Bengtsson
27-12	3–5000	08.22	Kastrup	Mot NV ute i sundet <i>Flying NW far out in Sound</i>	gm Mogens Hansen
30-12	5–6000	09.40	Kastrup	Från Saltholm mot N	gm Mogens Hansen
06-01	8000	09.35	Lomma	Fiskande <i>fishing</i>	Kenneth Bengtsson
15-01	3000	11.00	Spillepeng	Rastande <i>resting</i>	Sven Splittorff
17-01	8000	09.20	Lomma	Fiskande <i>fishing</i>	Kenneth Bengtsson
25-01	2500	07.40	Kastrup	Mot NV <i>flying NW</i>	Gm Mogens Hansen
27-01	3000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
28-01	8000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff
03-02	3000	F.m.	Spillepeng	Mot söder <i>flying S</i>	Sven Splittorff
06-02	3000	10.00	Lomma	Fiskande <i>fishing</i>	Lars Nilsson
16-02	8000	09.00	Spillepeng	Fiskande – därefter söderut <i>Fishing – then flying S</i>	Sven Splittorff
17-02	>3000	08.10	Spillepeng	Mot norr <i>flying N</i>	Sven Splittorff
23-02	70	F.m.	Spillepeng	Mot öster – sträckte högt <i>Flying E, high up</i>	Sven Splittorff
01-03	5000	F.m.	Spillepeng		Sven Splittorff

inte exakt, men troligen ganska nära sanningen, eftersom skarvarna vanligtvis kommer i en mycket lång, utsträckt flock. I andra fall är flocken blott uppskattad, med tidigare räknade flockar som grund.

I uppsatsen redovisas också kända uppgifter för tidigare år och dessa är huvudsakligen hämtade ur Fåglar i Skåne – diverse årgångar, samt ur regionala rapportkommitténs (Rrk) arkiv. Litteraturstudier är blott marginellt genomförda. Dessutom redovisas, via ringmärkning kända, vinterfynd i nordliga områden av svenskfödda *sinensis*-skarvar.

I uppsatsen omnämns den nordligt häckande populationen som *carbo* och den i bl.a. Sverige och Danmark häckande "mellanskarven" som *sinensis*.

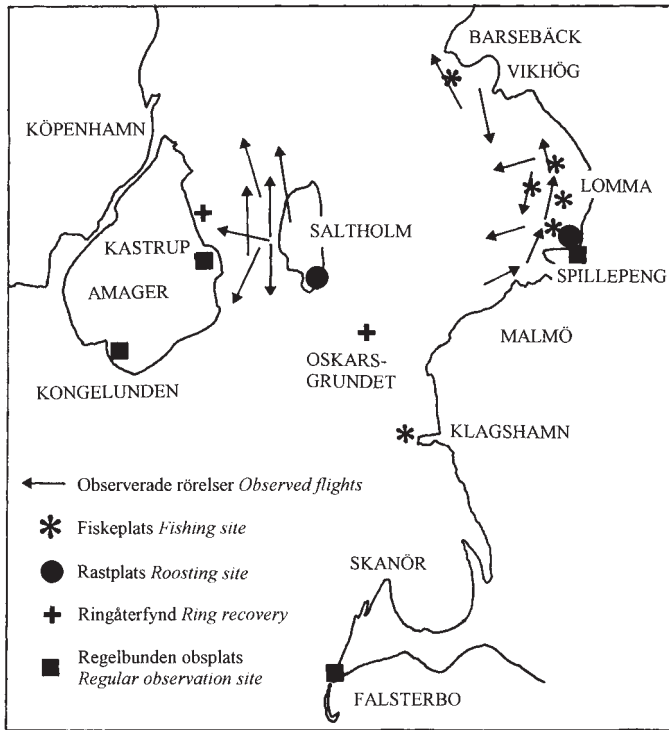
## Antal och fenologi

De första tillgängliga uppgifterna om större flockar vintertid i Öresundsområdet stammar från vintern 1994/95 då maximalt 1580 skarvar räknades vid Falsterbo den 13 januari (Tabell 1). Vintern 1995/96 sågs maximalt 1500 vid Lernacken, nuvarande brofäste för Öresundsbron, även denna observation den 13 januari. Från vintern 1996/97 finns flera observationer från Malmöområdet om flockar på omkring 2000 ex.

Den första riktigt stora skarvflocken uppträdde vintern 1997/98 och noterades på julafton, då 3500 passerade vid Spillepeng. Samma lokal bjöd på 4000–5000 fåglar dagen efter, och den 27 december

sträckte 3700 norrut vid Lomma. En dag senare observerades en fiskande flock på 7200 vid Lomma norra (Kristian Ståhl muntligen). Denna vinters i särklass största ansamling noterades den 29 december vid Barsebäckshamn. Hela 12000 skarvar fiskade sig norrut i sundet, och det tog ungefär en halv timme för flocken att passera (Daniel Melchert muntligen)! Januari fortsatte att uppvisa höga tal, t.ex. 3500 vid Spillepeng 7 januari, minst 5000 vid Klagshamn 10 januari (Skånesvararen) och minst 3000 rastande på reveln vid Spillepeng 24 januari. Februari månad bjöd på fåtaligare observationer. Inte förrän den 17:e dök skarvarna upp men då i rejält antal – omkring 10000 ex. Flocken snurrade runt i bukten varefter cirka 2000–3000 bröt sig ur, tog rejäl höjd och försvann, troligen sträckande, in över land mot öster! Att flocken sträckte antyds av uppgiften från dagen efter, den 18:e, då 7400 skarvar ånyo passerade Spillepeng. Med tanke på vanskligheterna att uppskatta antalet fåglar stämmer subtraktionen 10000 minus 2000–3000 mycket väl med 7400!

Uppträdandet vintern 1998/99 visade ungefär samma mönster ehuru det startade något tidigare. Redan i mitten av november noterades 5000 utanför Spillepeng. Huvudsakligen sågs flocken dock, likt föregående vinter, från jultiden och under januari för att sedan bli mer oregelbunden i tid under februari. Flocken räknades denna vinter till minst 8000, se Tabell 1. Den 23 februari sågs 70 ex sträckande mot



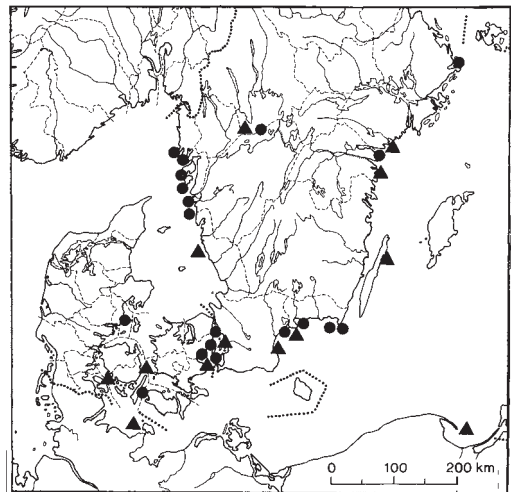
Figur 1. Observerade rörelser, födosöksplatser, rastplatser samt fyndorter för ringmärkta vinterdöda *sinensis* i södra Öresund under senare vintrar.

*Observed movements, fishing sites, roosting sites and recovery sites for ringed Cormorants, dead during winter in southern Öresund during the last winters.*

ost vid Spillepeng; detta är vid ungefär samma datum som fjolårets stora flock sträckte.

### Uppträdande

Öresundsflocken har under de tre senaste vintrarna observerats mellan Klagshamn och Barsebäck (Figur 1). Absolut flest rapporter föreligger från Spillepeng och Lomma. Detta kan bero på den frekventa bevakningen vid Spillepeng, men troligare förklaring är nog att området utanför Lomma är en av flockens huvudsakliga födosöksområden under sena december och januari. Om flocken frekventerar andra vatten före eller efter denna period, eller om den då uppträder utspridd inom ett större område, har jag idag ingen vetskap om. Normalt ses flocken komma från syd/sydväst vid nio-tiden för att efter avslutat fiske utanför Lomma lämna området någon timma senare. Undantagsvis rastar delar av flocken kortare tid på revlarna utanför Spillepeng efter fisket. Inga kända observationer finns vad gäller eftermiddagar. Tvärtom vågar jag påstå att flocken inte uppträder i området efter middag. Spillepeng har nämligen besökts så gott som dagligen under eftermiddagarna, huvudsakligen mellan klockan 14 och 15.



Figur 2. Återfyndsorter under vintertid för svenskmärkta *sinensis*. Cirkel = nyligen död under december-januari, triangel = nyligen död under november och februari.

*Recovery sites during winter Cormorants ringed in Sweden. Circle = newly dead during December-January, triangle = newly dead during November and February.*

Tabell 2. Svenska *sinensis*-skarvar märkta som ungar, funna döda norr 54 grader nordlig bredd under november–februari 1990–1999.

*Cormorants ringed as pulli in Sweden, found freshly dead north of 54 degrees N during November through February 1990–1999.*

Märkt <i>Ringed</i>	Märkort <i>Ringing site</i>	Fyndomständighet <i>Circumstances</i>	Fyndort <i>Recovery site</i>	Fynddatum <i>Recovery date</i>
1990	Östergötland	Drunkad <i>Drowned</i>	Gdansk, Polen	10-11-1990
1990	Blekinge	Skjuten <i>Shot</i>	Brofjorden, Bohuslän	08-12-1990
1990	Östergötland	Nyligen död <i>Newly dead</i>	Ven, Öresund	27-01-1991
1989	Östergötland	Skjuten <i>Shot</i>	Bråviken, Östergötland	17-11-1991
1991	Blekinge	Nyligen död <i>Newly dead</i>	Kungsbackafjorden	11-01-1992
1990	Östergötland	Skjuten <i>Shot</i>	Hasslö, Blekinge	21-01-1992
1991	Blekinge	Drunkad <i>Drowned</i>	Landskrona, Skåne	00-11-1992
1992	Sörmland	Drunkad <i>Drowned</i>	Getinge, Halland	25-11-1992
1990	Blekinge	Skjuten <i>Shot</i>	Väröbacka, Halland	05-12-1992
1992	Blekinge	Skjuten <i>Shot</i>	Donsö, Göteborg	12-12-1992
1992	Blekinge	Skjuten <i>Shot</i>	Kungsbacka	06-01-1993
1993	Lilla Karlsö	Drunkad <i>Drowned</i>	Uppland	16-12-1993
1989	Östergötland	Drunkad <i>Drowned</i>	Jylland, Danmark	20-12-1993
1992	Blekinge	Skjuten <i>Shott</i>	Kungshamn, Bohuslän	02-01-1994
1994	Småland	Skjuten <i>Shot</i>	Saxemara, Blekinge	03-11-1994
1994	Östergötland	Drunkad <i>Drowned</i>	Köpenhamn	01-12-1994
1994	Östergötland	Skjuten <i>Shot</i>	Karlskrona, Blekinge	15-12-1994
1994	Blekinge	Drunkad <i>Drowned</i>	Sölvesborg, Blekinge	25-01-1995
1995	Uppland	Drunkad <i>Drowned</i>	Juleboda, Skåne	00-11-1995
1990	Sörmland	Nyligen död <i>Newly dead</i>	Kastrup, Danmark	15-01-1996
1990	Blekinge	Nyligen död <i>Newly dead</i>	Karlshamn, Blekinge	18-01-1996
1990	Östergötland	Nyligen död <i>Newly dead</i>	Öland	16-02-1996
1994	Blekinge	Döende <i>Dying</i>	Schleswig-Holstein	21-02-1996
1996	Uppland	Drunkad <i>Drowned</i>	St:Anna, Östergötland	01-11-1996
1996	Uppland	Drunkad <i>Drowned</i>	Fyn, Danmark	24-11-1996
1995	Småland	Drunkad <i>Drowned</i>	Lolland, Danmark	16-12-1996
1997	Uppland	Skjuten <i>Shot</i>	Fyn, Danmark	02-11-1997
1997	Sörmland	Drunkad <i>Drowned</i>	Köge bukt, Danmark	03-11-1997
1997	Uppland	Drunkad <i>Drowned</i>	Vänern	27-11-1997
1996	Vänern	Drunkad <i>Drowned</i>	Vänern	20-12-1997
1997	Sörmland	Drunkad <i>Drowned</i>	Östergötland	20-01-1998
1998	Uppland	Drunkad <i>Drowned</i>	Oskarsgrundet, Malmö	21-01-1999

De stora koncentrationer av storskarv som under senare vintrar noterats från Skånesidan av Öresund har sannolikt sin huvudsakliga uppehållsort på Saltholm och gör därifrån födosöksturer till Lommabukten. Tyvärr har jag endast funnit en rapport om rastande skarvar på Saltholm – 1200 ex. januari 1996 (Preben Berg i brev), men lokalen är sannolikt till stor del obebodad vintertid. Jag ser emellertid ingen annan möjlighet än att den stora flocken måste ha Saltholm som hemmabas. Detta styrks av uppgifter från personal vid Köpenhamns flygplats, Kastrup. Här verkar en insatsstyrka (Bird Patrol) som har

problemen med fåglar kontra flyg som sin huvudsakliga uppgift (Mogens Hansen i brev). Observationer från Kastrup, av personal ur denna ”Bird Patrol”, under vintern 1998/99 visar att flocken ofta ses lämna Saltholm strax efter gryningen för att bege sig huvudsakligen mot mot norr eller nordväst, och ibland mot väst – in mot Köpenhamn! Exempelvis flög 6000 skarvar in över land mot väster på 200 meters höjd den 23 november 1998 – säkert ingen dröm för säkerhetsansvariga på flygplatsen! Rörelser mot öster eller nordost från Saltholm går inte att observera från Kastrup varför sådana saknas. Obser-

Tabell 3. Rapporterade ansamlingar av skarv i Nordvästskåne vintrarna 1975–76 t.o.m. 1996–97. Maximalt antal för resp. månad och vinter. Uppgifterna hämtade ur Rrk:s arkiv.

*Reported big Cormorant flocks in northwestern Scania during winters 1975–76 through 1996–97. Maximum number for each month and winter.*

	November	December	Januari	Februari	Max
1975–76		200	750		750
1977–78				1000	1000
1979–80				220	220
1980–81	320			200	320
1981–82	191		150		191
1983–84			763	700	763
1985–86			500		500
1986–87	206		360	350	360
1988–89	390		320	310	390
1989–90	420	250	1200		1200
1990–91	450	930			930
1991–92	1000		1692		1692
1992–93			2223	3500	3500
1994–95			1750	>1000	1750
1995–96		1800			1800
1996–97		650		1000	1000

vationerna från Kastrup 1998/99 visar på samma uppträdande i tid som vid Spillepeng, nämligen från medium november till och med januari (Tabell 1, Figur 2) samt huvudsakliga rörelser under morgontimmarna.

Den stora flockens uppträdande är gäckande och tillsynes helt utan tidtabell. Ibland ses den under på varandra följande dagar, ibland uteblir den under lång tid. Möjligen har den alternativa fiskeplatser som inte kan observeras från land, t.ex. vid Oskarsgrundet, varifrån ett ringåterfynd av drunknad skarv föreligger (Tabell 2, Figur 1). Flocken flyger lågt, ibland mycket lågt, och kan vara förvånansvärt svårsedd på håll. Än mer svårsedd blir flocken då de landat och påbörjat fisket.

#### Äldre vinterobservationer i Öresundsområdet

För tidigare vintrar finns, så vitt jag kunnat finna, inte många uppgifter om stora ansamlingar av stor-skarv i Öresund. En genomgång av *Fåglar i Skåne 1976–97* resulterar blott i några få högre vintersummor och då endast från Nordvästskåne, t.ex. 1200 ex. sträckande förbi Kullen januari 1990 och 1692 sträckande förbi Kullen i januari 1992 (FiSk, Tabell 3). Här rör det sig ofta om sträckande smågrupper och inte en stor sammanhållen flock. Dock finns en observation om 3500 vid Hallands Väderö den 23 februari

1993 (Hans Källander muntligen). Datumet för denna observation är emellertid så pass sent att åtminstone delvis nyanlända fåglar inte kan uteslutas.

De skarvar som ses runt Kullen och Bjärehalvön i Skåne har sannolikt inget att göra med Öresundsflocken. Förstnämnda område har hyst vinterskarvar i "alla tider" och vanligtvis i storleksordning några hundra ex. till cirka 1000 (Tabell 3, Rrk:s arkiv). Under senare vintrar talar flera källor om en ökning av antalet (Rrk:s arkiv, Björn Elmlund muntligen). Siffror på 1000–1500 skarvar är idag inte ovanliga (Thomas Svanberg muntligen). Dessa skarvar drar runt i området i större eller mindre grupper (Nick Grantz och Thomas Svanberg muntligen). Fortfarande gäller teorin att dessa fåglar inte nämnvärt har med Öresundskarvarna att göra samt att de huvudsakligen består av *carbo*.

Att Öresund och östdanska vatten nyttjas som överingtringsområden för norska *carbo* är känt bl.a. genom Mogstad & Røv (1997). Framförallt är det *carbo* från Trøndelag och Troms fylker i centrala Norge samt södra Nordnorge som går ner längs den svenska västkusten medan de allra nordligaste norska *carbo* huvudsakligen övervintrar längs norska kusten. Mellan 1970–1992 redovisar Mogstad & Røv (1997), följande återfynd av norskfödda *carbo*: Nordvästskåne 5 ex, Öresund 10 ex, östdanska vatten 15 ex. samt svenska östersjökusten 4 ex.



Tabell 4. Maximalt antal rastande storskarvar på Måkläppen, per månad. Efter spontanrapporter – ur Rrk:s arkiv.

*Maximum numbers of roosting Cormorants at Måkläppen, per month.*

År	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
1983			2700	2675	386
1985		3000	310		
1986		2500	3000	2350	
1987			2–3000	3000	2250
1988	2300	4100	3325		
1989	2500		2660	3050	
1990	2200				
1991			4800	4000	
1992	2200	2800	2100		
1994			2345		

### Kända vinterförekomster i Danmark och södra Östersjön

Det danska Miljöministeriet (1993) meddelar att flygräkningar i januari–februari 1987–89 påvisade minst 6000–11000 storskarvar i danska farvattnen. Siffrorna ansågs vara i underkant och merparten av fåglarna fanns i vatten runt Fyn och Samsö. Inga uppgifter om rastillhörighet nämns och några större flockar omtalas inte – blott att flera hundra skarvar, ibland tusentals kunde samlas på småöar för att rasta, torka vingar etc. En annan flygräkning under vintern 1993 över ”danska vatten och delar av Östersjön” påvisade 14697 storskarvar (Bregnballe m.fl.1997). Förstnämnda flygräkning omfattade även februari och för den andra nämns ej vilken tidsperiod räkningen utfördes. Eftersom vissa skarvar återkommer till häckningslokalen redan i februari, utsluter inte dessa siffror skarvar som tillbringat midvintern någon annanstans.

Under senare år har skarvarna från danska kolonier i ökande omfattning vandrat upp mot den sydvästsvenska kusten under sensommar och höst, istället för att som förr i hög grad ha vandrat till östdanska

och nordtyska vatten. Denna strategiförändring har skett under början av 1990-talet (Thomas Bregnballe in litt). En del storskarvar anländer mycket tidigt till häckningsområdena och nyanlända fåglar under februari månad är kända i många fall, t.ex. från Svartö i Kalmarsund (Lars Lindell i brev). Skarvar i Grånenkolonin vid Landskrona noterades 10 februari 1998 (Gunnar Andersson muntligen). I Vorskolonin i Danmark har man noterat att häckande fåglar i litet antal anlät till kolonin så tidigt som i januari medan merparten anlät från och med 10 mars (Bregnballe m.fl.1997).

Det finns inga rapporter från danska farvattnen om osedvanligt stora koncentrationer av storskarvar under senare vintrar. Från vintern 1997/98 meddelas att det, efter vad rapportören vet, är ovanligt med flockar större än 500 ex. i Danmark under vintern (Rolf Christensen i brev). Kontinuerliga räkningar vid Kongelunden på södra Amager visar på så att säga normalt uppträdande, dvs. gott om skarv under sensommar och höst, maxsiffra 5400 ex. 6 oktober 1994, och en kraftig beståndsminskning i november i samband med kyligare väder. Under högvintern

Tabell 5. Skarvförekomster i fem regioner enligt midvinterräkningen i januari resp. år. Ur Sjöfågeltaxeringen (Leif Nilsson i brev).

*Numbers of Cormorants in five southern regions in Sweden according to count in January each year.*

Region	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
S. Halland	1307	431	292	465	547	324	306	85	514
NV Skåne	1152	1372	823	2987	1552	1879	473	52	676
Malmöhus	392	422	1025	1517	436	672	439	2551	229
Östra Skåne	0	64	258	438	374	280	13	35	180
Blekinge	406	727		1263	742	588	674	175	1024

Tabell 6. Medeltal observerade storskarvar per vecka under veckorna 46–02 (december–januari) vid Falsterbo under vintrarna 1992/93–1998/99.

*Average number of Cormorants observed per week during weeks 46–02 (December–January) at Falsterbo, southwestern Sweden, during the winters 1992/93–1998/99.*

Vinter <i>Winter</i>	Antal <i>Number</i>	Kommentar <i>Comments</i>
1992–93	598	
1993–94	319	
1994–95	573	
1995–96	249	Svår isvinter <i>Severe ice winter</i>
1996–97	98	Isläge i januari <i>Ice in January</i>
1997–98	95	Isfritt <i>No ice</i>
1998–99	61	Isfritt <i>No ice</i>

(december–februari) ses som regel blott 25–250 skarvar i den nordliga delen av Kögebukten (Preben Berg i brev). Förhållandet är detsamma på Måkläppen där flertusenhövdade, rastande flockar, rapporteras från juli t.o.m. oktober, men ej årligen i november, med maxsiffra 4800 ex 30 september 1991 (Rrk:s arkiv, Tabell 4).

Från Blekinge rapporteras att storskarven är en allmän övervintrare i blekingska vatten. Utklippan nämns som det ställe där merparten brukar observeras, och antalet anges till omkring 1000 (Anders Blomdahl muntligen).

Sjöfågelinventeringens midvinterräkning i januari visar inte på några dramatiska förändringar i storskarvens vinterbestånd under 1990-talet i södra Östersjön och i Öresund (Leif Nilsson i brev, Tabell 5). Siffrorna för Blekinge och södra Halland fluktuerar runt genomsnittet, 700 resp. 475, medan siffrorna för östra Skåne de senare åren visar en tillbakagång. Dock verkar skarvarna aldrig ha varit speciellt många i denna del av Skåne. Västra Skåne uppvisar däremot stora variationer i antal, vilket med tanke på vinterflockens gäckande uppträdande inte förefaller märkligt. I t.ex. januari 1997 har inventeraren stött på en del av dem, medan vederbörande helt enkelt missat dem 1998. För nordvästra Skåne stämmer sjöfågelinventeringens siffror tämligen väl med vad spontanrapporteringen för samma område visar (Tabell 4) dock med undantag av vintrarna 1995/96 och 1996/97. I detta område är det emellertid lätt att förbise skarvarna på Hallands Väderö eftersom såväl inventeringar som spontanobservationer i regel görs från landsidan.

I takt med att arten har ökat som vintergäst i Öresund talar observationer vid Falsterbo om mot-

satsen. Räkningar under veckorna 46 tom. 02 under vintrarna 1992/93–1998/99 visar på en markant minskning (Tabell 6, Falsterbo Fågelstation).

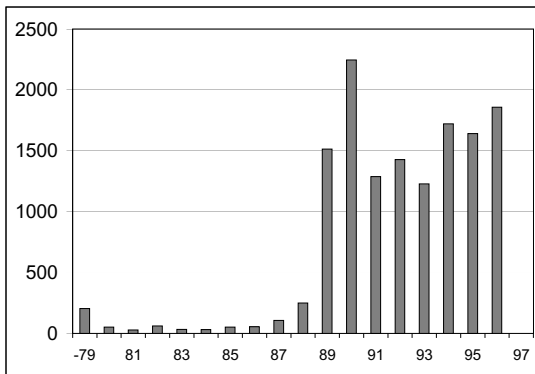
I Ringmärkningscentralens årsrapporter finns inga säkert kända vinterfynd norr om 54 grader nordlig bredd före 1990 av svenskfödda *sinensis* (se nedan).

#### Vinteråterfynd av ringmärkta *sinensis*

RC:s återfyndsrapporter för åren 1960–96 har granskats, och preliminära besked för 1997/98 har erhållits. De fynd som redovisas i Tabell 2 är absolut säkra vinterfynd (november–februari) i nordliga vatten (norr om 54 grader nord) av svenskfödda *sinensis*, d.v.s. de fynd som tydligt talar om nyligen döda fåglar.

Pullmärkning av *sinensis* tog ordentlig fart i Sverige först 1989 (Figur 3), varför det är orättvist att jämföra uppgifterna ”rakt av”. Vi kan blott konstatera att det första säkra högvinterfyndet av i Sverige pullmärkt *sinensis* gjordes vid Brofjorden i Bohuslän i december 1990. Totalt föreligger 19 säkra högvinterfynd (december–januari) från ovan nämnda nordliga område, samt ytterligare 13 under november och februari av nydöda *sinensis*, märkta som ungar i Sverige (Tabell 2). Fyndorterna visas i Figur 2. Därtill finns det ytterligare 30 skarvar rapporterade från området under november–februari 1990–1996, men där datum för fyndet är osäkert.

De sju vinterfynden från Halland och Bohuslän är överraskande. Det anses vanligen att västkustens storskarvar vintertid utgörs av nordliga *carbo*. Vi ser emellertid att det senaste kända återfyndet av *sinensis* från västkusten, som med säkerhet dött under vintern, härrör från januari 1994. Detta möjliggör teorin att skarvarna opportunistiskt flockas i födori-



Figur 3. Antal som ungar ringmärkta *sinensis* i Sverige.

*Number of sinensis Cormorants ringed as young in Sweden.*

ka områden vilka kan variera år för år. Kanske är det samma skarvar som förr frekventerade danska vatten, och området längs svenska västkusten, som under senare år uppehållit sig i Öresund.

Vänerns sentida population av *sinensis*-skarvar kan också nämnas i sammanhanget. Möjligen fungerar Vänern som "brygga" mellan Östersjön och västkusten när ungfågarna gör sina första vandringar. Det föreligger två återfynd under vintern från Vänern, en *sinensis* som är märkt som unge i just Vänern samt en upplandsmärkt *sinensis* som drunknat i Vänern 27 november 1997.

Av totalt 19.963 storskarvar ringmärkta som ungar i Danmark mellan 1946–1994 (huvudsakligen 1972–94) redovisas 51 säkra återfynd under december–januari från Danmark, Sverige och norra Tyskland (Bregnballe 1997 m.fl.).

## Diskussion och sammanfattning

Att fenomenet med stora skarvkoncentrationer i södra Öresund är nytt råder det ingen tvekan om. Vidare talar mycket för att *sinensis*-skarvarna i större omfattning än tidigare börjat övervintra i regionen. Huruvida de 8–12000 öresundsskarvarna verkligen är nya övervintrare, eller om flocken består av ungefär samma fåglar som tidigare övervintrat mer spritt i danska vatten och/eller längs den svenska västkusten, eller i okända delar av Östersjön, är osäkert. Frånvaron av rapporter om större koncentrationer i Danmark, undantaget Öresundskusten, under senare vintrar kan givetvis tyda på att skarvarna hittat en ny födokälla i Öresund och därmed under högvintern skaffat sig nya vanor. Flockens tämligen regelbundna närvaro från mitten av december till

och med januari, men dess dessförinnan och därefter mer sporadiska uppträdande, tyder på att flocken har alternativa födosöksplatser, eller på att flocken ibland splittras och uppträder spritt i större områden. För det senare talar även det faktum att Öresundsflocken stundom bestod av omkring 3000, stundom av 8000 eller flera under vintern 1998/99. Dock ses aldrig småflockar i Lommabukten under högvintern – det är antingen eller som gäller! Skarvarnas uppträdande är gäckande samt koncentrerat till senare hälft av december samt januari och dessutom begränsat till förmiddagarna, vanligtvis mellan klockan nio och elva. I februari ses skarvarna än mer oregelbundet och under samma månad observeras också de första sträckrörelserna mot öster, samt fåglar i kolonierna, exempelvis Gräenkolonin utanför Landskrona.

Det skall nämnas att observationerna av öresundsskarvarna inte gjorts genom standardiserade observationer. Dock har bevakning vid Spillepeng ägt rum varje helgdag från och med vintern 1994/95 samt många vardagar varje vecka. Regelbundna observationer har även gjorts vid Kongelunden på södra Amager (Preben Berg), vid Kastrup (gm Mogens Hansen) samt vid Falsterbo (Falsterbo fågelstation). Därför vågar jag med säkerhet säga att flockens uppträdande är just gäckande. Ibland ses den på varandra följande dagar, ibland går det veckor emellan observationerna. Varthän begav sig t.ex. flocken då den sträckte västerut över Kastrup 23 november 1998? Därefter finns inga observationer av riktigt stora koncentrationer i Öresund förrän 20 december då 8000 skarvar sågs fiska utanför Lomma. Det är inte utan att vi börjat tänka i Linnés banor – att skarvarna ibland, likt svalorna, försvinner i djupet för att fördriva några dagar eller veckor! Den frustrerande frånvaron av observationer av rastande, mångtusenhövdade flockar under vintern förstärker denna tankelek. Kanske handlar det om olika skarvar, där den första gruppen helt enkelt lämnade regionen den 23 november för att senare ersättas av den grupp som uppehöll sig i området över högvintern? Kanske besökte flocken för en tid andra vatten, kanske var den trots allt närvarande, fast osedd, i Öresund hela tiden?

Artens minskade närvaro vid Falsterbo (Tabell 6), frånvaron av uppgifter om större antal i danska områden under senare vintrar samt frånvaron av döda *sinensis* längs västkusten under senare vintrar kan möjligen styrka resonemanget att skarvarna funnit Öresund som optimal vinterort, samt att de hela tiden opportunistiskt sökt och söker goda områden vad gäller födotillgång.

Vi vet ingenting om vad skarvarna äter men flockarnas storlek torde tyda på att det handlar om uteslutande stimbildande fiskarter. Sålunda borde vetskap om sillens, tobisens eller andra fiskarters vandringar och deras beståndsfuktuationer kunna ge förklaringar, eller vägledning till att tolka skarvarnas vinteruppträdande i nordliga vatten. Tobisen är inte någon ekonomiskt viktig fiskart varför beståndsuppgifter för denna förefaller helt saknas.

Vad gäller sill utförde Öresundskonsortiet mätningar av beståndet i Öresund under åren 1993–98 (Nielsen m.fl. 1998). Totalt utfördes 27 ”hydroacoustic echo integration” och resultatet visar på ett stundtals oerhört sillbestånd i Öresund under framförallt höst och vinter. Mätningarna visar att sillen normalt når sitt maximum under höstarna, att den succesivt minskar under vintern samt att beståndet i Öresund är som minst under senvåren.

Öresund visar sig vara ett mycket viktigt område för den s.k. Rügensillen, den sill som leker i området runt framförallt Rügen. Rügensillen övervintrar i Öresund och rör sig söderut mot Rügen fr.o.m. vintern och tidig vår. Sillbestånd fluktuerar normalt och beståndet uppges till stor del bestå av individer från speciellt lyckade årskullar. Exempel på lyckade årskullar uppges 1988, 1991 och 1994 vara. Resultatet av de totalt 27 mätningarna visar årsmaximum från 45.000 ton (oktober 1995) till toppsiffran 165.000 ton i november 1997 – motsvarande 1125 miljoner sillar! Denna toppsiffra sammanfaller med skarvarnas absoluta topp på 12.000 ex i december 1997! Stora mängder sill har även noterats i september 1993 (119.000 ton), oktober 1994 (84.000 ton) samt november 1996 (88.000 ton).

Öresundskonsortiets mätningar kan tyda på att vi 1997–98 sett ett ovanligt stort sillbestånd i Öresund och att skarvarna opportunistiskt utnyttjat detta. För säkerhetsansvariga på Kastrup är möjligen hoppet om färre skarvar, i samband med att sillbeståndet återgår till lägre tätheter, en reell förhoppning. Emellertid är mätperioden 1993–98 kort och några jämförelser med tidigare år är, såvitt jag kunnat reda ut, inte möjliga.

En vuxen skarv äter under häckningstid omkring 350 gram fisk om dagen. Under sommaren minskar födointaget och i oktober ligger det på omkring 175 gram dagligen (Mortensen 1995). Om vi gissar, och räknar högt, äter skarvarna kanske omkring 250 gram fisk dagligen under högvintern. För 8000 skarvar i Öresund skulle detta innebära ett uttag på två ton per dag, eller 120 ton under perioden december–januari, den tid då skarvarna frekvent nyttjat sundet under senare vintrar. Om skarvarnas föda i huvudsak

utgörs av sill är detta ett i sanning marginellt uttag om Öresund härbergerar upp mot 165.000 ton sill under goda år! Det finns nämligen i sådant fall kvar 164.880 ton sill efter skarvarnas ”härjningar”!

Andersson m.fl. (1984) slår vidare fast att de skarvar som uppträder vintertid i Nordvästskåne är av den nordligt häckande rasen *carbo*. Detta antagande styrks av Oldén m.fl. (1985) som undersökte drunknad sjöfågel i Nordvästskåne under januari–februari 1985. Samtliga 11 undersökta storskarvar ansågs vara av rasen *carbo*. Att norska *carbo* övervintrar i området vet vi också genom bl.a. Mogstad & Røv (1997).

Andersson m.fl. (1984) slår vidare fast att ”sambandet mellan ett ökat antal danska övervintrare och en ökning av vinterbeståndet i södra Öresund i sen tid förefaller klart. Om tendensen till ökad övervintring i Sydsverige fortsätter, kan det innebära att Öresund och södra Kattegatt i en snar framtid blir ett gemensamt övervintringsområde för *carbo* och *sinensis*”.

Vi är nog där idag! De stora vinteransamlingarna av storskarv i Öresund under senare år består sannolikt till stor del av *sinensis*-skarvar. Den ökning av skarvpopulationerna vi under senare år sett i Danmark och södra Sverige har troligen genererat ett ökande antal fåglar som valt att stanna i området under vintern. Häckningssäsongen för flera danska kolonier har under senare år blivit allt längre, och numera finns det fåglar i vissa kolonier under näst intill hela året (Lars Lindell muntl.). Svenskfödda *sinensis* uppträder numera, under åtminstone vissa vintrar, i både Öresund och Kattegatt, vilket bl.a. visas av de 32 vinterfynden (Figur 2).

Mycket tyder på att skarvarna i Öresund under senare vintrar huvudsakligen varit danska och svenska *sinensis* – mellanskarvar.

## Tack

Stort tack riktas till Thomas Bregnballe, Preben Berg och Rolf Christiansen för uppgifter om förhållandet i Danmark, till Mogens Hansen för observationer från Kastrup, till Stig Lundin, Öresundskonsortiet för uppgifter om sillbestånd i Öresund, till RC för uppgifter om ringäterfynd, till Leif Nilsson för material från midvinterinventeringen av sjöfågel och till Martin Green för uppgifter ur Rrk:s arkiv.

Stort tack också till alla er som meddelat observationer av storskarvar under vintertid: Sven Splittorff, som för Fågelskydd Spillepens räkning står för flertalet av senare års skarvobservationer, samt till Ragnar Alm, Anders Blomdahl, Björn Elmlund, Falsterbo Fågelstation, Nick Gräntz, Hans Källan-

der, Daniel Melchert, Lars Nilsson, Kristian Ståhl och Thomas Svanberg. Vidare tack till Lars Lindell och Thomas Bregnballe för värdefulla synpunkter på manus.

Detta är Meddelande nr. 1 från Fågelskydd Spillepeng.

## Referenser

- Andersson, G., Karlsson, J. & Kjellén, N. 1984. Storskarven i Skåne. Tidigare förekomst och nutida uppträdande. *Anser* 23:109–124.
- Bregnballe, T. & Gregersen, J. 1995. Udviklingen i ynglebestanden af skarv *Phalacrocorax carbo sinensis* i Danmark 1939–1994. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 89: 119–134.
- Bregnballe, T., Frederiksen, M. & Gregersen, J. 1997. Seasonal distribution and timing of migration of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* breeding in Denmark. *Bird Study* 44: 257–276.
- FiSk – Fåglar i Skåne. 1975–1997.
- Lindell, L. & Jansson, T. 1994. Skarvarna i Kalmarsund. *Vår Fågelvärld suppl.* 20.
- Miljöministeriet. Skov- og naturstyrelsen. 1993. *Fuglene i de danske farvande.*
- Mogstad, D. T. & Røv, N. 1997. Movements of Norwegian Great Cormorants. Baccetti-Cherubini. In *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXVI* (1997): 145–151. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna.
- Mortensen, P. H. 1995. *Danske skarvers fødevalg 1992–94.* Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Nielsen, J. R., Lundgren, B., Staer, K. J., Jensen, T. F., Pedersen, J. & Poulsen, S. 1998. *Distribution, abundance and stock composition of heering (Clupea harengus) in the Sound (ICES Subdivision 23) during the autumn, winter and spring periods from September 1993 to May 1998.* ICES CM 1998/AA:9
- Oldén, B., Peterz, M. & Kollberg, B. 1985. Fisknätsdöd bland sjöfåglar – särskilt med avseende på problematiken i Nordvästskåne. *Anser* 24:159–180.

## Summary

### *Increasing numbers of wintering Cormorants of the race Phalacrocorax carbo sinensis in Öresund*

In December–January 1996/97, I saw for the first time very large gatherings of the Cormorant in Öresund, and during the following two winters the species has been recorded in numbers never seen before. The phenomenon is new and interesting but at the same time controversial. In the winter of 1998/99, a passenger aircraft almost flew into a large flock of Cormorants at Copenhagen airport. The personnel responsible for the air traffic safety are very worried about the large flocks of Cormorants in the area (Mogens Hansen in litt.). Hence there is good reason to study and monitor the species in Öresund.

## Methods and aims

In this paper I describe the known occurrence of the Cormorant during the mid-winter period in Öresund and adjacent waters. The number of Cormorants in the sometimes very large flock was estimated when the birds flew from one place to another. The counts were never exact, but usually fairly good since the passing flock usually was very long and extended. At some other occasions, the flock size was only roughly estimated with reference to a previous count. I also summarise known winter records from the region during earlier years. In addition, I list winter recoveries in northern areas of *sinensis* Cormorants ringed in Sweden. In the paper I refer to the birds of the northern populations as *carbo* and to birds breeding in Sweden and Denmark as *sinensis*.

## Observations

The records of Cormorants in southern Öresund during the winters of 1994–95 – 1998–99 are given in Table 1, and those from northwestern Scania in Table 3. The movements of the birds is shown in Figure 1. The large concentrations of birds seen from the Scanian coast probably have their roosting site on Saltholm and make feeding flights to the Lomma bay. This is confirmed by observations made by the personnel at Copenhagen airport. Observations there in the winter of 1998/99 showed that the flock often left Saltholm soon after dawn in a mainly northerly or north-westerly direction. Flights towards north-east or east cannot be seen from the airport.

## Older winter records

I have found few records of large gatherings of Cormorants in Öresund during earlier winters. For the period 1976–1997, large flocks have been reported only from northwestern Scania, for example 1200 passing Kullen in January 1990 and 1692 passing the same site in January 1992 (Tabell 3). The Danish ministry of environment (1993) reports from air counts in January–February 1987–89 at least 6000–11.000 Cormorants in Danish waters. Most birds were recorded around Fyn and Samsö. Another air count in winter 1993 covering "Danish waters and parts of Östersjön gave 14.697 Cormorants (Bregnballe et al. 1997). In recent years, Cormorants from Danish colonies have increasingly moved to the south-western coast of Sweden in late summer and autumn, rather than to waters in eastern Denmark and northern Germany as they did before.

There are no records of unusually large flocks in Danish waters in recent winters. Flocks larger than 500 are uncommon in Denmark after the winter of 1997/98 (Rolf Christensen in litt.). Continuous counts at Kongelunden, southern Amager, show normal occurrence, i.e. plenty of Cormorants during late summer and autumn, a maximum figure of 5400 on 6 October 1994, a sharp drop in November with lower temperatures. During December–February, only 25–250 birds stay in the northern part of the Køge bay (Preen Berg in litt.).

#### *Ring recoveries*

There are 19 recoveries during December–January, and another 13 in November and February, of newly dead *sinensis* ringed as young in Sweden (Table 2, Figure 2). In addition, there are 30 recoveries from northern waters in November–February, but with uncertain dates.

#### **Discussion**

There is no doubt about the large Cormorant concentrations in Öresund being a new phenomenon. It is

likely that it is *sinensis* Cormorants that has started to winter with increasing numbers in the region. The flock has rather continuous presence from mid December through January, but is observed rather sporadically before and after this period. This indicates that the flock has alternate feeding sites or that the flock splits and appears over larger areas.

