



# ORNIS SVECICA

**Vol 6 No 3 1996**  
Swedish Ornithological Society



ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att skapa 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 uppmuntra 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, Mats Grahn, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström, Noël Holmgren, Åke Lindström, Jan-Åke Nilsson, Roland Sandberg, Henrik Smith, Susanne Åkesson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund  
Tord Fransson, Zoologiska Inst., Stockholms universitet, 106 91 Stockholm  
Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, 770 31 Riddarhyttan  
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. viltekologi, Box 7002, 751 22 Uppsala

**Redaktör för bokanmälningar** *Book review editor*  
Anders Hedenström

**Redaktör för doktorsavhandlingar**  
*Dissertations review editor*  
Susanne Åkesson

### **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 1996 kostar 295:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 375:- resp. 225:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 230:- (utanför Sverige 310:-).

*ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 1996 is 375 SEK (225 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 295 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 310 SEK abroad, 230 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.



## The timing of post-juvenile moult and fuel deposition in relation to the onset of autumn migration in Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus*

SUSANNA HALL

---

### Abstract

The extent of post-juvenile moult and fuel deposition prior to migration in Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warblers *A. schoenobaenus* were analysed using 11 years ringing data from Lake Kvismaren in South Central Sweden. Re-trap data showed that Reed Warblers acquired their first winter plumage in 34 days, compared to 22 days in Sedge Warblers. The moult pattern of the two species differed due to Sedge Warblers only undertaking a fill-in moult of bare body areas. Fuel deposition rates for the two species were similar, 0.38 g/day for Reed Warblers and 0.34 g/day for Sedge Warblers. The estimated average

fuel stores at departure from Lake Kvismaren differed, with Reed Warblers found to leave with a fuel store of 21 % (in relation to lean body mass) compared to 6.2 % in Sedge Warblers. The median date of departure from Lake Kvismaren was estimated to 30 August for Reed Warblers and 12 August for Sedge Warblers. The earlier departure of Sedge Warblers, with smaller fuel stores, may reflect different migration strategies between the species.

Susanna Hall, Kyrkängsbacken 8 bv, 141 35 Huddinge, Sweden.

---

Received 6 February 1996, Accepted 7 July 1996, Editor: Å. Lindström

### Introduction

Most long-distance migrants at northern latitudes remain for only a brief period of time on the breeding grounds. Because the time schedule is compressed, a first year bird does not only need to reach independence quickly but also to prepare for migration by attaining fully grown wing and tail feathers and a body plumage of good quality as fast as possible (Heinroth & Heinroth 1924–6, Ginn & Melville 1983). Energy stores for flight, comprised of both fat and fat-free tissue (cf. Lindström & Piersma 1993), are also required before migration can start (Blem 1980). In most species the first set of body contour feathers are weak and loose in structure and are renewed during the post-juvenile body moult (Ginn & Melville 1983, Jenni & Winkler 1994). Some species of migratory birds apparently try to minimise the time spent on migration (Lindström & Alerstam 1992, Fransson 1995). If the time period used for post-juvenile moult is of short duration, departure from natal areas could take place earlier, thus reducing time pressure during migration. The present study compares the post-juvenile moult and pre-migratory fuel deposition, mainly the deposition of visible subcutaneous fat, in Reed Warblers

*Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* prior to autumn migration from Lake Kvismaren.

### Materials and methods

I have analysed data collected during standardised ringing activity at Kvismare Bird Observatory in South Central Sweden (59°11'N, 15°24'E) from 1984 to 1994. A total of 9086 juvenile Reed Warblers and 4710 juvenile Sedge Warblers were examined at Vallen at Västra Fågelsjön and at Banvallen at Rysjön 3 km away. Both localities are eutrophic inland lakes surrounded by dense reedbeds and bushes and situated in a farmland area. Deciduous forest borders upon Lake Rysjön where birds were mist-netted. In this analysis data from the two localities have been pooled since the average wing length did not differ between the two ringing sites. The capture season covered the end of June to 30 September with only birds caught between dawn and noon analysed in order to minimise any diurnal body mass fluctuations.

A total of 1143 Reed Warblers and 444 Sedge

Warblers were retrapped and reexamined at least once one day or more after ringing. The majority were recaptured at the ringing site but some at other places in the Kvismare area.

On all birds body mass, visible body fat load and juvenile moult score were taken. There were indications that Sedge Warblers did not replace natal body feathers during post-juvenile moult (Bensch & Lindström 1992) but due to lack of alternative scales, both species were assessed for post-juvenile moult using the same scoring system (see Fig. 2). Since the aim of this study was to estimate the time period from juvenile to first winter plumage and departure time, the scale was considered accurate for both species. Ageing followed Svensson (1984) and Karlsson et al. (1988). Birds were weighed using a spring balance to an accuracy of 0.1 g. Post-juvenile moult was scored following the scale developed by Bensch & Lindström (1992) for Willow Warblers *Phylloscopus trochilus*. Moulting stage 1 (M1) represents a bird with the growth of primaries not yet completed. Moulting stage 2 (M2) are birds in light moult and stage 3 and 4 (M3 and M4) are birds in heavy moult (growing feathers all over the body). Stage 5 (M5) represents almost completed moult and stage 6 (M6) a bird in first winter plumage. The classification of subcutaneous fat follows the scale of Pettersson & Hasselquist (1985), from 0 indicating a bird with no fat through 6 indicating a large amount of fat present. Ringers regularly compared their estimates of moult extent and fat score.

The body mass at departure and departure date from the Kvismare area were estimated from the fattest quartile of the birds (see Alerstam & Lindström 1990) in late and completed moult (M5 and M6). By analysing the fattest birds, instead of the heaviest, bias caused by size differences (c.f. Ellegren & Fransson 1992) was minimised. To select which individuals to include in the estimation, sampling was done with help of the randomising program in Systat for Windows, version 5.

## Results

### Catching pattern

Juvenile Reed Warbler numbers reached their peak in the middle of August with 10.1 % of birds trapped between 14–18 August (Fig. 1). The peak for Sedge Warblers occurred during the second part of July with 14.7 % of the birds caught between 20–24 July (Fig. 1). Median trapping dates were 14 August for Reed Warblers and 2 August for Sedge Warblers.

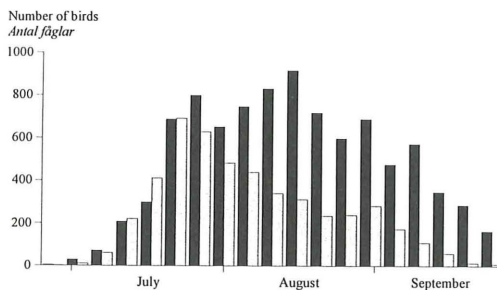


Fig. 1. The catching pattern of Reed Warblers (black) and Sedge Warblers (grey) in international 5-day periods. Data for periods 35/36 and periods 54/55 respectively were pooled due to small sample sizes.