Little is known about what the Cormorants eat, but the size of the flock indicates that it must be shoaling fish. Hence it is likely that knowledge about the movements and population fluctuations of herring, sand eels, and other species would help the interpretation of the winter occurrence of the Cormorants. Öresundskonsortiet estimated the amount of herring in Öresund in 1993–1998 (Nielsen et al. 1998). Maxima from 45,000 tons in October 1995 to 165,000 tons in November 1997 were found. The latter figure corresponds to 1125 million herrings! This maximum coincides with the peak number of Cormorants, 12,000 in December 1997. With a daily consumption of 250 g fish, the Cormorant winter flock will eat a total of 120 tons during December and January. With 165,000 tons of herring in a peak year, the total consumption is indeed marginal, less than 0.07%!

## The Swedish Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* population estimated by a capture-recapture technique

BENGT-OLOV STOLT

---

### Abstract

The number of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* leaving Sweden on autumn migration was estimated by a capture-recapture technique. A large number of Reed Warblers are ringed annually, mainly in July–September. During the same period, shortly after ringing, these birds leave Sweden on autumn migration directed south-west. One sample is recaptured at the south-western corner of Sweden, at Falsterbo Bird Observatory, and the capture-recapture technique can be used to estimate the size of the total population. The result of the calculation for the total number of Reed Warblers leaving Sweden each autumn was 3.3 million (95 % confidence interval  $\pm 0.86$  million). The corresponding number for the juvenile birds was 1.8 million ( $\pm 0.63$  million). Due to a low rate of recaptures of ringed adult birds at Falsterbo, the calculated total number may be too high, whereas the number achieved for juvenile

birds was judged to be more correct. Detailed analyses of available data support that about 1.8 million juvenile birds leave Sweden on autumn migration. Among them, 5.7 % are assumed to be of Finnish origin and 1 % are assumed to come from other areas outside Sweden. On the basis of available data on survival, breeding success, pair density and reed areas, the mean annual breeding population of Reed Warblers in Sweden, 1988–1993, was estimated to be about 500,000 to 600,000 pairs, which is a larger population than previously assumed.

*Bengt-Olov Stolt, Swedish Museum of Natural History, Bird Ringing Centre, Box 50 007, S-104 05 Stockholm, E-mail: bengt-olov.stolt@nrm.se*

---

Received 19 May 1998, Accepted 20 February 1999, Editor: S. Bensch

### Introduction

The size of an animal population can only exceptionally be assessed by direct counts of individuals. One indirect approach is the capture-recapture method, which has been frequently used in animal ecology (see Krebs 1978), but not much used in ornithology. The aim of this paper is to estimate the size of the Swedish Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* population by applying a capture–recapture technique on data from bird ringing, and to discuss what errors might influence the result obtained.

The Reed Warbler has successively expanded its distribution towards the north and north-east from the end of the last century to the middle of the 1970s (SOF 1990, Glutz 1991). During the period 1975–1992, the Swedish Reed Warbler population continued to increase, more or less continuously, and during 1992–1997, it has remained on a high level according to the index of the Swedish breeding bird census (Svensson 1997, 1998). The species breeds

mainly in reed beds standing in fresh water, preferably in eutrophic lakes, but also in reed beds bordering bays along the coast. The main distribution covers the southern parts of Sweden, to about 61° N, and parts of the coast of the Gulf of Bothnia. Suitable habitats for Reed Warblers seem to be lacking further north in Sweden, where the reed beds are less frequent.

More than a quarter of a million Reed Warblers were ringed in Sweden up to and including 1996 and 1,774 were recovered. An overwhelming majority of the birds ringed, as well as recovered, were captured in mist-nets. The ringing sites cover most of the breeding area in Sweden (Figure 1).

During the autumn migration, between end of July and early October, Reed Warblers leave Sweden heading south-west, towards winter quarters in tropical West Africa. The south-west directed autumn migration is evident from ringing recoveries (Figures 2 and 3). From the results of the Swedish part of the ACRO-project, a project initiated by EURING

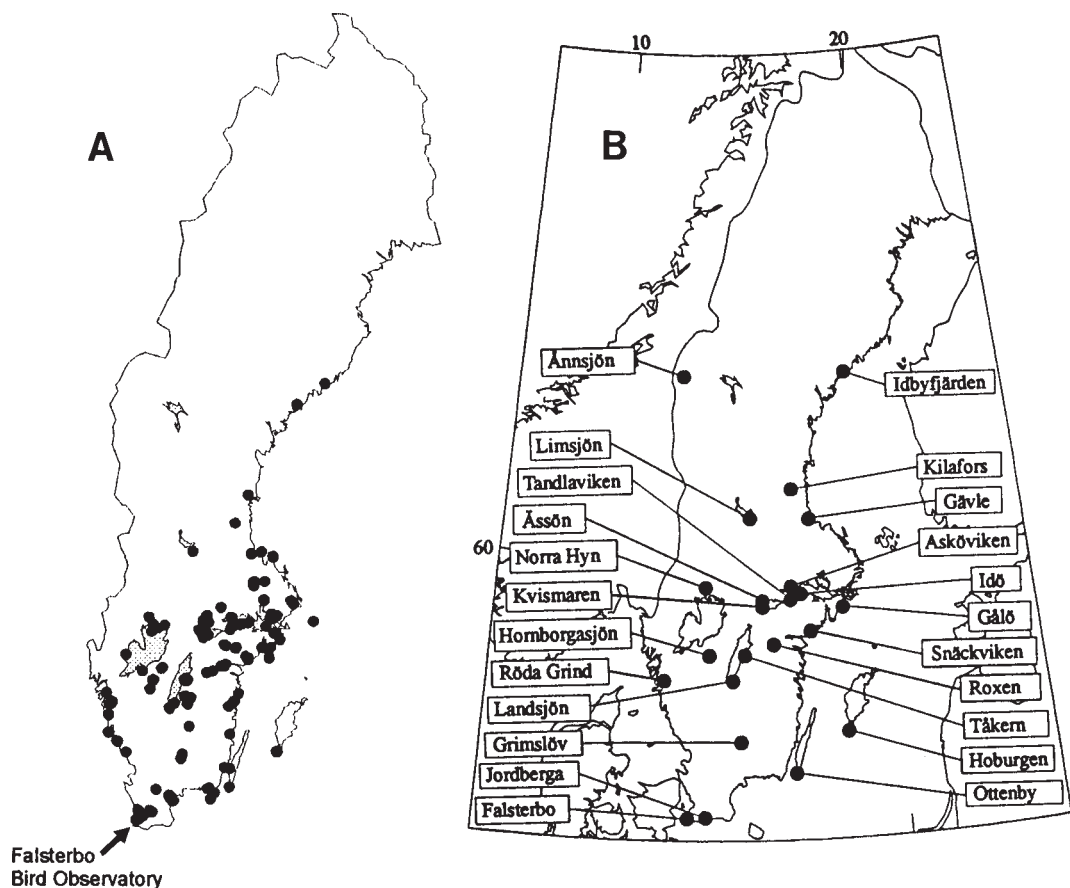


Figure 1. A. Locations of main ringing sites for Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* in Sweden. Only ringing sites for birds that were later recovered are included. The map can be said to show the main ringing sites because the mean number of Reed Warblers ringed per recovery is 157.

B. The ringing sites participating in the ACRO-project in Sweden (From Stolt et al. 1993). Reed Warblers were ringed at all the sites with the exception of the most north-western one, Ånnsjön, where mainly Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* were captured.

A. Geografisk fördelning av större märkplatser för rörsångare *Acrocephalus scirpaceus* i Sverige. Endast märkplatser för återfunna rörsångare är medtagna. Kartan kan sägas visa märkplatser med ett stort antal ringmärkta rörsångare, eftersom medeltalet märkta per återfynd är 157.

B. Märkplatser i det svenska ACRO-projektet (från Stolt et al. 1993). Rörsångare fångades vid samtliga märkplatser utom den längst i nordväst, Ånnsjön, där främst sävsångare fastnade i näten.

(the European Union for Bird Ringing), we know that adult Reed Warblers leave Sweden early in the season, shortly after completed breeding, in late July–August, and that juvenile birds follow from late July–early October (Stolt et al.1993).

### Capture-recapture method

The Petersen method is the first and simplest form of

capture-recapture technique used to study animal populations (Pollock et al. 1990). Briefly, when we capture, ring and release a known number of birds, the total population will consist of some individuals with a ring and some without a ring. In order to estimate the total population size we have to know the proportion of ringed birds in the population. This proportion can be estimated by recapture of a random sample and assuming that the sample will



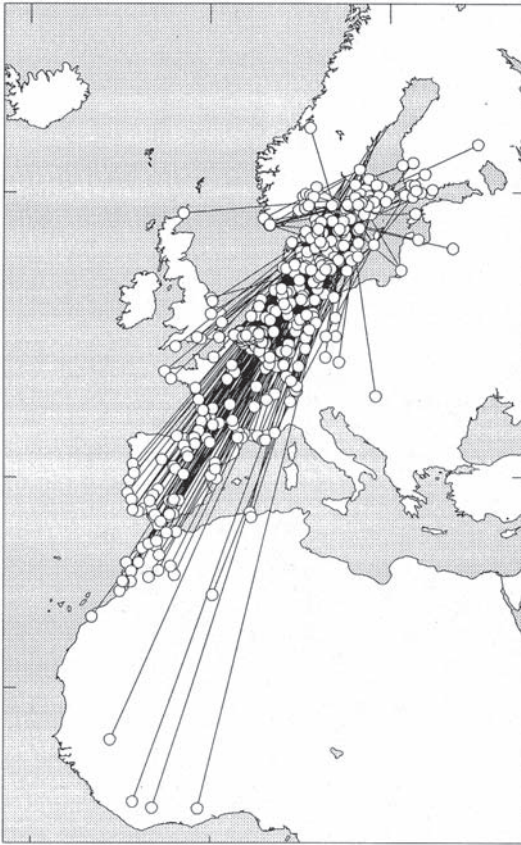


Figure 2. Geographical distribution of ringing recoveries, (n=1393), up to and including 1996, of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* ringed in Sweden, except those ringed at Falsterbo Bird Observatory. Each circle represents one or more recovered birds.

*Geografisk fördelning av återfynd (n=1393) till och med 1996 av rörsångare Acrocephalus scirpaceus märkta i Sverige, utom de som märkts vid Falsterbo fågelstation. Varje cirkel visar ett eller flera fynd.*

contain the same proportion of ringed birds as in the total population. The method is based on the following assumptions. First, that between capture and recapture the population is closed, which means that the proportion of ringed birds is not changed by for example births or immigration, which then would all be individuals without a ring. Second, birds with and without a ring should be equally likely to be captured. Third, rings are not lost. In the present study I have used this first simple form of the capture-recapture method. A modified version, compensating for bias in the above assumptions, and more

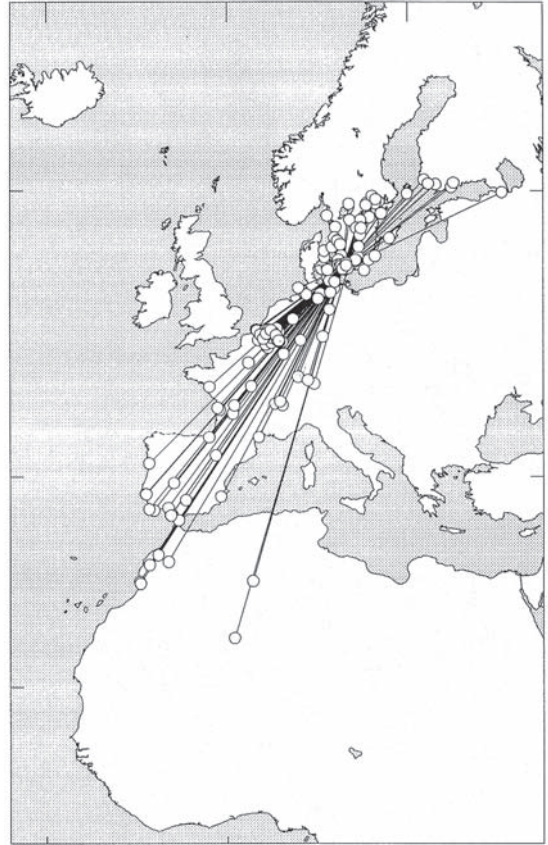


Figure 3. Geographical distribution of ringing recoveries, up to and including 1996, of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* ringed at Falsterbo Bird Observatory (n=265). Each circle represents one or more recovered birds.

*Geografisk fördelning av återfynd till och med 1996 av rörsångare Acrocephalus scirpaceus märkta vid Falsterbo fågelstation (n=265). Varje cirkel visar ett eller flera fynd.*

sophisticated models are described for instance in Pollock et al. (1990).

To estimate the size of the total population the following relation is used:

$$\text{Total population size} = \frac{\text{Number of birds ringed in the population} \times \text{Number of birds in "recapture" sample}}{\text{Number of birds with ring in "recapture" sample}}$$

For the Reed Warbler, a large number of individuals were ringed in Sweden, in autumn, annually in 1988–1993. When these birds, during the same time period, July–September, left Sweden on their south-west directed migration a sample was recaptured at Falsterbo Bird Observatory situated at the south-western corner of the country. The proportion of birds which already carried a ring when captured at Falsterbo was determined and used to estimate the size of the population.

Thus, by applying the capture-recapture technique we have a method to estimate the size of the Reed Warbler population leaving Sweden on migration. If we can identify the number of birds originating from areas outside Sweden, we can estimate the breeding Reed Warbler population in Sweden. The accuracy of the population estimate would be improved if the number of juvenile and adult birds in the autumn population could be separated.

## Material

The data included in this paper on birds ringed and recovered are stored at the Bird Ringing Centre, Swedish Museum of Natural History.

For the present estimate of the population size the numbers of Reed Warblers ringed and recovered during the years 1988–1993 were used. Many of the birds were ringed during the period July–September at permanent ringing sites participating in the Swedish part of the ACRO-project (Figure 1). During these six years the total number of Reed Warblers ringed in Sweden was 88,488 and of them 52,589 were ringed within the ACRO-project. For those ringed within the ACRO-project adult and juvenile birds are summed up separately. For those ringed at other sites only the total number of specimens ringed is available, not separated on adults and juveniles.

One important ringing site was situated at Falsterbo, at the south-western point of Sweden (Figure 1). In autumn, during the six years 1988–1993, more than 13,000 Reed Warblers were captured and ringed. The sample at Falsterbo was achieved through daily capturing during the period 21 July to 30 September.

Two different sets of data were used for the calculations. The first data set, included all individuals captured and ringed during the years 1988–1993. I used the annual totals published in the annual reports of the Swedish Bird Ringing Centre (Stolt et al. 1991, 1992a, 1992b, 1993, 1994, 1995). In these reports adults and juveniles are not separated. The numbers include, in addition to birds ringed during

July–October, also the adult birds ringed at spring arrival and during early summer (May–June).

Within the ACRO-project, separate ringing totals were available for adult birds as well. There were 6,894 adults ringed at other sites than Falsterbo, but none of them was recaptured at Falsterbo in the same year as it was ringed. Therefore, no separate calculation could be made for adult birds. Hence, the second data set included only juvenile birds captured and ringed within the ACRO-project during July–September 1988–1993.

The total number of birds recovered as dead, in the records at the Bird Ringing Centre, includes 126 Reed Warblers ringed as nestlings or first year birds. Out of these 126 birds 33 (26%) survived the first year, with limit 1 July, and 16 (48%) out of the 33 survived a second year and 9 (58%) survived a third year. After the third year the numbers are too small to allow for accurate survival estimates. However, longevity is relatively large. The three oldest birds from Swedish bird ringing were all controlled alive and between 10 and 12 years old.

Sweden is the main area of recruitment for Reed Warblers captured at Falsterbo in autumn. This is shown by the geographical distribution of recoveries (Figures 2 and 3). However, from recoveries of birds ringed in Finland as well as in Sweden, it is evident that the recruitment area for the Reed Warblers ringed in Sweden in autumn also includes part of south-western Finland. This part is approximately the Helsinki area and areas west of Helsinki, including the islands of Åland.

Seven Reed Warblers ringed at Falsterbo were recovered in Finland and 115 in Sweden. This indicates that 5.7% of the birds at Falsterbo originate from the Finnish population. This is a reasonable estimate if we assume that the chance of being recovered in Finland, e. g. get trapped in a Finnish ringer's mist-net, is about the same as being recovered in Sweden. The value of 5.7% might be a minimum, because also some of the birds ringed at Falsterbo and recovered in Sweden may originate in Finland, but caught while on migration through Sweden. On the other hand, 5.7% would be a too high estimate, if Finnish ringers are more efficient in capturing birds.

From recoveries of birds ringed in Sweden (Figure 2), and from recoveries of foreign ringed birds passing through Sweden in autumn, it is clear that some of the Reed Warblers originate in Norway and Estonia. However, they make up only a very small proportion of the total population. The Norwegian and Estonian birds probably represent less than 1%.

## Results

Considering the whole period of six years, 51 Reed Warblers were recaptured at Falsterbo of those ringed in the same year at other sites in Sweden. Of those ringed within the ACRO project 28 juvenile birds were recaptured at Falsterbo (Tables 1 and 2).

The number of recaptured already ringed birds varied considerably between the years, and was small, especially in 1988, 1991 and 1993. This variation is probably partly random. Therefore, the calculations for separate years contain a large degree of uncertainty. Calculations for the separate years, give total autumn population estimates of Reed Warblers leaving Sweden between 2.4 million and 6.6 million. The mean value for the six years is 3.26 million with 95% confidence limits of  $\pm 0.86$  million (Petersen estimate, according to Coughley 1977).

The annual estimated number of juvenile Reed Warblers leaving Sweden varies between 1.4 million and 5.3 million birds. The mean value is 1.82 million with 95% confidence limits of  $\pm 0.63$  million (Petersen estimate, according to Coughley 1977). A total number of 3.26 million birds of which 1.82 million were calculated to be juveniles suggests an adult population of 1.4 million birds.

In order to estimate the size of the Swedish breeding population we have to identify the number of

birds, of those leaving Sweden in autumn, that originate from areas outside Sweden. These numbers were estimated to be 5.7% from Finland and 1% from other areas outside Sweden. After these reductions, we obtain (Table 3) an estimated number of 1.34 million adult birds leaving Sweden in autumn and an estimated number of 82 thousand adults passing Sweden on migration from Finland. This corresponds to an estimated number of about 670,000 pairs from Sweden and about 40,000 pairs from Finland, e. g. from the south-western part of Finland.

## Discussion

What sources of error may influence the results? How reliable is the estimate of 670,000 breeding pairs of Reed Warblers in Sweden? How does this estimate correspond to the calculated number of juveniles when related to available data on breeding success per pair and to survival of adults and juveniles?

### Sources of error

A crucial assumption is that the recaptured sample at Falsterbo contains the same proportion of ringed birds as in the total population. If the ringed birds in

Table 1. Capture-recapture figures and estimates made from the total number (adults + juveniles) of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* ringed in Sweden during the years 1988–1993. Recaptures at Falsterbo include only birds ringed the same year at other sites in Sweden.

*Fångst-återfångst siffror med uppskattningar beräknade från totala antalet (gamla + ungfåglar) rörsångare märkta i Sverige åren 1988–1993. I återfångsterna i Falsterbo ingår endast fåglar märkta samma år på någon annan plats i Sverige.*

Year	Ringed in Sweden excluding Falsterbo	Ringed at Falsterbo	Recaptures at Falsterbo	Estimated number leaving Sweden in autumn
År	Märkta i Sverige utom Falsterbo	Märkta i Falsterbo	Återfångster i Falsterbo	Uppskattat antal som lämnar Sverige under hösten
1988	11,481	2,883	5	6,619,945
1989	10,986	1,993	9	2,432,789
1990	14,963	1,775	11	2,414,484
1991	9,238	1,744	3	5,370,357
1992	15,605	3,307	19	2,716,091
1993	12,936	1,577	4	5,100,018
1988–1993	75,209	13,279	51	3,263,727 (per year)

Table 2. Capture-recapture figures and estimates made from the number of juvenile Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* ringed within the Swedish ACRO-project during July–September 1988–1993. Recaptures at Falsterbo include only juveniles ringed the same year at other sites within the Swedish ACRO-project.

*Fångst-återfångst siffror med uppskattningar beräknade utifrån antal ungfåglar märkta i svenska delen av ACRO-projektet under juli–september 1988–1993. Återfångster vid Falsterbo innefattar endast ungfåglar märkta samma år vid andra svenska märkplatser inom ACRO-projektet.*

Year År	Ringed excluding Falsterbo <i>Märkta utom Falsterbo</i>	Ringed at Falsterbo <i>Märkta vid Falsterbo</i>	Recaptures at Falsterbo 1 <i>Återfångade vid Falsterbo</i>	Estimated number of juvenile Reed Warblers leaving Sweden in autumn <i>Uppskattat antal ungfåglar av rörsångare som lämnar Sverige under hösten</i>
1988	5,168	1,872	3	3,224,832
1989	4,518	1,278	4	1,443,501
1990	6,709	1,309	6	1,463,680
1991	4,368	1,211	1	5,289,648
1992	8,075	2,426	11	1,780,905
1993	4,255	1,166	3	1,653,777
1988–1993	33,093	9,262	28	1,824,449 (per year)

the sample are underrepresented the calculated total value will be too high, if the birds with rings are over-represented the value will be too low. There are at least two main factors, the period of capturing (21 July – 30 September) and the direction of autumn migration, that speak for Falsterbo as a convenient site for recapturing a representative sample of the total population.

Important to the present analysis is whether a bird once captured in a mistnet would learn to avoid being captured once again. A permanent mist-net site situated within the territory of a breeding bird, would probably be learnt to be avoided by the bird. This is not likely to be the case for nets in a new position or at a new ringing site. Evidently, it is difficult for a bird to perceive the net as an obstacle for passage, but the bird may learn to avoid passing through the site of the net if it has been captured there repeatedly. In other words, the chance of capturing a migrating Reed Warbler upon its arrival at a new stopover locality, as at Falsterbo, should not be influenced by whether the bird has been captured earlier at another ringing site, or not. It seems not appropriate to reduce the achieved values for this reason.

The probability to capture a bird at a new stopover site is probably largest just at the arrival during the first morning hours. At that time, the chance to capture a bird may be about the same for juveniles

and adults. However, adult birds evidently perform their autumn migration faster than juvenile birds (cf. Fransson 1995) and with shorter stopovers (cf. Ellegren 1991). Therefore, the probability to capture an adult bird at a stopover site is less than the probability of capturing a juvenile bird. Furthermore, the migration period for juveniles leaving Sweden is about twice as long as that for adults. This means that we should expect adults to be underrepresented among the birds recaptured at Falsterbo, and, actually, the recaptures at Falsterbo included only two adults out of 51 recaptured Reed Warblers ringed in the same year at other sites in Sweden. That is only 4% adults.

Obviously, in the sample of recaptures of ringed birds at Falsterbo, adults are underrepresented in comparison with ringed adults in the total population. This indicates that the calculated value for the total population of Reed Warblers, where adults are included, may be somewhat too high.

Ringed juveniles are recaptured in much larger number than adults and are probably represented in the same proportion in the recaptured sample as in the total population. If the proportion of recaptured ringed juveniles, for some unknown reason, is too high, this would mean that the calculated value for the number of juveniles is too low.

In the present study, I estimate the total population size of Reed Warblers leaving Sweden in autumn to

Table 3. Estimated numbers of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* leaving Sweden in autumn and their recruitment areas.

*Uppskattade antal rörsångare som lämnar Sverige under hösten fördelade på olika rekryteringsområden*

Population	Total number	Juveniles	Adults (i.e. the difference between total number and juveniles)
<i>Population</i>	<i>Totalt antal</i>	<i>Ungfåglar</i>	<i>Gamla (totala antalet minus ungfågarna)</i>
A. Birds leaving Sweden in autumn <i>Fåglar som lämnar Sverige under hösten</i>	3,263,727	1,824,448	1,439,279
B. From Finland (5.7%) <i>Från Finland</i>	186,032	103,994	82,038
C. From other areas outside Sweden (1%) <i>Från andra områden utanför Sverige</i>	32,637	18,244	14,393
D. From Sweden [D = A – (B + C)] <i>Från Sverige</i>	3,045,058 (100%)	1,702,210 (55.9%)	1,342,848 (44.1%)

be 3.26 million birds. The number of juveniles was 1.82 million. According to the discussion above it seems reasonable to accept the value for juveniles. The value for the total population is more uncertain because of the low number of recaptured ringed adult birds on migration at Falsterbo.

#### *Breeding success*

It would be possible to estimate the number of breeding pairs from the number of juveniles in the autumn population if we knew the breeding success per pair. Nilsson & Persson (1986) found at a lake in Skåne in 1983 a breeding success of 1.52 fledglings per breeding attempt. Pairs made several breeding attempts per territory and the overall production during the breeding season was 3.64 fledglings/territory. Cramp (1992) mentions the following values for the number of fledglings per brood: 1.7–1.8 from Poland, 1.31 and 1.85 from England and 2.15 from Bayern. The mean brood size for 155 nests, available at the Swedish Bird Ringing Centre, was 3.4 recorded as the number of nestlings alive at the time for ringing. The frequency of second broods in Sweden is unknown, thus, it is difficult to estimate

the number of breeding pairs needed to produce 1,702,210 juveniles (see Table 3) leaving Sweden. Two juveniles produced per pair corresponds to 851,105 pairs, and 3.4 juveniles per pair to 500,650 breeding pairs. There is also an unknown number of juveniles lost during the period between they leave the nest until they leave Sweden, which implies that the number of fledged birds actually produced should be somewhat higher than 1.7 million and the number of breeding pairs should be higher than half a million.

#### *Survival*

An estimate of the number of breeding pairs can also be done from the number of juveniles in the autumn population if we know the survival of juveniles and adults. However, there are few data on survival available. The recoveries, at the Swedish Bird Ringing Centre, of Reed Warblers found dead indicate a first year survival of 26% and an adult survival of about 50%. Bensch (1983) found at Kvismaren a somewhat higher adult survival of 58.6% from controls of living birds, and he also mentions 56% and 51% from two British studies. Balmer & Peach

(1998) report an adult survival of 49.6% from Britain and Ireland.

For a constant population size and an annual adult survival rate of 50% one adult in each pair has on average to be replaced by a juvenile bird. If the survival of the juveniles from the time they leave Sweden and until they return next year is only about 26%, this means that the size of the juvenile population, at that time, should be almost twice as large as the adult population (67% juveniles and 33% adults),

Assuming that the survival rate of juveniles is 26%, 442 thousand of those from Sweden will return each spring from their African winter quarters. If we also assume that this number corresponds to those adults that each year are replaced by first year breeders the population in Sweden would consist of 442 thousand pairs. If the survival of the juveniles during the period outside Sweden is larger than 26%, the number of pairs will be larger than 442 thousand. Probably, the survival rate of first year Reed Warblers is not equally distributed over the months, however, assuming this is the case, the survival during nine months should be larger than for a full year (35% instead of 26%). A survival rate of 35% for the 9 months period would correspond to about 596 thousand birds returning to Sweden the following year. With one adult annually being replaced by a juvenile, this would result in a breeding population of about 600 thousand pairs.

#### *Pair density and reed area*

For passerine songbirds, national estimates of numbers of breeding pairs are mainly based on counts of singing males within restricted areas. A calculated density of singing males is then combined with a nation-wide estimate of the available area of the breeding habitat preferred by the species. In the case of the Reed Warbler, estimates of pair density are also derived from the density number of nests. Nilsson & Persson (1986) report from a study area of 0.9 ha at Lake Björkesåkrasjön in Skåne a density of 28 pairs/ha reed, and from other studies they cite densities between 7 pairs/ha and 30 pairs/ha, in one extreme case 61 pairs/ha. In lake Tåkern, Nilsson et al. (1982) found a density of 19.6 nests/ha. I have not found any specific estimate of the total area of reeds in Sweden, but Ulfstrand and Högstedt (1976) mention, in connection with their population estimate for the Water Rail, that the reed area is about 1,000 km<sup>2</sup>. A more recent estimate made by Torsten Larsson (pers. comm.) is in the range 1,000–2,000 km<sup>2</sup>. Tjernberg (1996) assumes a mean breeding density

of 300 pairs per km<sup>2</sup> which would mean a breeding population of 300,000–600,000 pairs.

#### *Earlier estimates*

Information on the numbers of breeding pairs of Reed Warblers is available for many countries in northern Europe. For the Reed Warbler Glutz (1991) mentions 10,000 pairs for Finland. Cramp (1992) lists 1,500–3,000 pairs for Norway, 15 000 pairs for Finland and 8,000–10,000 pairs for Estonia, all three estimates from the late 1980s. Koskimies (1993) gives 15,000–20,000 pairs for Finland and 1,000–10,000 pairs for Norway. The most recent population estimate in Finland is 15,000 pairs with an annual range of 12,000–20,000 pairs. About 2,000 of those 15,000 pairs breed in lakes, the rest on coastal bays (Väisänen et al. in press).

For the Reed Warbler in Sweden, Ulfstrand & Högstedt (1976) suggested 100,000 pairs and Cramp (1992) mentions 150,000 pairs. Koskimies (1993) suggests a breeding population of 250,000–500,000 pairs for the year 1987. The latter number was compiled by a working group set up by the Nordic Council of Ministers in 1985 to obtain the most accurate information on population sizes in the early 1990s. The method used for the Reed Warbler is not described in detail, however, it is based on the inventories and censuses believed to give the most suitable nation-wide estimate. Tucker & Heath (1994) give the same number of pairs as Koskimies. According to a graph in Hagemeyer & Blair (1997), the Swedish population is the second largest in Europe after the Romanian, which is about five times as large as the Swedish.

#### *Conclusion*

The number of juvenile Reed Warblers leaving Sweden in autumn is estimated to be about 1.8 million birds. Out of those, about 1.7 million birds are assumed to be of Swedish and about 100,000 of Finnish origin. Adult birds are recaptured at Falsterbo less frequently than expected. This is probably caused by a faster migration with shorter stopovers than in juveniles. Recaptures of juveniles are much more frequent and are thought to be in the same proportion as there are ringed juvenile birds in the total population. On the basis of the results and calculations given in the present study it seems reasonable to estimate the mean breeding Swedish Reed Warbler population to be between 500,000 and 600,000 pairs.

The Swedish Reed Warbler population has previously been estimated at between 250,000 and 500,000 pairs (Koskimies 1993). The size of the Reed Warbler population can be estimated in different ways, and all methods are associated with errors. This is inevitable, because of the annual variation in population size and the temporal and geographical variation in survival and breeding success. However, different calculations in the present study all point to estimates of the same order of magnitude, i.e. about 500,000 – 600,000 pairs as a mean annual value for the period 1988–1993. This is a somewhat larger number of pairs in Sweden than previously assumed.

### Acknowledgement

I would like to thank Thord Fransson and Hans Rytman for valuable discussions and help with maps and statistics. Bo Sällström and Lennart Ekström collocated part of the recovery and ringing data, Ante Strand contributed with literature and Torsten Larsson with information on reed area. Staffan Bensch and two anonymous referees gave valuable comments on the manuscript. Ringing and recovery data used in this paper are stored at the Bird Ringing Centre, Swedish Museum of Natural History, Stockholm. Last but not least, the inputs that made this paper possible stem from the valuable work performed by the Swedish bird ringers, especially those taking part in the EURING ACRO-project. Among them, the ringers at Falsterbo Bird Observatory possessed a key role for the present study.

### References

Balmer, D. & Peach, W. 1998. Constant Effort Ringing in Britain and Ireland. *Euring Newsletter* 2: 18–21.

Bensch, S. 1983. Överlevnaden hos rör- och sävsångare vid Kvismaren. Pp. 8–13 in *Verksamheten vid Kvismare fågelstation 1982*. Örebro.

Coughley, G. 1977. Chapter 10 in *Analysis of Vertebrate Populations*. John Wiley & Sons, London.

Cramp, S (ed.) 1992. *The Birds of the Western Palearctic* Vol. VI. Oxford University Press, Oxford.

Ellegren, H. 1991. Stopover ecology of autumn migrating Bluethroats *Luscinia s. svecica* in relation to age and sex. *Ornis Scandinavica* 22: 340–348.

Fransson, T. 1995. Timing and speed of migration in North and West European populations of *Sylvia* warblers. *Journal of Avian Biology* 26: 39–48.

Glutz (ed) 1991. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 12/I. Akad. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Koskimies, P. 1993. Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic countries. Report from a working group under the Nordic Council of Ministers. Helsinki.

Hagemeijer, E. J. M. & Blair, M. J. (Editors) 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. and A. D. Poyser, London

Krebs C. J. 1978. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Second Edition. Harper International Edition.

Nilsson, L., Nilsson, P. & Sandberg, H. 1982. Häckfågelinventering i vass, särskilt av vattenrall *Rallus aquaticus* och rörsångare *Acrocephalus scirpaceus*. *Vår Fågelvärld* 41: 26–28.

Nilsson, L. & Persson, H. 1986. Boplatssval, kullstorlek och häckningsframgång hos en skånsk rörsångarpopulation. *Vår Fågelvärld* 45: 341–346.

Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C. & Hines, J. E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* no. 107.

SOF. 1990. *Sveriges fåglar*. 2:a uppl. Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1991. *Report on Swedish Bird Ringing for 1988*. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1992a. *Report on Swedish Bird Ringing for 1989*. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1992b. *Report on Swedish Bird Ringing for 1990*. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1993. *Report on Swedish Bird Ringing for 1991*. Pp. 10–18, The EURING Acroproject in Sweden in 1988–1992. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Malmgren, B., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1994. *Report on Swedish Bird Ringing for 1992*. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Stolt, B.-O., Ekström, L., Fransson, T., Staav, R., Sällström, B. & Sällström, U. B. 1995. *Report on Swedish Bird Ringing for 1993*. Swedish Museum of Natural History, Stockholm.

Svensson, S. 1997. Svenska häckfågeltaxeringen 1996. In *SOF 1997. Fågelåret 1996*. Stockholm.

Svensson, S. 1998. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 1997. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.

Tjernberg, M. 1996. Upplands fågelfauna. Chapter 9 in *Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år*, Fredriksson, R. & M. Tjernberg (eds.). Fåglari Uppland, supplement 2. Uppsala.

Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. Birds in Europe. Their Conservation Status. Cambridge, U. K.: *BirdLife International. BirdLife Conservation Series* no. 3.

Ulfstrand, S. & Högstedt, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15: 1–32.

Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. in press. *Distribution, numbers and population changes of Finnish birds*. (In Finnish with summary in English). Otava, Helsinki.

## Sammanfattning

*Den svenska populationen av rörsångare Acrocephalus scirpaceus uppskattad med fångst-återfångst teknik*

Att uppskatta en populations storlek med hjälp av fångst-återfångst går i korthet till på följande sätt. När vi fångar, ringmärker och åter släpper ett känt antal fåglar kommer hela populationen att bestå av ett antal fåglar med ring och ett antal utan ring. För att uppskatta hela populationens storlek behöver vi veta hur stor andel av fåglarna som är ringmärkta. Den andelen kan uppskattas om vi återfångar ett slumpvis stickprov och förutsätter att återfångsten innehåller samma proportion ringmärkta fåglar som i hela populationen.

Av rörsångare ringmärktes ett stort antal i Sverige under månaderna juli – september 1988–1993. När fåglarna under samma tidsperiod sedan lämnade Sverige på flyttning mot sydväst återfångades ett stickprov ur populationen i Falsterbo där fångst av rörsångare dessa år bedrevs dagligen från 21 juli till 30 september. Ur fångsten vid Falsterbo kunde andelen fåglar med och utan ring bestämmas.

Genom att använda fångst-återfångsteknik har vi alltså en möjlighet att uppskatta det antal rörsångare som årligen lämnar Sverige under höstflyttningen. För att sedan beräkna storleken på det häckande beståndet i Sverige behöver vi dra ifrån det antal fåglar som på sin väg mot vinterkvarteren flyttar genom Sverige från främst Finland men i någon mån också från Norge och Estland. Möjligheten att få någorlunda bra uppskattningar ökar om gamla fåglar och årsungar kan särskiljas.

## Material

För beräkningarna användes två serier av data, båda insamlade under åren 1988–1993. I den första serien ingick alla rörsångare ringmärkta dessa år (Tabell 1). Siffrorna hämtades från Ringmärkningscentralens årsrapporter (Stolt et al. 1991, 1992a, 1992b, 1993, 1994, 1995), där dock årsungar och äldre fåglar inte är åtskilda i årssummorna. I den andra serien ingick endast årsungar fångade och ringmärkta inom ett särskilt forskningsprojekt, ACRO-projektet, initierat av EURING, den europeiska ringmärkningsunionen, och med ett 20-tal fångstplatser i Sverige under åren 1988–1993 (Tabell 2). Fångstplatsernas fördelning i Sverige framgår av Figur 1.

Ungfåglar fångas i större antal än gamla fåglar. Detta är särskilt påtagligt under flyttningen och på

grund av det ringa antalet återfångade gamla fåglar vid Falsterbo har ingen serie med enbart gamla fåglar använts för beräkningar.

Upptagningsområdet för rörsångare fångade under flyttning i Falsterbo är i huvudsak Sverige. Detta framgår av den samlade mängden ringmärknings-återfynd (Figur 2 och 3). Det är emellertid tydligt att även en del utländska fåglar, främst finska, ingår. Sju rörsångare märkta i Falsterbo är funna i Finland och 115 i Sverige. Detta tyder på att åtminstone 5,7% är från Finland. Från Norge och andra länder, främst Estland, kommer en mindre andel, som uppskattas till mindre än 1%.

## Resultat

För enskilda år varierar antalet återfångster en hel del och siffrorna är låga vissa år, särskilt 1988, 1991 och 1993 (Tabell 1 och 2). Beräkningarna för enskilda år är därför mycket osäkra. Beräknat för enskilda år varierar den totala populationen som lämnar Sverige mellan 2,4 miljoner och 6,6 miljoner fåglar. Medelvärdet för de sex åren är 3,26 miljoner med 95% konfidensintervall  $\pm 0,86$  miljoner eller 2,4 miljoner – 4,1 miljoner (Petersen estimate, enligt Coughley 1977).

Motsvarande siffror för enbart ungfåglar som lämnar Sverige varierar mellan 1,4 miljoner och 5,3 miljoner. Medelvärdet är 1,82 miljoner och 95% konfidensintervall  $\pm 0,63$  miljoner eller 1,20 miljoner – 2,45 miljoner (Petersen estimate, enligt Coughley 1977). Ett totalt antal rörsångare på 3,26 miljoner varav 1,82 miljoner ungfåglar betyder att 1,44 miljoner eller 44,1% är gamla fåglar. Minskar vi siffran för gamla fåglar med det antal som förmodas komma från utlandet finner vi att de svenska fåglarna bör vara 1,34 miljoner gamla fåglar vilket motsvarar ungefär 670.000 par.

## Diskussion

Ett viktigt antagande är att återfångsten i Falsterbo innehåller ringmärkta fåglar i samma proportion som i hela populationen. Rörsångarnas flyttningsriktning och flyttningsperioden från slutet av juli till början av september talar för att fångsten i Falsterbo ska utgöra ett bra stickprov ur hela populationen. Ingenting har heller framkommit som pekar på att unga rörsångare, som fångats en gång och ringmärkts, skulle ha lärt sig att undvika att bli fångade en andra gång på ett nytt ställe. Återfångsterna i Falsterbo innehöll emellertid endast 2 gamla fåglar utav 51 återfångade rörsångare märkta tidigare sam-



ma år på annan plats i Sverige. Detta är endast 4 % gamla fåglar och uppenbarligen en mindre andel än vad som märkts i hela populationen. Förklaringen till det låga antalet gamla fåglar i återfångsten är förmodligen ett snabbare flyttningsförlopp (jfr Fransson 1995) med kortare rastuppehåll (jfr Ellegren 1991). Vi vet också att perioden för de unga rörsångarnas bortflyttning från Sverige är ungefär dubbelt så lång som de gamlas (Stolt et al. 1993). Det låga antalet återfångade gamla innebär att det beräknade värdet för totalpopulationen i Sverige, där gamla fåglar ingår, kan vara något för högt. Ringmärkta årsungar återfångades i mycket större antal och antas vara representerade med samma andel i återfångsten som i hela populationen. Antalet ungfåglar beräknades till ca 1,8 miljoner. Det förefaller rimligt att acceptera denna siffra, medan däremot värdet för hela populationen är mer osäkert beroende på det ringa antalet gamla fåglar i återfångsten.

Med kännedom om rörsångarens häckningsframgång skulle det vara möjligt att uppskatta hela populationen utifrån antalet ungfåglar som lämnar Sverige på hösten. Cramp (1992) nämner från ett antal studier mellan 1,31 och 2,15 flygga ungar per kull. Antal levande ungar per bo vid ringmärkningsstillfallet var 3,4 i ett material på Ringmärkningscentralen omfattande 155 bon. Räknar vi med 3,4 ungar per par, vilket förmodligen är högt, ger detta 500.650 par. Antagligen har också ett antal ungar gått förloerade från de blir flygga till de lämnar Sverige på sin första höstflyttning vilket också tyder på ett högre antal häckande par än en halv miljon.