Den totala fångstens fördelning över säsongen av rörsångare (svart) och sävsångare (grått) enligt internationella 5-dagarsperioder. De första och sista två 5-dagarsperioderna, perioderna 35/36 respektive 54/55, har slagits samman på grund av liten fångst.

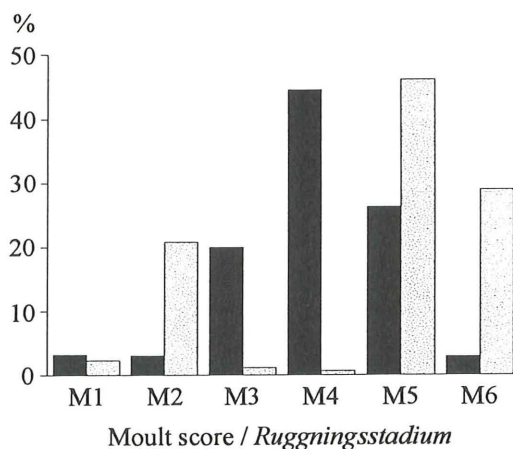


Fig. 2. The proportion of birds in different moult scores in the total catch of Reed Warblers (black) and Sedge Warblers (grey).

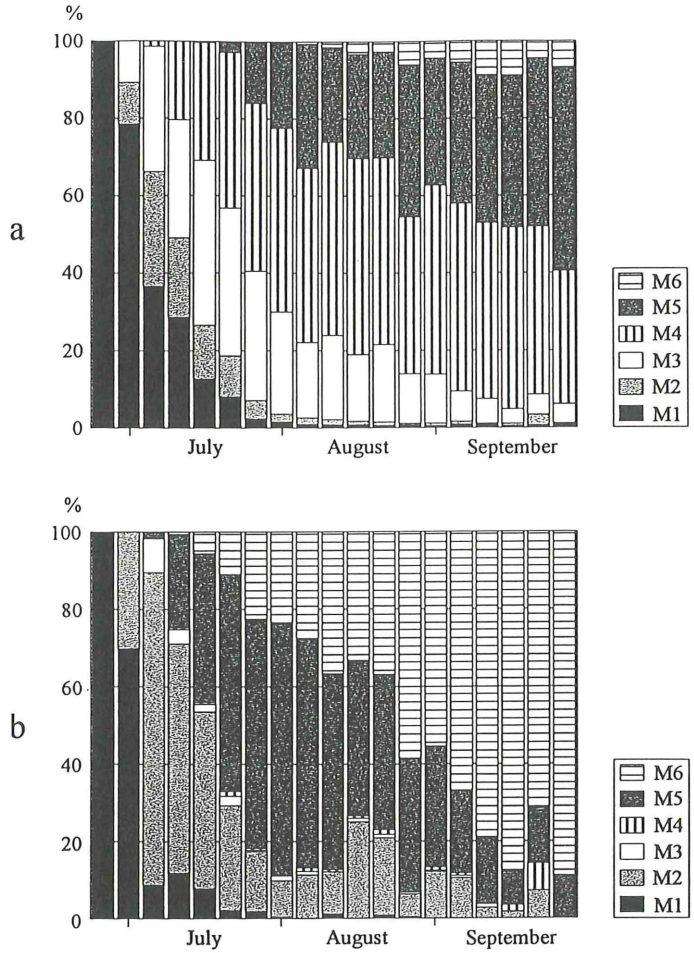
Den procentuella fördelningen av fåglar i olika ruggningsstadium i den totala fångsten av rörsångare (svart) och sävsångare (grått).

### Post-juvenile moult

The percentage of birds in each moult stage differed between the two species with Reed Warblers showing a single peak at M4, whereas a small peak at M2 and a large peak at M5 were present in Sedge Warblers (Fig. 2). Very few Sedge Warblers in M3 and M4 were caught. Reed Warblers were first caught in first winter plumage (M6) in early August

Fig. 3. The proportion of birds in different moult scores within each 5-day period for Reed Warblers (a) and Sedge Warblers (b).

*Den procentuella fördelningen av fåglar i olika ruggningsstadier under säsongen för rörsångare (a) och sävsångare (b).*



(Fig. 3a) whereas the earliest Sedge Warblers caught in first winter plumage occurred in the middle of July (Fig. 3b). Reed Warblers in early moult (M1) were present during a longer period than Sedge Warblers, and the catch of Sedge Warblers was dominated by birds in complete or almost complete first winter plumage (M5 and M6) from the second part of July. By the end of September the mean moult score in the total catch of Reed Warblers was 4.6 ( $n=163$ ) compared to 5.9 ( $n=9$ ) for Sedge Warblers.

The within year difference between species showed that the median date of Reed Warblers in early moult (M1) was on average 5 days later (s.d.=2.8) than that of Sedge Warblers. The average difference in median dates for complete first winter plumage (M6) was 19 days (s.d.=11.1 days), giving a 14 days shorter moult period for Sedge Warblers. The average moult

period calculated from the mean time difference between median dates from M1 to M6 for each year gives a moult period of 48 days (s.d.=6.2) for Reed Warblers and 31 days (s.d.=3.8) for Sedge Warblers, a difference of 17 days. Retrapped birds showed that the post-juvenile moult period for Reed Warblers lasted 34 days and for Sedge Warblers 22 days (Table 1), a time difference of 12 days.

#### *Fuel deposition*

The average lean body mass calculated from birds in first winter plumage with fat score 0 was 10.78 g for Reed Warblers (s.d.=0.44,  $n=11$ ) and 10.75 g for Sedge Warblers (s.d.=0.56,  $n=314$ ). The patterns of visible body fat deposition were similar for the two species (Figs 4a and b).



Table 1. The average time period between post-juvenile moult scores for Reed Warblers and Sedge Warblers at Lake Kvismaren. Calculations were based on re-trapped birds.

*Genomsnittlig tid mellan olika ruggningsstadiet för rörsångare och sävsångare vid Kvismaren. Beräkningarna bygger på återfångade fåglar.*

Moult score interval <i>Ruggningsintervall</i>	Reed Warbler <i>Rörsångare</i> days <i> dagar</i>	n	Sedge Warbler <i>Sävsångare</i> days <i> dagar</i>	n
1-2	6.7	7	8.9	12
2-3	8.3	32		
3-4	7.3	119		
4-5	6.7	128	7.2*	29
5-6	5.3	32	5.5	72
1-6	34.3		21.6	