Med kännedom om överlevnaden för unga och gamla fåglar skulle antalet häckande par också kunna uppskattas utifrån det antal ungfåglar som lämnar Sverige på hösten. Antalet svenska återfynd av rörsångare märkta som årsungar och påträffade döda är 126. Åldersfördelningen ger 26% överlevnad första året med gräns första juli och en överlevnad på ca 50% för äldre fåglar. Med 50% överlevnad för gamla fåglar behöver varannan gammal fågel ersättas årligen för att bibehålla en konstant populationsstorlek. Om vi antar 26% överlevnad för ungfåglar kommer 442.575 av de från Sverige att återvända efter ett år. Eftersom fåglarna inte är borta från Sverige 12

månader utan endast under 9 månader kan vi, om vi antar att överlevnaden är jämnt fördelad mellan månaderna, räkna upp siffran till 595.774. Med 50% överlevnad för gamla fåglar och samma resonemang som ovan skulle vi alltså få nästan 600.000 häckande par.

I litteraturen finns en rad uppgifter om partäthet eller antal bon inom begränsade ytor. Nilsson & Persson (1986) fann 28 par/ha vass i Björkesåkra-sjön i Skåne och Nilsson et al. (1982) fann 19,6 bon/ha i Tåkern. Tjernberg (1996) antar en genomsnittlig täthet av 300 par/km<sup>2</sup> vass i Uppland. Jag har inte funnit någon publicerad studie av den svenska vassarealen men Torsten Larsson (pers. comm.) har uppskattat vassarealen till mellan 1.000 och 2.000 km<sup>2</sup>. Siffrorna är naturligtvis osäkra, men med 300 par/km<sup>2</sup> får vi för hela landet 300.000 – 600.000 par.

Bland tidigare publicerade uppgifter om antalet häckande par av rörsångare i Sverige kan nämnas 100.000 par (Ulfstrand & Högstedt 1976), 150.000 par (Cramp 1992), 250.000 – 500.000 par (Koskimies 1993) och samma siffror (Tucker & Heath 1994). Enligt ett diagram i Hagemeyer & Blair (1997) är det svenska beståndet det näst största i Europa efter det rumänska, som är fem gånger större än det svenska.

Sammanfattningsvis har antalet ungfåglar som lämnar Sverige på hösten uppskattats till 1,8 miljoner av vilka 1,7 miljoner antas vara svenska och 100.000 vara finska fåglar. Med en förmodad överlevnad på 35% under de nio månader det dröjer innan fåglarna återvänder till Sverige får vi en populationsstorlek på ca 600.000 par om det antas, enligt resonemanget ovan, att en gammal fågel varje år måste ersättas av en ny för att upprätthålla en konstant populationsstorlek.

Rörsångarens populationsstorlek kan uppskattas på olika sätt. Resultaten blir ofrånkomligen ganska grova uppskattningar beroende inte minst på den stora variationen mellan år och på variationen i tid och rum i häckningsframgång och överlevnad. Trots osäkerheten kan vi konstatera att de uppskattningar som här gjorts på olika sätt alla slutar på ungefär samma nivå, ungefär 500.000 – 600.000 par rörsångare i Sverige under perioden 1988–1993.



## Strömstaren *Cinclus cinclus* och försurningen: beståndsutveckling, häckningsresultat och födoval i sydvästra Sverige

MATTI ÅHLUND, ROLAND BÖRJESSON, EVA ENGBLOM, MATS O. G. ERIKSSON, PÄR-ERIK LINGDELL, KÅRE STRÖM & INGEMAR ÅHLUND

---

### Abstract

Breeding Dippers were surveyed at 45 streams in south-western Sweden in 1974–1978 and in 1990–1992. Dippers bred at 37 streams (65 sites) in 1974–1978 and 38 streams (74 sites) in 1990–1992. The breeding frequency, and the change in breeding frequency from 1974–1978 to 1990–1992, did not differ between streams with different history of acidity. Also, clutch size and brood size were similar along neutral, formerly acidic, and acidic streams. We analysed by faeces the diet of adult Dippers in 30 breeding pairs in 1991. Their diet at neutral, formerly acidic and acidic streams showed no clear differences; preferred prey seemed to be available even on acidic streams. So, in contrast to studies in Scotland and Wales, we found no apparent effects of stream acidity on breeding Dippers in this pilot study.

*Matti Åhlund, Department of Zoology, Göteborg University, Box 463, SE 405 30 Göteborg, Sweden. E-mail m.ahlund@zool.gu.se.*

*Roland Börjesson, Egnahemsgatan 11, SE 442 30 Kungälv, Sweden.*

*Eva Engblom & Pär-Erik Lingdell, Limnodata HB, Gunnilbo 20C, SE 739 92 Skinnskatteberg, Sweden.*

*Mats O. G. Eriksson, Tommered 6483, SE 437 92 Lindome, Sweden.*

*Kåre Ström, Tvetgatan 277, SE 442 33 Kungälv, Sweden. Ingemar Åhlund, Kristinebergsvägen 6, SE 451 44 Uddevalla, Sweden.*

---

Received 19 November 1998, Accepted 15 April 1999, Editor R. Sandberg

### Inledning

Strömstaren är knuten till rinnande vatten för både häckning och födosök. Födan består nästan uteslutande av vattenlevande smådjur (Cramp 1988). Strömstaren kan därför vara sårbar vid ändringar i vattenkvalitén, och framför allt har påverkan av försurningen på födans kvalitet och kvantitet uppmärksamats (Eriksson 1991). Omfattande undersökningar i Storbritannien har visat att strömstaren minskat i antal och att häckningen gått sämre vid sura vattendrag än vid neutrala, och mycket tyder på att detta orsakats av sämre tillgång på föda av god kvalitet (Tyler & Ormerod 1992). Dessutom finns misstankar om att strömstaren lokalt har försvunnit eller minskat på grund av försurning i Tyskland (Kaiser 1985), Norge (Efteland 1994) och södra fjällkedjan i Sverige (Statens naturvårdsverk 1986).

Kunskapen om beståndsändringar, häckningsresultat och bytesval i Sverige är emellertid begränsad, särskilt i förhållande till försurade vattendrag (Eriksson 1991). I denna uppsats belyser vi beståndsut-

vecklingen, häckningsframgången och bytesvalet hos häckande strömstare i sydvästra Sverige. Där kontrollerades i mitten av 1970-talet omkring 100 häckningslokaler för strömstare (Fredriksson 1982). Genom att åter inventera dessa lokaler ville vi ta reda på om det fanns några samband mellan beståndsutvecklingen och vattendragens försurningshistoria. Dessutom gjorde vi en analys av födoval i förhållande till försurningen. Slutligen ville vi se om det fanns omedelbara behov av att närmare undersöka hur en topp-predator (strömstaren) och dess bytesdjur påverkas av försurning och exponering för metaller också i Sverige.

### Material och metoder

#### Häckningsuppgifter

Fredriksson (1982) inventerade omkring 100 häckningslokaler, huvudsakligen mellan 1974 och 1978. I några fall har uppgifter från näraliggande år också

använts. Uppgifterna har kompletterats med data från den lokala rapportkommittén för Västkusten (Göteborgs ornitologiska förening, opubl.). Åttio av lokalerna återbesöktes 1990–1992. De fördelade sig på 45 vattendrag, och dessa har behandlats som oberoende provtagningsenheter i analyserna. Inventeringsmetoderna och arbetsinsatserna var likvärdiga i de båda inventeringarna.

I regel besöktes lokalerna åtminstone två gånger, en vid tiden för äggläggning eller ruvning (slutet av mars–april) och en vid boungetiden (april–mitten av maj). Bon eftersöktes på lämpliga platser. Under 1990–1992 anpassades besöken så att ungarna om möjligt kunde ringmärkas.

Följande indicier användes för häckning: två individer tillsammans i lämplig miljö, fynd av färskt bo med eller utan ägg eller ungar, samt individ med bomaterial eller mat i näbben. Vagare häckningsindicer, som ensam fågel i lämplig miljö och ansamlingar av färsk spillning, föranledde återbesök. Äggkullstorleken avser antalet ägg i en fullagd kull och ungvullstorleken antalet ringmärkningsstora ungar (7–14 dagar gamla).

I analyserna av häckningsfrekvens och kullstorlek har medelvärden för varje lokal utnyttjats. Exempel: en lokal med häckning två av tre kontrollerade år har alltså fått häckningsfrekvensen 0,67; en lokal som under två år producerat fem respektive fyra ungar har fått ungvullstorleken 4,5. Alla statistiska analyser grundar sig på medelvärden för de enskilda vattendragen, det vill säga värdet för varje vattendrag är lika med medelvärdet av lokalernas medelvärden.

Nästan alla lokalerna kontrollerades flera år under båda inventeringsperioderna. I genomsnitt besöktes varje vattendrag 2,1 år 1974–1978 och 2,4 år 1990–1992. Det var ingen skillnad i besöksfrekvensen mellan de tre kategorierna (se nedan) av vattendrag under någon av de två inventeringsperioderna (Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,97$  för 1974–1978 och  $p=0,51$  för 1990–1992). Alla statistiska tester är tvåsidiga och korrigerade för värden med lika rang (“ties”) där så erfordrats.

### *Kemiska och fysikaliska uppgifter*

Måtten på pH, alkalinitet, kalkningsinsatser och övriga kemiska-fysikaliska mått hämtade vi från publicerade och opublicerade uppgifter hos länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, länsstyrelsen i Älvsborgs län, samt några kommuner. I enstaka fall saknades uppgifter från själva vattendraget; i dessa fall har vi använt mätvärden från sjöar uppströms lokalen.

För första inventeringsperioden utnyttjade vi upp-

gifter från 1974–1979 och för den andra uppgifter från 1986–1992. Lokalen klassades som “sur” om  $\text{pH} < 6$  och alkaliniteten  $< 0,1$  mekv/L vid något tillfälle och “neutral” om pH och alkaliniteten överstigit dessa värden (bortsett från enstaka tillfällen med  $\text{pH} < 6$  om samtidigt  $\text{alk.} > 0,1$ ). Med några få undantag är uppgifterna från perioden september till och med april. Antalet prov på varje lokal varierar från ett till månatliga.

Tjugonio av de 45 aktuella vattendragen (48 lokaler) i häckningsstudien var sura på 1970-talet. Av dessa var sex vattendrag (7 lokaler) fortfarande sura på 1990-talet, medan 23 vattendrag (41 lokaler) hade kalkats och blivit neutrala (några av de fortfarande sura bäckarna hade också kalkats). Sexton vattendrag (41 lokaler) var neutrala både på 1970-talet och 1990-talet.

### *Spillningsanalys*

Färsk spillning från revir med adulta strömstarar i bounge- eller sen ruvningsfas insamlades från 30 lokaler 1991. Varje spillningshög lades i en separat burk med 70% etanol. Från varje lokal analyserades fem burkar. Av ren entusiasm kom två spillningar att hamna i samma burk vid sju lokaler och tre spillningar i samma burk vid två lokaler. Spillningarna i dessa burkar gick inte att särskilja med säkerhet. För att antalet spillningar skulle bli så lika som möjligt för varje lokal vid jämförelsen av andelen revir med förekomst av olika födoslag i Tabell 4 och 5, använde vi där tre respektive två slumpvalda burkar (dvs sex spillningar). Varje prov kokades fyra timmar i 0,5 M natriumhydroxid (Ormerod 1985). Resterna efter lutkokningen överfördes i små portioner till objektsglas. Innehållet på objektsglasen undersöktes under 10 och 100 gångers förstoring; omkring en minut ägnades åt varje objektsglas. I snitt åtgick 30 objektsglas per prov. Antalet byten grundar sig i huvudsak på antalet funna mandibler (mundelar).

Sexton av de 30 lokalerna som ingick i födovalsstudien var sura på 1970-talet. Av dessa var fem fortfarande sura på 1990-talet, medan 11 hade kalkats och blivit neutrala (några av de fortfarande sura bäckarna hade också kalkats). Fjorton vattendrag var neutrala både på 1970-talet och 1990-talet.

## **Resultat**

### *Häckningsfrekvens*

Totalt noterades häckningar i 37 vattendrag (65 lokaler, 65 par) 1974–1978 och 38 vattendrag (74

lokaler, 75 par) 1990–1992. Där pH var neutralt vid båda inventeringarna, tillkom strömstaren som häckare vid ett vattendrag (11 lokaler) och var försvunnen vid ett vattendrag (5 lokaler). Där vattnet var surt vid första inventeringen och neutralt vid andra inventeringen, tillkom strömstaren vid fyra vattendrag (11 lokaler) och var försvunnen vid tre vattendrag (9 lokaler). Där det var surt vid båda inventeringarna, tillkom strömstaren vid två vattendrag (2 lokaler) och var försvunnen vid ett vattendrag (1 lokal).

Tabell 1 beskriver kategorivis ändringarna i häckningsfrekvens i förhållande till vattendragens försurningshistoria. Totalt sett var beståndet större 1990–1992 än 1974–1978, men det fanns ingen markant skillnad mellan de tre grupperna av vattendrag. Vi hittade inte heller någon statistiskt säkerställd skillnad mellan de tre grupperna i vare sig häckningsfrekvens under de två inventeringsperioderna eller ändring av häckningsfrekvens (Tabell 2). Häckningsfrekvensen i allttjämt sura vattendrag var nästan dubbelt så hög 1990–1992 som 1974–1978, men ökningen var inte signifikant (Tabell 2; Wilcoxon parvisa rangtest:  $p=0,078$ ).

#### Kullstorlek

Varken äggkullstorlek eller ungekullstorlek skilde sig mellan sura, före detta sura och neutrala vattendrag 1990–1992 (Tabell 3; Kruskal-Wallis rangsummeanalys:  $p=0,99$  respektive  $p=0,72$ ). Kläckningsframgången mätt som medelvärdet av kvoterna mellan

antalet ringmärkningsstora ungar och antalet lagda ägg var inte heller olika för de tre kategorierna av vattendrag (0,92 för neutrala vatten,  $n=6$ ; 0,89 för f.d. sura,  $n=12$ ; 0,89 för sura,  $n=5$ ; Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,43$ ).

#### Födoval

Totalt påträffades mandibler (mundelar) eller andra hårda skelettdelar från 1498 bytesdjur fördelade på 28 taxa i de 205 spillningshögarna (150 burkarna). Vi redovisar dels den genomsnittliga fördelningen av bytesindivider i spillningsprover från vattendrag med olika försurningshistoria, dels fördelningen av lokaler där olika byteslag noterats (Tabell 4 och 5). Dessutom jämför vi översiktligt resultaten i några andra födovalsstudier (Tabell 6).

I snitt noterades 7,3 byten per spillning. Av bytesdjuren var 94% vattenlevande och 6% landlevande. Nattslände-larver utgjorde 73% av alla byten (Tabell 6) och återfanns i spillningen på 29 av de 30 lokalerna (Tabell 4). Knottlarver var näst största bytesgrupp med 16% av alla byten och noterades på hälften av lokalerna.

Bland nattsländorna dominerade familjen Limnephilidae (utgjorde i snitt 56% av alla nattsländelarverna och återfanns på 28 av 30 lokaler, Tabell 5), följd av *Hydropsyche* spp (21%, 18 av 30 lokaler), *Rhyacophila* spp (11%, 22 av 30 lokaler) och *Silopallipes* (10%, 8 av 30 lokaler).

Skillnaderna i födoval mellan lokaler grupperade

Tabell 1. Ändring i häckningsfrekvens mellan 1974–1978 och 1990–1992 hos strömstare i sydvästra Sverige: fördelning på vattendrag (lokaler) i förhållande till deras försurningshistoria.

*Change of breeding frequency between 1974–1978 and 1990–1992 of Dippers in southwestern Sweden: distribution on streams (breeding sites) in relation to their pH history.*

Försurningshistoria <i>pH history</i> 1974–1978→1990–1992	pH ökat <i>Increase</i>	pH oförändrat <i>No change</i>	pH minskat <i>Decrease</i>
Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i>	8 (23)	3 (11)	5 (7)
Sur→neutral <i>Acidic→neutral</i>	9 (15)	5 (12)	9 (14)
Sur→sur <i>Acidic→Acidic</i>	4 (5)	1 (1)	1 (1)
Totalt <i>Total</i>	21 (43)	9 (24)	15 (22)

Tabell 2. Häckningsfrekvens (genomsnittligt antal häckningar per vattendrag och år; se metoder) hos strömstare i sydvästra Sverige 1974–1978 och 1990–1992 i förhållande till vattendragens försurningshistoria.

*Breeding frequency (mean number of breeding attempts per stream and year) of Dippers in southwestern Sweden 1974–1978 and 1990–1992 in relation to the history of stream pH.*

Försurningshistoria <i>pH history</i> 1974–1978→1990–1992	1974–1978	1990–1992	Skillnad <i>Difference</i>	n
Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i>	0,74	0,79	0,05	16
Sur→neutral <i>Acidic→neutral</i>	0,59	0,64	0,05	23
Sur→sur <i>Acidic→acidic</i>	0,47	0,90	0,43	6
Kruskal-Wallis <i>rangsumme-analys</i>	p=0,29	p=0,10	p=0,30	

efter försurningshistoria var obetydliga (Tabell 4 och 5). Endast för landinsekter fanns markanta skillnader mellan grupperna (Kruskal-Wallis rangsumme-analys:  $p=0,048$ , som emellertid inte är statistiskt säkerställt efter korrigering för antalet tester, se Rice 1989; för övriga jämförelser:  $p>0,3$ ).

## Diskussion

### *Populationsändringar i andra områden*

I vårt undersökningsområde fanns det något fler par 1990–1992 än 1974–1978 och utvecklingen var likartad för de neutrala, kalkade och sura vattendragen. I Lyngdalsvassdragets försurade avrinningsområde i södra Norge ökade beståndet från 60 par 1978 till 110 par 1992, men var vissa år nere i 30–40 par (Jerstad 1991). Norell (1992) redovisar liknande svängningar för populationen i Ljusdals kommun. Beståndet höll sig här mellan 20 och 35 par fram till slutet av 1980-talet, varefter det snabbt ökade till 70 par 1992.

Antalet övervintrande strömstare i södra Sverige har ökat från mitten av 1970-talet till mitten av 1990-talet (Svensson 1996). Många strömstare från nordligare bestånd övervintrar i södra Sverige (Andersson & Wester 1976), så frågan är om ökningen speglar förändringar i sydsvenska bestånd eller främmande bestånd (eller både och).

Strömstaren uppges ha försvunnit omkring 1980 från vattendrag med omfattande försurning i Härje-

dalen (Statens naturvårdsverk 1986). Denna rapport avsåg Vasslans vattensystem, där stora mängder fisk och smådjur slogs ut i samband med mycket sura vårflooder 1978 och 1979 (P.-E. Lingdell, muntl.). Liknande uppgifter finns också från Tyskland (Kaiser 1985) och detta förmodas också ha hänt i de suraste källnära vattendragen i Wales (Ormerod m.fl. 1985). Både i Skottland och Wales var tätheten av häckande strömstare lägre i sura vattendrag än i neutrala (Ormerod & Tyler 1987, Vickery 1991). Det brittiska beståndet som helhet tycks vara stabilt (Tyler & Ormerod 1994, perioden 1974–1993).

### *Häckningsresultat i andra områden*

I Wales och Skottland uppvisade strömstarna vid neutrala vattendrag större ägg- och ungfoklar än de vid sura vattendrag (Tabell 3). Kaiser (1985) misstänkte också att försurningen bidrog till mindre foklar hos enstaka par i Tyskland. Några sådana tendenser syntes inte i vårt material och inte heller i Lyngdalsvassdraget som är surt (Tabell 3). Äggfoklar med omkring 5 ägg och ungfoklar omkring 4 ungar verkar vara det normala i Skandinavien – åtminstone utanför fjälltrakterna (Tabell 3, se också uppgifter från andra områden i Wilson (1996) och Kasselstrand (1992)).

### *Födoval i andra områden*

Jämfört med undersökningar av spillning från adulta

Tabell 3. Genomsnittlig kullstorlek hos strömstare i några valda områden (om möjligt uppdelat efter vattendragens surhetsgrad). Definitionen av sur och neutral i de brittiska undersökningarna är i princip densamma som i denna studie (n=antal kullar).

*Mean clutch size and mean brood size of Dippers in some regions of Europe in relation to stream pH (n=number of clutches).*

Område <i>Region</i>	Surhetsgrad <i>Stream pH</i>	Äggkull- storlek <i>Clutch size</i>	n	Ungkull- storlek <i>Brood size</i>	n	År <i>Year</i>	Källa <i>Reference</i>
SV Sverige <i>SW Sweden</i>	neutral <i>neutral</i>	5,0	9	4,3	9	1990–92	Denna studie <i>This study</i>
	f d sur <i>ex-acidic</i>	5,1	16	4,4	13		
	sur <i>acidic</i>	5,0	6	4,5	5		
Wales <i>Wales, UK</i>	neutral <i>neutral</i>	4,8	132	4,2	132	1985–86	Ormerod & Tyler 1991
	sur <i>acidic</i>	4,0	25	3,6	22		
Skottland <i>Scotland, UK</i>	neutral <i>neutral</i>	4,6	57	4,0	43	1985–87	Vickery 1992
	sur <i>acidic</i>	3,7	24	2,1	23		
S Norge <i>S Norway</i>	sur <i>acidic</i>	4,7	512	4,1	579	1978–90	Jerstad 1991
SV Norge <i>SW Norway</i>	sur <i>acidic</i>	5,1	74	4,2	72	1977–81	Efteland & Kyl- lingstad 1984
Värmland <i>Central Sweden</i>	?	5,1	100	4,1	68	1977–90	Borgström 1991

häckande fåglar i Norge och Storbritannien var andelen dagsländelarver i vårt material mycket låg (även i neutrala vattendrag) och andelen nattsländelarver hög (Tabell 6). De flesta dagsländelarver är försurningskänsliga, och i spillning från sura vattendrag i Storbritannien var andelen dagsländor också låg (Tyler & Ormerod 1992). Bytes-sammansättningen i spillning från boungar i Storbritannien (Ormerod & Tyler 1987) hade en fördelning som var lik den i vår undersökning. Bland nattsländelarverna finns många stora byten och räknat i andel av totala vikten var gruppen dominerande också i de andra undersökningarna (Ormerod & Tyler 1987). Utan ytterligare undersökningar är det omöjligt att avgöra om skillnaderna i födoval mellan vårt område och övriga områden beror på skillnader i förekomst av bytesdjuren, skillnader i bytenas livscyklar eller olika preferenser hos fåglarna.

Gezelius m.fl. (1986) analyserade 41 spillningar insamlade i februari–mars från 32 lokaler i Östergötland. Fördelningen av bytena påminde om den i vår undersökning. Nattsländelarver, framför allt från

familjerna Limnephilidae och Hydropsychidae, dominerade och dagsländelarver förekom inte så ofta som i de utländska undersökningarna. Däremot fanns inte Rhyacophilidae och knott/myggor i så stor utsträckning i materialet från Östergötland som i vårt från sydvästra Sverige.

#### *Födan och försurningen*

I de brittiska vattendragen minskade tillgången på de viktigaste bytesdjuren, dagsländor och nattsländor, vid minskande pH (Ormerod m.fl. 1987, Ormerod m.fl. 1986, Ormerod & Tyler 1991). Också tillgången på kalkrika byten var lägre vid sura vattendrag än neutrala (Ormerod m.fl. 1986, Ormerod m.fl. 1988). Indicierna att dåliga födobetingelser orsakade de låga tätheterna och den låga häckningsframgången vid de sura vattendragen i Wales och Skottland är flera (Tyler & Ormerod 1992, Vickery 1991, Vickery & Ormerod 1991, Vickery 1992): jämfört med fåglar vid neutrala vattendrag hade de vid sura lägre kalcium-halter i blodet, de sökte efter

Tabell 4. Födoval hos adulta häckande strömstarar i sydvästra Sverige 1991: medelandel (%) av olika bytesgrupper i strömstare-spillning från revir i vattendrag med olika försurningshistoria. Inom parentes: andel revir med förekomst av de olika födoslagen (n=antal revir).

*Diets of adult breeding Dippers in southwestern Sweden in 1991 in relation to the history of stream pH from 1974–1978 to 1990–1992. Values are mean percentage contribution by number in faeces and, within parenthesis, proportion of territories at which taxa occurred (n=number of territories sampled).*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i> n=14	Sur→neutral <i>Acid→neutral</i> n=11	Sur→sur <i>Acid→acid</i> n=5
Landinsekter <i>Terrestrial insects</i> <sup>1</sup>	2,8 (29%)	22,0 (64%)	8,2 (100%)
Dagsländor <i>Ephemeroptera</i>	1,5 (36%)	1,5 (27%)	0,0 (0%)
Bäcksländor <i>Plecoptera</i>	1,6 (29%)	4,0 (36%)	1,6 (20%)
Skalbaggar <i>Coleoptera</i>	0,1 (7%)	1,3 (18%)	0,0 (0%)
Nattsländor <i>Trichoptera</i>	81,9 (100%)	63,2 (91%)	79,0 (100%)
Tvåvingar <i>Diptera</i>	11,8 (57%)	6,9 (55%)	11,0 (20%)
Blötdjur <i>Mollusca</i>	0,4 (14%)	0,0 (0%)	0,4 (20%)

<sup>1</sup> Huvudsakligen skalbaggar. *Mainly Coleoptera.*

föda längre tid av dagen, de började äggläggningen senare, de hade mindre ägg- och ungvullar, deras ungar tillväxte långsammare och deras ägg var lättare och hade tunnare skal.

Halten av tungmetaller och beständiga klorföreningar var emellertid inte högre hos strömstararna vid sura vattendrag än de vid neutrala (Ormerod & Tyler 1990). Vattendrag utan häckande strömstarar hade högre koncentrationer av filterbart aluminium. Om aluminium medverkat till de sämre betingelserna för strömstarar vid sura vatten, bör emellertid detta ha skett via tillgången på bytesdjur, snarare

än via effekter direkt på ägg och ungar (Ormerod m.fl. 1988).

Den goda ungpåproduktionen (jämfört med sura brittiska vattendrag) i våra sura bäckar och i Lyngdalsvassdraget tyder på att födotillgången knappast regelmässigt behöver vara sämre i sura än neutrala vattendrag. Visserligen minskar antalet arter i sura vatten, men det behöver inte innebära att antalet individer blir färre (Halvorsen 1981 i Jerstad 1991, Herrmann m.fl. 1993, jämför också Vickery 1992). Försurnings-toleranta arter kan blomma upp när mer konkurrenskraftiga, men försurningskänsliga, arter försvinner.

Tabell 5. Födoval hos adulta häckande strömstarar i sydvästra Sverige 1991: olika undergruppers medelandel (%) inom nattsländegruppen i strömstare-spillning från revir i vattendrag med olika försurningshistoria. Inom parentes: andel revir (%) med förekomst av de olika nattslände-grupperna (n=antal revir).

*Diets of adult breeding Dippers in southwestern Sweden in 1991 in relation to the history of stream pH from 1974–1978 to 1990–1992. The values are mean percentage contribution by number of taxa within Trichoptera in faeces and, within parenthesis, proportion of territories at which taxa occurred (n=number of territories sampled).*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	Neutral→neutral <i>Neutral→neutral</i> n=14	Sur→neutral <i>Acid→neutral</i> n=10	Sur→sur <i>Acid→acid</i> n=5
<i>Rhyacophila</i> spp	14,8 (86%)	7,6 (70%)	9,5 (80%)
<i>Hydropsyche</i> spp	20,3 (64%)	21,5 (80%)	21,7 (60%)
Limnephilidae	61,2 (93%)	42,5 (100%)	67,8 (100%)
<i>Sericostoma personatum</i>	0,0 (0%)	4,7 (30%)	0,0 (0%)
<i>Silo pallipes</i>	3,4 (21%)	22,8 (50%)	1,1 (20%)
Övriga nattsländor <i>Others</i>	0,3 (7%)	0,9 (30%)	0,0 (0%)



## Klimatets inverkan

Vinterklimatet påverkar beståndsstorleken väsentligt i stora delar av utbredningsområdet (Shooter 1970, Jerstad 1991). I Lyngdalsvassdraget i södra Norge fanns en stark negativ korrelation mellan antalet dagar älven var islagd och beståndsstorleken följande år (Spearman  $r_s = -0,83$ ,  $n = 13$  år,  $p = 0,0041$ ; data från figur 15 i Jerstad 1991). Båda inventeringsperioderna i vår undersökning hade milda vintrar och föregicks dessutom av flera milda vintrar (uppgifter från SMHI:s månadsöversikter). Åren 1990–1992 var dessutom vattenflödet gynnsamt för strömstaren (varken torka eller rejäla högvatten). Under 1974–1978 var däremot vattentillgången inte lika gynnsam under minst två av vårarna. Detta kan ha bidragit till beståndsskillnaderna mellan de två inventeringsomgångarna. Delvis kan också uppsättningen av strömstareholkar bidragit till ökningen (SOF 1990). Vid bäckarna som var sura både 1974–1978 och 1990–1992 häckade inget av paren i holk, så detta förklarar inte den gynnsamma utvecklingen vid dessa vattendrag. Regleringen av vattendragen, som också kan påverka häckningsfrekvensen (Efteland 1994), bör däremot inte ha ändrats nämnvärt mellan de två inventeringsperioderna.

Torra vårar som 1993 och kalla som 1987 får troligen många strömstarar att avbryta och avstå häckningen, eller kanske istället söka upp områden med gynnsammare betingelser. SOF (1990) och Vuorinen (1997) redovisar slående exempel på drastiska variationer: i Östergötland häckade 5 par 1987, men 50 par 1988, och i ungefär samma område föll antalet häckande par från 80 till 8 mellan 1995 och 1996. Det häckande beståndet var också betydligt

mindre 1996 än 1990–1992 i Lyngdalsvassdraget i södra Norge (Jerstad 1992, 1996), liksom i sydvästra Sverige (egna observationer). Kraftiga variationer i antalet häckande par beroende på vinterklimatet och vattenflödet under våren verkar vara typiska för södra Skandinavien.

Alla de sura vattendragen i vårt undersökningsområde var små och därför särskilt utsatta vid extrema vattenflöden. Hade förhållandena varit dåliga 1990–1992 är det möjligt att häckningsfrekvensen i de sura och små bäckarna blivit mycket låg. Det hade då varit lätt att skylla detta på det sura vattnet i bäckarna, trots att födobrist på grund av liten vattenföring kanske varit den verkliga orsaken.

## Slutsatser och brasklappar

Vi kunde inte finna något som tyder på att försurningen påverkat strömstarens häckning negativt i sydvästra Sverige. Antalet alltså sura vattendrag är emellertid få och det kan därmed vara svårt att statistiskt fastställa skillnader, men det fanns trots allt inte ens en tendens till minskad häckningsfrekvens eller mindre kullar för paren vid sura vattendrag (snarare tvärtom!).

Vi tittade bara på häckningsfrekvens och kullstorlek i relation till försurning. I de brittiska undersökningarna fanns emellertid tydliga födotillgångsbetingade samband mellan vattendragens surhetsgrad och bland annat häckningstäthet, beståndsutveckling och kullstorlek. Det kan ändå vara farligt att dra generella slutsatser av vår undersökning. De snöfattiga och milda vintrarna i södra Sverige 1988–1992 kan ha påverkat våra resultat väsentligt. Frånvaron av surstötter från snösmältning under en längre peri-

Tabell 6. Olika bytesgruppers andel (%) av totala antalet byten i några födovalstudier av adulta häckande strömstarar.

*Diets of adult breeding Dippers in some regions of Europe. The values are percentage by total number of prey items.*

Bytesgrupp <i>Prey taxa</i>	SV Sverige <sup>1</sup> <i>SW Sweden</i>	SV Norge <sup>2</sup> <i>SW Norway</i>	Wales <sup>3</sup> <i>Wales</i>	N England <sup>4</sup> <i>N England</i>	NV Irland <sup>4</sup> <i>NW Ireland</i>
Dagsländor <i>Ephemeroptera</i>	1	40	59	77	61
Sävsländor <i>Plecoptera</i>	3	20	11	3	9
Nattsländor <i>Trichoptera</i>	73	29	22	9	24
Fisk <i>Fish</i>	0	0	1	0	0
Övrigt <i>Others</i>	23	11	7	10	6
Totalt <i>Total items</i>	1498	652	814	393	510

<sup>1</sup> Denna studie *This study*, <sup>2</sup> Ormerod m.fl. 1987, <sup>3</sup> Ormerod 1985, <sup>4</sup> Ormerod & Tyler 1991

od kan ha medfört att bottenfaunan återhämtat sig i de sura vattendragen (jämför Bergquist m.fl. 1992) och frånvaron av kyla och kraftig isläggning kan ha minskat vinterdödligheten och ökat häckningskonditionen hos strömstarna. Det skulle därför vara värdefullt att ha häckningsdata också från en klimatiskt ogynnsam period. Eftersom häckningsresultatet och (lite långsiktigare) också beståndsutvecklingen tycks styras av födotillgången (Tyler & Ormerod 1992) skulle också kvantitativa data på bottenfaunan kunna ge goda ledtrådar. En djupare förståelse av samspelet mellan vattenkemiska förhållanden, födotillgång och strömstarnas unproduktion förutsätter att undersökningar av bottenfaunas sammansättning och bytesdjurens kvalitet utförs parallellt med de häckningsbiologiska studierna.

I norra Sverige och särskilt i fjälltrakterna förekommer riktiga vintrar och rejåla vårfloder (och surstötter?) så gott som varje år. De största effekterna av försurning på strömstarens häckning borde därför i första hand återfinnas i vattendrag som rinner över dåligt buffrade marker i fjälltrakterna.

Kalkning av ett vattendrag eller sjösystem leder ofta till en art- och individrikare bottenfauna och kan gynna inte minst sådana djur som strömstaren nyttjar som föda (Degerman m.fl. 1995). Till exempel kan filtrerande djur bilda mycket täta bestånd nedströms kalkade sjöar (P.-E. Lingdell, muntl.). Effekterna i de enskilda vattendragen kan emellertid variera avsevärt (t. ex. Rundle m.fl. 1995).

På många håll i Sverige, även i fjälltrakterna, bedrivs en omfattande insamling av häckningsdata i samband med ringmärkning av strömstare-kullar (se den årliga redovisningen i tidskriften *Cinclus Scandinavicus*). En samordning och varsam styrning av allt detta arbete skulle ge värdefull kompletterande information om strömstaren och dess förhållande till försurningen av svenska vattendrag.

### Tack med mera

Ett stort tack till Stig Fredriksson och alla inventerare på 1970-talet utan vilka den här jämförelsen inte varit möjlig. Ett lika stort tack till Anette Klirén (länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län) som lade ner ett omfattande arbete på att plocka fram kemiska-fysikaliska uppgifter, liksom Sven-Erik Bergström (länsstyrelsen i Älvsborgs län), Pia Ståhlhandske (Fiskeriverket) och Anders Bohlin (Marks kommun). Hans Alexandersson (länsstyrelsen i Älvsborgs län), Hans Oscarsson (länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län) och Lennart Henrikson (Marks kommun) var också behjälpliga på sitt sätt. Slutligen

ett tack också till Jan Herrmann och Steve Ormerod för goda synpunkter på manuskriptet.

Roland Börjesson, Kåre Ström och Ingemar Åhlund utförde huvuddelen av fältarbetet på 1990-talet, och hade hjälp av Erik Hansson, Stig Carlsson och Thomas Liebig. Eva Engström och Pär-Erik Lingdell (Limnodata HB) svarade för födovalsanalysen.

Medel från Naturvårdsverket till Mats Eriksson bekostade undersökningen, kontrakt 5347331-0.

### Referenser

- Andersson, S. & Wester, S. 1976. Långåterfynd av nordiska strömstare *Cinclus c. cinclus*. *Vår Fågelvärld* 35: 279–286.
- Bergquist, B., Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1992. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vatten. *Information från Sövvattenslaboratoriet* 1992(4): 79–108.
- Borgström, E. 1991. Strömstarens *Cinclus c. cinclus* utbredning och häckningsbiologi i Värmland. *Ornis Svecica* 1: 93–101.
- Cramp, S. (red). 1988. *Handbook of the Birds of Europe and the Middle East and North Africa*. Oxford University Press, Oxford.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. Sid 221–282 i Henrikson, L. & Brodin, Y. W. (red). *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin.
- Efteland, S. 1994. Fossekall *Cinclus cinclus*. Sid 342–343 i Gjershaug, J.O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red). *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Efteland, S. & Kyllingstad, K. 1984. Nesting success in a SW-Norwegian Dipper *Cinclus cinclus* population. *Fauna Norvegica, Ser. 3, Cinclus* 7: 7–11.
- Eriksson, M. O. G. 1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. *Naturvårdsverket Rapport* 3969.
- Fleischer, S., Andersson, G., Brodin, Y., Dickson, W., Herrmann, J. & Muniz, I. 1993. Acid water research in Sweden – knowledge of tomorrow? *Ambio* 22: 258–263.
- Fredriksson, S. 1982. Strömstarens häckning i Västsverige. *Gavia* 8: 14–18.
- Gezeliuss, L., Vuorinen, J. & Karlström, U. 1986. Strömstarens födoval på vårvintern. *Fåglar i Norrköpingstrakten* 7(1): 4–10.
- Henrikson, L. & Brodén, Y. W. (red.) 1995. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer-Verlag, Berlin.
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johansson, C., Lingdell, P.-E. & Muniz, I. P. 1993. Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22: 298–307.
- Jerstad, K. 1991. Studier av sur nedbörs effekter på fossekallpopulationen i Lyngdalsvassdraget. *Fylkesmannen i Vest-Agder, miljøvernsvdelningen, rapport* 3/91.
- Jerstad, K. 1992. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Kurt Jerstad, Mandal – virksom i Lyngdalsvassdraget, Vest-Agder. *Cinclus Scandinavicus* 5: 43–46.

- Jerstad, K. 1996. Arbetsrapport for feltarbeid våren 1996 ved fossekall-prosjektet i Lyngdalsvassdraget. *Cinclus Scandinavicus* 9: 12–13.
- Kaiser, A. 1985. Zur Verbreitung der Wasseramsel *Cinclus c. aquaticus* in Riehhessen, Rheingau und östlichen Hunsrück. *Ökologie der Vögel* 7: 185–196.
- Kasselstrand, M. 1992. Tidtabell och häckningsframgång hos strömstare i Norden 1992. *Cinclus Scandinavicus* 5: 34–37.
- Norell, S. 1992. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Stig Norell, Järvsö – verksamhetsområde: Ljusdals kommun, Gävleborg. *Cinclus Scandinavicus* 5: 54.
- Ormerod, S. J. 1985. The diet of breeding Dippers *Cinclus cinclus* and their nestlings in the catchment of the river Wye, mid-Wales: a preliminary study by faecal analysis. *Ibis* 127: 316–331.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1987. Dippers *Cinclus cinclus* and Grey Wagtails *Motacilla cinerea* as indicators of stream acidity in upland Wales. *ICBP Technical Publication* 6: 191–208.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1990. Environmental contaminants in eggs of Welsh Dippers *Cinclus cinclus*: monitoring organochlorine contamination in upland rivers. *Bird Study* 37: 171–176.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. 1991. Exploitation of prey by a river bird, the Dipper *Cinclus cinclus* L., along acidic and circumneutral streams in upland Wales. *Freshwater Biology* 25: 105–116.
- Ormerod, S. J., Tyler, S. J. & Lewis, J. M. S. 1985. Is the breeding distribution of Dippers influenced by stream acidity? *Bird Study* 32: 32–39.
- Ormerod, S. J., Allison, N., Hudson, D. & Tyler, S. J. 1986. The distribution of breeding Dippers (*Cinclus cinclus* L.; Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biology* 16: 501–507.
- Ormerod, S. J., Efteland, S. & Gabrielsen, L. E. 1987. The diet of breeding Dippers in southwestern Norway. *Holarctic Ecology* 10: 201–205.
- Ormerod, S. J., Bull, K. R., Cummins, C. P., Tyler, S. J. & Vickery, J. A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 55: 107–121.
- Ormerod, S. J., O'Halloran, J. O., Gribbin, S. D. & Tyler, S. J. 1991. The ecology of Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales: breeding performance, calcium physiology and nestling growth. *Journal of Applied Ecology* 28: 419–433.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223–235.
- Rundle, S. D., Weatherley, N. S. & Ormerod, S. J. 1995. The effects of liming on the chemistry and biology of upland Welsh streams: testing model predictions. *Freshwater Biology* 34: 165–175.
- Shooter, P. 1970. The Dipper population of Derbyshire, 1958–1968. *British Birds* 62: 158–163.
- SOF. 1990. *Sveriges fåglar*. Stockholm.
- Statens naturvårdsverk. 1986. Monitor 1986 – sura och försurade vatten. *Naturvårdsverket Informerar*.
- Svensson, S. 1996. Vinterfågelräkningen 1995/96. Sid. 19–28 i SOF. *Fågelåret 1995*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Tyler, S. J. & Ormerod, S. J. 1992. A review of the likely causal pathways relating the reduced density of breeding dippers *Cinclus cinclus* to the acidification of upland streams. *Environmental Pollution* 78: 49–55.
- Tyler, S. J. & Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. London, T & A D Poyser.
- Vickery, J. 1991. Breeding density of Dippers *Cinclus cinclus*, Grey Wagtails *Motacilla cinerea* and Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Ibis* 133: 178–185.
- Vickery, J. 1992. The reproductive success of the Dipper *Cinclus cinclus* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. *Freshwater Biology* 28: 195–205.
- Vickery, J. A. & Ormerod, S. J. 1991. Dippers as indicators of stream acidity. *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici* : 2494–2502.
- Wilson, J. D. 1996. The breeding biology and population history of the Dipper *Cinclus cinclus* on a Scottish river system. *Bird Study* 43: 108–118.
- Vuorinen, J. 1997. Var och en om sitt – enskilda märkare berättar. Juhani Vuorinen, Norrköping – verksamhetsområde: Östergötland med omnejd och Värmland-Lappland. *Cinclus Scandinavicus* 10: 46–47.