\* Moult score 2-5 *Ruggningsintervall 2-5*

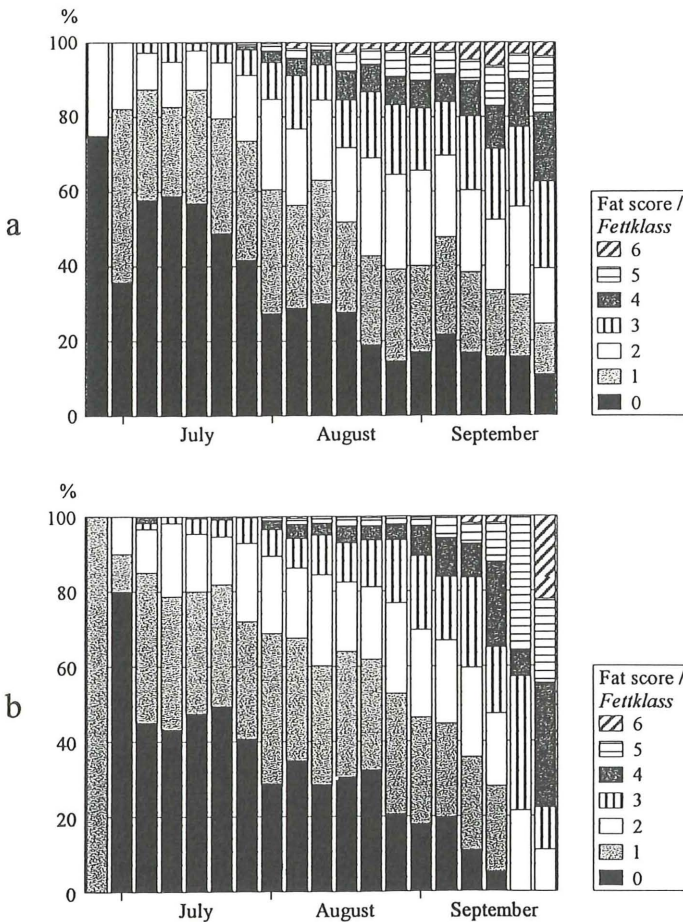


Fig. 4. The proportion of birds with different fat scores in 5-day periods for Reed Warblers (a) and Sedge Warblers (b).

*Den procentuella fördelningen av fåglar i olika fettklasser under säsongen för rörsångare (a) och sävsångare (b).*

A total of 54.1 % of all Reed Warblers trapped when in first winter plumage (n=266) showed a fat score of 5 or 6, compared to only 4.3 % of Sedge Warblers (n=1349). Over 92 % of birds, of both species, with a fat score of 6 had a complete or almost complete first winter plumage. The actual fuel reserves of birds with a fat score of 6 (calculated from birds in first winter plumage as the difference between the estimated lean body mass and the body mass in fat score 6) were higher for Reed Warblers, 3.49 g (S.D.=1.23 g, n=71), than for Sedge Warblers, 2.52 g (S.D.=0.97 g, n=9). Each species showed a strong positive relationship between body mass and fat score (Reed Warbler  $r^2=0.542$ ,  $b=0.64$ ,  $p<0.001$ ,  $n=264$ ; Sedge Warbler  $r^2=0.296$ ,  $b=0.30$ ,  $p<0.001$ ,  $n=1333$ ) when in first winter plumage. However, the mean body mass gain per fat score (0.64 g and 0.30 g, respectively) differed between the two species ( $t=25.6$ ,  $p<0.001$ ).

Only retrapped birds were used to calculate fuel deposition rates and to minimise the inclusion of any individuals that not yet had started to deposit fuel for migration, only rates higher than 0.2 g/day were used. This gave a mean fuel deposition rate of 0.38 g/day for Reed Warblers (max. 1.03 g/day over a 3 day period, s.d.=0.17, n=104) and 0.34 g/day for Sedge Warblers (max. 1.10 g/day over a 1 day period, s.d.=0.20, n=21).

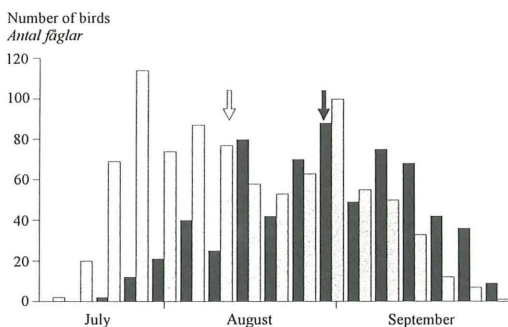


Fig. 5. The catching pattern of the 25 % fattest birds in late moult or first winter plumage (M5 and M6) for Reed Warblers (black) and Sedge Warblers (grey) in international 5-day periods. Arrows indicate median trapping dates (Reed Warbler 30 August, Sedge Warbler 12 August) which are supposed to reflect median departure dates.

Fångstens fördelning över säsongen av de 25 % fetaste fåglarna i nästan eller helt komplett första vinterdräkt (M5 och M6) för rörsångare (svart) och sävsångare (grått). Pilarna anger mediandatum för fångst, vilket anses överensstämma med datum för bortflyttning (rörsångare 30 augusti, sävsångare 12 augusti).

### Onset of migration

Reed Warblers departed with an average body mass of 13.04 g (s.d.=1.18, n=659), and a fat score of 4.9. This is equal to a fuel reserve of 21.0 % in relation to lean body mass and a projected flight distance of 757 km in still air conditions (calculated according to Program 1, Pennycuick 1989). Sedge Warblers departed with an average body mass of 11.42 g (s.d.=0.83, n=875) and a fat score of 3.0, giving an average fuel reserve of 6.2 % in relation to lean body mass and a projected flight distance of 240 km. With the estimated deposition rates it would take on average 6 days for Reed Warblers and 2 days for Sedge Warblers to accumulate enough fuel to commence migration.

The median departure dates, calculated as the median dates of the fattest quartile of birds in late moult or first winter plumage (M5 and M6), was 30 August for Reed Warblers (n=659) and 12 August for Sedge Warblers (n=875)(Fig. 5).

### Discussion

From retrapped Reed Warblers in this study, post-juvenile moult was estimated to take 34 days while the same value was 48 days according to median capture dates of the whole population. Similarly, Sedge Warblers acquired their first winter plumage in 22 days or 31 days, respectively. It is probable that the retrap estimate gives a more accurate value. By using the median trapping dates the estimate could be influenced by migrating birds from populations further north which may have a later moult season than birds born at Kvismaren. This would result in a protracted capture period of late moult stages at Kvismaren which would affect median capture dates. However, the difference in time period between species is similar irrespective of the method used.

The duration of post-juvenile moult in Reed Warblers based on retrapped birds was similar to other warbler species. For instance Norman (1990) estimated this in England to be 30 days for Garden Warblers *Sylvia borin*, 35 days for Lesser White-throats *Sylvia curruca* and 40 days for White-throats *Sylvia communis*.

The pattern of the post-juvenile moult differed markedly between the two species at Lake Kvismaren. While Reed Warblers showed similar moult sequence to Willow Warblers (Bensch & Lindström 1992) Sedge Warblers appeared not to undertake any replacement moult. The Sedge Warblers seemed to acquire their first winter plumage with only filling in



of bare body areas. Consequently, no heavy moult stages should be recorded, which was also the case in this study. Müller (1981) mentions that juvenile Savi's Warblers *Locustella luscinioides* follow this trait. In both Sedge and Savi's Warblers juvenile plumages are similar in texture to the adult plumages and can be retained until first winter moult (Heinroth & Heinroth 1924–6). Also Bensch & Lindström (1992) state that the Sedge Warbler, as well as the Marsh Warbler *Acrocephalus palustris* and the Great Reed Warbler *A. arundinaceus*, may only undertake a fill-in moult of bare body areas. This moult pattern also occurs in Aquatic Warblers *A. paludicola*, Icterine Warblers *Hippolais icterina*, Melodious Warblers *H. polyglotta* and among many species in the genus *Locustella* (Cramp 1992). It seems obvious that a separate moult scale for species attaining first winter plumage in this manner is needed.