## Summary

*The Dipper Cinclus cinclus and stream acidity: population change, breeding success, and diet in south-western Sweden*

South-western Sweden is one of the most acidified regions in Sweden due to high acid depositions, acidic bedrock, thin nutrient-poor earth layer and altered use of forest land. A lot of research has been done on acidification and liming in Sweden over the last decades, and large-scale liming of surface waters and forest soils have been done to counteract the effects of acidification (Fleischer et al. 1993, Henrikson & Brodin 1995). Some bird species have been studied in relation to acidification in Sweden (Eriksson 1991), but not so the Dipper. Dippers feed almost entirely on macroinvertebrates in water courses, and consequently are susceptible to surface water acidification. Extensive studies in Great Britain show that distribution, abundance and breeding performance are negatively affected by low stream pH (Tyler & Ormerod 1992). Here, we present a pilot study on Dippers in south-western Sweden, in which we relate population change, breeding success and diet of adults to the history of stream pH.

## Material and methods

In a survey in 1974–1978 Fredriksson (1982) registered about 100 breeding sites in south-western Sweden. In 1990–1992 we revisited 89 of these sites.

They were distributed along 45 streams in the provinces of Bohuslän, Västergötland and Dalsland (latitude 57°30'–59° N, longitude 11°30'–13° E, altitude 5–200 m).

The methods and effort were similar in the survey of 1974–1978 and that of 1990–1992. Every site was visited at least twice: one visit during the egg-laying in late March–April and another during the nestling-period in late April–mid May. Nests were searched for at suitable places. Sightings of two Dippers in company, a fresh nest, or a Dipper carrying nesting material or food, were used as evidence for a breeding pair. We revisited sites where sightings of a lonely bird (without food or nesting material) or fresh faecal pellets indicated a breeding attempt. Brood size is the number of nestlings at the age of 7–14 days. Each breeding site was checked on average 2.1 years in 1974–1978 and 2.4 years in 1990–1992. Sites at streams with differing history of pH (see below) were visited equally often in the two surveys (Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.97$  in 1974–1978,  $p=0.51$  in 1990–1992).

In the analysis of breeding frequency and clutch/brood size we used the mean of each site; for instance, a site with breeding confirmed two of three years got a breeding frequency of 0.67, and a site that produced four and five young on two years got a brood size of 4.5. We treated streams as independent samples, and the value of each stream is the mean of breeding site means. All statistical tests are two-tailed.

The values of pH, alkalinity and liming were obtained from regional and local authorities of southwestern Sweden. A site was defined as 'acidic' if  $\text{pH}<6.0$  and alkalinity  $<0.1$  meq/L, and as 'neutral' if pH and alkalinity exceeded these values (save isolated samples with  $\text{pH}<6.0$  if alkalinity  $>0.1$  meq/L at the same time). The water samples are from September to April, inclusive. Twenty-nine of the totally 45 streams (48 sites) were acidic in 1974–1978. Six streams (7 sites) were still acidic in 1990–1992, while 23 streams (41 sites) had become neutral by liming. Sixteen streams (41 sites) were neutral both in 1974–1978 and 1990–1992.

We collected fresh faecal pellets from adult Dippers at 30 breeding sites in April–mid May 1991. To analyse the diet we followed Ormerod (1985). On each site, five pellets were preserved individually in 70 % ethanol. (By pure enthusiasm, collectors happened to put two pellets into each sample at seven sites, and three pellets into each sample at two sites. We could not safely separate the pellets in these samples. In Table 4 and 5, we tried to correct for this

by using three and two randomly chosen samples, respectively; that is six pellets per site.) In the laboratory, the pellets were deflocculated for four hours in 0.5 M NaOH before examination at  $\times 10 - \times 100$  magnification. Prey were identified to appropriate taxa and quantified by counting mouth parts (mandibles), or (occasionally) other key structures. In the dietary study, 16 of the 30 sites sampled were acidic in 1974–1978. Five sites were still acidic in 1990–1992, and 11 had become neutral by liming. Fourteen streams were neutral both in 1974–1978 and 1990–1992.

### Results

Along the 45 streams surveyed, Dippers bred at 37 streams (65 sites) in 1974–1978 and 38 streams (74 sites) in 1990–1992. At streams that were neutral during both surveys, the Dipper was new at one stream (11 sites) and lost at one (5 sites) in 1990–1992. At streams that were acidic in 1974–1978 and neutral in 1990–1992, the Dipper was new at four streams (11 sites) and lost at three (9 sites). At streams that were acidic during both surveys, the Dipper was new at two streams (2 sites) and lost at one (1 site). The breeding frequency, and the change in breeding frequency from 1974–1978 to 1990–1992, did not differ between the three groups of streams with different history of pH (Table 1 & 2).

Clutch size and brood size were similar at neutral, formerly acidic and acidic streams (Table 3, Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.99$  and  $p=0.72$ , respectively). Also, hatching success (means of number of nestlings/number of eggs) did not differ between the three groups of streams (0.92 for neutral streams,  $n=6$ ; 0.89 for formerly acidic streams,  $n=12$ ; 0.89 for acidic streams,  $n=5$ ; Kruskal-Wallis analysis:  $p=0.43$ ).

In total, we found 1498 prey items in the 205 faecal pellets examined (7.3 items per pellet); 94% of them were aquatic organisms and 6% terrestrial. Larvae of caddisflies dominated (73% of total number, Table 6; and occurred in faeces on 29 of 30 sites sampled, Table 4), followed by larvae of black flies (16%, 15 of 30 sites). Among the caddis flies, the family Limnephilidae was the most common prey group; their mean proportion by number was 56%, and they were present in faeces on 29 of 30 sites sampled (Table 5). The differences between sites grouped according to the history of stream pH were small (Table 4 & 5), and far from significant for all prey taxa (Kruskal-Wallis analysis:  $p>0.3$ ), but possibly terrestrial insects (Table 4; Kruskal-Wallis

analysis:  $p=0.048$ , but non-significant if adjusted for the number of simultaneous tests, see Rice 1989).

### *Discussion*

The population at our study streams was roughly the same in 1974–1978 and 1990–1992, and, most important, the change in breeding frequency at neutral, formerly acidic and acidic streams was similar. The number of breeding pairs often vary drastically in southern Scandinavia from one year to another (SOF 1990, Vuorinen 1997, Jerstad 1991, own observations). Jerstad (1991, 1992, 1996) presents the most thorough time-series, though not the most extreme fluctuations. His population, in the acidified river system of Lyngdalsvassdraget in southern Norway, fluctuated between 28 and 117 pairs in 1977–1996, with a pronounced peak in 1989–1992. Principally, the severity of the preceding winter determined the size of the breeding population. Duration of ice cover on the stream strongly correlated inversely with population size (Spearman rank correlation,  $r_s=-0.83$ ,  $n=13$ ,  $p=0.0041$ ; data from Figure 17 in Jerstad 1991). The populations in southern Scandinavia seem to vary more or less synchronously depending on the winter weather, and for small streams, the water flow in spring.

The breeding success of Dippers in Scotland and Wales was significantly lower along acidic streams than at neutral streams (Table 3). The extensive British studies show strong evidence that the impaired breeding performance was related to reduced food quantity and quality at acidic streams (summarised in Tyler & Ormerod 1992). The good produc-

tion of young at acidic streams in south-western Sweden and in the acidic river system of Lyngdalsvassdraget in southern Norway (Table 3) indicate that food abundance need not always be reduced in acidic streams. A lowered pH does reduce species number of stream invertebrates, but does not necessarily reduce the total density and biomass (Herermann et al. 1993, Halvorsen 1981 in Jerstad 1991).

To sum up, from population change, clutch and brood size we could not find effects of stream acidity on breeding Dippers in our study. Our sample of acidic streams was small, but there was not even a tendency for clutch and brood size to be smaller at acidic streams than at neutral streams. The years 1989–1992 had unusually mild winters and favourable flow in spring, and this may possibly have biased our results. Absence of drastic acidic spates may have admitted stream invertebrate populations to recover, and good feeding conditions during winter (no ice, steady water flow) may have let also subdominant Dippers to breed in good condition. The Dipper population and its prey populations in south-western Sweden should be studied both during 'bad' and 'good' years before general conclusions can be drawn about effects of acidification in this region. For a deeper understanding of the relationships between water chemistry, abundance of food and reproductive success among Dippers in south-western Sweden, studies of the benthic community and prey quality have to be done in parallel with the breeding biology. Preferably, also other variables, such as chick growth, feeding rates and load of contaminants, should be studied.



## Do Mynahs prefer Peacock feathers of more regular pattern?

TOMOMICHI KOBAYASHI

---

### Abstract

The “sensory exploitation hypothesis” and the “quality assessment hypothesis”, aimed at explaining female preferences of symmetrical male sexual ornaments, were tested on Mynahs. In the first experiment, two birds were allowed to select between two abstract patterns, one regular and one irregular. The birds preferred the regular patterns but only significantly so in one individual. In the other experiment two other Mynahs were allowed to select between two images of male Peacock tails, a sexual

ornament of an unrelated species. Both birds showed a significant preference for the image with a more regular Peacock tail. The results are discussed in the light of the limited sample size. The value of the technique to separate between the hypotheses of female preference for symmetric male characters is discussed.

*Tomomichi Kobayashi, Kurashiki Seishi Senior High School, Hachioji, Kurashiki 710–0816, Japan*

---

Received 22 January 1999, Accepted 9 April 1999, Editor: N. Holmgren

### Introduction

Female preferences for symmetrical male traits have been demonstrated or suggested in various animals including earwigs (Radesäter & Halldórsdóttir 1993), crickets (Simmonds & Ritchie 1996), Swallows (Møller 1993), Zebra Finches (Swaddle & Cuthill 1994), Peahens (Thornhill & Gangestad 1993) and Humans (Berlyne 1971). These preferences have been explained mainly by the honest advertisement hypothesis or handicap principle (Zahavi 1975) which says that symmetry preference may have evolved specifically because symmetry reflects male genetic quality.

On the other hand, some researchers (Enquist & Arak 1993, Enquist & Arak 1994, Johnstone 1994) have recently indicated the possibility of evolution of symmetrical ornament by sensory exploitation hypotheses. Enquist & Arak (1994) showed that, when neural networks and patterns stimulating it were gradually changed by mutation (that is, coevolution) so that they produce best discrimination of stimulus patterns from other patterns (that is, best recognition of the stimulus pattern), the stimulus pattern became symmetrical. These results mean that females' preference for symmetrical traits of males can evolve from the general nature of object or

mate recognition mechanism even in the absence of any link between symmetry and quality.

The idea by Enquist & Arak and Johnstone (I call it the “general perceptual nature” hypothesis) seems to be consistent with results of Rensch's studies (1957, 1958). Rensch presented a Capuchin Monkey, a Long-tailed Monkey, a Carrion Crow, and five Jackdaws with pairs of eight cards: each pair comprised a symmetrical or regular pattern on one card and an irregularly shaped pattern (but containing about the same quantity of black) on the other (Figure 1A). He found that, with relatively few exceptions, these animals definitely chose (took by hand or beak) the regular patterns to the irregular ones. From the “general perceptual nature” hypothesis, Rensch's results may be interpreted as follows. Experimental monkeys and birds could easily recognise regular patterns including symmetry, and prefer to approach them rather than irregular patterns.

One of the problems in applying such a “general perceptual nature” hypothesis in actual mate choice event seems to be whether the disposition to prefer more symmetrical patterns which was indicated through the simulation by artificial neural networks and the experiments by Rensch can really work with actual visual patterns on the ornaments of male

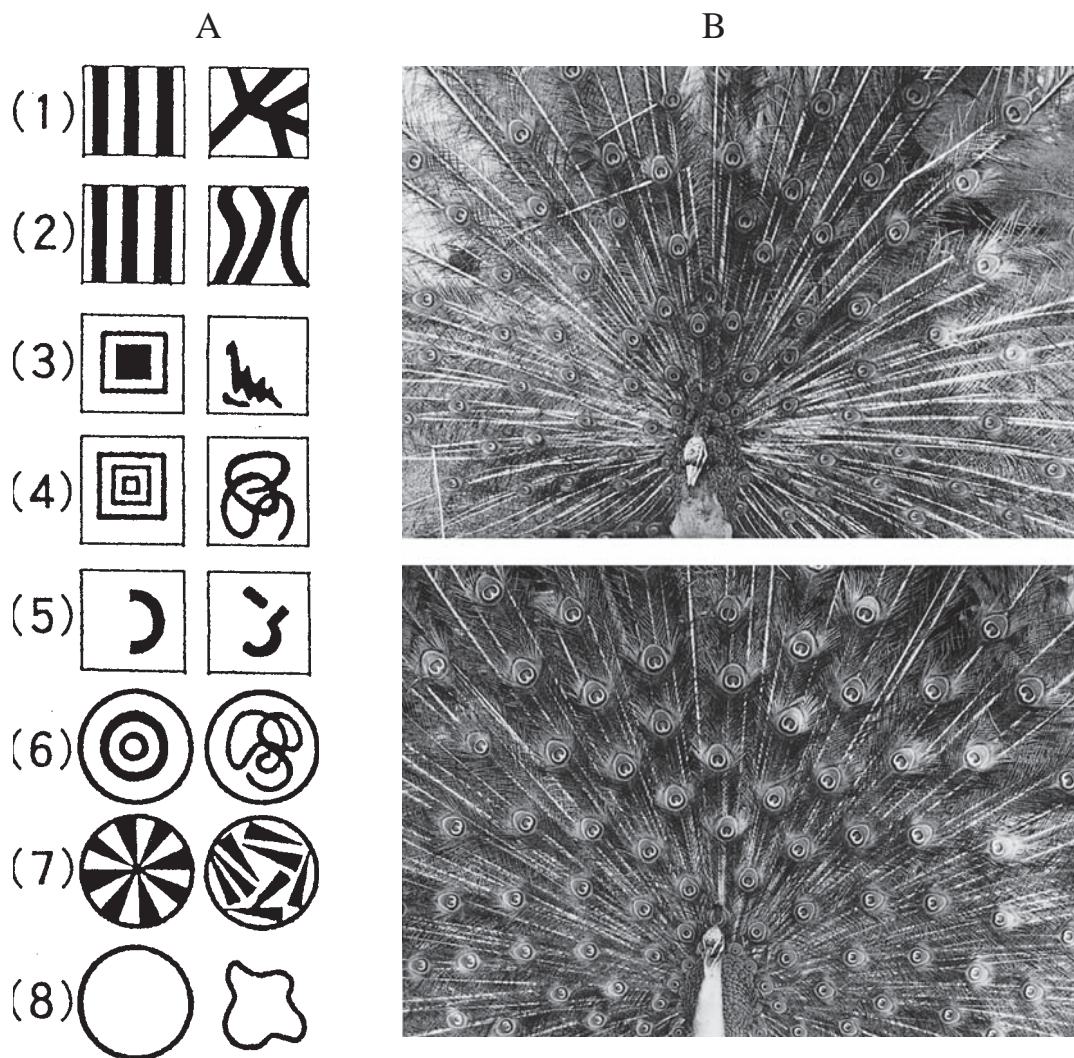


Figure 1. A) Cards of regular patterns (left-hand column) and irregular patterns (right hand column) used in the preliminary experiment and by Rensch (1957) to examine the pattern preference by some kinds of animals. This figure is after Rensch (1957). B) Photographs of sexually-displayed tail feather of Peacock used in the essential experiment. Eyespots in the lower feather are more orderly arranged than eyespots in the upper one. Actual photographs for the experiment were in colour. C) The procedure of presentation of a pair of photographs of Peacock feathers to Mynahs. A pair of photographs were placed on the side of the floor of a Mynah rearing cage in the absence of the Mynah, after which the Mynah was put on the perch on the opposite side to the presented photographs (picture a). The Mynah approached the photographs and pecked at one in the pair (picture b).

A) Par av kort med regelbundna (vänstra kolumnen) och oregelbundna mönster (högra kolumnen) vilka användes i det preliminära experimentet och av Rensch (1957) för att undersöka preferenser hos djur. Figuren är från Rensch (1957). B) Fotografier av utfällda påfågelstjärtar som användes i huvudexperimentet. Ögonfläckarna är mer regelbundet placerade i den undre bilden jämfört med den övre. De använda fotografierna är i färg. C) En illustration som visar hur fotografierna på påfågelstjärtar visades för beostarna. Ett bildpar placerades på golvet lutandes mot väggen medan buren var tom. Därefter placerades beostaren på sittpinnen mitt emot bilderna (bild a). Fågeln hoppade ner mot bilderna och pickade på en av bilderna i paret (bild b).



## C



Swallows, Zebra Finches, and Peacocks. To explore this problem, I performed two simple experiments (preliminary experiment and essential experiment) using four Mynahs.

### Methods

#### *Preliminary experiment*

Two wild-type hill Mynahs *Gracula religiosa* were presented with 8 pairs of cards (5x5 cm) of the black-and-white patterns as in Figure 1A, to examine their general preference for regularity. The Mynahs were obtained from a breeder when they were a few months old, then separately reared in the cages (60x36x45cm) and used for the experiment at the age of 5 – 12 months. A pair of cards was presented to each Mynah by the following procedure. The Mynah was removed from the rearing cage, and two cards were placed on the side of the floor of the rearing cage about 3 cm apart, with placement sides chosen randomly. Then, the Mynah was put on the perch that was set on the side opposite to the presented cards. The Mynah, after spending several or a few tens of seconds on the perch, went down on the floor and approached the cards and pecked (or picked up by beak) one of the cards. In each trial, I recorded which card was first pecked (or picked up) after the presentation. The trials were performed within 06:00–08:00 of June–September (summer period) of 1996, and at least one day intervened between trials for each Mynah.

#### *Essential experiment*

The experiment was performed with colour photographs of the ornamental feathers of Peacocks *Pavo cristatus*, and two Mynahs other than the ones used in the preliminary experiment. The procedure of the experiment and the age and history of the Mynahs at the point of experiment were almost the same as in the preliminary experiment. The photographs of the tails of sexually-displaying Peacocks were taken in the Peacock Park of Shodosima Island of Japan. A pair of photographs (13x9 cm) (Figure 1B), one of which shows well ordered arrangement of eye-like spots on the feather and the other of which shows a less ordered arrangement, were presented to each Mynah in its rearing cage. After several or a few tens seconds from the presentation, Mynahs pecked (or picked up by beak) either of photographs (Figure 1C). The trials were performed within 06:00–08:00 of June–September of 1997, and at least one day intervened between trials for each Mynah.

Table 1. Number of peckings to regular and irregular patterns on the cards in Figure 1A.

*Antal pickningar på regelbundna och oregelbundna mönster på korten i Figur 1A.*

Subject <i>Individ</i>	Pattern <i>Mönster</i>	Card-pair No. <i>Kortpar Nr.</i>								Binomial test (one-tailed)
		1	2	3	4	5	6	7	8	<i>Binomial test (ensvansad)</i>
Bird 1 <i>Fågel 1</i>	Regular <i>Regelbundet</i>	18	19	12	18	6	10	12	19	} $P < 0.05$
	Irregular <i>Oregelbundet</i>	4	7	5	3	9	8	8	5	
Bird 2 <i>Fågel 2</i>	Regular <i>Regelbundet</i>	14	12	10	11	11	4	6	16	} $P = 0.14$
	Irregular <i>Oregelbundet</i>	3	2	3	4	7	12	15	8	

## Results and Discussion

### *Preliminary experiment*

One of the two Mynahs selected the cards with regular patterns significantly more often than the ones with irregular patterns ( $P < 0.05$ ), and the other Mynah selected cards with regular patterns more often ( $P = 0.14$ , Table 1). Although the results are from only two individuals, they indicate the possibility that Mynahs prefer regular visual patterns. The result that one of the two Mynahs did not show a preference for the regular pattern in the card-pairs (5), (6), and (7), may indicate that the bilateral

symmetry is an important factor in the regularity selection by Mynahs for the following reasons. The absence of the regular pattern preference in (5) may be because neither of right and left patterns of (5) are bilaterally symmetric, and in (6) and (7) it may be because the right (irregular) patterns of (6) and (7) look somewhat bilaterally symmetric for their conspicuous regular circles of the outside frame.

### *Essential experiment*

Both Mynahs showed a significant preference for the photograph of the more regular Peacock tail in

Table 2. Number of peckings to photographs of Peacock tail feathers with different regularity (Figure 1B).

*Antal pickningar på fotografier av Påfågelstjärtar med olika grad av regelbundenhet (Figur 1B).*

Subject <i>Individ</i>	Peacock tail feathers <i>Påfågelstjärtar</i>		Binomial test (one-tailed) <i>Binomial test (ensvansad)</i>
	More regular pattern <i>Mer regelbundna</i>	Less regular pattern <i>Mindre regelbundna</i>	
Bird 3 <i>Fågel 3</i>	20	8	$P < 0.05$
Bird 4 <i>Fågel 4</i>	17	5	$P < 0.01$

Figure 1B (Table 2). It is impossible to determine, from the result, what factor in the ornament in the lower photograph the Mynahs preferred. However, it seems most probable that the critical factor is the degree of regularity of the arrangement of eye-like spots and/or stalks of feathers, when considering the following facts. (1) Test colour photographs were selected so that the difference between factors other than the regularity, such as the size and the lightness of eye-like-spots, and the angle of feathers, were minimized between them. (2) The preliminary experiment indicates a possibility that Mynahs prefer regular patterns to irregular ones.

It can not be concluded that the preference for Peacock ornaments of more regular pattern is common and stable phenomenon in Mynahs because the sample size of experimental Mynahs and experimental photographs of Peacock feathers is too small, but the result certainly shows the possibility.

#### *Experimental technique for "quality assessment hypothesis" vs. "general perception hypothesis"*

The present study can not be fully evaluated without using more experimental Mynahs and various photographs of Peacock feathers. However, it shows that the technique to present Mynahs with Peacock ornament photographs is a good method to distinguish the "quality assessment hypothesis" from the "general perception hypothesis". If Mynahs prefer more regular patterns of Peacock ornaments, which is suggested in the present study, the "general perception hypothesis" is in favour. If the sexual signals of one species are judged attractive by other species on the basis of symmetry or regularity, it is reasonable to think that the general perceptual nature plays more important roles in mate choice than the genetic quality assessment.

This technique could also be used in other species where the quality assessment is regarded as an important factor in the mate choice.

#### **Acknowledgements**

I thank Dr. M. Enquist and Dr. S. Ghirlanda of Stockholm University for their encouragement and precious advice to read early draft of this paper. An anonymous referee provided useful comments on the manuscript.

#### **References**

Berlyne, D. E. 1971. *Aesthetics and psychobiology*. New York: Appleton.

- Enquist, M. & Arak, A. 1993. Selection of exaggerated mate traits by female aesthetic sense. *Nature* 361: 446–448.
- Enquist, M. & Arak, A. 1994. Symmetry, beauty and evolution. *Nature* 372: 169–172.
- Johnstone, R. A. 1994. Female preference for symmetrical males as a by-product of selection for mate recognition. *Nature* 372: 172–175.
- Møller, A. P. 1993. Female preference for apparently symmetrical male sexual ornaments in the barn swallow, *hirundo rustica*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 32: 371–376.
- Radesäter, T. & Halldórsdóttir, H. 1993. Fluctuating asymmetry and forceps size in earwigs, *Forficula auricularia*. *Anim. Behav.* 45: 626–628.
- Rensch, B. 1957. Ästhetische Faktoren bei Farb- und Formbevorzugungen von Affen. *Z. Tierpsychol.* 14: 71–99.
- Rensch, B. 1958. Die Wirksamkeit ästhetischer Faktoren bei Wirbeltieren. *Z. Tierpsychol.* 15: 447–461.
- Simmonds, L. W. & Ritchie, M. G. 1996. Symmetry in the songs of crickets. *Proc. R. Soc. Lond. B* 263: 305–311.
- Swaddle, J. P. & Cuthill, I. C. 1994. Preferences for symmetric males by female zebra finches. *Nature* 367: 165–166.
- Thornhill, R. & Gangestad, S. W. 1993. Human facial beauty: Averageness, symmetry and parasite resistance. *Human Nature* 4: 237–269.
- Zahavi, A. 1975. Mate selection – a selection for a handicap. *J. theor. Biol.* 53: 205–204.

#### **Sammanfattning**

##### *Föredrar beostarar mer regelbundna påfågelstjärter?*

Två hypoteser har presenterats som möjliga förklaringar till varför honor av flera arter föredrar hanar med de mest symmetriska sexuella ornamenten. Hypotesen om kvalitetssignalering menar att de sexuella ornamenten återspeglar hanens genetiska kvalitet, ju mer symmetri, desto bättre gener. Teorin om sensorisk exploatering menar istället att honor föredrar symmetriska ornament för att dessa ger starkare stimulans av det sensoriska systemet. Känsligheten för symmetriska mönster anses ha uppkommit som en biprodukt av igenkänningen av den egna arten.

De två teorierna testades mot varandra genom att beostarar *Gracula religiosa* fick genomgå två test. I det första experimentet fick två beostarar välja mellan två kort, ett med regelbundet och ett med oregelbundet mönster. Åtta par kort presenterades parvis (Figur 1A). De två testade beostararna visade preferens för korten med de regelbundna mönstren, men preferensen var bara signifikant för den ena fågeln (Tabell 1).

I det andra testet användes två andra individer av beostare. Deras preferenser för regelbundna mönster testades på två bilder av sexuella ornament hos en annan art, påfågel *Pavo cristatus* (Figur 1B). I detta

(och föregående experiment) testades preferensen genom att räkna antalet pickningar mot, och upplöckningar av korten (Figur 1C). Bägge individerna prefererade bilden med det mer regelbundna mönstret (Tabell 2). För att kunna uttala sig generellt om beostarens preferenser av symmetriska ornament

hos andra arter behöver det senare experimentet upprepas med både fler individer av beostare och fler bild-par på sexuella ornament. Resultaten från detta preliminära experiment är dock lovande och visar på en teknik med vilken de två hypoteserna för preferens av symmetriska ornament kan skiljas åt.

## Winter behaviour of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* in relation to recent population trends in Sweden

LARS EDENIUS, THOMAS BRODIN & PETER SUNESSON

---

### Abstract

We recorded habitat use and movement patterns of 2 male and 3 female Grey-headed Woodpeckers with radio telemetry in coastal northern Sweden during the winter 1997/98. Home ranges of females were c. 20 km<sup>2</sup> large, whereas the home ranges of the males tended to be smaller. Individual birds displayed long movements between day and night locations (maximum 6 km). The woodpeckers showed strong affinity to human settlements (=feeding stations) during daytime. No selection for sites with high abundance of large deciduous trees was found in conjunction with roosting. All radio-equipped woodpeckers disappeared within one-week in early April. Aerial surveys indicated a

net displacement of the females of >50 km. Three of the marked woodpeckers (1 male and 2 females) reappeared at their old winter home range in October/November 1998, suggesting a migratory strategy. The findings are discussed in relation to recent population trends and the status of the Grey-headed Woodpecker on the Swedish Red Data list.

Lars Edenius, Dept. of Animal Ecology, SLU, S-901 83 Umeå, and Skoglig zoekologi, SLU, S-901 83 Umeå  
Thomas Brodin, Istidsgatan 33, S-906 55 Umeå  
Peter Sunesson, Hössjö 226, S-905 86 Umeå

---

Received 25 March 1999, Accepted 19 April 1999, Editor: S. Svensson

### Introduction

The Grey-headed Woodpecker *Picus canus* probably is the least known Fennoscandian woodpecker (Angelstam & Mikusinski 1994). In Sweden the population size is estimated at over 400 pairs, and it is classified as rare ("sällsynt") in the Swedish Red Data Book (Ahlén & Tjernberg 1996). According to the literature the Grey-headed Woodpecker preferentially feeds on ants, but to a less extent so than its bigger relative, the Green Woodpecker *Picus viridis* (Cramp 1985). Data from boreal forest are sparse, but Rolstad & Rolstad (1995) found a strong dominance of ants, particularly *Serviformica* species in the summer diet. Ants constituted 90% of the biomass, and were mostly searched for at the ground and rotten stumps. During winter when snow prohibited ground-feeding, the woodpeckers fed on carpenter ants *Camponotus* spp. inhabiting galleries between the bark and the wood at the base of old pine trees. When snow depth exceeded 15 cm the woodpeckers shifted diet from carpenter ants to *Diptera* and *Coleoptera* species, dwelling in or under the bark of standing dead trees or living old pine and

spruce trees (Rolstad & Rolstad 1995). Availability of old forest may hence be a crucial factor for survival and population maintenance in boreal forest, where snow covers the ground for long periods.

The world's northernmost occurrence of Grey-headed Woodpecker is found at the Swedish side of the Gulf of Bothnia, where the species nowadays regularly occurs up to the Arctic Circle (66° N) (Karström 1998). Recent increase in observations of Grey-headed Woodpeckers in the northern part of the distribution range may be indicative of an increase in population size. An alternative explanation is that deterioration of winter habitat quality due to cutting of old forest has made the birds more visible by altering their behaviour. In the province of Västerbotten (63–65° N) the Grey-headed Woodpecker is a regular winter visitor at feeding tables. Since there are much fewer observations during spring, summer and early fall (Figure 1), one might ask whether this temporal pattern in occurrence reflects a seasonal influx of individuals from elsewhere, or a shift in habitat use by local birds. From the point of view of conservation and population monitoring it

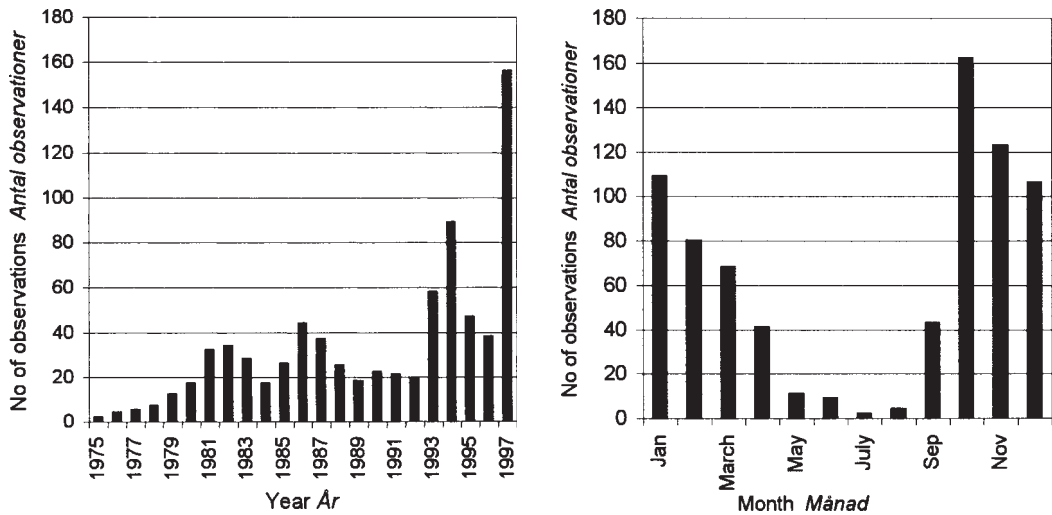


Figure 1. Observations of Grey-headed woodpeckers in the province of Västerbotten 1975–97 (regional report committee of the Swedish Ornithological Society).

*Fynd av gråspett i Västerbotten 1975–1997 (regionala rapportkommittén).*

would be of interest to know whether these movements are despotic or part of a migratory strategy, and the distances travelled.

The knowledge of the ecology of the Grey-headed Woodpecker in Sweden is sparse and partly anecdotal (e.g. Hannerz 1949, Ehrenroth 1973, Birkö 1983, Strand 1983), and few systematic studies have been performed. Aiming at documenting winter home range, habitat use and subsequent breeding, we radio-tracked Grey-headed Woodpeckers close to the species' northern distribution range in Sweden. The questions we specifically asked were: to what extent does the Grey-headed Woodpecker use food sources provided by man during winter, and how selective is the species in habitat use. We addressed these questions in relation to current population trends in the Grey-headed Woodpecker and its conservation status in Sweden.

### Material and methods

The study was performed close to Umeå in coastal northern Sweden in the middle boreal zone (sensu Ahti et al. 1968) (63°45' N/20°00' E). Mean temperature averages -11° C in January and stays below zero from November to April, and the ground is snow-covered for approximately 175 days with a maximum depth of 60–70 cm in February (1961–1990 means; Raab & Vedin 1995). Our c. 250 km<sup>2</sup> large study area is 73% forest, 13% farmland, 12%

bogs, and 2% open water. The forests are managed intensively for timber production with c. 100 year rotation periods, resulting in a mosaic of age-classes. Forest compartments with trees older than 120 years are scarce, and occur mostly as small pockets in younger forest or as open pine stands on barren ground. The forests are predominated by Scots Pine *Pinus sylvestris* and Norway Spruce *Picea abies* with scattered occurrences of deciduous trees, viz. birches (*Betula pendula* and *B. pubescens*), Aspen *Populus tremula* Rowan *Sorbus aucuparia*, and Alder *Alnus incana*. The abundance of deciduous trees is highest at farmland fringes and abandoned farmland.

The minimum winter (November–March) density of Grey-headed woodpecker 1997/98 in our study area, based on our own observations and observations reported to us, was estimated to be at least 2–3 individuals per 100 km<sup>2</sup>.

Grey-headed Woodpeckers were captured with mist nets at feeding stations baited with tallow. Individual colour rings were used to allow identification at a distance. Home range, habitat use and movement patterns were assessed by visual observations and radio telemetry. The radio transmitters, Holohil PD-2 with a weight of around 3 gram and an expected lifetime of 6 months, were attached with dental floss and glued to the base of the underside of the two central tail-feathers. (The transmitter was thus shed together with the rectrices during the complete moult in summer). The transmitters allowed relocation of

woodpeckers up to 3-km distance, depending on terrain and vegetation cover. All telemetry locations were based on at least three bearings. We attempted to minimise the error of telemetry locations by (1) minimising the time between consecutive bearings, and (2) interspersing of triangulation positions as to minimise the resultant error polygon. We classified locations with polygons equal to or less than one ha as high quality positions.

For logistic reasons we could not relocate individual birds more often than about every third day. One of us (PS) lives in the study area, and periodically had almost daily contacts with two and sometimes three of the target birds. To avoid biased estimates of habitat use, we down-weighted observations at this feeding site by including only every fourth observation in the analyses (=proportional to frequency of observations). Daytime positions were considered independent when separated by more than five hours in time.

Daily movement was described in terms of net distances between consecutive day and night positions. For days with more than one day position we randomly selected one of them to calculate distance to the night position. We used a digitised version of the line map ("Blå kartan") (scale 1:100 000) and ArcView 3.0 GIS software to generate random positions in forest land within individual home ranges (100% convex polygons), and to derive distances to human settlements for analysing the affinity of wood-

peckers to feeding stations. Habitat variables, derived *in situ* at woodpecker locations and random positions, comprised forest type, as determined by tree height and productivity, and abundance of large deciduous trees (aspens and birches) as potentially important substrates for feeding or roosting. At each site we first located, with a GPS navigator (Garmin 12XL), a 10-m radius circle sample plot and then similar sized plots centred at 50 m distance in the north, east, south and west direction, respectively. We thus had five 314 m<sup>2</sup> plots for each site. Forest type of each plot was classified in the following categories: (1) clear-cut; tree height 0–1.3 m, (2) sapling stage; tree height 1.3–3 m, (3) "thinning"-stage; tree height 3–8 m, (4) "old" forest; tree height >8 m, and (5) low productive pine forest on barren land. The median forest type was assigned for the site. In all plots we counted the number of aspen and birch trees thicker than 20 cm at breast height. In addition, we measured diameter at breast height of the largest aspen in the plot.

## Results

One male (male-1) and one female (female-1) Grey-headed Woodpecker were captured and radio-equipped on 6 December 1997, and a second female (female-2) and male (male-2) on the 20 and 21 December 1997, respectively. A fifth bird (female-3) was radio-equipped on 21 March 1998 (Table 1).

Table 1. Number of Grey-headed Woodpeckers radio-monitored, the time period covered, total number of locations, and number of day and night time locations with error polygons <1 ha.

*Antal gråspettar följda med radiosändare, aktuell tidsperiod, totalt antal positioner, och antalet positioner bestämda med hög precision (felpolygon <1 ha).*

Bird fågel	Time period tidsperiod	# weeks antal veckor	# locations antal positioner	# day locations antal dagspositioner	# night locations antal nattpositioner
Female-1 hona 1	971206–980409	17	121	56	29
Male-1 hane 1	971206–980404	17	81	28	20
Female-2 hona 2	971220–980404	14	61	29	20
Male-2 hane 2	971221–980124	5	22	7	1
Female-3 hona 3	980321–980407	3	38	15	10
Sum summa		56	323	135	80

Male-2 for unknown reasons lost his transmitter in mid January 1998 (transmitter plus the central pair of tail-feathers retrieved; bird seen at one occasion later in January). The four other birds were regularly seen or located with telemetry till the first week of April when we within a time period of six days lost all contact with all birds. Despite extensive ground surveying we could not find any bird after 9 April within the study area. Six hours of aerial telemetry survey on 23 April and 2 May resulted in relocation of male-1, c. 12 km north of the last telemetry location in April, but none of the females. Male-1 remained stationary within a c. 3 by 3-km large area at this new location till at least mid May, when the transmitter, attached to the two central tail-feathers, was found sticking out of the woodpecker protective net around a power line pole (!) on 28 May. No records at all of Grey-headed Woodpeckers were made after late April and no indication of breeding within the study area was recorded during field inventory in the summer. Male-1, identified by the colour rings, was seen on a clear-cut within the old winter home range on 10 October 1998, and female-3 and female-1 re-appeared on their respective marking place on 7 November and 6 December 1998.

The home ranges of female-1 and female-2 were larger than 10 km<sup>2</sup> in early January 1998 (Figure 2). An expansion of the home range of both females was

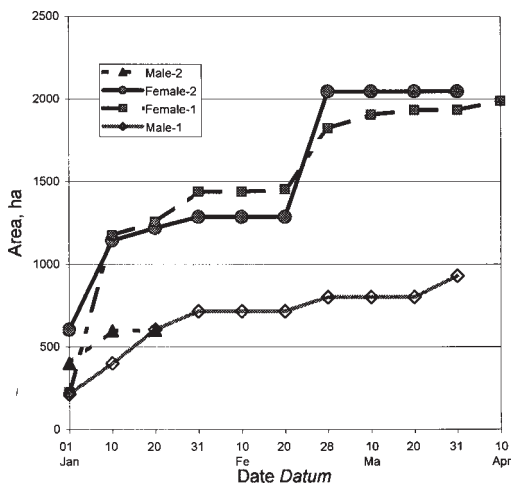


Figure 2. Space use expressed as the cumulated area (convex polygon) covered by radio-equipped Grey-headed Woodpeckers in coastal Västerbotten in winter 1997/98.

*Hemområde hos gråspettar uttryckt som yta ackumulerad under vintern (konvex polygon) hos sändarförsedda fåglar vintern 1997/98.*

observed in conjunction with a spell of mild weather in late February. In early April, at time of departure, they had a gross home range of 19.8 km<sup>2</sup> and 21.5 km<sup>2</sup>, respectively. By contrast, male-1 had a much smaller gross home range (9.4 km<sup>2</sup>; Figure 3). Male-2 followed the same pattern in space use as male-1 for the corresponding 3-week period in January.

The median distance between consecutive day and night positions was 2172 m (range 555–5802 m; N=50; all birds combined; Figure 4). The actual distance travelled on a daily basis was much larger as individual woodpeckers were regularly seen re-visiting the same feeding station and also at different feeding stations, some of which were located several km apart (Figure 5). We had no logistic possibilities to investigate food-searching behaviour outside feeding stations. Moving between different feeding stations, the birds did not hesitate to take shortcuts across large (more than one km wide) open farmland. Having finished eating, the woodpeckers typically climbed high in a nearby tree before taking off well above the tree canopy. Feeding stations were visited from dawn to dusk with the highest frequency in morning and afternoon. Particularly the females occurred late at feeding sites. At three occasions we documented how the females took off in almost darkness from feeding sites to roosting places more than four km away. Daytime locations of Grey-headed Woodpeckers were four times closer to human settlements than expected by chance (mean distance for woodpecker locations and random positions, respectively: 277 m and 1078 m [S.D. 376 and 578 m];  $P < 0.001$ , Student's  $t = 11.67$ , d.f. 200).

Since we found a strong affinity to human settlements during daytime, we decided to evaluate habitat selection only for night positions. We selected 30 night positions *a priori* where we had either exactly located the roosting tree, or had obtained telemetry locations within less than one ha error polygons, and 30 random sites. The Grey-headed Woodpeckers displayed no selectivity for forest type at roosting places (Figure 6), meaning that different age (productivity) classes were used in relation to availability. Similarly, there was no sign of selection for sites with high abundance of large aspens or birches (Table 2), neither was there any indication of selection for diameter of aspens at roosting sites (Table 3).

Of the four roosting trees identified, three were aspen and one pine. One of the aspens were retained in a small group of aspens on a small (c. 1 ha) clear-cut, while the two others were in old and young forest, respectively. One of these latter trees was the largest aspen recorded in the study area: 55 cm in



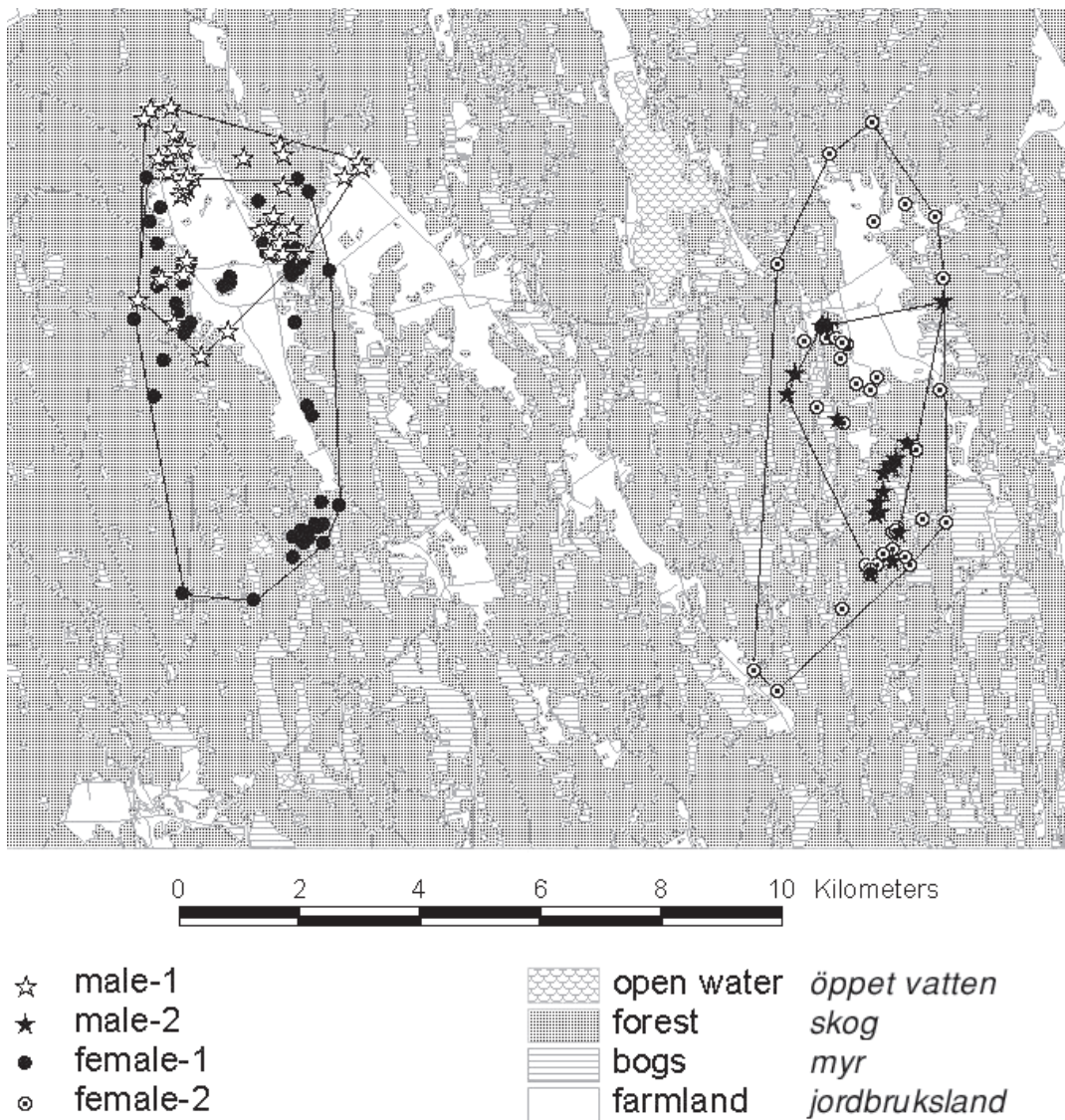


Figure 3. Day- and night time locations and home range (100% convex polygons) of tracked Grey-headed Woodpeckers. The map is N-S oriented.

*Dag- och nattpositioner och hemområde för radiosändarförsedda gråspettar. Kartan är orienterad i nord-syd.*

diameter at breast height. Holes were used for roosting in the aspens, whereas the dense upper part of the canopy was used as roosting place in the pine. At a couple of occasions we had strong indications that barns in open farmland were used for roosting, and we suspected nest boxes for Goldeneye *Bucephala clangula* were used a few times. Roosting trees were

used repeatedly by the woodpeckers. For example, female-2 roosted in the aspen retained on the clear-cut 12 out of 15 nights.

## Discussion

In Varaldskog, south-central Norway, Rolstad &

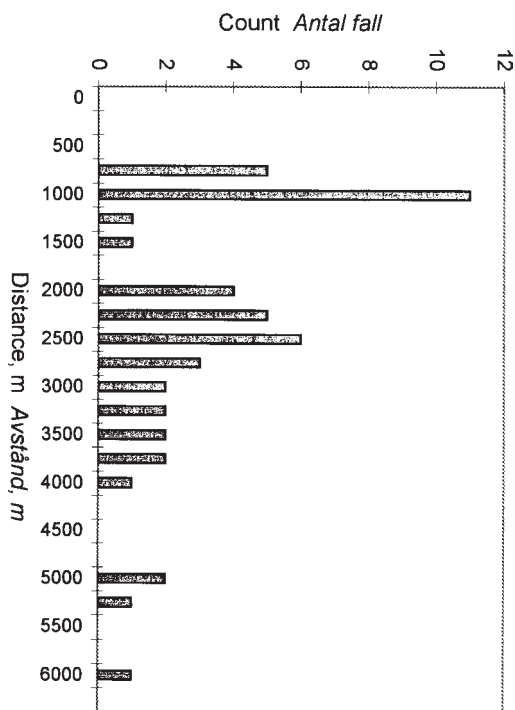


Figure 4. Daily Movement (m) of Grey-headed Woodpeckers expressed as distance between consecutive day and night positions with error polygons <1 ha or visual observations.

*Exempel på förflyttningmönster hos sändarförsedda gråspettar uttryckt som avstånd mellan på varandra följande dag- och nattpositioner.*

Rolstad (1995) estimated winter home ranges at 45–54 km<sup>2</sup>, i.e. considerably larger than what we found. Our home range estimates could be considered conservative, as we occasionally could not relocate our birds within their “normal” home ranges during the course of the winter. One reason for the smaller home ranges found by us may be that the Norwegian study area was located in more forested terrain (85 % areal coverage) with a lower density of human settlements and fewer feeding stations/tables. The winter home range of Grey-headed Woodpecker in the boreal forest apparently can be very large, which most likely is a consequence of sparse and scattered food resources.

The close association of daytime locations to human settlements suggests that feeding stations/tables are important food sources for Grey-headed Woodpecker in the boreal forest during winter. In fact, due to its habit of regularly visiting feeding stations the Grey-headed Woodpecker nowadays is

quite well known, and has become known as the “green” woodpecker in the province of Västerbotten. The usage of feeding stations was strongest when it was cold and much snow, because during spells of mild weather and at the beginning of the winter the woodpeckers occurred less frequently at these places. This pattern is in line with the observation that the Grey-headed Woodpecker preferentially feed on ground-living insects and turn to alternative food sources when snow or coldness prohibit this mode of feeding (cf. also Rolstad & Rolstad

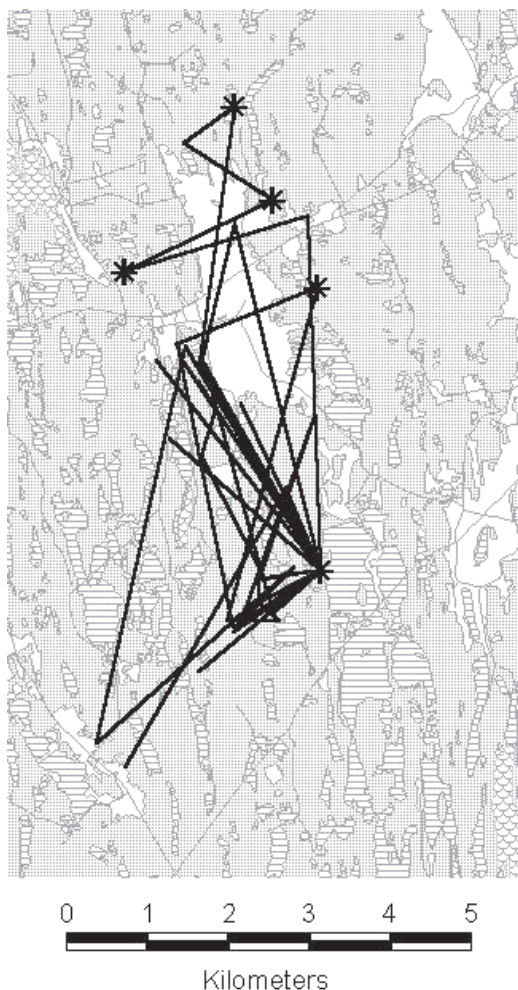


Figure 5. Movement vectors of female-2 based on consecutive locations 26 December 1997 – 4 April 1998. Asterisk denotes roosting places. Habitat representation as in Figure 3.

*Rörelsevektorer hos hona 2 baserat på varandra följande positioner mellan 26 december 1997 – 4 april 1998. Asterisk markerar övernattningsplatser.*

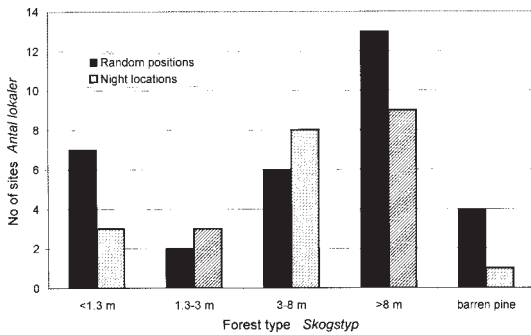


Figure 6. Distribution of roosting and random sites across forest types. There was no difference in distribution between site categories ( $P>0.05$ ,  $\chi^2=2.345$ , d.f. 3).

*Övernattningsplatser och slumppytor fördelat på olika skogstyper. Det fanns ingen statistiskt säkerställd skillnad i utnyttjandet.*

1995). It might be added that old forest is very sparse and that winter food provision has occurred frequently in our study area since at least 25 years (L. Brodin, pers. comm.).

Low population density and spatially segregated home ranges of individual birds may indicate that the Grey-headed Woodpecker holds winter territories (Rolstad & Rolstad 1995). We found clearly separated home ranges of the two males, and female-1 and female-2, respectively, which would be in line with this reasoning. (The inclusion of the males' home ranges of the males within those of the females' could indicate pair bonds). However, the home range of female-3's home range was enclosed within that of female-1's, and the two birds were

seen together at the same feeding station at several occasions (PS unpublished data). Observations in the study area in the subsequent winter (1998/99) confirm that two birds of the same sex may occur at the same feeding station quite frequently. One interpretation might be that in our study area, where food provision is common and regular, the woodpeckers do not have to claim, or cannot monopolise the food resources. This hypothesis could be tested by comparing habitat use and home range overlap in areas with different intensity in winter food provision.

The woodpeckers did not show selection for any of the roosting habitat and substrate characteristics investigated. Hypotheses that could be advanced are that availability of roosting substrate is not a limiting factor during the winter, and that proximity to reliable food sources rather than substrate type *per se* is more important. However, especially the females flew long distances (2624 m on average as compared to 1668 m for the males) for roosting and recurrently used the same trees, and tended to arrive late to and depart early from these trees. This could possibly reflect an anti-predator strategy, and, if so, landscape context could be of importance. Interestingly, the most frequently used roosting tree was the retained aspen on the clear-cut, and similarly, solitary aspens retained on clear cuts were often used for roosting in Varaldskogen (J. Rolstad, pers.comm).

The Grey-headed Woodpecker has a high potential reproductive capacity in terms of clutch size (mean 7–9; Cramp 1985), and the main food during summer, *Serviformica* ants, occurs in high abundance in e.g. young plantations (Rolstad & Rolstad 1995). One scenario hence is that the increase in number of observations of Grey-headed Woodpeck-

Table 2. Abundance of large aspens and birches (>20 cm diameter as breast height, no. stems per ha) at night locations and random positions. "Significance" refers to non-parametric Mann-Whitney U-test with test statistic given within parentheses.

*Förekomst av stora aspar och björkar (>20 cm diameter i brösthöjd) där gråspettar övernattat respektive på slumppytor i hemområdena. Icke-parametrisk Mann-Whitney U-test användes för att testa eventuella skillnader.*

	N	Aspen Asp		Birch Björk	
		Mean medel	S.D.	Mean medel	S.D.
Night locations <i>nattpositioner</i>	30	3.1	4.4	8.6	16.5
Random positions <i>slumppytor</i>	30	2.0	6.5	10.7	19.4
Significance <i>Statistisk sigifikans</i>		P=0.724 (446)		P=0.350 (522)	

Table 3. Diameter at breast height of aspens (cm) at night locations and random positions. "Significance" refers to non-parametric Mann-Whitney U-test with test statistic given within parentheses.

*Diameter i brösthöjd i cm hos aspar på platser där gråspettar övernattat respektive på slumpyor i hemområdena. Icke-parametrisk Mann-Whitney U-test användes för att testa eventuella skillnader.*

	N	Mean medel	S.D.
Night locations <i>nattpositioner</i>	10	27.2	15.41
Random positions <i>Slumpytor</i>	8	27.0	11.49
Significance <i>statistisk signifikans</i>	P=0.423 (49)		

ers in Västerbotten (Figure 1), reflects a general increase in local breeding population size. However, the very few observations during breeding time (Figure 1), and the fact that only two breeding records have been verified during the 1975–1997 period (archive of regional report committee of the Swedish Ornithological Society), do not lend support for an increase in local breeding density. In addition, there is no trend of increase in number of summer observations (0–3 observations; median 0; annually June–August) during the same time period. Although the Grey-headed Woodpecker may be secretive at the breeding ground (e.g. Ehrenroth 1973), and therefore easily overlooked, we contend that the species is a rare breeder in the province of Västerbotten. We compared the observational data with climate data from the weather station Svartberget (64°14' N/19°46' E, 225 m.a.s.l.), characterised by a typical boreal inland climate. Only the correlation with number of days with a snow cover of more than 15 cm before 31 December in the current year was found to be significant (positively) (Table 4). An alternative "increase" scenario then is a weather-induced change in behaviour, "forcing" birds to appear at feeding tables.

All four of our radio-equipped birds disappeared within just a few days in early April before the onset of breeding. Based on the area covered by the aerial survey we calculate a displacement of the three females of more than 50 km. Long distance recruitment has been described in the Grey-headed Woodpecker from other areas, with a reported 65-km ring

recovery from Finland (Cramp 1985). In the province of Västerbotten, Grey-headed Woodpeckers appear regularly along the coast of the Gulf of Bothnia from late September throughout October, and at feeding stations from October and onwards. These movements likely are of north Swedish origin as there is little evidence of movements across the Gulf of Bothnia, and the distribution range in Finland does not extend as far north as in Sweden (Väisänen et al. 1998). That at least three of our marked birds had returned to their old winter range by December 1998 is suggestive of a migratory strategy. Considering the annual pattern of the observations, one might thus hypothesise that the birds turning up in October reflects a general dispersal wave, followed by settlement for winter at reliable food sources till the onset of the breeding period.

Table 4. Spearman rank correlation coefficients for records of Grey-headed Woodpecker in the province of Västerbotten, northern Sweden 1980–1997, as related to climate data from weather station Svartberget (64°14' N/19°46' E) (Climate data only available from 1980). Asterisk denotes significance at the  $p < 0.05$  level (N=18).

*Spearman rank korrelationskoefficienter för antal fynd av gråspett i Västerbottens rapportområde (regionala rapportkommittén) 1980–1997 och klimatdata från Svartberget (64°14' N/19°46' E). Asterisk visar signifikans på 5%-nivån.*

Variable	Current year <i>samma år</i>	year before <i>året före</i>
No. of days with snow depth >15 cm from January 1 <i>antalet dagar med &gt;15 snö efter nyår</i>	-0.175	0.123
" before December 31 <i>dito, före nyår</i>	0.494*	0.322
Mean temperature in January <i>Medeltemperatur i januari</i>	-0.048	-0.140
Mean temperature in February <i>Medeltemperatur i februari</i>	-0.188	-0.272
Mean temperature in March <i>Medeltemperatur i mars</i>	0.164	0.085
Mean temperature in April <i>Medeltemperatur i april</i>	-0.256	-0.241
Mean temperature in November <i>Medeltemperatur i november</i>	-0.007	0.115
Mean temperature in December <i>Medeltemperatur i december</i>	-0.022	-0.083

However, till we have established the extent of such movements and identified the breeding grounds this remains speculation.

Our results have at least two implications for conservation. First, the high mobility and large home range of the radio-tracked birds deserve attention and call for critical interpretation of observational data. We identify different potential error sources in observational data that have to be addressed. For example, in Västerbotten, increased bird watching activity from the 1980ies at strategic points along the coast of the Gulf of Bothnia can clearly be traced in the observational data. In addition, campaigns in media (e.g. Andersson 1992) have increased the public awareness of and interest in the Grey-headed Woodpecker. Furthermore, although we lack hard data, personal communication gives a coherent view of an increase in winter food provisioning during the time period. Second, according to the new criteria elaborated by IUCN (Gärdenfors & Lejfelt-Sahlén 1997), the Grey-headed Woodpecker may not qualify as a threatened species on the Swedish Red Data list (M. Tjernberg, pers. com.). The main reason for this would be no signs of a population decline, rather the contrary. However, till we have sufficient knowledge about the ecology we argue that it is premature to remove the Grey-headed Woodpecker from the list. There are a number of questions that have to be resolved. For example, have winter food provision compensated for losses of natural winter habitats (old forest), or even enhanced survival above pre-cutting levels, and how does climate and habitat quality interact on survival? Data from Finland (Saari & Mikusinski 1996) suggest that winter temperature may be a major regulating factor when habitat conditions are unaltered, but we know little about the combined effect of changing climate and habitat modification.

### Acknowledgements

We want to extend our sincere thanks to all enthusiasts spending money and time providing winter food for woodpeckers; Christer Olsson for help with field inventory during April; Adjan de Jong and Marian de Boom for allowance to catch "their woodpeckers", and Berthold Stark for flight assistance. We appreciated the comments on an earlier version of the manuscript from Grzegorz Mikusinski and Jörend Rolstad. Sören Svensson provided valuable comments on the final manuscript. Alvins foundation provided financial support for the study. Permission to capture Grey-headed Woodpeckers was given by

the Swedish Environmental Protection Agency (361-6044-96Nv), and Umeå djurförsöksetiska nämnd approved the study from an ethical point of view (A 93/96).

### References

- Ahlén, I., & Tjernberg, M. (eds.). 1996. *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta*. (Swedish Red Data Book of Vertebrates 1996). ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Ahti, T., Hämet-Ahti, L., & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in Northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211.
- Andersson, L. 1992. Gråspettuppropet i "Strövtåg" – en succé. *Fåglar i Västerbotten* 17: 16–17.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 157–172.
- Birkö, T. 1983. Gråspetten i Ångermanland. *Gråspetten* 3: 8–14.
- Cramp, S. (ed.) 1985. *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa*. Volume IV. Oxford University Press, Oxford.
- Ehrenroth, B. 1973. Gråspettens *Picus canus* uppträdande i Värmland. *Vår Fågelvärld* 32: 260–268.
- Gärdenfors, U. & Lejfelt-Sahlén, A. 1997. *IUCN Red List Categories, prepared by IUCN Species Survival Commission, 1994*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala, 16 pp. (Swedish translation, version 1997-10-13).
- Hannerz, D. 1949. En gråspetthane (*Picus canus* Lin.). *Fauna och Flora* 44: 31–34.
- Karström, M. 1998. Gråspetten i Jokkmokks kommun. *Fåglar i Norrbotten* 4: 108–116.
- Raab, B. & Vedin, H. (eds.). 1995. Klimat, sjöar och vattendrag. *Sveriges Nationalatlas*. Bra Böcker, Höganäs.
- Rolstad, J., & Rolstad, E. 1995. Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. *Ornis Fennica* 72: 1–13.
- Saari, L., & Mikusinski, G. 1996. Population fluctuations of woodpecker species on the Baltic island of Aasla, SW Finland. *Ornis Fennica* 73: 168–178.
- Strand, A. 1983. Glimtar ur gråspettens *Picus canus* häckningsbiologi Värmland. *Värmlandsornitologen* 11: 49–62.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. *Muutuva pesimälinnusto* (Finnish bird atlas). Otava, Helsinki.

### Sammanfattning

*Vinterbeteendet hos gråspetten Picus canus i förhållande till sentida populationstrender i Sverige*

Gråspetten *Picus canus* är en av våra allra minst kända hackspettar. Uppgifter om dess ekologi i Sverige är knapphändiga och delvis anekdotiska, och få systematiska studier har gjorts. Vi studerade

habitatutnyttjande och hemområdesstorlek hos fem gråspettar (två hannar och tre honor) vintern 1997/98 utanför Umeå, Västerbotten (63°45'N/20°0'E) med hjälp av telemetri. Det ca 250 km<sup>2</sup> stora undersökningsområdet utgjordes till 73% av skog, 13% odlad mark, och 14% myr och öppet vatten. Området är en mosaik av olika skogstyper och gammal skog förekommer mycket sparsamt till följd av ett intensivt skogsbruk. Grövre lövträd återfinns främst i anslutning till odlad mark och på igenväxningsmark.

Honornas hemområde under december – april omfattade ca 20 km<sup>2</sup> medan hannarnas var ungefär hälften så stort. Spettarna var mycket rörliga dagtid och besökte ofta matplatser belägna flera km från varandra. Under dagtid uppehöll sig de märkta gråspettarna fyra gånger närmare bebyggelse (=matplatser) än vad som kunde förväntas utifrån en slumpmässig fördelning av positioner inom hemområdet. Avståndet mellan dag- och nattpositioner var 2172 m, med längsta dokumenterade förflyttning 5802 m. Vi fann tre natträdd, två i asp varav den mest utnyttjade var kvarlämnad på ett hygge.

I början av april 1998 tappade vi inom en vecka all kontakt med de sändarförsedda spettarna (fyra stycken vid denna tid) inom studieområdet. Med hjälp av pejling från flygplan återfann vi den enda hannen 12 km från den senaste positionen inom vinterhemområdet. Han uppehöll sig i samma område till åtminstone mitten av maj då sändaren hittades (tappad i samband med att stjärt pennorna ruggades). De tre honorna förblev spårlost försvunna och beräknas på basis av flyginventeringen ha förflyttat sig minst 50 km. Den 10 oktober 1998 återfanns hannen (identifierad genom färgringar) inom det gamla hemområdet och minst två av de märkta honorna hade återvänt

till vinterhemområdet i november.

En sammanställning av rapporterade fynd av gråspett i Västerbottens rapportområde (regionala rapportkommittén) 1975–1997 visar på en kraftig sentida ökning. Särskilt många fynd görs under senhösten medan sommarfynden är väldigt få (under perioden 1975–1997 har bara två häckningar säkerställts i rapportområdet). Vi jämförde årsfyndbilderna med vinterklimatdata från Svartbergets klimatstation (64°14' N/19°46' E, 225 m.ö.h.) som har ett typiskt inlandsklimat, och fann enbart en signifikant korrelation (positiv), nämligen med antal dagar med mer än 15 cm snötäcke före nyår. Detta tolkar vi som att gråspetten, som mestadels födosöker på eller nära marken, lämnar skogen i samband med mycket snö och söker upp matplatser i anslutning till bebyggelse där de är lättare att observera.

Gråspettens rörliga beteende och stora hemområde vintertid innebär att det är lätt att överskatta det verkliga antalet individer, vidare tycks det finnas en betydande klimatbetingad mellanårsvariation i uppträddemönstret. Genom kampanjer i media har uppmärksamheten för arten ökat, och i vårt undersökningsområde har vintermatningar blivit vanligare. Vi manar därför till försiktighet vid tolkning av populationstrender baserat enbart på inrapporterade fynd. Diskussioner förs om gråspettens status på den svenska hotlistan (den är nu kategoriserad som "sällsynt"). Ett sådant beslut bör baseras på en god kunskap om artens ekologi, vilket är tveksamt om vi har för tillfället. Ex. vis vet vi lite om relationer mellan sommar- och vinterhabitat – våra data antyder att gråspetten kan flytta långa sträckor mellan säsongshemområden, vidare vet vi lite om i vad mån fågelmatningar kompenserar för förluster av naturliga vinterhabitat, d v s gammal skog.

## Male aggressiveness and the possible occurrence of group territoriality in the Brambling *Fringilla montifringilla*

MARE LÖHMUS & BENGT SILVERIN

---

### Abstract

---

Bramblings are nomadic birds with an interesting breeding ecology. Their nests are often aggregated in groups of two to eight nests. Such aggregated nesting may indicate the existence of group territories, probably formed for anti-predatory purposes. The male Bramblings show much variation in colour pattern during the breeding season, with individuals ranging from completely black-hooded to virtually female-like grey-hooded. The colour pattern is probably age dependent, but may also be correlated with social status. The present study of breeding Bramblings was performed during the summer 1998 at Ammarnäs, County of Västerbotten, Sweden. We simulated an intrusion in the breeding territory, using an artificial intruder (a decoy) and a tape recorder with Brambling song, to find evidence for the group territory hypothesis and to investi-

gate the possible correlation between male plumage pattern and aggressiveness. Only intermediate males (type 2) and black-hooded males (type 1) (i.e. no female-like males), were observed during experiments at 13 nests. The type 2 males were slightly more active and aggressive towards the intruder-decoy (an intermediate male), when tested close to the nest, than were the type 1 males. The decoy was never attacked by more than one male at a time, but there were more than one male present in 77% of the experiments, which does not exclude the possibility for the existence of a group territory.

*Mare Löhmus and Bengt Silverin, Department of Zoology, University of Göteborg, Box 463, SE 405 30 Göteborg, Sweden*

---

Received 1 March 1999, Accepted 12 April 1999, Editor: R. Sandberg

### Introduction

The Brambling *Fringilla montifringilla* is a common breeding bird in the subalpine birch forests in northern Sweden. Bramblings are migratory birds, flock forming in autumn and winter, and territorial during the breeding season. They change breeding site almost every year and it has been suggested that this species, which is nomadic outside the breeding season, may retain its nomadic behaviour during the selection of breeding sites from year to year, and its occurrence in different areas during different years may depend on the food supply (Hogstad 1985, Lindström 1987).

The breeding behavior of the Brambling may demonstrate a great difference in the underlying selective pressures compared with other subalpine species and even with its close relative, the Chaffinch *Fringilla coelebs* (Irving 1960, Newton 1967, Mikkonen 1983). According to a study of Bramblings in northern Finland the male Bramblings appear in the breeding area in the beginning of May, and will soon

thereafter begin their courtship display (Mikkonen 1985). The males display in groups, sitting in neighbouring trees. With the arrival of the females, the song of the males becomes more intensive. The males do not have any fixed territories, but continue to display in groups that frequently change both display site and members. During the courtship display the male attracts the female solely with his own appearance and song, and not by means of a good nesting territory. The first pairs form about four days after the arrival of the females. Mating starts at the display territory of the male, before a nesting site has been chosen. After mating the female chooses the nest site, usually within the display territory, but sometimes in another place. During this period both of the birds defend the territory around the nest. While the male attacks other males at longer distances from the nest, the female attacks intruders of both sexes closer to the nest (Mikkonen 1985).

The Bramblings often nest in loose groups of two to eight pairs, as a consequence of the females



choosing nest site in or close to the collective display territory (Montell 1917, Udvardy 1956, Mikkonen 1985). The territorial boundaries are diffuse at first, but stabilise later (Conder 1949, Mikkonen 1985). Foraging during the breeding usually takes place outside the nesting territory (Mikkonen 1985). During the field work with Bramblings at Ammarnäs in northern Sweden, we tried to find evidence for the "group territory hypothesis", which states that neighbouring Brambling pairs defend a common territory around their nests. If the aggregated nesting of this species indicates the existence of a group territory, probably formed for anti-predatory purposes (e.g. Crook 1965, Lack 1968), we would expect that the neighbouring Bramblings are attacking or mobbing an intruder together. We designed and performed field experiments with an artificial intruder (a decoy) during the summer 1998.

During the field work we also investigated the possible correlation between male plumage pattern and aggressiveness, and tested the response of the males on a conspecific intruder. The breeding plumage of the Brambling males show high individual variation. While some males have a shiny black

hood, others have variable amounts of grey-brown feathers on the nape. It has even been observed that some males may even have a breeding plumage almost identical to females (Silverin unpublished data). It is not known how these differences affect male behaviour and reproductive success. This colour variation may have a function in the signalling of individual social status (Hogstad & Röskaft 1986). If that is so, it can be expected that males with brighter colours and stronger contrasts have higher social status and are more aggressive. By using a decoy, placed on a branch close to the nest, we had the possibility to compare the response and aggressiveness of males with different plumage patterns.

### Method

The field experiment was conducted at Ammarnäs, County of Västerbotten, Sweden (65°58'N, 16°07' E) from the 20 June to the 2 July 1998. The observed Brambling pairs bred mainly in two areas at Tjulträsk, which are surveyed annually by the LUVRE project (area A4 and A5). The vegetation in the area is subalpine birch forest.



During the preparations for the experiments the area of Tjulträsk was visited to find and mark all Brambling nests. We had marked 13 nest in the same breeding stage (last eggs were just laid) before the experiments were started. We carried out experiments (10 minutes each) at three occasions with two or three days' interval at each individual nest. During the tests the possible aggressive behaviour of breeding males with different colour pattern and the number of territory defending males were observed. All observations were made during the mornings, mainly between 5 and 11 a.m.

A Brambling decoy was mounted on a branch and a tape recorder with Brambling song was placed underneath it. The decoy was placed at 2 m from the nest in the first experiment, at 5 m from the nest in the second, and at 15 m from the nest in the third experiment. From an observing distance of 15–20 m the following activities were noted at each nest:

- 1) the time when the nest owning male and/or the second male first appeared within 20 m of the decoy,
- 2) the number of attacks and attack frequency of males, who caused a "physical injury" to the decoy at each nest,
- 3) the position of the males and their movements in relation to the decoy at various distances within 20 m of the decoy,
- 4) the singing activity of the nest owning (and the second) males.

To investigate the correlation between the coloration

of the male and its aggressiveness, we classified the males' plumage into three groups:

- type 1: males with entirely shining black hood
- type 2: males with some grey feathering on the nape
- type 3: males with female-like pattern

The decoy was of type 2.

For the calculation of levels of significance we used the Fisher Exact Probability Test, the Mann-Whitney U-test (indicated by U) and the Wilcoxon Signed Rank Test (indicated by T).

## Results

During the experiments we found only males of type 1 and 2. At nine of the 13 nests examined, the nest owning males were of type 1. We found no significant difference in the number of attacks between type 1 and type 2 males ( $p=0.22$ , Fisher's Exact Probability Test). In spite of this, there was a tendency towards type 2 males attacking more frequently (Table 1). The decoy was never attacked by more than one male at a time.

Movement activity (number of movements in relation to the decoy/min) did not differ significantly between the experiments within any of the two male types. Neither was there any significant difference in activity between the two groups (Table 1).

The time when nest-owning type 1 males first appeared closer than 20 m from the decoy did not differ significantly between the three experiments.

Table 1. The number of attacking males and the average number of movements in relation to the decoy/min at the different distances from the nest.

*Antalet attackerande hanar och genomsnittliga antalet förflyttningar i förhållande till bulvanen per minut vid olika avstånd från boet.*

Distance between nest and decoy	Number of type 1 males that appeared (total n= 9)	Number of type 2 males that appeared (total n= 4)	Number of second males that appeared (total n= 13)	Number of attacking males	Average number of movements in relation to the decoy/1 min		
<i>Avstånd mellan bo och bulvan</i>	<i>Antal hanar av typ 1 som kom fram</i>	<i>Antal hanar av typ 2 som kom fram</i>	<i>Antal andra hanar som kom fram</i>	<i>Antal attackerande hanar</i>	<i>Genomsnittligt antal förflyttningar i förhållande till bulvanen per minut</i>		
				Nestowner type 1	<i>boägare</i> type 2	Nestowner type 1	<i>boägare</i> type 2
2 m	9	3	6	0	1	1. 93	2. 62
5 m	6	4	7	2	1	2. 17	2. 21
15 m	7	3	6	1	2	2. 05	1. 95

Table 2. The average time of the first appearance of males and the average distance of the males to the decoy. The number of males that appeared at the different distances from the nest are the same as shown in Table 1.

*Genomsnittlig tid till första uppdykande av hane och genomsnittligt avstånd till bulvanen. Antalet hanar på olika avstånd från boet är samma som i Tabell 1.*

Distance between nest and decoy <i>Avstånd mellan bo och bulvan</i>	Average time of first appearance (s)			Average distance of the males to the decoy (m)		
	<i>Genomsnittlig tid till första uppdykande</i>			<i>Genomsnittligt avstånd mellan hane och bulvan (m)</i>		
	type 1 nest owner	type 2 nest owner	second male	type 1 nest owner	type 2 nest owner	second male
2 m	147	100	220	10.85	6.27	11.83
5 m	170	113	240	7.80	7.57	12.29
15 m	111	320	360	10.07	8.5	11.92

Type 2 males appeared near the intruder considerably quicker in the first experiment (when the decoy was placed 2 m from the nest) than in the third experiment (with the decoy at 15 m from the nest) ( $T=3$ ,  $n=4$ ,  $p<0.05$ ). In the third experiment type 2 males appeared after significantly longer time than type 1 males ( $U=2$ ,  $n1=3$ ,  $n2=7$ ,  $p<0.05$ ) (Table 2). At ten of the 13 nests a second male appeared within 20 m of the decoy. The time of its first appearance did not differ significantly between the experiments (Table 2).

Type 2 males kept relatively closer to the decoy than type 1 males, but the differences were not statistically significant. No significant differences were found in the comparison of the average distance of the birds to the decoy between the three experiments within each male type (Table 2).

All four breeding males of type 2 responded to the song of the intruder at some time of the experiments. The corresponding figure for type 1 males was three out of nine. Singing second males were heard at seven of the 13 nests.

## Discussion

Nine of 13 observed breeding Brambling males in our study were of type 1, i.e. with a completely black hood. According to a study of the colour pattern of the Brambling, 80% of the individuals with shining black hoods were adult males. Among males with more grey in the head plumage there were both adults and immatures (Hogstad & Röskaft 1986). Brambling males moult early in the spring, but there are probably some small differences in colour and

pattern between the males also in winter. In that case it can be suspected that the plumage pattern in some way shows the status of the individual and is an "honest signal" about its condition and fighting ability (Rower 1975, Fugle et al. 1984, Järvi & Bakker 1984). The darkness of the head plumage was also positively correlated with body size and wing length (Hogstad & Röskaft 1986). For northern birds with a short breeding season it may be important to minimise aggressiveness to avoid wasting energy on fights (Emlen & Oring 1977, Greenwood 1980). In this case "honest signals" could be an adaptation for saving energy.

Hogstad & Röskaft (1986) discuss two hypotheses to explain why some males delay their plumage maturation. The first hypothesis – Delayed Maturation Hypothesis – predicts that individuals avoid the costs of conspicuous plumage when their chance of breeding during that season is limited (Selander 1972, Procter-Gray & Holmes 1981). The second hypothesis – Female Mimicry Hypothesis – proposes that young males can increase their chance of breeding when they mimic females and in that way avoid the aggressiveness of the adult males (Rohwer et al. 1980). The latter hypothesis could explain why type 1 males, with a completely black head, were less inclined to attack the decoy (which had a type 2 head pattern), than were type 2 males, with some grey feathers on the head.

Type 2 males kept closer to the decoy than type 1 males, when it was close to the nest. When the decoy was placed 15 m from the nest, the type 2 males lost interest in it and appeared after significantly longer time than type 1 males. The time of first appearance

for type 1 males did not differ significantly between the three experiments. The Brambling nests at Tju-tråsk sometimes lay very close together (with distance varying between c. 30 and 60 m), and during the 15 m experiments it was sometimes difficult to decide which one of the males around the decoy that was the nest owner. This in turn makes it difficult to establish the territorial boundaries with certainty. It is possible that type 2 males defend a smaller territory, but as we could only observe four breeding type 2 males, a small sample size indeed, the problem must be studied more thoroughly before any conclusions can be drawn.

The activity (movements in relation to the decoy/ 1 min) did not differ between the two male types, neither in comparisons within each type. The movements around the decoy were largely the same for both types in all the experiments. On several occasions we noted that, after more careful investigation, the Bramblings ceased to see the decoy as a bird and instead turned their attention to the tape recorder.

100% of the type 2 males and 33% of the type 1 males responded to the intruder's song (tape recorder) at some time during the experiments. This agrees with their overall higher level of activity around the nest. According to Udvardy (1956) and Mikkonen (1985), the Brambling song is not aggressive, but only sexual, so the song of an intruder would only stimulate the male to sing more vigorously. Our observations took place at a rather late stage in the breeding season when the singing activity probably had decreased. However, a certain increase in the singing activity of the neighbours could almost always be noted during the experiments. A general observation was that none of the males responded to the song of the intruder if they were closer than 10 m from it (the average for nest owning males was 25 m and for second males 27 m).

The decoy was never attacked by more than one male, although there were second males within 20 m distance at 10 of the 13 nests. The only territorial fights we observed (on three occasions) took place during the 15 m experiments with type 1 males. In these cases the aggressiveness could have come out of an agitated situation. One of the fights took place after the nest owner had attacked the decoy, another came after the nest owner together with a neighbour had had a fight with a Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. Our general opinion is that aggressiveness between neighbours is very uncommon and that neighbours are allowed to come to investigate the decoy/intruder. This could indicate the existence of some kind of group territories, but as

our observations took place at the end of the egg laying period, the general level of aggressiveness could be naturally low. For birds, that are group-living outside the breeding season, display and breed in small groups and that are practising breeding nomadism, the existence of group territories, where predators can be mobbed, is possible. Brambling often breed inside Fieldfare *Turdus pilaris* colonies, probably for anti-predatory reasons. It would be interesting to investigate if the aggressiveness of the Brambling male is correlated with the distance to Fieldfare nests, e.g. if Brambling nesting close to Fieldfare nests are less aggressive.

An interesting, but very subjective, observation was that during almost all attacks that occurred, the male seemed not to have a clear idea about the location of the female. Before the Brambling female builds its nest, the male chooses a display site and the female chooses a nest site after the mating. The territory is established as the nest building begins and is subsequently expanded. Probably there is a period with a small territory with unstable boundaries centred on the female (Mikkonen 1985). Even if the boundaries of the territory stabilises with time, the main purpose of the territory seems to be to guard the female.

As we noted above, the time for our experiments was a little too late in the breeding schedule. Because the egg laying was just finished, the level of aggressiveness might have been lower than earlier in the breeding season. A similar experiment should be carried out at several stages during the breeding season to get a clear picture of the possible variation in activity and aggressiveness during different periods. By playback experiments with the song of the neighbour the interactions between neighbours could be studied. The colour pattern of the decoy could also be varied, the response of the different male types on different patterns could be investigated. It would be interesting to test the Female Mimicry Hypothesis, i.e. that blacker males do not attack males with female-like plumages, even if they sound like males. A combined study could be carried out, where decoy experiments are made, followed by examination of blood samples. This could give information on the correlation between hormone levels (e.g. testosterone), colour pattern and aggressiveness.

### Acknowledgements

We thank all the people in the LUVRE project who helped during the field work. We are very grateful to

Roland Sandberg for his support during all parts of this work. Finally, many thanks to Anders Enemar and Jan Ohlson, for constructive comments.