The fuel deposition rates of the two species were fairly similar at Kvismaren, 0.38 g/day for Reed Warblers and 0.34 g/day for Sedge Warblers. For juvenile Reed Warblers the deposition rate at Kvismaren was higher than previous estimated values. For instance Gladwin (1963) showed this rate to be 0.28 g/day in England and Bibby & Green (1981) gave 0.25 g/day in Portugal in autumn. For Sedge Warblers on autumn migration Bibby & Green (1981) estimated the rate at 0.32 g/day in England and 0.42 g/day in France. In a second study Bibby et al. (1976) estimated rates of 0.49 g/day and 0.58 g/day in England in good years whereas Gladwin (1963) calculated the rate of fat deposition at 0.38 g/day for British Sedge Warblers in autumn.

The average increase in body mass per fat score was much higher in Reed Warblers, 0.64 g/fat score, than in Sedge Warblers, 0.30 g/fat score. This suggests that Reed Warblers with a fat score of 6 have a much larger energy store than Sedge Warblers with the same fat score. In fact, this increase per fat score of Reed Warblers is similar to that of Robins *Erithacus rubecula*, 0.67–0.85 g/fat score, whereas the Sedge Warbler shows an increase similar to the one in Goldcrests *Regulus regulus*, i.e. 0.22–0.25 g/fat score (Pettersson & Hasselqvist 1985).

The estimated energy store for Reed Warblers gives sufficient fuel for non-stop flight from Lake Kvismaren to northern Germany (757 km) and for Sedge Warblers to Sävsjö, Småland in South Sweden (240 km). Both species are nocturnal migrants and as data were collected in the mornings a slight under-estimate of the fuel stores are possible (Baggott 1975, Aidley & Wilkinson 1987). The decreasing probability of catching heavier birds (Bibby et

al. 1976) may also cause under-estimates in fuel stores.

The median departure dates from Kvismaren were estimated to 30 August for Reed Warblers and 12 August for Sedge Warblers, a time difference at departure of 18 days. This time difference, as well as the smaller fuel stores of Sedge Warblers at departure, is in accordance with the results of Nielsen & Rhönnsdahl (1996) in their study of Reed and Sedge Warblers at Kvismaren. In Wales the peak passage of both Reed and Sedge Warblers on autumn migration occurs within a week in early August (Ormerod 1990) and in southern England juveniles of both species peak within 10 days in late August (Bibby & Green 1981).

The smaller fuel stores of Sedge Warblers and the earlier departure than Reed Warblers indicates that the two species follow different migration strategies. An interesting point, however, is that Sedge Warblers at Falsterbo, in southernmost Sweden, leave Sweden on autumn migration a few days later than Reed Warblers, but still with smaller fuel stores (Falsterbo Bird Observatory, pers. comm.).

Although it is obvious that the two species differ in several important aspects it is not yet possible to draw any general conclusions about the underlying reasons for and consequences of this. Further analysing of data from other ringing sites in Sweden and along the autumn migration routes in Europe may clarify the situation.

### Acknowledgements

My thanks are due to all ringers and assistants at Kvismare Bird Observatory throughout the years without whom this study would not have been possible. I am also indebted to Bo Nielsen for giving me access to the Kvismare data files. I specially want to thank the Department of Zoology, Stockholm University, and Thord Fransson for advice on data processing, translation of German papers and valuable discussions over this manuscript. The manuscript also benefited from valuable comments from Christer Wiklund, Hans Temrin, Åke Lindström and two anonymous referees. This is report no. 90 from Kvismare Bird Observatory.

### References

- Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: The relative importance of time, energy, and safety. Pp. 331–351 in *Bird Migration: The Physiology and Ecology*. (Gwinner, E. ed) Springer, Berlin.
- Aidley, D.J. & Wilkinson, R. 1987. The annual cycle of six



- Acrocephalus warblers in a Nigerian reed-bed. *Bird Study* 34:226–234.
- Baggott, G.K. 1975. Moulting, flight muscle "hypertrophy" and premigratory lipid deposition of the juvenile Willow warbler, *Phylloscopus trochilus*. *J.Zool., Lond.* 175:299–314.
- Bensch, S. & Lindström, Å. 1992. The age of young Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* estimated from different stages of post-juvenile moult. *Ornis Svecica* 2:23–28.
- Bibby, C.J. & Green, R.E. 1981. Autumn migration strategies of Reed and Sedge Warblers. *Ornis Scand.* 12:1–12.
- Bibby, C.J., Green, R.E., Pepler, G.R.M. & Pepler, P.A. 1976. Sedge Warbler migration and reed aphids. *Brit. Birds* 69: 384–399.
- Blen, C.R. 1980. The energetics of migration. Pp. 175–224 in: *Animal migration, orientation and navigation*. (Gautreaux, S.A.Jr. ed) Academic Press, London and New York.
- Cramp, S. (ed) 1992. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VI. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Ellegren, H. & Fransson, T. 1992. Fat loads and estimated flight-ranges in four *Sylvia* species analysed during autumn migration at Gotland, South-East Sweden. *Ring. & Migr.* 13:1–12.
- Fransson, T. 1995. Timing and speed of migration in North and West European populations of *Sylvia* warblers. *J. Avian Biol.* 26: 39–48.
- Ginn, H.B. & Melville, D.S. 1983. *Moult in birds*. BTO guide no 19, Tring.
- Gladwin, T.W. 1963. Increases in the weights of *Acrocephali*. *Bird Migration* 2:319–324.
- Heinroth, O. & Heinroth, M. 1924–6. *Die Vögel Mitteleuropas I*. Berlin-Lichterfelde.
- Jenni, L. & Winkler, R. 1994. *Moult and ageing of European Passerines*. Academic Press, London.
- Karlsson, L., Persson, K. & Walinder, G. 1988. Soft part colouration as a means to ageing Reed Warblers, *Acrocephalus scirpaceus*. *Vår Fågelvärld*. 47:141–146. (In Swedish with English summary).
- Lindström, Å. & Alerstam, T. 1992. Optimal fat loads in migrating birds: a test of the time minimization hypothesis. *Am. Nat.* 140:477–491.
- Lindström, Å. & Piersma, T. 1993. Mass changes in migrating birds: the evidence for fat and protein storage re-examined. *Ibis* 135:70–78.
- Müller, H.E.J. 1981. Altersbestimmung, Mauser und einige biometrische Daten von Rohrschwirren. *Falke* 28:258–65.
- Nielsen, B. & Rhönnsdahl, P. 1996. Rörsångarens och sävsångarens flyttning – en analys av återfynd och ringmärkningsmaterial från Kvismaren. *Fåglar i Kvismaren* 11:18–25. (In Swedish).
- Norman, S.C. 1990. A comparative study of post-juvenile moult in four species of *Sylvia* warblers. *Ring. & Migr.* 11:12–22.
- Ormerod, S.J. 1990. Time of passage, habitat use and mass change of *Acrocephalus* warblers in a South Wales reedswamp. *Ring. & Migr.* 11:1–11.
- Pennycuik, C.J. 1989. *Bird flight performance. A practical calculation manual*. Oxford University Press, Oxford.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migration capacity of Robins *Erithacus rubecula* and Goldcrest *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ring. & Migr.* 6:66–76.
- Svensson, L. 1984. *Identification guide to European passerines*. 3rd edition. Svensson, Stockholm.