## References

- Conder, P. J. 1949. Individual distance. *Ibis* 91: 649–655
- Crook, J. H. 1965. The adaptive significance of avian social organizations. *Symp. Zool. Soc. London* 14: 181–218
- Emlen, S. T. & Oring, L. W. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. *Science* 197: 215–223
- Fugle, G. N., Rothstein, S. I., Osenberg, G. W. & McGinley, M. A. 1984. Signals of status in wintering white-crowned sparrows, *Zonotrichia leucophrys gambelii*. *Anim. Behav.* 32: 86–93
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Anim. Behav.* 28: 1140–1162
- Hogstad, O. 1985. Annual variation in mean body size of a Brambling *Fringilla montifringilla* population. *Ornis Fennica* 62: 13–18
- Hogstad, O. & Röskaft, E. 1986. Variation in the head plumage pattern of the Brambling *Fringilla montifringilla*. *Fauna Norv., Ser C, Cinclus* 10: 7–10
- Järvi, T. & Bakker, M. 1984. The function of the variation in the breast stripe of great tit *Parus major*. *Anim. Behav.* 32: 590–596
- Irving, L. 1960. Birds of Anaktuvuk Pass, Kovuk, and Old Crow. A study in arctic adaptation. *U.S. Nat. Mus. Bull.* 217
- Lack, D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. *Methuen*, London
- Lindström, Å. 1987. Breeding nomadism and site tenacity in the Brambling *Fringilla montifringilla*. *Ornis Fennica* 64: 50–56
- Mikkonen, A. V. 1983. Breeding site tenacity of the Chaffinch *Fringilla coelebs* and the Brambling *F. montifringilla* in northern Finland. *Ornis Scand* 14: 36–47
- Mikkonen, A. V. 1985. Establishment of breeding territory by the chaffinch, *Fringilla coelebs*, and the brambling, *F. montifringilla*, in northern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 22: 137–156.
- Montell, J. 1917. Fågelfaunan i Muonio socken och angränsande delar af Enontekiö och Kittilä socknars. *Acta Soc. Fauna Flora Fennica* 44: 1–260
- Newton, I. 1967. The adaptive radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis* 109: 33–98
- Procter-Gray, E. & Holmes, R. T. 1981. Adaptive significance of delayed attainment of plumage in male American redstarts: Tests of two hypotheses. *Evolution* 35: 742–751
- Rohwer, S. 1975. The social significance of avian winter plumage variability. *Evolution* 29: 593–610
- Rohwer, S., Fretwell, D. & Niles, D. M. 1980. Delayed maturation in passerine plumages and the deceptive acquisition of resources. *Am. Nat.* 115: 400–437
- Selander, R. K. 1972. Sexual selection and dimorphism in birds. Campell, B.C. (ed). *Sexual Selection and the Descent of Man*. Aldine, Chicago.
- Udvardy, M. D. F. 1956. Observations on the habitat and territory of chaffinch, *Fringilla c. coelebs* L., in Swedish Lapland. *Arkiv för Zoologi* 9: 769–775

## Sammanfattning

*Grupprevir och hanarnas aggressivitet hos häckande bergfinkar* *Fringilla montifringilla*

Bergfink är i Sverige en typisk norrlandsfågel och en mycket vanlig art i landets subalpina björkskogar. Enligt en studie av berg- och bofinkar i norra Finland dyker de första bergfinkshanarna upp i häckningssområdet i början på maj och börjar med sitt uppvaktningsspel redan innan honorna anländer. De spelar i grupper sittande i var sitt träd. Med honornas ankomst blir hanarnas sång kraftfullare. Under uppvaktningssceremonin visar hanen upp bara sin egen attraktivitet, utan att använda ett revir som lockobjekt. Bergfinksbona ligger ofta i lösa grupper om 2 till 8, som följd av bosättningarna inom ett spelområde. Födosök sker oftast fortfarande utanför reviret (Mikkonen 1985). Det har föreslagits att sådana häckningsgrupperingar bildas för att skydda bon för predatorer eller andra inkräktare och att fåglar i en sådan grupp därigenom försvarar ett gemensamt revir.

Häckande bergfinkshanar visar upp en rik färgvariation i sin fjäderdräkt från individer med glänsande svart huvud till honlika gråfärgade exemplar. Färgvariationen är förmodligen åldersberoende men det är inte känt, hur dessa skillnader påverkar hanarnas beteendemönster och sexuella framgång. Man kan tänka sig att en sådan variation har uppkommit, för att visa individens sociala status (Hogstad & Röskaft 1986). I så fall kan man förvänta sig att fåglar med starkare färger och kontraster har högre social status och uppvisar mer ihållande aggressivitet.

Denna undersökning genomfördes under sommaren 1998 med häckande bergfinkshanar i Ammarnäs (65°58' N, 16°07' E), Västerbottens län. För att undersöka frågan om ett möjligt grupprevir och testa den potentiella kopplingen mellan hanens fjäderdräkt och dess aggressivitet, simulerade vi intrång i reviret med hjälp av en uppmonterad bergfinksattrapp och en bandspelare med bergfinkssång.

## Metod

Fältexperimentet genomfördes i Ammarnäs i Västerbottens län under tidsperioden 20 juni – 30 juni. De observerade bergfinksparen häckade huvudsakligen i två områden vid Tjulträsk, vilka årligen inventeras inom LUVRE projektet (yta A4 och A5) Vegetationen i området är subalpin björkskog.

Vi hade markerat 13 bo i området vilka befann sig i samma häckningstadium (fåglarna hade just lagt

sina sista ägg) innan vi påbörjade undersökningarna. Vi genomförde tre experiment med en eller två dagars intervall vid varje bo. Under experimentet fäste vi en uppstoppad bergfink på en gren och hängde en bandspelare med bergfinkssång under den. Observationerna gjordes från 15–20 m håll. Under fältobservationerna noterades tidpunkten när hanarna dök upp, deras beteende och sångaktivitet under 10 minuter. Attrappen sattes upp i experiment I: 2 meter från boet, i experiment II: 5 meter från boet och i experiment III: 15 meter från boet. För att undersöka korrelationen mellan hanens färgtäckning och dess aggressivitet, delade vi in hanar i tre grupper: typ nr 1 – hanar med helt svarta huvud, typ nr 2 – hanar med grått inslag i nacken, typ nr 3 – hanar med honlik färgtäckning. Attrappen var av typ nr 2.

### Resultat

Under experimentet påträffade vi häckande hanar av enbart typ 1 och typ 2. Vid 9 av de 13 undersökta bona var den boägande hanen av typ 1. Vi hittade ingen signifikant skillnad i antal attacker mellan typ 1 och typ 2 hanar. Trots det kunde man konstatera en tendens till fler attacker bland typ 2 hanar (Tabell 1). Attrappen anfölls aldrig av mer än en hane. Typ 2 hanar dök upp i inkräktarens närhet betydligt snabbare i första experimentet (när attrappen var 2 m från boet) än i tredje experimentet (attrappen 15 m från boet) (Tabell 2). Under tredje experimentet visade typ 2 hanar sig efter signifikant längre tid än typ 1 hanar. Vid 10 bo av 13 fanns det fler än en hane i närheten (närmare än 20 m) av attrappen under experimenten. Rörligheten (antal förflyttningar i förhållande till attrappen/ 1 min) skilde sig inte mellan de tre olika experimenten (Tabell 1). Typ 2 hanar höll sig relativt närmare inkräktaren än typ 1 hanar, men trots denna tendens hittade vi inga signifikanta skillnader (Tabell 2). Fyra av 4 häckande hanar av typ nr 2 svarade under någon av experimenten till inkräktarens sång. Motsvarande siffror för typ 1 hanar var 3 av 9. Sångfrekvensen (sångtiden/totala tiden) var signifikant högre hos typ 2 hanar. Sjungande icke boägande hanar hördes vid 7 bon av 13.

### Diskussion

Nio av 13 undersökta häckande bergfinkshonar i vår studie var av typ 1, dvs helt svarta på huvudet. Hos

nordliga fåglar, med kort häckningssäsong, kan det vara viktigt att hålla ner aggressiviteten och inte slösa energi på strider. I så fall kan ”ärliga signaler” vara en adaptation till att leva energisnålt. Man kan misstänka att fjäderdräkten hos bergfinkshonar på något sätt betecknar status hos individer och är en ”ärlig signal” om fågelns kondition och stridsförmåga. Hogstad och Rödskaft (1986) konstaterade, att bland sk typ 2 bergfinkshonar finns det både juveniler och adultar. De har bl.a. föreslagit en sk ”Female Mimicry” hypotes, som säger att unga hanar kan öka sina chanser att häcka när de efterliknar honor och på detta sätt undgår adulta hanars aggressivitet. Detta kan delvis förklara varför hanar med helt svart huvud (typ 1) inte var lika benägna att attackera attrappen (med typ 2 färgtäckning) som hanar med gråare huvud i detta experiment.

Hanar med gråare huvud höll sig relativt närmare attrappen än svarthuvade hanar när den var nära boet. På längre avstånd, dvs när attrappen var uppställt 15 m från boet, tappade de gråare hanarna intressen för attrappen och visade sig efter signifikant längre tid än svartare hanar. Det är möjligt att gråare hanar skyddar ett mindre revir, men eftersom vi bara kunde observera 4 häckande hanar med gråfläckigt huvud, behöver man öka stickprovstorleken och undersöka problemet mycket noggrannare, innan man drar några slutsatser. 100 % av typ 2 hanar och 33% av typ 1 hanar svarade någon gång under experimenten på inkräktarens sång. Enligt Mikkonen (1985) har bergfinkssången ingen aggressiv inverkan på fåglarna utan bara stimulerande och skall locka fåglarna att samlas och sjunga mer och kraftfullare.

Attrappen anfölls aldrig av fler än en hane trots att det vid 10 bon av 13 fanns fler än en hane närmare än 20 m från attrappen. De enda revirstriderna vi såg (det hände 3 gånger), ägde rum under experiment med typ 1 hanar vid 15 meters avstånd från boet. Vår allmänna uppfattning är, att aggressivitet mellan grannar är mycket ovanlig och att grannarna även ”får lov” att komma och inspektera inkräktaren. Detta kan tyda på att bergfinkarna har en sorts grupprevir, men eftersom alla observationer skedde i slutet av äggläggningen kunde den allmänna aggressiviteten vara naturligt låg. Hos fåglar som är grupplevande mellan häckningssäsongerna och spelar och häckar i grupper är existensen av grupprevir, där de bland annat kan gemensamt mobba predatorer, tänkbar.



## Korta rapporter *Short communications*

### The appearance of the white primary patch in adult Swedish males of the Common Nightjar *Caprimulgus europaeus*

ROLAND ASTELING & ANNE STRANDBERG

In the family Caprimulgidae it is not uncommon to have a white primary patch, especially among males. The Common Nightjar is one of the species where the males show this plumage detail. Apparently, the patch has a sexual function during courtship and other similar display activities. The patch is formed by white markings on the distal parts (about 50 mm from the tip) of primaries (rarely 7), 8, 9 and 10, numbered descendantly. According to the literature the size of this patch varies in a cline over the species' range (through nearly the whole middle and southern parts of the Palearctic region). The patch is reported to be small in the west of the area and larger eastwards. The three outer primaries (8-10) all have white on the inner web. What seems to differ, among populations and subspecies over the range, is if there exists any white on the outer webs of p8-p9 and even the amount of white.

We are conducting a study of museum material that will deal with this issue in a larger geographical context (Asteling & Strandberg *in prep.*). In this paper we will only describe the issue and comment on the information given in the new "standard handbooks". We also describe the appearance of the patch of birds breeding on the Swedish west coast and point to some inconsistencies with the information given in the handbooks of Cramp (1985), Glutz & Bauer (1980) and Fry *et al.* (1988), and the recent family monograph on Caprimulgidae and allies by Cleere & Nurney (1998).

#### *Study area and materials*

We are conducting a field-study of breeding Common Nightjars in the surroundings of Varberg, a town situated about 80 km south of Gothenburg on the Swedish west coast. During the three season of 1996-98 we trapped 30 Common Nightjars and of them 21 adult males. One male was trapped in two different seasons.

To catch the birds we used an ordinary tape recorder with a tape that included both song and wing claps. The volume was regulated to sound like a normal Nightjar in strength or a little bit stronger. The tape recorder was usually placed in a little tree or hanged on a branch that could be likened with a song post. Three to four mist nets were placed around the tape recorder. No decoy or other dummy was used. We started the tape recorder around sunset just before the first Nightjars started to sing. The birds seemed most interested and were most likely to be caught between dusk and midnight. The white markings on primaries 8 and 9 of each trapped male were carefully described verbally into a dictaphone and reproduced as precisely as possible (in full scale on a pre-designed sketch of the wing patch area of p8 and p9; see Figure 1 for an example).

#### *Results*

All birds caught were breeding birds and we are sure that no migrants were involved. The different categories of white markings among our birds are explained below and shown in Figure 2. The frequency of each category is showed in Table 1. All birds had white on the inner web of primary 8-10, reaching the shaft on at least p8 and p9. No bird had white on the outer web of p10. We categorised our birds as follows:

A: White reached over the whole outer web of

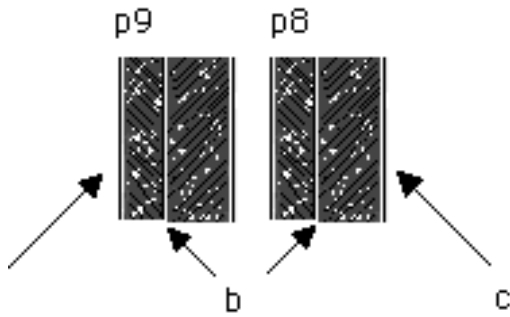


Figure 1. Sketch of primary 8 and 9 of the right wing. a = outer web, b = shaft, c = inner web.

Skiss av handpenna 8 och 9 på höger vinge. a = ytterfan, b = spole, c = innerfan.

primaries 8 and 9 and joined the white on the inner webs, and a band was created on both primaries.

B: White reached over the whole outer web of primary 8 and joined the white on the inner web, and a band was created on the primary. A white spot on the outer web of primary 9 that did not reached the shaft.

C: White reached over the whole outer web of primary 8 and joined the white on the inner web, and a band was created on the primary. No white on the outer web of primary 9.

D: A white spot on the outer web of both primary 8 and 9 that did not reached the shaft.

E: A white spot on the outer web of either primary 8 or 9 that did not reached the shaft.

F: No white markings on the outer webs of primary 8 or 9.

The male that was trapped in two different seasons had a wing patch that looked the same at both occasions. As a peculiarity, one bird had a white spot on the inner web of primary 7 (a bird in category C). This feature is not mentioned in Cramp *et al.* (1985), Glutz & Bauer (1980) or Fry *et al.* (1988) but is noticed by Cleere & Nurney (1998, see below)

### Discussion

We take it for granted that the authors/editors of the handbooks mentioned above have studied earlier work and we are also aware of the fact that erroneous information can be “inherited”. Cleere & Nurney (1998) seems to have made their own investigations for the descriptions. They mention the spot on primary 7 (rare) but fail to mention that the nominate subspecies does, at least sometimes, have some white on the outer web of primary 8 and/or 9. We have not made a thorough literature search so far.

A comparison of our results with the descriptions in the “standard handbooks” raises a few questions. Cramp *et al.* (1985) describes the wing patch in adult male as: “large rounded-triangular patch of white on inner web of p8-p10”. They further mention that: “rarely (1 of 35 west European birds examined), white of p8-p9 forms broad band across both webs (this more common in eastern races)”. Glutz & Bauer (1980) described adult male as: “auf Handschwingen 9 und 8 greift er nicht selten auf die Aussenfahne über”. Fry *et al.* (1988) mentioned that white existed “very rarely” on the outer web of p8 and p9 (but they included the eastern subspecies *plumipes* and lumped it with the nominate subspecies). Our interpretation of this is that at least most birds (of the nominate subspecies) do not have white markings on the outer web of primaries 8 and 9 according to the literature. In our material 33% had broad white bands over the entire outer primaries and only 14% looked as described by Cramp *et al.* (1985) for western European birds. The rest of the birds (53%) had an appearance that must be considered intermediate. The result is a little more in phase with the description in Glutz & Bauer (1980). This means that 86% of our birds had more or less white on the outer web of primary 8 and/or 9 and this is in strong contradiction to the information given by Cramp (1985), Glutz & Bauer (1980), Fry *et al.* (1988) and Cleere & Nurney (1998).

Since the white patch of the male’s tail apparently grows to some extent with age (V. Peiponen *in litt.*) it would be reasonable to assume that the same applies to the wing patch. Since we only have one

Table 1. The number of Nightjars belonging to each category. See Figure 1 and the text for explanation.

Antalet nattskärnor tillhörande varje kategori. Se Figur 1 och texten för förklaring.

Category <i>Kategori</i>	A	B	C	D	E	F
Number <i>Antal</i>	7	1	5	1	4	3



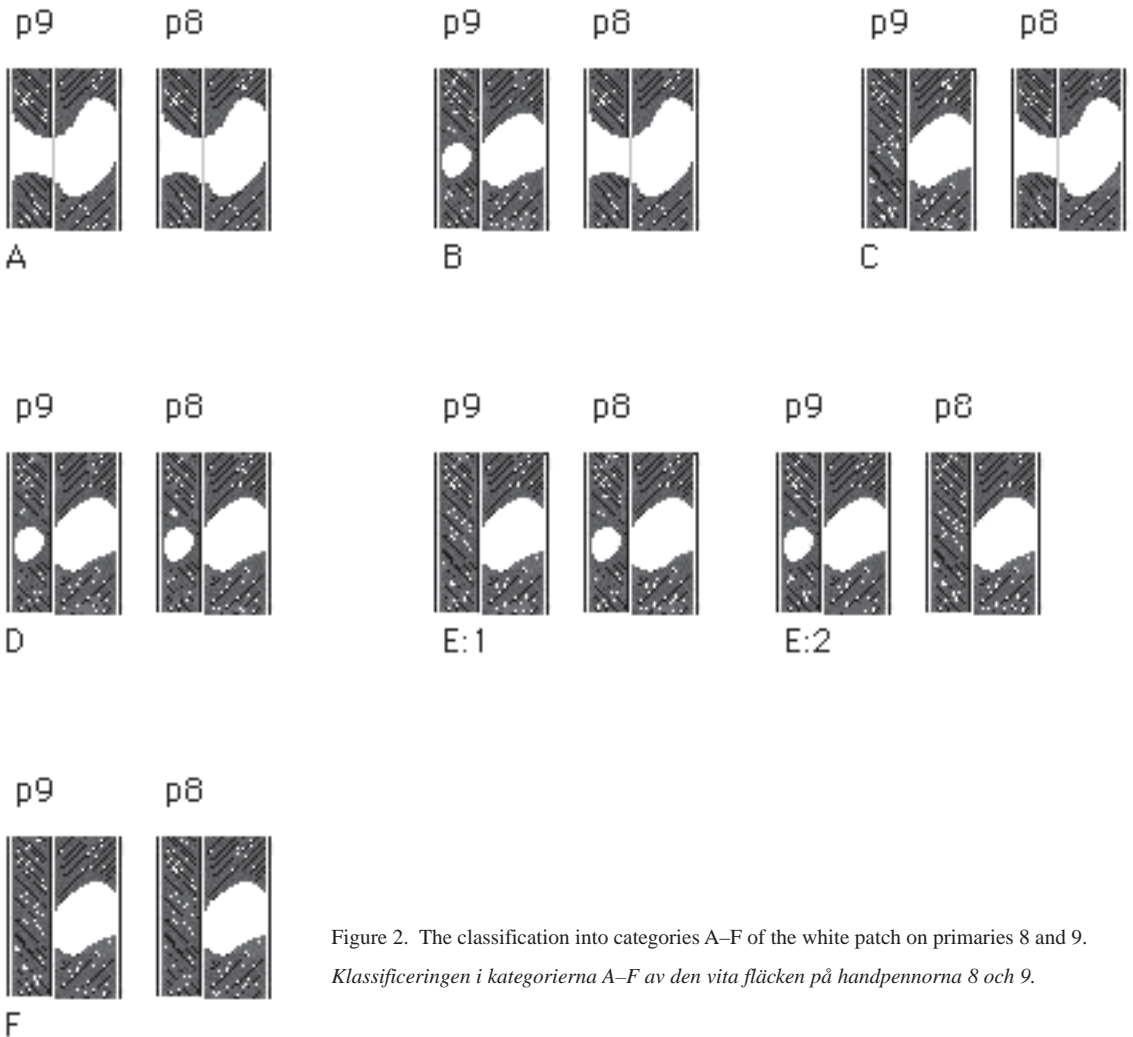


Figure 2. The classification into categories A–F of the white patch on primaries 8 and 9.  
 Klassificeringen i kategorierna A–F av den vita fläcken på handpennorna 8 och 9.

bird that has been recaptured in a later season (no differences between the seasons) it is too early for us to confirm if age has anything to do with this issue.

If a cline for the wing patch starts on the British Isles (and if the description in Cramp *et al.* (1985) is correct for western Europe, which seems most likely), then, our results might be considered to be in line with the theory that the cline exists.

### Acknowledgements

We would like to thank Sören Svensson for comments and constructive criticism on an early draft and Stefan Johansson who read the manuscript. This

is contribution number 3 from Breared Ringing Group.

### References

- Cleere, N. & Nurney, D. 1998. *Nightjars: A Guide to Nightjars and Related Nightbirds*. Pica Press.
- Cramp, S. (ed.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford Univ. Press. Oxford.
- Fry, C. H., Keith, S. & Urban, E. K. (eds.) 1988. *Birds of Africa*. Vol. III. Academic Press. London
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 5. Akadem. Verlagsges. Frankfurt am Main.

## Sammanfattning

### *Den vita handpennefläckens utseende hos adulta svenska nattskärrehannar*

Hannen hos vår vanliga nattskärria har en fläck som bildas av vita teckningar på de yttre tre handpennorna (omkring 50 mm från spetsen). Fläckan varierar över artens utbredningsområde. Den är liten i västra delen och blir större österut. Vad som skiljer, bland populationer och raser, är om det finns något vitt på ytterfanen och även mängden vitt på handpennorna (hp) 8-9. Vi håller på med en studie som kommer att behandla denna sak i ett större geografiskt sammanhang (Asteling & Strandberg *in prep.*). I denna uppsats vill vi bara beskriva saken och ge en kommentar till informationen som ges i de större standardverken. Vi vill också beskriva utseendet av fläckan hos fåglar från svenska västkusten och peka på avvikelser från den gängse litteraturen.

Vi studerar nattskärrior i Varbergstrakten. Under åren 1996-98 har vi ringmärkt 21 adulta hannar. Fläckan på de fångade hannarna beskrevs omsorgsfullt på en diktafon och avritades mycket noga i full skala på en fördesignad skiss; se Figur 1. Fåglarna delades in i olika kategorier, som beskrivs nedan och i Figur 2, beroende på hur fläckan såg ut. Antalet individer i varje kategori visas i Tabell 1.

A: Vitt på hela ytterfanen på handpenna 8 och 9, som då bildade ett band på båda pennorna med innerfanen.

B: Vitt på hela ytterfanen på handpenna 8, som då bildade ett band på pennan med innerfanen. En vit fläck på ytterfanen av handpenna 9 som inte nådde skaftet.

C: Vitt på hela ytterfanen på handpenna 8, som då bildade ett band på pennan med innerfanen. Inget vitt på ytterfanen på handpenna 9.

D: En vit fläck på ytterfanen på både handpenna 8 och 9 som inte nådde skaftet.

E: En vit fläck på ytterfanen på antingen handpenna 8 eller 9 som inte nådde skaftet.

F: Inget vitt på ytterfanen på handpenna 8 eller 9.

En jämförelse med standardverken medför en del frågetecken. Vår tolkning av Cramp (1985), Cleere & Nursey (1998), Glutz & Bauer (1980) och Fry m.fl. (1988) är att de flesta hannar inte har vitt på ytterfanen av hp 8 och 9. I vårt material hade 86% mer eller mindre vitt på ytterfanen av hp 8 och/eller 9. Endast 14 % såg ut som det beskrivs i Cramp (1985) för västeuropeiska fåglar. Informationen som ges i standardverken är väldigt avvikande vid en jämförelse med vårt material.

Om det nu finns en klin när det gäller handpennefläckan, som börjar på Brittiska öarna (och om beskrivningen i Cramp (1985) är riktig för västra Europa), då kan våra resultat vara ett led i teorin att fläckan blir större österut.

---

Roland Asteling & Anne Strandberg, Morängatan 28, S-432 38 Varberg, Sweden

E-mail: roland.asteling@telia.com

## Nordliga gransångaren *Phylloscopus collybita abietinus* i kris?

LARS BERGGREN

### Inledning

När vi fågelskådare är ute i markerna blir vi förr eller senare hungriga. Då tar vi fram kaffetermosarna ur våra stolryggsäckar. Sitta på marken, det är länge sedan vi slutade med det. När sedan den värsta hungern har stillats brukar samtalet ofelbart halka in på ämnet "Vilka fågelarter har blivit ovanligare eller vilka ses i större antal än normalt?". Sällan är vi helt överens, men en art som de flesta anser ha minskat i antal sedan 1970-talet är gransångaren. Min nyfikenhet vaknade, och jag bestämde mig för att undersöka saken med hjälp av de inventeringar som är gjorda i Norrbotten. Jag analyserar och kommenterar de inventeringar som är gjorda inom Svensk häckfågeltaxering 1975-98 och ringmärkningsstatistiken från Haparanda Sandskärs fågelstation. Jag jämför också resultaten med de som presenteras i den nya finska atlasen (Väisänen m. fl. 1998).

Gransångaren är spridd i hela Europa utom på öarna Island, Sardinien och Kreta. I en stor del av södra Spanien och mellersta Europa är arten sällsynt. Grova uppskattningar säger att det finns ca 16 miljoner gransångare i Europa. De tätaste populationerna finns i västra, centrala och östra Europa, över 10000 par per 2500 km<sup>2</sup>. I Skandinavien är populationen uppskattad till över 2000 par per 2500 km<sup>2</sup>. Dessa uppgifter är hämtade ur Hagemeyer & Blair (1997).

I Europa är arten för närvarande uppdelad i sex raser (Svensson 1992). Det är möjligt att dagens moderna forskning kommer att omkullkasta den gamla art- och rasindelningen (t.ex. Hansson &

Brännström 1998). I Sverige förekommer två raser. Nominatrasen *Phylloscopus collybita collybita* vandrar in i Sverige via Danmark. Rasens utbredning är västra, centrala och östra Europa med en östlig gräns någonstans genom Polen och Ukraina. I norra Skandinavien och Ryssland förekommer rasen *Phylloscopus collybita abietinus*, vilket alltså är den ras som jag ser i mina hemtrakter (Hagemeijer & Blair 1997).

### Svensk häckfågeltaxering

Svensk häckfågeltaxering har till syfte att studera beståndsvängningarna bland fåglar i Sverige. Inventeringen är ideell och administreras sedan starten 1975 av Sören Svensson, Ekologihuset Lund. Inventeraren planerar sin egen inventeringsrutt som består av 20 punkter. En gång om året inventeras rutten och från varje punkt räknas alla under 5 minuter sedda eller hörda fåglar. Närmare beskrivning finns i Svensson (1997, 1998).

Genom åren har gransångare noterats på 16 olika rutter i Norrbotten (Tabell 1). Tyvärr har få av rutterna inventerats under många säsonger. Fem av rutterna är inventerade före 1981: Timforsvägen, Stormyran, Degermyran, Nedre slingan och Sävast. Dessa rutter tyder inte på någon förändring av beståndet under dessa tidiga inventeringsår men visar att det fanns ganska gott om gransångare. I medeltal noterades 4,9 exemplar per rutt och år.

Fyra av rutterna är inventerade i ganska långa

serier: Norramark, Kåikul, Lappträsket och Raningsvägen. Alla tyder också på en minskning av antalet gransångare. Under de första åtta åren (1983–90) är medeltalet 3,3 exemplar per rutt och år. Under de åtta senaste åren (1991–98) är medeltalet nere på 1,1 exemplar per rutt och år. Av dessa rutter vill jag särskilt kommentera Norramarksrutten som inventeras av Tord Gustafsson. Norramarksrutten har den längsta serien. Rutterna Sävast och Norramark är identiska men Tord ändrade färd-sätt och starttid, cykel istället för till fots och kl 03.00 istället för kl 05.00. Ändringen av färd-sätt kan väl knappast ha påverkat räkningen.

Sju av rutterna visar var och en för sig ingen större förändring: Hemlunda, Sunderbyn, Gammelstad, Alterrutten, Skjutfältet, Kusträsk och Avan. Alla sju har korta serier och är därför svåra att tolka. Ingen av rutterna visar heller på några större ansamlingar av arten: I medeltal noteras 1,3 exemplar per rutt och år på dessa nutidsinventerade rutter. Om man däremot slår samman talen för de fem sistnämnda rutterna får man en indikation på en nedgång de två senaste åren: 11, 7 resp. 5 individer.

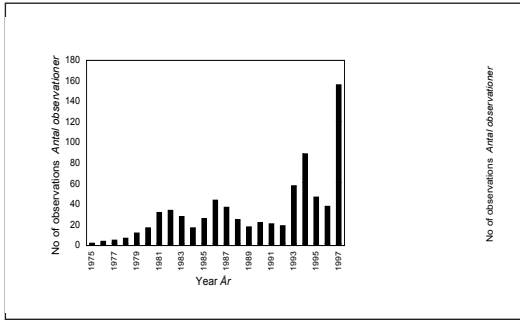
I Tabell 2 har resultaten från alla rutter sammanställt och i Figur 1 har index beräknats för de senaste elva åren, då det utom för 1993–94 varit en kontinuitet av inventeringar på minst fem gemensamma rutter parvisa år. Vid tolkning av tabellen måste man vara försiktig med slutsatserna eftersom grundmaterialet är så litet, men jag anser att inventeringarna visar att Norrbottens bestånd av gransång-

Tabell 1. Antalet registrerade gransångare på de rutter som inventerats i Norrbotten 1975–1998. Rutterna Sävast och Norramark är samma rutt inventerad av samme inventerare men med en förändring i starttid 1983.

Number of Chiffchaffs recorded along the routes censused in Norrbotten 1975–1998. The routes Sävast and Norramark are the same route made by the same observer but with a change in starting hour in 1983.

*Antal inräknade ormråkar av olika kategorier i Falsterbo 1990-1996. Fåglar klassade som vita är ej inkluderade bland övriga adulta och juvenila.*

Year År	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Total
Adults <i>Adulta</i>	2580	1869	1873	734	1329	1207	957	10549
White ad. <i>Vita ad.</i>	37	35	24	22	20	20	9	167
Juveniles <i>Juvenila</i>	879	866	1168	1122	879	768	1193	6875
White juv. <i>Vita juv</i>	74	42	40	65	39	23	48	331
Unaged <i>Ej åldersbestämda</i>	8209	3853	970	4634	2610	4519	5256	30051
Unaged white <i>Dito vita</i>	12	13	5	0	0	1	9	40
Controlled <i>Kontrollerade</i>	11791	6678	4080	6577	4877	6538	7472	48013
Uncontrolled <i>Ej kontrol.</i>	1619	1573	5199	6361	6816	3350	3273	28191



Figur 1. Beståndsindex (kedjeindex) för gransångaren i Norrbotten 1988–1998 baserat på de förändringar som registrerats på gemensamma rutter parvisa år. Index för 1989 har satts till 100.

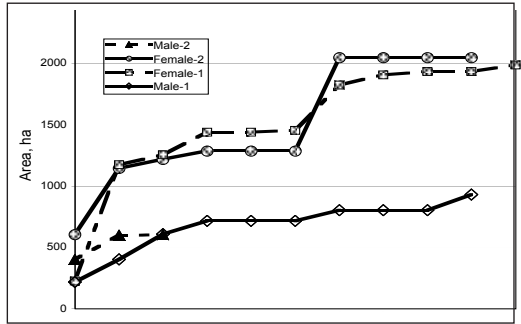
Population index (chain index) for the Chiffchaff in Norrbotten 1988–1998, based on changes for common routes between adjacent years. Index for 1989 was set to 100.

are verkligen har minskat, inte bara under de allra senaste åren utan kanske ända sedan 1970-talet.

### Haparanda Sandskär

Ringmärkningsstatistiken från Haparanda Sandskär är också liten men ändå intressant att studera. Fågelstationen startades 1981 och har varit bemannad 12 vår- och 18 höstsäsonger. Totalt har 330 gransångare försetts med ringar. Arten är 26:e vanligaste märkart men motsvarar endast 0,5 % av de 65058 ringmärkta fåglarna t.o.m. 1997. Gransångaren utmärker sig mest genom att tillsammans med blåhaken vara den enda art som har ringmärkts i större antal under våren under höstsäsongerna. 180 st. (55%) av gransångarna är vårmärkta och 150 st. (45%) är höstmärkta.

Vilka slutsatser kan man då dra från fångstsiffrorna. Många yttre faktorer påverkar resultatet, bl.a. fångstens intensitet och hur fångstdagarna infaller i förhållandet till gransångarens förbiflyttning. Säkraste sättet att kompensera mätningen för fångstintensitet görs genom att räkna antal fångade fåglar per nättimme (ett nät som har varit uppe en timme = nättimme). Figur 2 visar antalet fångade gransångare per nättimme. Värdena för åren 1981–91 visar troligen bara mellanårsvariationer utan någon bestämd trend, men sedan 1992 har antalet fångade gransångare dalat kraftigt. De låga fångstsiffrorna har fortsatt 1997 och 1998 med 3 resp. 2 st. För dessa två år har dock antalet nättimmar inte varit tillgängliga.



Figur 2. Antalet ringmärkta gransångare per 100 nättimmar vid Haparanda Sandskärs fågelstation 1981–1996. Trendlinjerna visar glidande medelvärde per tre år.

Number of ringed Chiffchaffs per 100 net hours at Haparanda Sandskär's bird station 1981–1996. The trend line shows three year mean values.

### Utvecklingen i Finland

Den nya finska fågelatlasen (Väisänen m.fl. 1998) är finskspråkig så det är för min del omöjligt att tillgodogöra mig alla fakta i texterna, men den svenska förklaringen hjälper mig att tyda de många kartorna, figurerna och diagrammen. I Finland har man sedan lång tid inventerat fågelfaunan med linje- och punkttaxeringar och dessutom hunnit med två fågelatlasinventeringar. I den första fågelatlasen (1974–77) uppskattade man att det fanns ca 380.000 par gransångare i Finland. I den andra fågelatlasen (1986–89) uppskattades att det fanns ca 220.000 par, en nedgång med 40%.

Linjetaxeringarna visar på samma resultat. Beståndet i norra Finland halverades mellan 1945–55. I Finland som helhet är det statistiskt säkerställt att arten har minskat med ca 40% mellan 1976 och 1988.

I den finska atlasen jämförs också med resultat från de danska punkttxeringarna, som också finns i den nyligen utkomna boken *Fuglenes Danmark* (Grell 1998). I Danmark har gransångaren ökat kraftigt, fyrdubbling sedan 1976 och fördubbling mellan 1988 och 1996.

### Slutsatser och nya frågor

Svaret på frågan "Har gransångaren minskat?" har givetvis två svar. Det är redan tidigare välkänt att nominantrassen *P. c. collybita* vandrar in via Danmark och ökar i antal i sydligaste Sverige. Det nya är att rasen *P. c. abietinus* som finns i norra Sverige,

Finland och Ryssland enligt finska undersökningar minskat med 40%. Min undersökning av situationen i Norrbotten visar att minskningen sannolikt är lika stor där. Inventeringar av Holmöarna i Västerbotten 1973 och 1996 visade att gransångaren även där minskat mycket kraftigt, från 33 till bara 7 räknade individer (Bader m.fl. 1998), och man anger att arten minskat även i Västerbotten i övrigt. Kanske har det skett en minskning i hela norra Sverige

Nya frågor skapas när man har svar på den första. Nästa fråga blir: "Varför minskar gransångarna i norra Sverige och Finland medan arten ökar i Danmark och södra Sverige?". Jag kan bara spekulera i orsakerna till minskningen av *P. c. abietinus*. Är det så enkelt som att arten har missgynnats av det intensiva trakthyggesbruket som bedrivs både i norra Sverige och Finland? Eller är det förändringar längs flyttningvägarna till vinterkvarteren? Eller i själva vinterkvarteren, vad kan påverka fåglarna där? Eller kan det vara så att gransångarna är utsatta för konkurrens mellan arter? Jag tänker då närmast på lövsångaren. Beträffande häckningsmiljöerna känner jag väl till terrängen vid den mångårigt inventerade ruten Sävast/Norramark. Där har det ej skett så stora miljöförändringar att det skulle förklara minskningen av gransångaren. Framtida undersökningar får svara på dessa frågor.

## Tack

Tack till alla ornitologer som har hjälpt till att inventera och därmed möjliggöra de publikationer och undersökningar som jag har använt i denna artikel. Även ett tack till Sören Svensson som har hjälpt mig att ta fram de rutter som är inventerade i Norrbotten. Även tack till Peter Nilsson Piteå, som har hjälpt mig med statistiska beräkningar.

## Referenser

- Bader, P., Bondestad, L., Byström, T. & Hambäck, P. 1998. Ögonblicksbilder av Holmöarnas landfågelfauna. En jämförelse av 1973 och 1996 års inventeringar. *Fåglar i Västerbotten* 23: 73–136.
- Grell, M. B. 1998. *Fuglenes Danmark*. Gads Forlag.
- Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their Distribution and Abundance*. T & A D Poyser, London.
- Hansson, M. C. & Brännström, O. 1998. Range expansion and the possibility of an emerging contact zone between two subspecies of chiffchaffs (*Phylloscopus collybita* ssp.). Master Degree Project, Department of Animal Ecology, Lund University.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*.

- Svensson, S. 1997. Fågelinventeringar. Sid. 289–307 i *Fågellarnas ekologi* (J. Ekman & A. Lundberg, red.). Sveriges ornitologiska förening, Stockholm.
- Svensson, S. 1998. Svenska häckfågeltaxeringen 1997. *Fågelåret 1997*. Vår Fågelvärld, Supplement 30: 11–21
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. *Muuttuva Pesimällinnusto*. Kustannusosakeyhtiö Otava, Helsingissä.

## Summary

*The northern Chiffchaff Phylloscopus collybita abietinus in crisis?*

During the last couple of years many of my bird-watching friends have told me that they believe that the Chiffchaff is a decreasing species. I decided to investigate what has happened in Norrbotten, the northernmost province of Sweden, where I live.

I obtained the results of the Swedish breeding bird census that started 1975. Voluntary observers make counts along routes of their own choice, each with twenty points (or stops). From each point they count all seen and heard birds during five minutes. In Norrbotten, the Chiffchaff has been recorded at sixteen different routes since 1975.

Table 1 shows the results. The routes Timforsvägen, Stormyran, Degermyran, Nedre slingan and Sävast (1975–80) have been counted during only a few years and they do not show more than that the average was 4.9 Chiffchaffs per route, a rather high figure compared with the routes of later years. The routes Sävast/Norramark (the same route with a slight change of starting hour in 1984), Käikul, Lappräsket, and Raningsvägen are the most interesting ones. They all indicate a decline in numbers, on average 3.3 Chiffchaffs per route during 1983–90 and an average of 1.1 Chiffchaffs per route during 1991–98. The routes Hemlunda, Sunderbyn, Gammelstad, Alterruten, Skjutfältet, Kusträsk and Avan have been counted only during a few years, but the last five of them show a decline in the last two years (11, 7 and 5 individuals). A chain index (Figure 1) based on the routes censused in 1988–98 also show a clear drop.

Sweden's northernmost and easternmost bird-ringing station, which is located at Haparanda Sandskär, has studied bird migration since 1981. Between 1981 and 1996, 330 Chiffchaffs were ringed, an average of 21 birds per year. Figure 2 shows the number of Chiffchaffs captured per one hundred net-hours. There is a strong decline in numbers during

1994–96. This decline has continued in 1997 and 1998 with only 3 and 2 birds ringed (number of net-hours were not available).

Finnish ornithologists have monitored breeding birds for many years. In the new Finnish bird atlas (Väisänen m.fl. 1998), covering the period 1986–89, they compare the results with those of their earlier atlas of 1974–77. The estimate for 1974–77 was 380,000 pairs, and that for 1986–89 was 220,000 pairs, a decrease with 40%. Line and point counts show the same decline.

Since my results from Norrbotten in Sweden indicate the same decline there, it is possible that the northern subspecies *abietinus* of the Chiffchaff has declined in the whole of northern Scandinavia. This subspecies also breeds in Russia, but I know nothing about the population trend there. The cause of the decline is unknown, and require further study. Habitat change in the breeding area is a possibility. However, I know well the habitats along the Sävast/Norramark route, and the changes there are not such that they can explain the decline of the Chiffchaff. Other possibilities are of course changes along the migration route or in the winter quarters.

An interesting fact is that the southern subspecies *collybita*, which breeds in western and central Europe, eastwards to Poland and Ukraine, is increasing, for example in Denmark. In the last few decades it has also expanded its range into southernmost Sweden and has become locally rather common, and it continues to expand northwards.

---

Lars Berggren, Lulevägen 20 F, 961 33 Boden.

## Sena häckningar hos hämplingen *Carduelis cannabina* i sydvästra Sverige

ANDERS ENEMAR

Det har ganska ofta hänt att sjungande hämplingar under juli månad plötsligt dykt upp på vår sommarstugetomt (1600 m<sup>2</sup>), som är belägen i Skepparkroken intill Skäldervikens norra strand, ca 5 km nordväst om Ängelholms stad i Skåne. Detta var till en början förvånande, eftersom i regel inga hämplingar varit på plats tidigare under säsongen. De rödbrösta-

de hämplinghanarna brukade välja sångplats på uppstickande toppkvistar i den rikliga häck- och buskvegetationen, bestående av vresros, hagtorn, slån, oxel och sibirisk ärt. (Numera lämnas därför alltid några toppkvistar orörda vid den årliga häckklippningen.) Observerade kopulationer och "hetsjakter" antydde att sommarhäckning var på gång. Detta gav anledning till att undersöka saken lite närmare, såväl på platsen som i någon mån i litteraturen.

### Beskrivning

Vad som under de senaste två decennierna avslöjats av häckningar eller häckningsförsök presenteras i sammanfattad form i Tabell 1. Texten i tabellhuvudet kräver några förklarande tillägg. En häckning konstaterades vara lyckad inte endast när datum för ungarnas utflygning (uthoppande) faststälts genom dagliga besök, utan även när boet efter ett längre avbrott i observationerna visade sig vara tillplattat och omgärdat med en krans av spillning (föräldrafågeln slutar att avlägsna ekskrementsäckarna under de sista dagarna av ungarnas botid). Ett bo betecknades som övergivet, då hela kullen med kalla ägg fanns kvar, låt vara att orsaken även kunde vara att honan förolyckats på något sätt. Var några eller alla ägg borta, betraktades boet som plundrat.

De i juli uppträdande hämplingarna åtföljdes så gott som aldrig av några ungfåglar, och ofta var det fråga om mer än ett par. Två somrar bildades en smärre koloni, med minst tre par, som påbörjade sin häckning så gott som samtidigt, och med ett fjärde par som startade ca tre veckor senare (se för år 1982 i Tabell 1). Säkerligen kom hämplingarna inflyttande från annat håll, eftersom häckningar under vår och försommar varit en sällsynthet på tomten.

Sommarhäckningen stökas undan på fem veckor. Tiden från första ägg till spontan utflygning har i två fall med kullar om fem ägg varat i 27 resp. 29 dygn, vartill skall läggas tiden för bobygget. Detta har för fem häckningar pågått i fyra eller fem dygn från de första stråna till första ägget.

Antalet ägg i de kullar, som värpts i juli, har varierat mellan 4 och 7. Bland de åtta kullarna har 5-kullarna dominerat, medan vardera en kull bestått av 4, 6 och 7 ägg, vilket allt ger en medelkull om  $5,25 \pm 0,89$  ägg. Att medelkullen håller sig till drygt 5 ägg styrks av att antalet boungar för fyra häckningar med okänd äggkullstorlek varit 5 i tre och 6 ett bo.

Tre kullar har värpts så sent som i augusti med 3, 4 och 5 ägg i bona, vilket antyder en sjunkande kullstorlek i slutet av häckningssäsongen. Den minskade produktiviteten understryks av att ett extra

dygn förlöpte mellan första och andra ägg i 3-kullen, ett tecken på att honan ifråga sviktade, om hon nu inte råkat värpa ägg nummer två på annat håll. Detta är det hittills enda konstaterade "hacket" i värpföljden. Kanske skall ytterligare en "kull" om 0 ägg räknas till augusti-häckningarna. Ett bobygge, som påbörjades de sista dagarna i juli, var färdigt den 31 juli. Honon stöttes upp från boet, som fortfarande var utan ägg, den 1 och 2 augusti. Dagen därpå var honan försvunnen och återkom aldrig till det färdiga och orörda boet.

Av de 16 häckningarna i Tabell 1 är resultatet känt för 15. För åtta av de tolv juli-häckningarna lämnade flygga ungar boet, medan två bon plundrades och två övergavs. Detta får betecknas som ett gott utfall. För de tre augusti-häckningarna låg det sämre till. Endast ett bo producerade flygga ungar, medan ett plundrades och ett övergavs. De studerade augusti-häckningarna, även om de är få, antyder en tynande förmåga hos hämplingarna att fullfölja dessa sena häckningar.

#### Kommentarer

Hämplingarnas rörlighet under häckningstiden har observerats av Durango (1947) och innebär ett plats-

byte mellan de tidiga första- och de senare (förmodade) andra-kullarna. Detta nämns också av Palmgren (1932) och kan även innebära växling mellan boplatzbiotoper (först barr-, senare lövmiljö) (Tast 1968). Tendensen att ibland häcka i grupp eller i en lös form av koloni har ofta konstaterats (Durango 1947, Tast 1970, Olsson 1971) och setts som en följd av artens reducerade revirfunktion och vana att hämta föda från relativt avlägsna platser (Newton 1972), ibland upp till en km från boet (Durango 1947). Två eller flera par kan ses slå följe på dessa provianteringsturer (Olsson 1971). Grupphäckningen har också förklarats som en följd av begränsad tillgång till och fördelning av lämplig vegetation för boplaceringen (Frey 1989b). Det ena behöver inte utesluta det andra.

Hämplingens häckningssäsong hör uppenbarligen till de längsta bland svenska småfåglar. Äggläggningen kan i södra Sverige börja redan i mitten av april (Hannerz 1924, Persson 1928). Rapporter om äggläggning i juli är inte ovanliga (t.ex. Larsson 1952, Nordin 1954) och denna månad räknas också till häckningstiden i några svenska handböcker. Bofynd med ungar under augusti inte är sällsynta (Olsson 1971), medan däremot äggläggning i samma månad torde tillhöra undantagen av den svenska

Tabell 1. Tidsförloppet för 16 häckningar med värpstart i juli eller augusti. Normal siffra = antal ägg, fet siffra = antal boungar, R = ruvning pågår, F = utflygning, X = boet plundrat, Ö = boet övergivet, U = ungar i boet, ( ) = den exakta dagen för händelsen är icke fastställd, ? = vidare öden okända.

*The time course of 16 breedings with first egg laid in July or August. Normal figures = number of eggs, bold figures = number of nestlings, R = incubation in progress, F = fledging, X = nest robbed, Ö = nest abandoned, U = nestlings, ( ) = exact day of event not established, ? = further fate unknown.*

	Juli July						Augusti August								
	5	10	15	20	25	30	1	5	10	15	20	25	31		
1979		1234	-----	?											
1980	1	-----											F		
1981			12X												
1982				12345	-----				<b>5</b>	-----	<b>5</b>	---	<b>3</b> ---	<b>3F</b>	
			(1)	---	5	---	5	-----			U	-----	<b>4</b> ---	<b>F</b>	
			(1)	---	5	-----					<b>4</b>	---	<b>F</b>		
											1123	----	3R	----	(X)
1983	(1)	-----		5	-----	<b>5</b>	-----						(F)		
						44R	----	(Ö)							
1985		6-6	---	6R	----	Ö									
	(1)	3-5-7	7R	----	R-R	----	<b>4454</b>	-----					(F)		
1988			(1)	34-6	----	6R	----						R	----	X
1990	(1)	-----				<b>5</b>	-----						(F)		
1991									12345	----	R	-----		(F)	
1994			(1)	-----							<b>4</b>	---	<b>4</b>	----	F
1998									12(34)	----	4R	----	R	Ö	

rapporteringen att döma. Gunnarsson (1958) fann i Västergötland en kull nyss flygga ungar, som matades av honan den 19 september, vilket innebär värpstart ett gott stycke in i augusti. I Finland är flera värpstarter i augusti kända (von Haartman 1969, 1972, Tast 1970, Hildén 1972). Så sena häckningar förekommer regelbundet på kontinenten och i England (t.ex. Simon 1985, Newton 1972).

Juli-kullarnas storlek håller sig väl inom handböckernas normalantal på 4 - 6 ägg. Rosenius (1929) har 5,4 ägg som medelvärde för 26 juni-kullar, och har funnit enstaka kullar om 5, 6, 7 och 8 ägg värpta i juli, vilket antyder att äggproduktionen länge håller sig på oförändrat hög nivå. Först i augusti inträffar en minskning, enligt vad som antyds av erfarenheterna från Skepparkroken. Detta är i så fall en av orsakerna till nedgången i augustikullarnas häckningsresultat, som annars främst torde bero på att kullar överges (jfr. Glutz von Blotzheim & Bauer 1997) eller att äggläggningar avbryts eller helt enkelt uteblir. Simon (1985) understryker att i Belgien värps ofta aldrig några ägg i de bon, som byggs under augusti. Men uppenbarligen lönar sig en häckningsansträngning med början i augusti tillräckligt ofta, åtminstone ställvis, för att en ärftlig tendens att satsa på en sådan skall hållas kvar inom hämplingbeståndet.

Den långa häckningssäsongen anses vara ett tecken på att hämplingen är anpassad till eller "ställd på" att föda upp mer än en kull. Två kullar angavs tidigt av t.ex. Nilsson (1858) och Nykvist (1916) som normalt för arten. Sena bofynd har också regelbundet betecknats som varande kull nummer två för säsongen (Larsson 1952, Nordin 1954). Den period om ca fem veckor, som för juli-häckningarna i Skepparkroken förflyter mellan byggstart och ungarernas utflygning, stämmer väl med vad Simon (1985) funnit i Belgien (35-36 dygn för första och 30-32 dygn för andra-kullen). Detta snabba förlopp innebär att fler än två häckningar (fyra (!) enligt Newton (1972)) ryms inom tiden från andra halvan av april till första halvan av augusti, i synnerhet som en ny kull ibland börjar värpas innan ungarerna i den föregående är flygga (t.ex. Oakes 1952, Frey 1989a).

Frågan är om den långa häckningstidens senare del skall tolkas som endast en följd av upprepad omläggningar. Dessa torde vara talrikt förkommande, eftersom boförlusterna kan uppgå till runt 50% (Tast 1970) eller mer (Frey 1989a). Det kan dock inte uteslutas, att bland de sena häckningarna finns sådana, där hämplingparet tidigare fått två kullar på vingarna och alltså valt att pröva lyckan en tredje gång. Bokverket Våra Fåglar i Norden (2:a uppl. 1943) slår också fast "Ibland även en tredje kull i

juli/augusti", i vilket Olsson (1971) instämmer: ".lägger två-tre kullar i följd.". Dock har det, så vitt jag vet, ännu ej klart visats att ett hämplingpar i Sverige startat en tredje kull efter att tidigare ha genomfört två lyckade häckningar. Witherby et al. (1943) anger två till tre kullar och Glutz von Blotzheim & Bauer (1997) säger sammanfattande att lokalt och beroende på näringstillgången läggs då och då tre kullar. Tast (1970) är dock skeptisk och menar att de sena kullarna i Finland och England får anses vara en följd av omläggningar, till dess klar bevisning om tredje-kullar föreligger. Men beroende på de häckande hämplingparens rörlighet är inte ens förekomsten av dubbla kullar enkla att utrona, vilket kan gälla även då fåglarna färgmärkts (Frey 1989a).

För Sveriges del visar värpstarterna i augusti i Skepparkroken, att längden på hämplingens häckningssäsong i vår sydliga landsända väl räcker till för produktion av tre kullar i följd. Men man kan med visst fog fråga sig om ett hämplingpar har kondition nog att med två flygga kullar bakom sig starta och fullfölja en tredje häcknings? Det borde ligga en fältornitologisk utmaning i att försöka utreda detta. T.ex. genom att i ett lämpligt hämplingdistrikt (kan ske i en kustnära miljö relativt fri från det hämplingförödande intensivjordbruket) fånga och märka så många häckande hämplinghonor som möjligt i början av säsongen och därefter kontrollera häckningsframgången. Sedan återstår bara det mest spännande, nämligen att köra omkring och leta upp framgångsrika honor samt kontrollera deras vidare öde vad gäller ev. fortsatta häckningsomgångar. Det kan garanteras att den häckande hämplingen är både exponerad och lättåtkomlig. Med andra ord, ett lämpligt utredningsobjekt!

## Referencer

- Durango, S. 1947. Till kännedomen om hämplingens, *Carduelis c. cannabina* (L.), förekomst under de senaste decennierna. *Svensk Faunistisk Revy* 9: 3-17.
- Frey, M. 1989a. Brutbiologie des Hänflings *Carduelis cannabina* unter den Einflüssen des Gebirgsklimas. *Orn. Beob.* 86: 265-289.
- Frey, M. 1989b. Nahrungsökologie und Raumnutzung einer subalpinen Population des Hänflings *Carduelis cannabina*. *Orn. Beob.* 86: 291-305.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K. M. 1997. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd 14. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Gunnarsson, A. 1958. Hämpling (*Carduelis cannabina*) (radnotis). *Vår Fågelvärld* 17: 59.
- Haartman, L.v. 1969. The nesting habits of Finnish birds. *Comm. Biologicae* 32. 187 p.



- Haartman, L.v. 1972. Further observations on late nesting in cardueline finches. *Ornis Fennica* 49: 15.
- Hannerz, D. 1924. Fågelnöiser från Östergötland. *Fauna och Flora* 19: 45-46.
- Hildén, O. 1972. Late breeding in *Carduelis* species. *Ornis Fennica* 49: 14-15. (Finnish with summary in English.)
- Larsson, G. 1952. Ryda sockens fågelfauna. *Fauna och Flora* 47: 9-53.
- Newton, I. 1972. *Finches*. Collins. London.
- Nilsson, S. 1858. *Skandinavisk Fauna*. Foglarna. Första bandet. CWK Gleerup. Lund.
- Nordin, I. 1954. Exkursionsanteckningar från Gotland sommaren 1953. *Fauna och Flora* 49: 62-68.
- Nyqvist, H. 1916. Fåglar läggande tvänne kullar. *Fauna och Flora* 11: 21-24.
- Oakes, C. 1952. *The Birds of Lancashire*. Oliver & Boyd. London. (Cit. efter Newton 1972.)
- Olsson, V. 1971. *Lövskogens och kulturlandskapets fåglar*. Almqvist & Wiksell. Stockholm.
- Palmgren, P. 1932. Fågeln och dess häckningsrevir. *Ornis Fennica* 9: 14-25.
- Persson, F. 1928. Kullaspetsens häck- och sträckfåglar. *Fauna och Flora* 23: 65-84.
- Rosenius, P. 1929. *Sveriges Fåglar och Fågelbon*. CWK Gleerup. Lund.
- Simon, P. 1985. Contribution à l'écologie d'une avifaune de bosquets en milieu rural. *Le Gerfaut* 75: 3-100.
- Tast, J. 1968. Changes in the distribution, habitat requirements and nest-sites of the Linnet, *Carduelis cannabina* (L.), in Finland. *Ann.Zool.Fennici* 5: 159-178.
- Tast, J. 1970. Group nesting and the breeding season of the Linnet *Carduelis cannabina* in Finland. *Ornis Fennica* 47: 74-82.
- Witherby, H.F., Jourdain, F.C.R., Ticehurst, N.F. & Tucker, B.W. 1948. *The Handbook of British Birds*. H.F. Witherby Ltd, London.

## Summary

### *Late breedings of the Linnet Carduelis cannabina in southern Sweden*

A number of Linnet pairs, breeding in a small bushy garden close to the shore of the bay of Skälderviken, south-western Sweden (56° 25' N; 12° 40' E), were studied more or less closely in the summer-time, i.e. during the latter part of the breeding season. The time course of the breeding events is presented in Table 1 together with stray observations on laying, clutch size, number of young, and breeding success. Successful and productive breedings with laying start in July are obviously common. Three pairs started laying in August, although with a much poorer outcome (small clutches, only one nest produced fledglings). Moreover, a fourth pair abandoned the prepared nest before laying. The extended breeding season, which begins in the latter half of

April, is in accord with the opinion that the species normally produces two clutches in southern Sweden. In fact, there is more than enough time for successful pairs to rear three broods in sequence. Whether the late breedings are the consequence of repeated nesting failures only, or whether true third clutches are involved, is still open to question. No case of a tripple-brooded Linnet pair has so far been established in Sweden.

*Anders Enemar; Zoologiska institutionen, Box 463, S-405 30 Göteborg, Sweden.*

## Kan konkurrens med gråhakedopping *Podiceps ruficollis* vara en orsak till svarthakedoppingens *Podiceps auritus* minskning i södra Sverige?

PER ÅLIND

Ölands bestånd av svarthakedopping har gått tillbaka rejält under de senaste 25 åren. Minskningen bedöms uppgå till i storleksordningen 40% sedan början av 1970-talet (Mascher 1972, Carlsson & Wallin 1996). Mönstret är detsamma i merparten av de södra och mellersta delarna av Sverige (Douhan 1998). Däremot förefaller populationen norr om Dalälven att ha förändrats i betydligt mindre grad under den nämnda perioden (Douhan op.cit.).

Orsakerna bakom tillbakagången är inte närmare fastlagda. Flera tänkbara faktorer har diskuterats som betydelsefulla i sammanhanget, t.ex. skrattnåsens minskning och försvinnande samt födokonkurrens med fisk (Douhan 1998). Det faktum att svarthakedoppingen under senare tid etablerat sig i små, fisktomma och nyanlagda vattensamlingar som vilt- och bevattningsdammar (Douhan op.cit.) indikerar att konkurrens från fisk kan spela en betydelsefull roll.

Att även en annan typ av konkurrens kan ha betydelse blev jag varse en dag i april 1998. Platsen var Bårbykärrret, för närvarande svarthakedoppingens viktigaste öländska häckningslokal (Carlsson & Wallin 1996). Under den dryga halvtimma som mitt

besök varade fick jag bevittna hur en gråhakedopping (hanne?) med stor intensitet jagade en svarthakedopping (också hanne?) kors och tvärs i den västra delen av kärret. Det var bara när svarthaken hade sökt sig in i de allra tätaste delarna av bladvass- och kaveldunsruggarna som jakten avbröts. Men så fort den försökte att ta sig ut på öppet vatten igen var förföljandet i gång på nytt. Att uppvisningen ackompanjerades av ljudliga grymtanden från gråhaken och höga "skrik" från svarthaken gjorde den än mer dramatisk.

Det är naturligtvis omöjligt att dra några särskilt långtgående slutsatser av en enda observation vid ett tillfälle. Därför är det intressant att notera att andra fågelintresserade besökare vid Bårbykärret, både bofasta och tillresta, gjort ungefär samma iakttagelser som jag. Vad skulle då följden bli om den föreställning som utspelades inför mina ögon den här aprildagen är symptomatisk för relationen mellan de båda arterna? Jag tror inte att det är att göra alltför mycket våld på sanningen att i så fall förutspå svarthaken en tynande framtida tillvaro vid lokalen.

Medan svarthaken sedan lång tid tillbaka har förekommit i Bårbykärret (Rodebrand 1981) är gråhaken en sentida nykomling. Första året som ett par höll revir i kärret var 1997. Det är dock osäkert om någon häckning genomförts vare sig 1997 eller 1998 (Wallin muntl.). Vid Bårbykärret är således kontakten mellan de båda arterna av sent datum. Den enda övriga ölandslokal som jag känner till regelbundet hyser båda arterna är dammarna vid Albrunna kalkstensbrott. Där häckar emellertid arterna i olika dammar och kommer inte i direktkontakt med varandra på samma sätt som vid Bårbykärret (Wallin muntl.).

Svarthakedoppingen har enligt uppgifter i litteraturen svårt att i längden klara konkurrens från gråhakedopping (Cramp & Simmons 1977). Slående är också att svarthakedoppingens tillbakagång i Skåne och vid Tåkern i Östergötland sammanfaller väl i tiden med ökningar av bestånden av gråhakedopping i respektive område (Karlsson & Kjellén 1984, Druid 1990). Även i Uppland finns ett om än inte lika tydligt tidsmässigt samband mellan gråhakedoppingens spridning och svarthakedoppingens minskning (Fredriksson & Tjernberg 1996). Här har dock svarthakedoppingen försvunnit från betydligt fler sjöar än de som idag hyser gråhakedopping (Tjernberg i brev), vilket talar för att andra faktorer än eventuell mellanartskonkurrens varit de viktigaste för svarthakedoppingens tillbakagång.

Det kan vara intressant att i det här sammanhanget belysa situationen för de båda doppingarna i en

region i den nordigare delen av landet. I Västerbotten har exempelvis stammen av svarthakedopping varit förhållandevis stabil under 1990-talet (Douhan 1998) samtidigt som beståndet av gråhakedopping vuxit till det största i Sverige (Olsson 1998). De båda arterna förekommer här också till viss del i samma typ av miljö, nämligen i stora och vegetationsrika sjöar (Olsson op.cit.). Sammantaget talar detta vid en första anblick klart mot hypotesen om mellanartskonkurrens.

De sjöar som hyser båda arterna är emellertid förhållandevis få till antalet (Olsson muntl.). De har dessutom gemensamt att de förutom att vara stora till ytan (>50 ha) även är ganska produktiva samt att häckplatserna för de båda doppingarterna ligger i skyddade vikar på tämligen långt avstånd från varandra (Olsson muntl.). Det innebär att par av de båda arterna mycket sällan kommer i direktkontakt med varandra på de västerbottniska häckplatserna. Följaktligen uppstår heller inte direkta konkurrenssituationer långt när lika frekvent som i de oftast små vatten (omkring några hektar eller mindre) som utgör huvudsaklig livsmiljö för arterna i södra Sverige. Ökad konkurrens från gråhakedopping nämns dock som en tänkbar orsak till svarthakedoppingens minskning i små sjöar i norra delen av Västerbottens kustland, tillika gråhakens kärnområde i regionen (Olsson 1998).

Avsikten med den här notisen är inte att leda i bevis mellanartskonkurrens som den viktigaste faktorn bakom svarthakedoppingens kräftgång i Sverige. Min föresats har i stället varit att lyfta fram tanken att konkurrens mellan de båda doppingarterna under häckningstid kan vara en pusselbit i förklaringen till den negativa beståndstrenden hos våra svenska svart-hakedoppingar. Samtidigt vill jag poängtera att mellanartskonkurrens inte ensamt kan förklara svarthakedoppingens stora tillbakagång i alla delar av landet, t.ex. i Uppland (Douhan 1998). Men åtminstone lokalt i södra Sverige kan konkurrens mellan gråhake- och svarthakedopping ha varit en bidragande orsak till den senare artens tillbakagång.

## Tack

Tack till Mats Wallin för kompletterande uppgifter om doppingarnas liv och leverne vid Bårbykärret 1997 och 1998 samt till Christer Olsson och Martin Tjernberg för upplysningar om de båda arternas utbredning i Västerbotten respektive Uppland.

## Referenser

- Carlsson, L. & Wallin, M. 1996. Svarthakedoppingen på Öland. *Calidris* 25: 141–147.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red). 1977. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 1. Oxford University Press.
- Douhan, B. 1998. Svarthakedoppingen. En fågel på tillbakagång i Sverige. *Vår Fågelvärld* 57(1): 7–22.
- Druid, H. 1990. Doppinginventeringen i Tåkern 1989. *Vingspeglar* 9: 60–63.
- Fredriksson, R. & Tjernberg, M. (red). 1996. Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år. *Fåglar i Uppland*, supplement 2.
- Karlsson, J. & Kjellén, N. 1984. Doppingar i Skåne; historik, nuvarande förekomst och beståndsväxlingar. *Anser* 23: 27–52.
- Mascher, J.W. 1972. Svarthakedoppingen, *Podiceps auritus* (L.), på Öland. *Calidris* 1(4): 3–11.
- Olsson, C. 1998. *Västerbottens fåglar*. Manuskript.
- Rodebrand, S. 1981. Häckande våtmarksfåglar vid Bårbykäret 1975–1981. *Calidris* 10: 233–239.

## Summary

*Is antagonistic behaviour by the Red-necked Grebe Podiceps ruficollis a cause for the decline of the Slavonian Grebe Podiceps auritus in southern Sweden?*

The Slavonian Grebe has declined substantially in the southern and middle parts of Sweden during the

last twenty-five years (Douhan 1998). The reasons behind the decline are not yet fully understood. Competition with fish and loss of safe nesting sites during the breeding period due to a decreasing population of Black-headed Gulls are some among several possible explanations. This short report describes observations from the Bårby marsh on Öland, where a Red-necked Grebe was seen chasing a Slavonian Grebe very intensively for at least one hour. If this behaviour is typical during the breeding season at localities that host both species, the consequence will doubtless be that the Slavonian Grebe in the end will desert the area. Earlier observations have also shown that competition between the two species is disadvantageous to the Slavonian Grebe, resulting in a more or less separate breeding distribution (e.g. Cramp & Simmons 1977). Although, there is no proof of interspecific competition being one of the main causes for the decline of the Slavonian Grebe in Sweden, competition between the two species might have been of importance for the decrease of local populations of Slavonian Grebe, at least in some regions in southern Sweden.

---

Per Ålind, Strandgatan 33C, S-392 35 Kalmar, Sweden

E-mail: per.alind@telia.com

## Forum

*Skriv till Forum! Här kan du vädra dina åsikter om ornitologi och ornitologer, forskning och fågelskydd. Här kan du kommentera tidigare inlägg eller ta upp nya ämnen. Här kan du diskutera innehållet i Ornis Svecica. Här kan du kritisera och debattera fakta och slutsatser i uppsatser och rapporter. Forum är öppet för alla som vill tänka till seriöst om fåglar och fågelskådning i alla dess former.*

### Vill ni verkligen ha oss II?

PETER FEUERBACH

I nr. 1–2, 1998, bidrog jag under samma rubrik som ovan med några tankar efter att ha läst Sören Svenssons uppsats med titeln "Ornitologins död". Han konstaterade en pågående förgubbning inom ornitologkåren som får konsekvenser för det framtida inventerings- och fågelskyddsarbetet.

I egenskap av "nybörjarskådare" försökte jag åskådliggöra den avståndskänsla jag drabbas av, när svenska författare i *Ornis Svecica* skriver uppsatser på för mig svårläst engelska. Jag frågade: "Är tidsskriften till för författarna som jagar poäng i antal publikationer på engelska?" Men det finns även annat som kan vara svårt att förstå för dem som börjat intressera sig för fåglar, t. ex. hanteringen av fågeljakten inom SOF. Nästan all verksamhet i samhället idag är utsatt för en debatt om moral och etik. Det gäller så skilda saker som djuruppfödning eller vilka bolag som platsar i sparfondernas aktieportfölj. De allra flesta ungdomar lägger stor vikt vid dessa frågor, även om det i media ibland kan framstå vara tvärtom. Jag undrar hur en ung fågelintresserad hanterar fågeljaktfrågan, när han i ornitologins tidsskrifter följer den vetenskapliga diskussionen om vad en fågelart tål i "uttag" eller inte och vilken skadeskjutningsfrekvens man bör räkna med enligt olika undersökningar. Jag personligen är mycket förvånad över att fågeljaktens etiska berättigande eller ej tydligen inte tål att diskuteras offentligt och undrar förstås var ämnet hör hemma om inte ens ornitologerna tar upp det?

Onekligen finns det inslag inom ornitologin som man kan uppfatta som någon slags överseriositet som känns långt borta och skapar avstånd. Det finns kanske en historisk förklaring till detta som jag inte kan veta? Hur som helst tycker jag det är synd och

undrar om det inte bidrar till det som Svensson beskriver i "Ornitologins död."

Vad glad jag blev när jag läste Anders Enemars inlägg i nr. 4, 1998, där han presenterar konkreta förslag som kan göra *Ornis* riktigt intressant även för oss, som ännu bara är på väg till ornitologin. Han skriver "Gissningsvis borde minst ett dussintal korta rapporter kunna inflyta i varje häfte av OS" och han syftar då på "iakttagelser rörande arternas biologi eller ekologi" eller korta rapporter från bl a av SOF stödda fågelbiologiska projekt. Härligt, tänkte jag, tills det någon dag senare ramlade ner ett brev från himlen, som en skjuten fågel. Avståndskänslan gentemot det som verkar stå för ornitologin gjorde sig påmind och jag kan bara inte fatta.

Brevet innehöll ett avslag på en ansökan till Alvin's fond som förvaltas gemensamt av Naturvårdsverket, Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening. Enligt annons i Vår Fågelvärld är syftet med fonden "att stödja insatser för främjandet av svenskt fågelskydd. Begreppet fågelskydd kan här ses i vid bemärkelse, i så motto att fågelskyddsaspekten kan vara kopplad till en mer allmän naturvårdsnytta...flertalet projekt ges bidrag på i storleksordningen 2000–20 000 kr..." Jag skall säga det med en gång. Mitt projekt att testa nya typer av fågelöar (cement-jordblandning) i anlagda våtmarker kanske inte var så lysande och egentligen är jag glad för avslaget. Jag slipper otroligt mycket jobb och utvärdering som jag har föresatt mig. Istället kan det nu bli lite billigare prov och test.

Men, bortsett ifrån mig, Herregud i fågelhimmelen, enligt protokollet fick hela 30 st av 55 sökande avslag! T. ex. "fågelinventeringar i Hultsfreds kommun, storholkar i Medelpad, inventering av fåglar i naturskogsområden, naturvårdsvision i Rönneåns dalgång, holkar för slaguggla i Västerbottens kustland...och många många fler. Nej, tänker man, så synd, det fanns väl inte pengar så det räckte? Jag läser vidare i bifogat protokoll: "Samrådsmötet kon-

staterar att 54% av de tillgängliga medlen fördelats under mötet, vilket är otillfredsställande lite.” Och på annan plats under ”4§ Vad skall fonden stödja: ... Trots försök att öka antalet potentiella sökanden genom att bredda naturvårdsbegreppet och annonseringen så är antalet sökanden på samma nivå som tidigare år...” Det finns alltså kvar en majoritet på 30 st sågade ansökningar av totalt 55 och kvar ca 300 000 kr i outnyttjade medel. Fonden ropar efter fler fågelskyddsfolk, men när det kommer till kritan, vill ni verkligen ha oss?

Kan alla 30 förslagen verkligen vara helt knasiga? Finns det ingen väg med att ge 30 st naturintresserade eldsjälar lite hjälp med att formulera sig bättre eller att plocka fram den delen i ansökan som trots allt kan vara av intresse, eller varför inte föreslå ändringar i arbetsinriktning eller utförande? Har man inte ens råd att svara 30 stackare på ett anständigt sätt? ”Din ansökan har inte beviljats... Stiftelsen Alvins fond avser att i god tid före nästa ordinarie ansökningstillfälle till samtliga sökanden 1999 översända en reviderad ansökningsblankett för år 2000. Du får därefter avgöra om du skall inkomma med en förnyad ansökan.” Detta är vad man får som enda svar på sin ansökan inskickad i 6 st ohållade exemplar. Frågan är om SOFs deltagande i fonden inte gör mer skada än nytta för ornitologins framtid på lite sikt? Hur många kommer att våga återkomma med sin gamla eller en ny projektidé?

På en punkt är fondens svar åtminstone mycket rak. Den ger svar på frågan: Vill ni verkligen ha oss? ”Samrådsgruppen konstaterar att 54% av de tillgängliga medlen fördelats under mötet, vilket är otillfredsställande lite. Andra former av stöd från stiftelsen bör undersökas. Det föreslogs exempelvis att stiftelsen skulle kunna utbetala ett par-tre stipendier till forskarstuderande...”, står att läsa i protokollet och avslutningsvis i meddelandet till sökanden: ”Stiftelsen Alvins fond har även för avsikt att senare utlysa ett par-tre forskningsstipendier på förslagsvis 100 000 kronor.” Det kommer säkert att bli superseriösa finspråkiga ansökningar, lätt och snabbt klubbade, och som resultat kanske en och annan ny engelskspråkig uppsats i *Ornis Svecica*. Tack och god natt, ursäktat om jag stört fågelriden. Och en eloge trots allt till fonden för att de bifogade protokollet.

---

*Harplinge den 1 april 1999*

*Peter Feuerbach, Mannarp 406, 310 40 Harplinge  
Epost: peter.feuerbach@hs.halland.net*

## Ornis Svecica – en mötesplats för fågelbiologer

ANDERS ENEMAR

Ornitologin i Sverige är döende, eftersom ungdomen sviker. Det har Sören Svensson visat (*Ornis Svecica* (OS)7 (1998):175–179). Manuskriptströmmen till OS är kritiskt tunn, enligt förljudanden från redaktören. Den Skandinaviska Ornitologiska Unionen (SOU) har upplösts, det är sotdöden det är fråga om (se *Vår Fågelvärld* 57 (1998):37). Det finns tecken på att ”amatörer” och ”professionella” alltmör börjat blänga på varandra och ifrågasätta både äktheten och hederligheten i varandras motiv och böjelser? Har det egentligen starka, bärande och sammanhållande fågelintresset infekterats av sönderingens och illviljans mikrober? Som den etablerade pensionär jag är, med stabil rot i den organiserade svenska ornitologins barndom, tar jag mig för pannan!

Nu har jag, tycker många, målat fan på väggen, hela fan. Det kunde kanske ha räckt med en del av honom. Vad beträffar gnisslet mellan olika ornitologgrupper, vill jag börja med att hänvisa till viss erfarenhet från förr. Som student i Lund hörde jag hur det på andra sidan Öresund gick en skarp skiljelinje mellan den akademiska ornitologin och den gryende amatörbaserade fältornitologin. Den förra behärskade av ålder den danska ornitologföreningen. Så annorlunda det var i Sverige! Jag såg inte minsta anledning till oro för en liknande utveckling. Universitetsfolket hade förvisso spelat en avgörande roll i samband med SOF:s etablering, men folk ”utifrån” var helhjärtat med från början. Det var bara, och endast bara, ett äkta fågelintresse som meriterade till medverkan. Ornitologin hade dessutom som vetenskap en obetydlig ställning vid lärosätena (se VF 54 (1995): 6–12), men den kom successivt att stärkas genom rekrytering av fågelintresserade unga zoologämnen, vars andra ”generation” fört svensk fågelforskning till internationell topposition. Har detta glädjande tillstånd givit den ”danska sjukan” (som sedan länge är kurerad i Danmark) isteg i svensk ornitologi? Åsikterna går isär, men det finns förvisso anledning att se upp!

En illavarslande signal gav SOU:s 5:e nordiska ornitologiska kongress i Göteborg 1985, som uttryckligen planerades för att samlas av alla kategorier. Det misslyckades. Jag forskade en

smula efter orsaken. Ornitologerna från lokalföreningarna kände sig inte ha där att göra bland alla vetenskapare. De sistnämnda ansåg sig inte ha något på kongressen att hämta. (Läs utförligare om detta i Sören Svenssons ledare "Amatörer och proffs, förenen Eder!" i VF 44 (1985):451–453.) Inte konstigt att luften gick ut SOU. I synnerhet som trenden har hållit i sig under det gångna decenniet av olika tryckta och otryckta inlägg att döma.

Vad har då *Ornis Svecica* i detta eländes sammanhang att göra? Jo, att spela en helt avgörande roll, enligt mitt sätt att se. Ansvaret för att så sker ligger till icke ringa del på de vetenskapande ornitologerna. De är många idag, vilka sammantaget publicerar stora mängder resultat. Men var då? Med rätta inte i OS, som ju inte är skapad för frontvetenskapliga landvinningar av hög komplexitet och på kvalificerad teoretisk nivå. Alltså borde de återfinnas i de förnämsta internationella ornitologtidskrifterna, vilket de också gör, fast i förvånande ringa antal. En snabb genomgång av de tillgängliga tio senaste häftena av sju sådana organ visar, att under motsvarande period av ca 2,5 år endast 34 av 1.266 kontrollerade uppsatser författats av svenskar, vilket är långt under vad man kunde förvänta sig. Förklaringen är, att fågelforskarnas problembehandling och hypotesprövning blivit mer och mer av generell betydelse, alltså med resultat som är giltiga för mer än bara fåglar. I en del fall är forskaren inte ens ornitolog. En vald fågel utgör endast ett objekt, som befunnits lämpligt som studie- eller experimentdjur i syfte att lösa ett speciellt problem. Publiceringen sker därmed ofta i allmänekologiska tidskrifter. En genomgång av de göteborgska fågelforskarnas senaste litteraturlistor visar följdriktigt att av 23 strängt vetenskapliga artiklar om fågel endast nio är tryckta i ornitologiska tidskrifter. Därmed har våra universitetsornitologers verksamhet och resultat hamnat utom synhåll för majoriteten av övriga ornitologer. Och detta är synd, eftersom de "försvunna" 14 av de ovannämnda 23 artiklarna handlar om verklig fågelbiologi och ofta är resultatet av mycket krävande arbeten i fält. Forskarna drivs nämligen av samma ornitologiska nyfikenhet och upptäckarglädje som får mängder av övriga fågelintresserade att ge sig ut i markerna. Så lika är de, trots att många i den sistnämnda gruppen aldrig sett ens utsidan av ett universitet. Uppenbarligen måste de båda grupperna träffas och kommunicera på något sätt. Frågan är ur? Enligt min mening är *Ornis Svecica* mötesplatsen.

Jag är nämligen alldeles övertygad om att även den mest durkdrivet vetenskapliga och fältaktiva ornitolog, på eller vid sidan av huvudspåret i forskningsverksamheten, då och då förvärvat sådana nyheter och erfarenheter om fåglarnas liv och leverne, som utmärkt kan tjäna som underlag för smärre, kanske främst beskrivande, uppsatser eller kortare rapporter till OS. Hon eller han bör enligt min mening dela med sig något av detta till den ornitologiska intressegemenskapen i landet. (Ja, jag känner mer än väl till och har respekt för de vetenskapandes pressade konkurrenssituation, där en ström av publicerade topprestationer i forskningen är ett måste i syfte att säkra ett fortsatt vetenskapsliv, men ändå ...). Vi ser idag inte mycket av smärre rapportering från de vetenskapligt verksamma ornitologerna. Plats för en smula förändring!

I ett tidigare inlägg (häfte 4, 1998) pläderade jag för ett OS, som skulle vara bl.a. ett *arkiv för fågelbiologi*, en faktabank. Detta gjordes med hänvisning till att VF och SOF så väl tar hand om olika aspekter av fågelfaunistiken, medan däremot fågelbiologin lämnats att föra en relativt tynande tillvaro. Och jag visade på olika grepp för att få fram underlag för rapporter om upptäckter och erfarenheter av fågelbiologisk art, och detta med siktet inställt på främst dem i våra led, som saknar högre biologisk skolning, "amatörerna". Men här skall poängteras att "proffsen/akademikerna" är minst lika aktuella, speciellt tränade i skrivkonsten som de dessutom är.

Alltså, och till sist: Här är icke amatörer, här är icke akademiker! (Jag har alltid känt mig helt främmande inför och avskytt den uppdelningen!) Här är endast intresserade ornitologer, som alla fröjdas åt att med vidöppna sinnen uppleva och registrera olika sidor av den rika variationen i fåglarnas förunderligheter i sättet att leva sina liv! *Låt oss mötas i Ornis Svecica och där dela med oss i rapporter och uppsatser om vad nytt vi kunnat fånga upp i markerna av fågelbiologiska fakta, i stort som i smått! Oss alla till ömsesidig stimulans och glädje. Ornis Svecica får icke tillåtas att dö sotdöden! Låt oss istället se till, för vårt eget gemensamma ornitologiska intresses skull, att den inträder i det tredje årtusendet, dels som en tidskrift kokande av fågelbiologi, dels som en mötesplats för fågelbiologer alla kategorier!*

---

Pixbo den 30 december 1998

Anders Enemar, Ångsvägen 9, 435 43 Pixbo

## Nya böcker *New books*

R. Ranft & N. Cleere, 1999: **A Sound Guide to Nightjars and Related Nightbirds**. Pica Press. CD-skiva. Medlemspris i Naturbokhandeln: 248 kr.

Nu har CD skivan till *Nightjars: A guide to Nightjars and Related Nightbirds* (Cleere & Nurney (1998)) publicerats. Den innehåller hela 107 arter av ordningen Caprimulgiformes. Richard Ranft och Nigel Cleere, som sammanställt skivan, har uppenbarligen försökt att få med så många arter som möjligt då listan på personer som gjort respektive inspelning är väldigt lång. Den totala speltiden är nästan 73 minuter. Varje art har fått mellan 20 och 60 sekunder i speltid.

Kvaliteten på inspelningarna varierar från mycket bra till godtagbara. De flesta är dock bra eller mycket bra. Skillnaden beror troligen på att en del av inspelningarna gjordes redan på 60-talet då tekniken inte var vad den är idag. De flesta härrör dock från 90-talet. Många av arterna är sällsynta eller har en väldigt begränsad utbredning och inspelningen på skivan är den enda kända för många av dessa. Undertecknad samlade några väl beresta vänner för att lyssna igenom skivan. Det allmänna omdömet var mycket positivt.

Med tanke på att det inte rör sig om vacker fågelsång utan snarare om lite underliga ljud, som i många fall kan föra tanken till insekter eller amfibier, är det inte en CD man sätter på för att njuta av. Trots det positiva intrycket som skivan ändå ger borde den endast vara intressant för de ornitologer som reser runt i världen. Kanske kan även de personer som samlar på de nya familjemonografierna vara presumtiva köpare. Man önskar att fler liknande CD skivor produceras för andra artgrupper. En fin produkt som inte når den publik den förtjänar blir slutomdömet.

ROLAND ASTELING

Jesper Madsen, Gill Cracknell & Tony Fox (red.), 1999: **Goose Populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution**. Wetlands International Publications No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Kalø, Grenåvej 12, DK-8419 Rønne, Danmark. 344 sid. ISBN 87-7772-437-2.