## Sammanfattning

*Tidsmässiga aspekter på ruggning och bränsleupplagring hos juvenila rörsångare Acrocephalus scirpaceus och sävsångare A. schoenobaenus inför höstflyttningen*

Vid ringmärkning av fåglar har det noterats att ungfågelruggningen, bytet av fjäderdräkt från juvenil dräkt till första vinterdräkten, skiljer sig åt mellan rörsångare och sävsångare. Båda arterna är långdistansflyttare och kan antas vara mer eller mindre tidspressade på häckningsplatserna. I den här studien har jag undersökt om ruggningsmönstren hos rör- och sävsångare skiljer sig åt samt hur detta påverkar tidpunkten för höstflyttningen. Jag har även jämfört de båda arternas bränsleupplagring, framförallt av synligt underhudsfett, och bränslereserv inför bortflyttningen.

Materialet består av ringmärkningsdata från den ordinarie ringmärkningsverksamheten vid Kvismare fågelstation (59°11'N 15°24'E) åren 1984–1994. Data från två märkplatser, Vallen vid Västra Fågelsjön och Banvallen vid Rysjön, har använts. Totalt ingår 9086 juvenila rörsångare och 4710 juvenila sävsångare i studien. Av dessa har 1143 rörsångare och 444 sävsångare återfångats under samma säsong, minst en dag efter ringmärkning. Ruggningen är bedömd enligt en skala från 1–6, där 1 (M1) är en individ utan fullständigt utvuxna handpennor medan 6 (M6) är en färdigruggad fågel i första vinterdräkt (Bensch & Lindström 1992). Fettupplagringen är bedömd efter en skala från 0–6 där fettklass 0 motsvarar en fettfri individ och fettklass 6 en mycket fet fågel (Pettersson & Hasselqvist 1985).

Fångstens fördelning över säsongen var liknande för båda arterna (Fig. 1). Mediandatum för rörsångarfångsten var 14 augusti och för sävsångarfångsten den 2 augusti. Fångstens fördelning på olika ruggningsstadier skilde sig dock åt (Fig. 2). De flesta rörsångarna fångades i intensiv ruggning (M4) medan de flesta sävsångarna fångades så gott som färdigruggade (M5). Mycket få sävsångare bedömdes vara i intensiv ruggning (M3 eller M4) vid fångstillfället. De olika ruggningsstadiernas fördelning över säsongen skilde sig också åt mellan de två arterna (Fig. 3a och b). Rörsångare fångades i stadie 1 under längre tid än sävsångare. Hos rörsångare dominerade de intensiva ruggningsstadierna (M3 och M4) från mitten av juli till början av september. Fångsten av

sävsångare dominerades av fåglar i komplett eller så gott som komplett första vinterdräkt redan från slutet av juli.

Mediandatum för fångsten av rörsångare i ruggningsstadiet 1 (M1) låg i genomsnitt 5 dagar senare än för sävsångare. Hos färdigruggade fåglar (M6) hade skillnaden ökat till 19 dagar, vilket innebär att sävsångaren skulle rugga på 14 dagar kortare tid än rörsångaren. Ruggningstidens längd, beräknat efter mediandatum för fångsten i olika ruggningsstadiet, blev 48 dagar för rörsångare och 31 dagar för sävsångare. Detta ger en skillnad på 17 dagar mellan de två arterna. När ruggningstiden beräknades utifrån återfångster av tidigare märkta fåglar blev tidsperioderna betydligt kortare, 34 dagar för rörsångare och 22 dagar för sävsångare (Tabell 1). Skillnaden mellan arterna med denna metod blev 12 dagar.

Upplagringen av synligt fett följde i stort sett samma mönster för båda arterna (Fig. 4a och b). Bränsleupplagringshastigheten var ungefär lika hög hos båda arterna, 0,38 g/dag för rörsångare och 0,34 g/dag för sävsångare. Däremot skilde sig arterna åt i mängden lagrat bränsle per fettklass. Rörsångaren lagrade 0,64 g/fettklass medan sävsångaren lagrade 0,30 g/fettklass. Detta innebär att en rörsångare som bedöms som mycket fet (fettklass 6) har en betydligt större bränslereserv (3,49 g) än en sävsångare med till synes lika mycket fett (2,52 g).

Beräkningar av bränslereserverna vid bortflyttning från Kvismaren bygger på data från de 25 % fetaste fåglarna (Alerstam & Lindström 1990) av fåglar i komplett eller så gott som komplett första vinterdräkt (Fig. 5). Enligt denna metod flyttar rörsångarna från Kvismaren med en genomsnittlig bränslereserv på 21 % i förhållande till den fettfria vikten, vilket motsvarar en flygsträcka på 757 km i vindstilla väder (Pennycuik 1989). Sävsångare flyttar däremot i genomsnitt med 6 % bränslereserv vilket motsvarar en flygsträcka på 240 km. Mediandatum för bortflyttningen från Kvismaren beräknades enligt denna metod till 30 augusti för rörsångare och 12 augusti för sävsångare.

Den juvenila ruggningen hos rörsångaren tog 34 dagar beräknat på återfångade fåglar och 48 dagar enligt medianfångstdatum. För sävsångaren var motsvarande tider 22 respektive 31 dagar. De kortare tiderna ligger troligtvis närmare sanningen. Medianfångstdatum skulle kunna påverkas av om individer från nordliga populationer passerar Kvismaren i sena ruggningsstadiet och på så vis förlänger

fångstperioden (och därmed förskjuter medianfångstdatum) för dessa ruggningsstadiet. Att sävsångare ruggade på betydligt kortare tid än rörsångare är dock otvetydigt, oavsett beräkningsmetod.

Ruggningsmönstret skilde sig betydligt åt mellan arterna. Rörsångarens ruggning följde den befintliga skalan, medan sävsångaren sällan bedömdes som intensivt ruggande. En frånvaro av intensiva ruggningsstadiet kan bli resultatet om den s.k. ruggningen begränsar sig till en förtätning av fjäderdräkten utan något egentligt fjäderbyte. Müller (1981) har konstaterat att så är fallet för vassångaren *Locustella luscinioides* och det gäller med all sannolikhet även sävsångaren vilken enligt Heinroth & Heinroth (1924–6) föds med en ungfågeldräkt av hög kvalitet och inte byter denna förrän i vinterkvarteren. Detta mönster tycks även gälla för kärrsångare *Acrocephalus palustris*, trastsångare *A. arundinaceus*, vattensångare *A. paludicola*, härmsångare *Hippolais icterina*, polyglottsångare *H. polyglotta* samt de flesta *Locustella*-sångarna (Bensch & Lindström 1992, Cramp 1992).

Bränsleupplagringshastigheten i Kvismaren var för rörsångare hög jämfört med tidigare studier. Gladwin (1963) beräknade den till 0,28 g/dag i England och Bibby & Green (1981) till 0,25 g/dag i Portugal under höstflyttningen. Sävsångaren tycks dock uppnå högre hastigheter vid andra lokaler, upp till 0,58 g/dag i England (Bibby et al. 1976). Det är intressant att mängden lagrat bränsle per fettklass skilde sig så markant mellan arterna. Rörsångaren lagrade nästan lika mycket bränsle per fettklass som en rödhake *Erithacus rubecula*, 0,67–0,85 g/fettklass, medan sävsångaren endast lagrade något mer än en kungsfågel *Regulus regulus*, 0,22–0,25 g/fettklass (Pettersson & Hasselqvist 1985).

De konstaterade olikheterna tyder på att rör- och sävsångaren tillämpar olika flyttningsstrategier, men vid Falsterbo i sydligaste Sverige är skillnaden i bortflyttningsdatum omvänt så att sävsångaren flyttar några dagar *senare* än rörsångaren, dock fortfarande med mindre bränslelager (Falsterbo fågelstation, muntligen). Trots att skillnaderna mellan arterna är uppenbara krävs det ytterligare analyser av data från andra fågelstationer i Sverige och längs flyttningvägarna i Europa innan några generella slutsatser om orsakerna till och konsekvenserna av detta kan dras.

Meddelande nr 90 från Kvismare fågelstation.



## Biometri och könsbestämning av rosenfink *Carpodacus erythrinus* under häckningstid med hjälp av kloakens utseende

KÅRE STRÖM & AIMON NIKLASSON

---

### Abstract

The Scarlet Rosefinch *Carpodacus erythrinus* was studied in a Swedish west coast area in 1988–1995 in order to evaluate sex-related differences between subadult (2K, 2nd calendar year) males and females (2nd calendar year or older). Biometric examination included weight, wing length, and height, diameter and form of the cloacal protuberance. Subadult “green” males lack the red colour of older males, and are very difficult to separate from females. We found the cloacal protuberance in both “green” and “red” males to differ significantly from that of females of all ages. The cloacal protuberance in both “green” and “red” males was of the “bulbous” type. The size and the form of the cloacal protuberance changed during the breeding cycle. Subadult males had a less well-developed cloacal protuberance than adult males. Subadult males had

a smaller protuberance at time of arrival than adult males. The protuberance in both groups of males regressed late in the breeding period. The height of the cloacal protuberance was found to give better sex separation than wing length with nearly no overlap between “green” males and females during the main breeding period. Mean wing length differed significantly between the sexes, but considerable overlap makes this feature unreliable for single individuals. No significant sex- or age-related difference in weight was found.

Kåre Ström, Tvetgatan 277, S-442 33 Kungälv, Sweden  
Aimon Niklasson, Knektvägen 51, S-433 69 Sävedalen, Sweden

---

Received 17 June 1996, Accepted 13 September 1996, Editor: S. Svensson

### Introduktion

Könsbestämning av rosenfink är inte till alla delar klarlagt; hontecknade 2K hannar och 2K honor uppvisar inga könsskiljande drag (Svensson 1992, Bezzel 1993, Cramp & Simmons 1994). Vissa 2K-hannar färgar dock ut partiellt redan under första våren (Ström 1991, Svensson 1992, Bezzel 1993, Cramp & Simmons 1994).

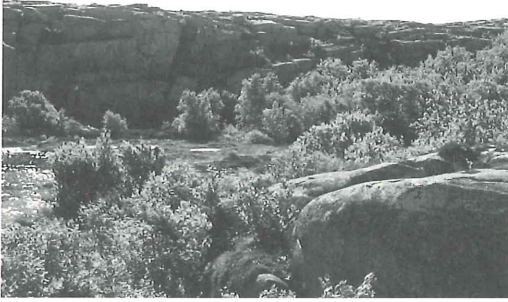
2 K fåglar genomgår en partiell ruggning medan äldre individer genomgår en komplett ruggning i vinterkvarteret. Det är därför möjligt att skilja ut hontecknade 2K fåglar på blekning och slitage av juvenila fjäderstrukturer, men 3+ fåglar som fångas en bit in på häckningssäsongen uppvisar en successiv nötning och blekning av vingen (Ström 1991).

De könskriterier förutom utfärgning och ruggning som behandlas i litteraturen är i huvudsak sång, förekomst av ruvfläck och ruvning, vinglängd samt kloakens utseende. Enligt litteraturen är det endast hannarna som sjunger (Stjernberg 1979, Bezzel 1993, Cramp & Simmons 1994) och endast honorna som ruvar (Bezzel 1993). Stjernberg (1979) anger att

rosenfinkhannar i Kristinestad i Finland har en vinglängd över 84 mm och honorna under 84 mm. Bezzel (1993) anger för Nordeuropa att hannarnas vinglängd varierar mellan 80–86 mm och honorna mellan 79–83 mm (Bezzel 1993). För rosenfinkar från Nord- och Mellaneuropa till centrala Sibirien varierar vinglängden hos hannarna mellan 82–88 mm och honorna mellan 80–85 mm (Cramp & Simmons 1994).

Att det är möjligt att könsbestämma vissa tättingar med hjälp av kloakens utseende och form under häckningstiden har varit känt sedan länge (Fatio 1864, Gadow & Selenka 1891, Mason 1938, Drost 1938). Kloakens utseende och form anges numera som ett generellt kriterium för könsbestämning av olika tättingarter (Svensson 1992). Hannarna utvecklar en tappliknande utväxt medan honorna endast får en lätt utbuktning av kloakregionen (Wolfson 1952, Salt 1954, Mackowicz 1989). Wolfson (1954) beskriver ingående kloakens yttre och inre form och konstaterar att det är den säsongsmässiga





Rosenfinkbiotop, "Myren" vid Ramvikslandet, 14 juni 1996. Foto: K. Ström.

*Habitat for the Scarlet Rosefinch at Ramvikslandet, 14 June 1996.*

utvecklingen av sädesblåsorna i kloaken hos hannarna under häckningstiden som orsakar ansvällningen och utväxten av kloaken. Nakamura (1990) anger vid studier av alpjärnsparv *Prunella collaris* att det sker en säsongsanpassad hypertrofi av sädesblåsorna hos hannarna och att denna process tvingar den bakre väggen att forma sig till en knölliknande utväxt. Även honorna utvecklar en utstående kloak under reproduktionstiden, dock inte jämförbar med hannarnas i storlek och form (Nakamura 1990). Detta utvecklingsförlopp kan även ses som en indikation på individens reproduktionsförmåga. Eftersom alpjärnsparven saknar andra könsskiljande drag än kloakens storlek och form är denna karaktär användbar för könsbestämning hos arten (Nakamura 1990). Kloakutväxten hos adulta hannar är signifikant större än hos subadulta hannar (Nakamura 1990).