Denna bok är ett mycket ambitiöst försök att sammanfatta kunskapen om de västpalearktiska gåsbestånden. Det är få fågelgrupper som är så välstuderade som gässen, inte minst på grund av att man ägnat sig så mycket åt halsbandsmärkning, vilket gjort att man fått enormt mycket bättre kunskaper om lokala populationers eller till och med individers rörelser, livslängd och häckningsframgång. Dessutom bidrar naturligtvis det faktum att det är förhållandevis lätt att uppskatta totala bestånd av stora och spektakulära gäss jämfört med många andra fåglar. De många år som gäss studerats i många länder i särskilt Västeuropa men även österut gör att man får en unik inblick i beståndens antalsförändringar, i de flesta fall från sjuttioalet men ofta från ännu längre tillbaka i tiden.

Efter en kortare inledning behandlar man gässen populationsvis. Det finns nio arter inklusive den införda kanadagåsen. Alla utom fjällgåsen och rödhalsgåsen delas upp i minst två populationer, grågåsen i så många som sju. Totalt blir det 23 populationer som får var sitt kapitel.

Överlag visar gässen ökande bestånd. Det är endast två populationer som tveklöst minskar, fjällgåsen och isländska grågåsen. De många ökningarna tillskrivs främst två faktorer, dels bättre betesförhållande vintertid, bl.a. genom inrättandet av reservat men även genom förändringar i jordbruket, dels bättre kontroll av jakten. Det senare beror på att man numera anser sig veta att jakten utgör en *extra, additiv* dödlighet ovanpå den naturliga. Tidigare har

många trots att dödligheten genom jakt var *kompen-satorisk*, d.v.s. främst drabbade svagare individer som skulle ha dött i alla fall, bl.a. på grund av högre konkurrens bland fler fåglar utan jakt. Förhållandena i häckningsområdena anses däremot ha varit tämligen konstanta under lång tid.

Även om boken huvudsakligen är deskriptiv med kartor över uppehållsplatser under olika årstider och sträckvägar samt diagram över beståndsförändringar innehåller texten också analyser av beståndsdynamiken och försök till förklaringar av olika förändringar. Ett av många exempel är bläsgåsens ungprouktion i förhållande till lämmeltopparna. Bläsgåsen häckar från Kanin till östra Taimyr och övervint-rar från Västeuropa till Iran. Ända sedan 1960-talet har man stickprovsvist registrerat andelen ungfåglar i vinterflockarna. Andelen har varierat kraftigt med extrema bottennoteringar särskilt ett år efter ett lämmelår. Detta anses bero på att de då talrika predatorerna skiftar från lämlar till fåglar som byten, varvid gässen antingen avstår från att häcka eller prederas starkt.

Av naturliga skäl finns det i boken för många populationer gott om information från Sverige. Det gör boken mycket intressant för svenska ornitologer. Inte minst måste boken vara en guldgruva för alla som under årens lopp deltagit i de regelbundna gåsräkningarna eller som rapporterat avlästa gäss. Här får man lön för mödan.

SÖREN SVENSSON

Milton W. Weller, 1999: **Wetland Birds. Habitat Resources and Conservation Implications.** Cambridge University Press, Cambridge. 271 sid. ISBN 0-521-63362-1 (paperback).

Nyligen arrangerade SOF ett våtmarkssymposium i anslutning till årsmötet i Surahammar, med diskussioner och demonstrationer kring anlagda och för naturvårdändamål omvandlade våtmarker. Våtmarker är således mycket populära inom naturvården. Inte minst beror det på att man får ett så omedelbart resultat när man gör något. Att nyanlägga en våtmark genom dämning är lätt och relativt billigt, och i jämförelse med mycken annan manipulativ naturvård får man mycket för varje krona och arbetstimme. Även att bearbeta en befintlig våtmark för att stimulera fågellivet är relativt enkelt och billigt (även om jätteprojekt likt Hornborgasjön kostar multum). Detta har gjort att det nu växer fram en rad våta naturparker på olika håll i landet, t.ex. Askövi-

ken, Kvismaren och Kristianstad vattenrike, för att nämna ytterligare några. Och denna tendens är inte begränsad till Sverige, den är internationell, och har en lång historia i bl.a. Nordamerika.

Denna bok handlar om våtmarker, deras fåglar och skötsel i Nordamerika. Det innebär givetvis att arterna och exemplen också kommer därifrån. Det är en nackdel, relativt obetydlig när det gäller allmänna och principiella förhållanden kring våtmarkers ekologi, men större när det gäller att översätta saker och ting till praktisk handling under europeiska förhållanden och artuppsättningar.

Bokens stora positiva egenskap är att den är skriven enkelt och lättläst, d.v.s. så som en bra, elementär lärobok skall vara skriven. Den faktasugne forskaren, så vida man inte är ny våtmarksforskare och behöver en introduktion, har däremot inte så mycket att hämta. Det finns inga teoretiska modeller, ingen matematik, inga tabeller med en uppsjö på siffror. Illustrationerna inskränker sig till ett fåtal diagram och ett hyfsat antal foton, dock bara i svartvitt. Boken är helt klart en första lärobok i våtmarkskunskap, skriven av en våtmarkslärare med mångårig erfarenhet av undervisning i ämnet vid flera universitet och dessutom författare till två tidigare böcker om våtmarker, *The Island Waterfowl* och *Freshwater Marshes*. Denna nya bok, *Wetland Birds*, är med andra ord en utmärkt introduktion för den som vill sätta sig in i våtmarksekologin och våtmarksfåglarnas liv. Det finns tillräckligt med paralleller med europeiska förhållanden. Många arter är ju gemensamma eller har nära motsvarigheter.

SÖREN SVENSSON

Nils Uddenberg, 1998: **Arvsdygden. Biologiska utveckling och mänsklig gemenskap.** Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm. 381 sid. ISBN 91-27-07225-8.

Vetenskapen befinner sig ofta i konflikt med humanioran när det gäller synen på människan. Är människan en varelse bland *alla* andra som fått alla sin egenskaper på samma sätt som övriga djur, växter, svampar och bakterier, d.v.s. genom det naturliga urvalets blinda spel, utan mål och mening? Eller är det som man anser främst karakteriserar människan av fundamentalt annat, icke biologiskt ursprung: moral, sociala och kulturella egenheter, intellektuella förmågor, hennes uppfinningsrikedom när det gäller att skapa sig gudar och andra övernaturliga



krafter av olika slag, hennes (förment) fria val i handling, och mycket annat?

Nils Uddenberg är läkare med psykiatri och livs-  
 åskådningsforskning som specialitet och han har i  
 sin forskning därför hamnat i gränsområdet mellan  
 biologi och humaniora. Boken har ju anmälts i  
 många dagstidningar och bör därför vara känd för  
 rätt många människor. Men det är förvånande att den  
 inte lett till någon bestående debatt. Detta kan man  
 nog bara tolka så att synen på människan som en helt  
 vanlig biologisk varelse inte är särskilt kontroversi-  
 ell i Sverige. Eller är debatten helt enkelt uttjatad?  
 Hur som helst, om detta leder till att boken får dålig  
 spridning, så har en verkligt intressant och välskri-  
 ven bok gått allmänheten förbi.

För en biolog, som är uppfostrad med evolutions-  
 läran och för vilken den är en helt naturlig och  
 alldeles okontroversiell del av tankevärlden, är boken  
 särskilt intressant från en alldeles speciell syn-  
 vinkel. Man upplever hur författaren genom sin  
 inläsning av den evolutionära litteraturen (inklusive  
 samtal med välindoktrinerade biologer) stegvis upp-  
 täckt den ena "sanningen" efter den andra. Vi biolo-  
 ger har naturligtvis gått igenom samma process  
 själva, fast vi kanske i dag inte minns detaljerna i  
 upptäckarglädjen. Det är inte någon enkel procedur  
 att lägga sig till med ett evolutionärt synsätt. Det är  
 också därför som många, som själva anser sig omfatta  
 det "biologistiska" perspektivet, egentligen inte  
 kan det på djupet. Det är naturligtvis också därför  
 som de som inte omfattar detta perspektiv, men som  
 vill kritisera det, ofta hamnar så fel.

För en biolog är eljest det mest fascinerande med  
 boken att se det biologiska perspektivet vävas in i  
 den historiska utvecklingen av olika samhällliga  
 och kulturella filosofier och läror. Den centrala  
 frågan om arv och miljö kan formuleras som rubri-  
 ken till ett av kapitlen, "Hur långt är kopplet?". Här  
 fångar författaren upp Edward Wilsons ord "Gener-  
 na håller kulturen i ett koppel". Och få tycker väl  
 längre att detta låter så konstigt: Arvet sätter ramarna  
 och inom dem kan människan skapa.

SÖREN SVENSSON

Erik Matthysen, 1998: **The Nuthatches**. T & A D  
 Poyser, London. 315 sidor. ISBN 0-85661-101-8.  
 Medlemspris i Naturbokhandeln: 438 kr.

Vår nötväcka, den europeiska nötväcken, är den  
 nötväcka som är bäst studerad och känd, men inte  
 ensam som fenomen. Den tillhör en mycket välde-  
 finierad och enhetlig avdelning i fågelvärlden med

inalles 24 arter, spridda över nästan hela Nordame-  
 rika och Eurasien, inklusive Ceylon och sydosta-  
 siens öar söderut till Java. Nötväckorna har bara en  
 nära släkting utanför sin egen familj, nämligen mur-  
 kryparen. Nötväckorna är förhållandevis nära släkt  
 med trädskryparen och, mera överraskande kanske,  
 med gärdsmygarna. Däremot verkar de inte stå på-  
 tagligt nära mesarna, vilket länge varit den gängse  
 sorteringen. En intressant bit i systematiken är att de  
 nötväckelika s.k. sitellorna från Australien och Nya  
 Guinea, vilka tidigare ofta räknades till nötväckor-  
 nas familj och som därför bär släktnamnet *Neositta*,  
 inte ens avlägset är släkt med nötväckorna. De är i  
 stället en slags kråksläktingar tillsammans med pa-  
 radisfåglar och många andra fåglar denna del av  
 världen. Och detta är en av de stora upptäckterna  
 som kommit fram genom de senare decenniernas  
 släktskapsstudier på molekylär nivå. Även om nötväckor-  
 na inte har sina rötter i den australiska fauna-  
 regionen så kanske de har det i södra Asiens bergs-  
 trakter, där deras artrikedom är störst.

Generellt karaktäriseras många nötväckearter av  
 små utbredningsområden. Vår nötväcka är den som  
 har allra störst utbredningsområde och finns ända  
 från Nordafrika och England i väster till Kamtjatka,  
 Japan och Kina i öster. Och några mycket lika arter  
 finns i Indokina, Indien och Kashmir. Men, som  
 sagt, många arter har mycket små utbredningar.  
 Detta ledde till en av ornitologins största överrask-  
 ningar 1975, upptäckten av den kabylska nötväcken,  
 en ny fågelart så nära Europa! Denna spännande  
 historia, tillsammans med artens ekologi i jämförelse  
 med de övriga speciella nötväckorna i Medel-  
 havsområdet, den korsikanska och Krüpers, får ett  
 särskilt kapitel i boken. Den kabylska nötväcken har  
 sedermera upptäckts i ytterligare några skogar i  
 Algeriet och finns numera veterligen i fyra skogar  
 med ungefär tusen par.

Om sitellor och nötväckor på grund av frånvaro av  
 släktskap får betraktas som exempel på konverge-  
 rande utveckling så har vi bland nötväckorna också  
 ett av de klassiska läroboksexemplen på divergeran-  
 de utveckling. Det gäller leppnötväckorna, som är  
 enda nötväckor som lever på marken och inte i  
 träd och som med två arter finns från Balkan till  
 Baikal. I områden mellan Kaspiska havet och Persis-  
 ka viken förekommer båda tillsammans. Just i denna  
 zon har de två arterna ansetts vara varandra mera  
 olika i näbbens och ögonbrynsstreckets längd än där  
 de förekommer ensamma. Detta skulle enligt teorin  
 bero på att de individer som varit varandra för lika  
 konkurrerats ut så att nämnda egenskaper "diverge-  
 rat". I boken redogör Matthysen både för P. Grants

mera detaljerade studier av divergensen och E. Panovs senare totala förkastande av hypotesen; Panov menar att de två arterna i själva verket är varandra betydligt mera olika än man trott även utanför det gemensamma utbredningsområdet. Men som läroboksexempel kommer nog klippnötväckorna att leva vidare länge vad som än är sant.

Vår nötväcka är inte känd för att vara någon invasionsfågel, men då och då nås Skandinavien av invaderande fåglar från Sibirien. I Nordamerika är däremot invasioner vanliga, nämligen av rödbröstad nötväcka, som lever i barrskog och vintertid till stor del av kottefrön. Ungefär vartannat år faller frösättningen och då får nötväckorna flytta söderut. Ibland blir det "superinvasioner", som 1969-70, då mängder av fåglar fick söka föda på staketstolparna på Colorados prärier i stället för i skogarnas träd. Det normala för våra nötväckor, som överlever vintern inom sina revir utan att flytta, är i stället att hamstra föda. Därför är det kanske inte så överraskande att man inte funnit något samband mellan vinteröverlevnad och födotillgång, varken bokollonår eller extra matning, utan enbart med temperaturen. Däremot verkar både ollonår och matning kunna sänka dödligheten under hösten med höga ingångstätheter på vintern som följd. Tyvärr verkar inte särskilt mycket vara känt om *asiatica*-nötväckans födovanoer. Man vet inte ens om den uppvisar invasioner längst bort åt öster. Men frånvaron av registreringar kan lika väl bero på den dåliga bevakningen som på nötväckorna. När dessa nötväckor når Skandinavien verkar de mest söka föda vid fågelbord. Det skulle vara mycket intressant att få närmare reda på vad *asiatica* äter och vad som initierar invasionerna ända till våra längdgrader. Den enda ledtråd jag hittar i boken är uppgiften att förutom i Skandinavien så är nötväcka i norr en barrskogsart med låga tätheter. Är således den sibiriska nötväcka likt den rödbröstad i Nordamerika en kottefröätare? Och kanske inte ens en hamstrare?

Boken handlar till mycket stor del om vår europeiska nötväcka, både för att den är mest välstuderad och för att Matthysen själv studerat den ända sedan han 1982 valde den som objekt för sitt examensarbete. Och vart skall man då bege sig för att ge det största bidraget till nötväckeforskningen. Det blir helt klart till ett område för någon av de "orientaliska" nötväckorna, vilkas fjorton arter Matthysen kan behandla i ett enda relativt kort kapitel. Förslagsvis kan det bli jättenötväcka. "Den är sällsynt och lokal i Thailand, dess status i Myanmar är okänt, och det finns bara ett modernt fynd i Kina. Nyligen saknades arten i nordvästra Thailand på en lokal där man vet

att den fanns före 1945." Eller den "vackra nötväcka", den "skyggaste, mest undanligande och minst kända av alla nötväckor". Båda finns på världslistan över hotade arter. Spännande forskning för en resande ornitolog!

Sammanfattningsvis är det en välbalanserad och uttömmande monografi över nötväckorna. Den är till allra största delen beskrivande utan särskilt många teoretiska inslag. Den är därför lätt att läsa och förstå. Det innebär dock samtidigt att det inte blir så mycket av analys och diskussion om nötväcka i förhållande till generella ekologiska föreställningar. Dock blir det en del, t.ex. ett kapitel om skogsfragmentering, en betydelsefull faktor för många skoglevande arter som likt nötväcka är förhållandevis stationära och inte har särskilt påtaglig spridningsförmåga.

SÖREN SVENSSON

Michael R. Rose, 1998: **Darwin's Spectre**. Princeton University Press. 233 sidor. ISBN 0-691-01217-2.

Ett spöke går runt Europa – kommunismens spöke. Med dessa inledande ord provocerade Marx och Engels i sitt manifest den bestående världsordningen. Och mest bestående av allt brukar kyrkan och prästerskapet anse sig vara, som därför också kände sig mest hotade. Ungefär samtida med nyssnämnda herrar var Charles Darwin (Marx frågade till och med Darwin om han fick dedikera *Das Kapital* till honom, men Darwin avböjde.) Också Darwins bok *Om arternas uppkomst* möttes med liknande motvilja, särskilt från kyrkans sida.

"A spectre is haunting the modern world, Darwin's Spectre, Darwinism." Så inleder Michael Rose sin bok med just titeln "Darwins spöke". Det hela känns mycket främmande för en svensk eller kanske till och med en europé, där religion och vetenskap samsas sida vid sida, numera med viss, om än reserverad påvlig väsignelse. Men i USA har spöket varit en realitet, särskilt sedan 1980-talet då s.k. kreationister började kräva att den bibliska skapelseberättelsen genom lag skulle jämföras med den vetenskapliga i skolundervisningen. Boken har en anda av försvarstal för darwinismen över sig, något som i dag inte känns speciellt angeläget och snarast är störande. Men det är Amerika, och boken är, som författaren beskriver det, framväxt ut många års föreläsande vid olika universitet. Säkert har många av dessa föreläsningar tidigare varit försvarstal för

utveckling genom naturligt urval.

Boken är delad i tre avsnitt. Det första är en bra och klar sammanfattning av vad naturligt urval och evolution är. Det andra tar upp tre olika tillämpningar, nämligen den förhållandevis okontroversiella växt- och djurförädlingen, den kontroversiella människoförädlingen samt den oprövade s.k. darwinistiska medicinen, löftesrik enligt entusiastiska evolutionsbiologer men ännu utan något egentligt genomslag bland läkekonstens pragmatiker. Det tredje avsnittet behandlar människan som moralisk och social varse i förhållande till den naturliga urvalstanken, d.v.s. den gamla frågan om hur mycket som är arv och hur mycket som är miljö i en människas liv.

SÖREN SVENSSON

Stig Welinder, Ellen Anne Pedersen & Mats Widgren, 1998. **Jordbrukets första femtusen år.** Första volymen av *Det svenska jordbrukets historia*. Natur och Kultur/LTs Förlag. 504 sidor. ISBN 91-27-34892-X.

Denna ambitiösa bokserie borde rimligtvis bli en utomordentlig kunskaps- och inspirationskälla för alla som är intresserade av det svenska odlingslandskapets utveckling. Och ornitologer om några borde väl ha detta intresse. Mycket av fågelskådandet sker i odlingsbygderna och många av våra fåglar finns här enbart på grund av att människan kalhuggit, stubbrutit, bränt, dikat, hackat, plöjt, harvat, sått och skördat. Denna första volym som tar oss fram till vikingarna ungefär, är kanske den som har minst intresse för ornitologer och naturvårdare. Så litet av den tidens landskap finns kvar i dag. Nya odlingsformer har lagrats ovanpå vikingatidens och den tidiga medeltidens, som i sin tur eliminerade många av spåren av de ännu äldre. Det är nog i dag bara det öländska alvaret som in i vår tid överlevt i sin totala ödeläggelse eftersom exploateringen redan från början och sedan kontinuerligt varit så extrem att till och med jorden eroderats bort ner till den kala kalkklippan. Här har naturvärden övertagit bondens kamp mot naturens självläkande krafter, en strid som just i dag ser ut att vinnas av naturen tack vare de höga kostnaderna för naturbekämpningen.

Intressantast i boken ur ett kulturlandskapsvårdsperspektiv är det som rör järnåldern mellan 500 och 1000 f.Kr. Det är under denna tid som den under bronsåldern påbörjade utvecklingen mot ett system av fasta åkrar och därtill hörande boskapsskötsel

som gav gödsel spred sig över nästan hela landet, ett system som sedan fanns kvar till 1800-talet och ställvis längre. Det var egentligen först med konstgödningen och fossilbränslena som det moderna jordbruket skapades.

Boken är lättläst och väl illustrerad. Möjligen har man för ett verk av detta ambitiösa slag gått litet för långt i popularisering. Åtminstone saknar jag själv fler fakta, referenser, tabeller, diagram, etc. Man kunde ha haft betydligt mera av tabellariska fakta bakerst i boken utan att ha behövt tulla på flytet i texten. För en icke expert vore sådant särskilt värdefullt för de äldre epokerna, vilkas källor är rätt svåråtkomliga. Kommer vi till modernare tider finns ju tillgång till mängder av ganska lättåtkomlig jordbruksstatistik som man kan analysera efter behag.

SÖREN SVENSSON

Lester Brown, m. fl., 1999: **Tillståndet i världen '99.** Naturvårdsverkets förlag, Stockholm. ISSN 1101-9913, ISBN 91-620-1193-6. Beställes från naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.

Världens mest lästa miljörapport! Så står det på omslaget och det är säkert sant. I varje fall utgör denna årligen utkommande rapport en källa till otaliga mediainslag och en av de fundamentala grunderna för den uppfattning om miljöns utveckling som finns manifesterad i den allmänna opinionen. Originalen utges av Worldwatch Institute och har titeln *State of the World '99*. Den svenska översättningen utges av naturvårdsverket och Svenska naturskyddsföreningen tillsammans.

Flera författare har deltagit med olika kapitel vid framtagande av rapporten. Innehållet tar upp de stora klassiska konflikterna, och kapitelrubrikerna ger en utmärkt bild av innehållet: En ny ekonomi för ett nytt århundrade; Att återuppfinna energisystemet; Att forma en hållbar råvaruekonomi; Behovet av en ny skogspolitik; En ny kurs för världshaven; Att förstå vikten av biologiska mångfald; Mat för nio miljarder; De nya städerna; Att göra slut på våldskonflikterna; och Att bygga ett hållbart samhälle.

Boken ger i allt väsentligt en negativ bild av utvecklingen, vilken sammanfattas i förordet av Rolf Annerberg, generaldirektör på naturvårdsverket, och Magnar Norderhaug, chef på Worldwatch-institutets Nordiska avdelning: världens befolkning har ökat, matproduktionen per capita har minskat, vattenkrisen har blivit allvarligare, skogsarealerna krymper, artutrotning bland växter och djur har

blivit allvarligare, förbrukningen av fossilbränslen och koldioxidutsläppen har fortsatt att stiga och antalet bilar har ökat. Endast två positiva förändringar framhålls: sol- och vindkrafttekniken går framåt och tillverkningen av ozonförstörande CFC-gaser har minskat.

Jag nöjer mig med att i denna anmälan kommentera kapitlet om den biologiska mångfalden av John Tuxill. Han konstaterar att vi numera nästan sex miljarder människor konsumerar fyrtio procent av jordens årliga biologiska produktion och att vi är på väg mot en massutrotning av arter, jämförbar med den senaste av fem sådana, den som skedde i slutet av kritperioden för 65 miljoner år sedan. Under dessa tidigare utrotningar drabbades framför allt djuren, medan växterna klarade sig bättre. Men denna gång är även växterna i fara; var åttonde växtart i världen finns i dag på hotlistorna. Intressant nog är det de mest utvecklade länderna som visar flest antal utrotningshotade växter, i topp USA och Australien.

Inte är kapitlet någon uppbygglig läsning för en naturintresserad människa. Inte ett ord om att natur och arter har ett egenvärde för många. Bara ekonomiska argument. Mångfalden av arter är viktig för att man skall kunna få fram nya matproducerande sorter från den genetiska skatt som påstås finnas dold i de kvarvarande urmiljöerna. Och för att producera ännu okända mediciner och andra nyttigheter. Hur länge kommer dessa argument att hålla i en tid då forskningen tar allt djupare kontroll över genmaterialet? Den tid är inte långt borta då vi kan beställa vilken DNA-tråd som helst och plantera in i en cell. Och inte tycker jag att växter och djur som förvaras i genbanker, botaniska trädgårdar och djurparker befinner sig i "säkert förvar". Förvisso konstaterar Tuxill klokt nog också detta. Det enda sättet att verkligen bevara den biologiska mångfalden på ett sätt som kan kallas naturvård är att avsätta tillräckligt många och tillräckligt stora reservat, där ekosystemen och arterna kan utvecklas fritt, om än med den oundvikliga fjärrverkan som människans existens ändå har.

Tillståndet i världen är alltså inte gott, men skulle kunna bli bättre om vi finge fler människor att se arter och natur som något med ett eget värde, åtminstone för trivsel och själsfrid, och inte bara som en ekonomisk resurs.

SÖREN SVENSSON

Bjørn Lomborg, 1998: **Verdens sande tilstand**. Centrum. ISBN 87-583-1114-9.

Miljön befinner sig i utmärkt tillstånd. Allt blir bättre. Färre människor svälter, fler blir rikare. Maten kommer att räcka. Energin också. Växthuseffekten är bara nys, påhittad av klimatforskare som behöver jobb. Vattenbrist? Vatten kommer det att finnas mer än nog av så långt man kan överskåda.

Boken är en replik till årsboken *Tillståndet i Världen* (anmälan ovan). Den har fått en hel del publicitet i pressen och i vissa kretsar tagits emot med applåder. Där ser ni, miljöspändets olyckskorpar! Och det är verkligen en ytligt sett övertygande argumentation som Lomborg kokar ihop. Och mycket är faktiskt sant. De miljökatastrofer av olika slag som vi hört om i decennier har inte inträffat, i varje fall inte ännu. Men, fastän i sina slutsatser rakt motsatt Worldwatch-institutets, så är Lomborgs bok likadan genom att se naturen som enbart en ekonomisk resurs, som människan kan exploatera.

Det må vara så att vi kan bli många fler människor på jorden och att allas levnadsstandard kan dras upp till de rika ländernas nivå. Men då kommer det inte att finnas någon natur kvar, bara odlingar och matfabriker. Och då lever vi i den värld som Anders Delin från Järbo så väl beskrev när han för "Rädda Ljusnan" fick ICA-kurirens miljöpris för ett par år sedan: "Striden är inte slut förän alla forssträckor är utbyggda i vårt land. När ingen längre finns kvar som minns hur det såg ut! Människan är i grunden egoist. Ser man sekler framåt kommer det att finnas pilfinnar, grisar och människor kvar på jorden. Visst är motkrafterna mot den här utvecklingen starka, men vi kommer aldrig att vinna – bara fördröja den." När man läst båda de så diametralt motsatta böckerna *Tillståndet i världen '99* och *Verdens sande tilstand* så känner man starkt för att han har rätt.

Men människan har ju också för sig saker som skulle kunna hjälpa naturen: rejäla kärnkraftolyckor, ordentlig spridning av landminor och breda ingenmans land mellan fiendeländer. Sådana och liknande ting har ju från tid till annan visat sig vara åtminstone temporärt effektiva naturvårdsmedel. Men nog borde vi ha kraft och beslutsamhet nog att klara jordens biologiska mångfald utan sådan hjälp. Betänk följande rader ut den tjugosjätte sången i Harry Martinsons *Aniara*, då miman gav besked om att jorden slutligen befriats från människan: "Det finns skydd mot nästan allt som är; mot eld och skador genom storm och köld; ja, räkna upp vad slag som tänkas kan. Men det finns inget skydd mot människan."

SÖREN SVENSSON

## Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: J.-Å. Nilsson

Cecilia Kullberg, 1998: **Behaviour under predation risk in birds**. Doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Stockholms universitet. ISBN 91-87272-64-4.

Predation utgör en av evolutionens viktigaste drivkrafter – kanske den viktigaste – där det naturliga urvalet ständigt sorterar fram anpassningar hos predatorerna som gör dem ännu effektivare att fånga och döda byten. Samtidigt förbättras de presumtiva bytesdjuren i sin förmåga att undvika att falla i predatorers klor eller käftar. Detta kan många gånger leda till en evolutionär kapprustning där anpassningarna hos predator och byte leder åt samma håll, t. ex. som ökad snabbhet som hos geparden och gazellen. Att reducera risken att bli tagen av ett rovdjur kan också innebära beteendemässiga försiktighetsåtgärder som att undvika exponerat födosök eller att minimera energireserver i form av fett. Fettreserver kan leda till minskad rörlighet, något som kan vara nog så kritiskt då det gäller att klara sig ur en knivig situation som när en predator verkligen går till anfall. I en ny doktorsavhandling har Cecilia Kullberg gripit sig an detta klassiska problemområde inom ekologin. I sin avhandling, som omfattar sex delarbeten, har hon studerat predation både ur predatorns och bytets synvinklar.

I det första arbetet använde Cecilia radiosändare för att följa sparvugglors jaktbeteende både sommar och vinter. På sommaren jagar sparvugglan både småfåglar och smågnagare, men vintertid står det uteslutande fåglar på menyn. Beräkningar visade att mesar som lever inom en sparvugglas vinterrevir löper en 72% risk att falla offer för ugglans attacker under vintern. Detta verkar mycket högt, men siffran är i paritet med vad andra studier kommit fram till när det gäller mesars vinterdödlighet. Det är sannolikt i det närmaste uteslutande genom predation som mesar dukar under i vinterskogarna. Följningarna av

sparvugglor visade också att ugglorna alltid ser till att ha en höjdfördel när de attackerar mesar, vilket förmodligen reducerar mesarnas flyktmöjligheter.

I nästa artikel ger Cecilia en ny belysning på ett annat av fågelekologens klassiska resultat, nämligen födonischseparationen hos mesar. I ekologiska läroböcker visas ofta illustrationer på hur t. ex. talltita och tofsmes födosöker på stora grenar nära stammen i träd, medan mindre arter som svartmes födosöker längre ut bland kvistarna. Frågan som Cecilia ställde var om denna uppdelning mellan arterna när det gäller födosöksstationer i träd beror på konkurrens om föda eller om risken för predation även spelar en roll. I ett elegant labexperiment placerades föda ut på olika platser i en konstgjord julgran och sedan fick talltitor söka efter föda i trädet under det att deras förehavanden registrerades. Efter en stund fick vissa talltitor se en uppstoppad sparvhök eller sparvuggla. Jämfört med en kontrollgrupp, som inte skrämdes med uppstoppad predator, blev talltitorerna mer försiktiga i sitt födosök efter predator exponeringen och sökte på mer skyddade platser längre in mot stammen. Denna studie visar, som så många gånger förr, att det lönar sig att damma av även så klassiska fenomen som mesars födosöksnischer och att det ofta finns nya och tidigare obelysta aspekter att upptäcka. Detta torde vara uppmuntrande för nya doktorander som ibland kanske överväldigas av hur mycket som är skrivet inom det egna området. Ett fält blir mycket sällan färdigforskat!

Förmodligen kan de större arterna talltita och tofsmes genom sin storleksfördel framgångsrikt konkurrera om trädens säkraste födosöksplatser med den mindre svartmesen, som tvingas söka föda mer exponerat där predationsrisken är högst. I en jämförande studie analyserar Cecilia artsammansättningen av barrskogsmesarna på större öar. Det visar sig att talltita, tofsmes och svartmes endast samexisterar på öar där det också förekommer sparvuggla. Förklaringen till detta går ut på att sparvugglorna be-

gränsar svartmespopulationen till en nivå som gör det möjligt för talltitan och tofsmesen att klara sig. Försvinner sparvugglan blir det fler svartmesar och deras samlade diffusa konkurrens om födan blir för mycket för talltitor och tofsmesar som försvinner från sådana öar. Jag har länge undrat över orsaken till artsammansättningen bland mesarna på Gräsmarö i vackra Östergötlands skärgård, där jag brukar exkurera. Där finns varken sparvuggla eller svartmes, men ön håller livskraftiga bestånd av talltita och tofsmes. Nu har jag fått förklaringen!

Andra halvan av Cecilias avhandling behandlar frågan om hur fettreserver påverkar en fågels flygprestanda och därmed dess risk att bli tagen av en rovfågel. Jag har själv studerat detta problem teoretiskt och föga förvånande visat att givet allt annat lika så medför ökade fettreserver (och därmed ökad kroppsmassa) försämrade flygegenskaper på en rad punkter. Detta är en oundviklig effekt i ett gravitationssystem. Antagandet om massberoende predationsrisk har dessutom använts i ett oräkneligt antal teoretiska beteendemodeller om fåglars födosöksstrategier, som t. ex. när på dagen är det bäst för en småfågel vintertid att lägga på en energireserv som skall räcka under natten och kanske nästa dag om vädret blir dåligt. Men alla teorier bör testas empiriskt och här har Cecilia gripit sig an uppgiften med en beundransvärd effektivitet. I försöksupställningen placerar hon en fågel som skall testas i en bur och sedan får en stenfallsmodell svisca ner mot burens, samtidigt som fågelns (den i burens) flykt registreras med videokamera. Därefter analyseras flyktvinkel och flykthastighet efter en given sträcka i relation till den fettreserv fågelns hade. När det gällde små fettreserver som dem hos mesar vintertid (ca. 8% massökning) erhöles inga mätbara effekter. Samma experiment på svarthättor som lagrat fett inför flyttning-

en (fettmassa i storleksordningen 20–60% av fågelns massa utan fett) gav däremot tydliga effekter på flygprestandan. Hastighet och stigvinkel reducerades i takt med ökande fettmängd. Därmed är det visat att åtminstone hos flyttfåglar reduceras flygprestandan så att det föreligger en ökad predationsrisk med stora fettreserver. Om de små fettreserverna hos vintermesarna har någon reell betydelse när det gäller predationsrisk är nog mer tveksamt. I teorin borde dock även små fettreserver leda till minskad flygprestanda, men det är möjligt att noggrannheten hos videometoden som Cecilia använde inte tillät att små effekter upptäcktes. På senare tid har det emellertid framkommit att fåglars flygmuskler varierar i storlek över mycket kort tid i takt med ökande eller minskande fettreserver. En troligare förklaring till uteblivna effekter på flygprestandan hos talltita och talgoxe kan vara att deras flygmuskler också ökat i storlek med ökande fettreserv och därmed kompenserade för fettets negativa effekter? Det är svårt att veta om den ivägflygande fågelns verkligen ger sitt yttersta i burexperiment av den typen som användes. Cecilia själv är inne på att fågelns flyr med någon form av optimal hastighet, som alltså skulle vara oberoende av fettmängd. Här finns det mycket intressanta frågor att besvara som jag hoppas Cecilia kommer att gå vidare med i sin kommande forskning. All god forskning generar lika mycket nya frågor som den besvarar gamla. I det avseendet är denna avhandling ett lysande exempel. Jag gratulerar Cecilia till en mycket fin avhandling som det var ett nöje att läsa! Jag ser fram emot fortsättningen.

ANDERS HEDENSTRÖM  
*Ekologiska institutionen  
Lunds universitet, Lund*

## Instruktioner till författarna

### *Instructions to authors*

Allmänt gäller att bidrag skall vara avfattade enligt den modell som finns i tidigare häften av tidskriften. Titeln skall vara kort, beskrivande och innehålla ord som kan användas vid indexer- ing och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bi- drag, skall inledas med en Abstract på engelska om högst 175 ord. Texten bör uppdelas med underrubriker på högst två nivåer. Huvudindelningen bör lämpligen vara inledning, me- toder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fylig sammanfattning på det andra språket. Tabell- och figurtexter skall förses med översättning till det andra språket. Tabeller, figurer och figurtexter skall finnas på separata blad. Det skall finnas minst 4 cm marginal till vänster om texten som skall vara utskriven med minst dubbelt radav- stånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. *Såväl text som figurer skall om möjligt levereras på diskett.*

Andra bidrag än uppsatser bör ej överstiga 2 000 ord (eller motsvarande om det ingår tabeller och figurer). De skall inte ha någon inledande Abstract men däremot en kort samman- fattning på det andra språket.

Författarna erhåller korrektur som skall granskas omgå- ende och återsändas. Av uppsatser, men ej övrigt, erhåller författaren 50 särtryck gratis.

Referenser skall i texten anges med namn och årtal samt bokstäver (a, b etc) om det förekommer referenser till samma författare och år mer än en gång. För litteraturlistans utform- ning se nedan.

*Contributions should be written in accordance with previous issues of the journal. The title should be short, informative and contain words useful in indexing and information retrieval. Full length papers, but not other contributions, should start with an Abstract in English not exceeding 170 words. The text should be divided by no more than two levels of subheadings. The following primary subheadings are recommended: Introduction, Methods/Study areas, Results, Discussion, Acknowledgements, and References. The text may be in English or Swedish and the paper should end with a comprehensive summary in the other language. Table and Figure legends should be in both languages. Tables and Figures must be on separate sheets of paper. Manuscripts should be submitted in*

*three copies with at least 4 cm margin to the left, printed with at least double line spacing. Text and figures should preferably be provided on a floppy disk.*

*Contributions other than full length papers should not exceed 2 000 words (correspondingly less if they contain Tables or Figures). There should be no Abstract but a brief summary in the other language.*

*Authors will receive proofs that must be corrected and returned promptly. Fifty reprints of full length papers, but not of other contributions, will be free of charge.*

*References in the text should be given using name and year, and if there is more than one reference to the same author and year also letters (a, b, etc). How to write the reference list, see below.*

#### Referenser References

I texten *In the text*: Andersson (1985), Bond (1913a, 1913b), Carlsson & Dennis (1956), Eriksson et al. (1989), (Andersson 1985), etc.

#### I referenslistan *In the reference list*:

Andersson, B. 1985. Populationsförändringar hos tranan *Grus grus* under 100 år. *Vår Fågelvärld* 50:211–221.

Bond, A. P. 1913a. A new theory on competitive exclusion. *Journal of Evolutionary Biology* 67:12–16. (Om tidskrif- tens namn förkortas används internationell standard. *If name of journal is abbreviated international standard must be used.*) *J. Evol. Biol.* 67:12–16.

Bond, A. P. 1913b. Breeding biology of the Pied Flycatcher. Pp. 123–156 in *Ecology and Adaptions in Birds* (French, J. ed). Whinchat Publishers, Nairobi.

Carlsson, T. & Dennis, W. A. 1956. *Blåmesens liv*. Tower Univ. Press. Trosa.

Eriksson, S., Janke, V. von & Falk, J. 1999. *Remarkable events in the avian world*. Ph. D. Thesis, Dept of Ecology, Univ. of Lund, Sweden.

## ORNIS SVECICA Vol 9, No 1-2, 1999

### Innehåll – Contents

- 1 ENEMAR, A. Egg sizes of nine passerine bird species in a subalpine birch forest, Swedish Lapland  
*Äggstorleken hos nio tättingarter i fjällbjörkskog i södra Lappland*
- 11 KJELLÉN, N. Different migration strategies among Swedish Common Buzzards *Buteo buteo* revealed by the proportion of white birds  
*Skilda flyttningsstrategier hos svenska ormråkar Buteo buteo speglade av andelen vita individer*
- 19 VOGRIN, M. Migration of Garganey *Anas querquedula* and Teal *Anas crecca* in north-eastern Slovenia  
*Flyttningen hos årtå Anas querquedula och kricka A. crecca i nordöstra Slovenien*
- 23 BENGTSSON, K. Ökande antalet övervintrade mellanskarvar *Phalacrocorax carbo sinensis* i Öresund  
*Increasing numbers of wintering Cormorants of the race Phalacrocorax carbo sinensis in Öresund*
- 35 STOLT, B.-O. The Swedish Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* population estimated by a capture-recapture technique
- 47 ÅHLUND, M. Strömstaren *Cinclus cinclus* och försurningen: beståndsutveckling, häckningsresultat och födoval i sydvästra Sverige
- BÖRJESSON, R. ENGBLOM, E. ERIKSSON, M. O. G. *The dipper Cinclus cinclus and stream acidity: population change, breeding success, and diet in south-western Sweden*
- LINGDELL, P.-E. STRÖM, K. ÅHLUND, I.
- 59 KOBAYASHI, T. Do Mynahs prefer Peacock feathers of more regular pattern?  
*Föredrar beostarar mer regelbundna påfågelstjärter?*
- 65 EDENIUS, L. Winter behavior of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* in relation to recent population trends in Sweden  
*Vinterbeteendet hos gråspetten Picus canus i förhållande till sentida populationstrender i Sverige*
- BRODIN, T. SUNESSON, P.
- 75 LÖHMUS, M. Male aggressiveness and the possible occurrence of group territoriality in the Brambling *Fringilla montifringilla*  
*Grupprevir och arnas aggressivitet hos häckande bergfinkar Fringilla montifringilla*
- SILVERIN, B.

### Korta rapporter – Short communications

- 83 ASTELING, R. The appearance of the white primary patch in adult Swedish males of the Common Nightjar *Caprimulgus europaeus*  
*Den vita handpennefläckens utseende hos adulta svenska nattskråror*
- STRANDBERG, A.
- 86 BERGGREN, L. Nordliga gran sångaren *Phylloscopus collybita abietinus* i kris?  
*The northern Chiffchaff Phylloscopus collybita abietinus in crisis?*
- 90 ENEMAR, A. Sena häckningar hos hämplingen *Carduelis cannabina* i sydvästra Sverige  
*Late breedings of the Linnæus Linnet Carduelis cannabina in southern Sweden*
- 93 ÅLIND, P. Kan konkurrens med gråhakedopping *Podiceps ruficollis* vara en orsaka till svarthakedoppingens *Podiceps auritus* minskning i södra Sverige?  
*Is antagonistic behaviour by the Red-necked Grebe Podiceps ruficollis a cause for the decline of the Slavonian Grebe Podiceps auritus in southern Sweden?*

### Forum

- 96 FEUERBACH, P. Vill ni vekligen ha oss II?
- 97 ENEMAR, A. Ornis Svecica - en mötesplats för fågelbiologer
- 99 **Nya böcker – New books**
- 105 **Nya doktorsavhandlingar – New dissertations**