Mason (1938) anger att könsbestämning med hjälp av kloakens storlek och form bäst lämpar sig för finkfåglar. Wolfson anser att tättingarter kan indelas i tre kategorier efter kloakens form, en s.k. "bulbous" typ ("lök-" eller "knölförmig" kloak), som utmärker flertalet finkfåglar, en cylindrisk form samt en tredje typ som inte har någon påtaglig utväxt eller form (Wolfson 1954).

Det huvudsakliga syftet med studien har varit att undersöka om kloakens storlek och utseende under reproduktionstiden kan användas för att skilja ut subadulta 2K hannar från 2K honor och 3+ honor hos rosenfink, dvs de grupper hos arten som saknar könsskiljande karaktärer.

## Material och metoder

Studierna baseras på färgmärkta rosenfinkar, nät-



En utfärgad (2K) hane av rosenfink, Ringenäs, 24 juni 1994. I denna dräkt är hanen svår att skilja från honan varvid kloakens storlek och utseende kan vara avgörande. Foto: K. Ström.

*A "green", second calendar year (2K) male Scarlet Rosefinch, Ringenäs 24 June 1994. In this plumage the male is difficult to distinguish from the female. Then the size and form of the cloacal protuberance may be conclusive.*

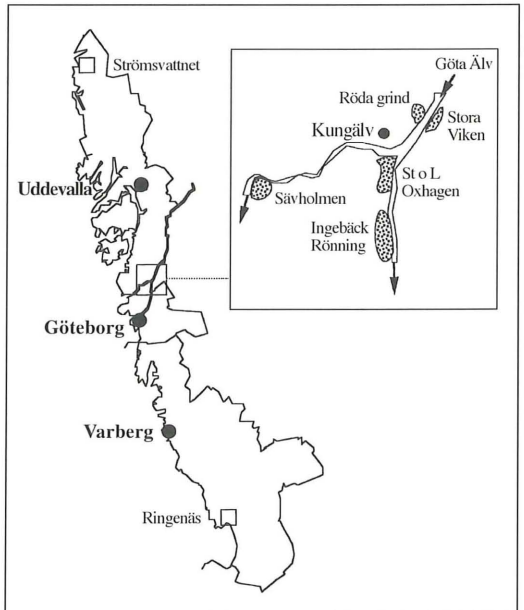


Fig. 1. Lokaler på svenska västkusten där rosenfink studerats under perioden 1988-95. Den förstörade kartan visar huvudområdet runt Kungälv med samtliga lokaler nära Göta Älv.

*Localities along the Swedish west coast where Scarlet Rosefinches were studied during 1988-95. The enlarged map shows the main area around the city of Kungälv close to the river Göta Älv.*



En av författarna, K. Ström, studerar en av de fångade rosenfinkarna vid Göta Älv 1994. Foto: N. Abrahamsson.

*One of the authors, K. Ström, examining one of the Scarlet Rosefinches at Göta Älv in 1994.*

fångade under tiden 20 maj till 17 augusti 1988–95 på Västkusten (Ström 1986, Ström 1991, Ström & Niklasson 1996). Det totala antalet studerade individer under perioden är 369. Av totalt 444 gjorda observationer under perioden 1988–95 utgör 75 observationer (17%) kontroller, och 58 individer har återfångats vid ett eller flera tillfällen. Av de totalt 311 fåglar som fångats endast en gång är 52 individer 2+ honor, 63 "gröna" subadulta 2K hanner, 68 "röda" adulta 3+ hanner, 32 obestämda individer och 96 juvenila. Motsvarande siffror för fåglar fångade mer än en gång är 6 honor, 7 subadulta hanner, 36 adulta hanner, 2 obestämda individer och 7 juvenila fåglar.

Studieområdet utgörs i huvudsak av vissa kärnområden med häckande rosenfink, Strömsvattnet i norra Bohuslän, Sävholmen, Stora Viken, Röda grind och Stora Oxhagen-Ingebäck i Göta älvdalsområdet vid Kungälv samt Ringenäs i Halmstad (Fig. 1). Studieområdena ligger förhållandevis kustnära, obetydligt över havets nivå, och i anslutning till våtmarker och vattendrag. Den dominerande biotopen utgörs av igenväxande och förbuskade betesmarker

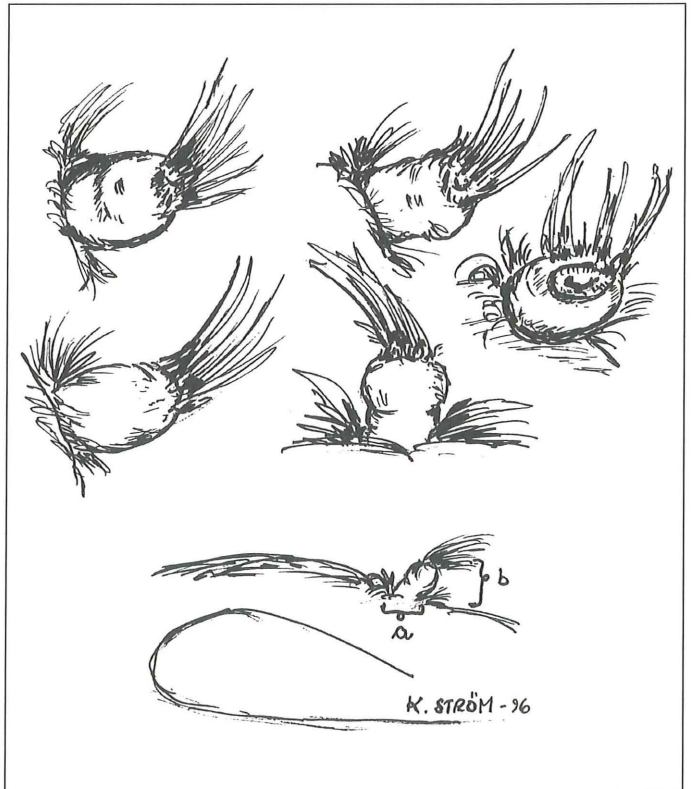


Fig. 2. Rosenfinkshannens knölförmade kloak av s.k. "bulbous type" med viss individuell variation under häckningstid. Kloakdiameter indikeras med a. Kloakhöjd indikeras med b.

*The "bulbous type" cloaca of the male Scarlet Rosefinch showing some individual variation during the breeding period. The cloacal diameter is indicated by a. The cloacal height is indicated by b.*

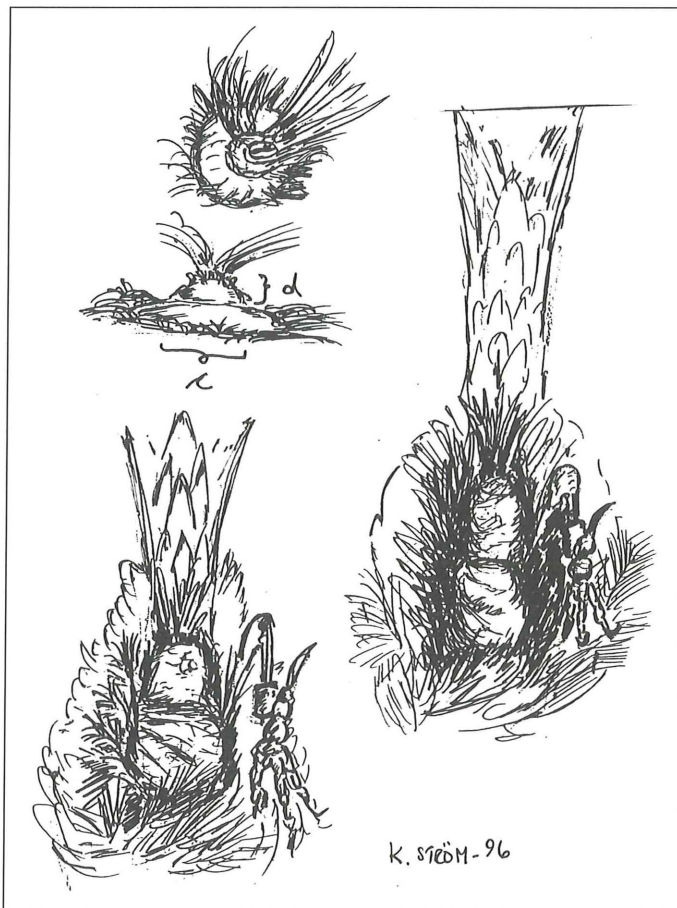


Fig. 3. Rosenfinkshonan uppvisar en avsmalnande cylinderformad upphöjning, ibland med knappt mätbar höjd över kroppsytan. Kloakdiameter indikeras med c. Kloakhöjd indikeras med d.

*The female Scarlet Rosefinch shows a tapering cylindrical elevation, sometimes not possible to measure above body surface. The cloacal diameter is indicated by c. The cloacal height is indicated by d.*

med dominerande inslag av vide, sälg, al och vass. Antalet häckande par har varierat från några par till omkring 20 par per område varje år och rosenfinken lägger en kull per säsong.

Rosenfinkarna har fångats i slöjnat med hjälp av inspelade rosenfinklåten från bandspelare och varje individ har ringmärkts och försetts med en unik färgkombination. Vinglängden har mätts med linjal (max-metoden, Svensson 1992) och vikten har kontrollerats med en kalibrerad pesolavåg. Kloaken har mätts med ett känsligt skjutmått, största höjd från kloakbasen vid kroppsytan respektive största diametern på kloaken (Fig. 2–3). Flertalet individer har kontrollerats avseende ruggning samt utfärgning och dräkten har fotodokumenteras i fält, för vissa individer även kloaken.

Köns- och åldersbestämning har skett, i den utsträckning det varit möjligt, med hjälp av utfärg-

nings- och ruggningskriterier (Svensson 1992), sång, ruvfläck, vinglängd samt iakttagelser om parförhållande i samband med häckning. I Tabell 1 redovisas de hanner och honor som har varit möjliga att köns- och åldersbestämma på basis av dessa kriterier. För varje grupp redovisas biometriska data, vikt, vinglängd, kloakdiameter, kloakhöjd samt den dag på året, då rosenfinkarna har fångats. I Tabell 1 framgår att den genomsnittliga fångstdagen för respektive grupp varierar, 24 maj för utfärgade hanner, 19 juni för hontecknade 2K-hanner och 2 juli för 2+ honor.

Vid de statistiska beräkningarna har använts SAS (SAS institute inc. 1991 med senaste tillgängliga manualer) för beräkning av Students T-test och Wilcoxon's icke parametriska test samt regressionsanalys med kurvanpassning (andra grads funktion med medelvärde och 95%-igt konfidensintervall runt medellinjen).



Tabell 1. Tid på året och biometriska data för rosenfinkar åren 1988-1995. 2K utfärgade subadulta "gröna" hannar jämförda med 2+ honor respektive 3+ utfärgade adulta "röda" hannar. Students t-test:  $p < 0,001 = ***$ , n.s. = ej signifikant. Medelvärde anges med fet stil, följt av standarddeviation, intervall (min.-max.) och antal mätningar.

*Time of the year and biometric data for the Scarlet Rosefinches studied during 1988-1995. Subadult "green" males (2nd calendar year) compared with females (2nd calendar year or older) and adult "red" males (3rd calendar year or older), respectively. Students t-test:  $p < 0,001 = ***$ , n.s. = not significant. Mean is given in bold type, followed by standard deviation, range (min.-max.) and number of measurements.*

Variabel <i>Variable</i>	Hona <i>Female</i>		"Grön" hanne <i>"Green" male</i>		"Röd" hanne <i>"Red" male</i>
Vikt g <i>Weight g</i>	<b>22,42</b> 2,20 19,8-30,5 52	n.s.	<b>21,94</b> 0,99 19,5-24,0 60	n.s.	<b>21,98</b> 1,27 19,9-26,6 98
Vinglängd mm <i>Wing length mm</i>	<b>82,08</b> 1,94 78,0-89,0 61	***	<b>84,38</b> 1,60 81,0-88,0 70	***	<b>85,25</b> 1,57 81,0-89,0 120
Kloakdiameter mm <i>Cloacal diam. mm</i>	<b>2,40</b> 2,19 0-7,5 43	***	<b>6,77</b> 0,99 3,4-8,0 57	***	<b>7,36</b> 0,86 4,0-8,8 97
Kloakhöjd mm <i>Cloacal height mm</i>	<b>2,13</b> 1,67 0-5,2 45	***	<b>6,67</b> 1,11 2,0-8,0 57	***	<b>7,31</b> 0,80 4,5-8,5 96
Årsdag (från 1 jan.) <i>Day (from 1 Jan.)</i>	<b>182</b> 19 143-212 65		<b>169</b> 16 142-206 78		<b>144</b> 19 139-218 155

## Resultat

Kloakens form och storlek skiljde sig signifikant mellan könen (Fig. 2 och 3, Tabell 1). Även vinglängden skiljde sig signifikant mellan könen och mellan subadulta (2K) "gröna" och adulta 3+ "röda" hannar. Medelvärdet för kloakens storlek, mätt både som diameter och höjd, samt vinglängden skiljde sig signifikant ( $p < 0,001$ ) framförallt mellan subadulta "gröna" hannar och 2+ honor men även mellan subadulta hannar och adulta "röda" hannar (Tabell 1).

Som framgår av Fig. 4 förelåg en större överlappning för vinglängden än för kloakhöjden vid jämförelse mellan könen.

Hannarna utvecklar under häckningstiden en något "knöl-" eller "lökformad" kloak av s.k. "bulbous" typ med en viss individuell variation. Den

yttre delen av kloaken är som regel röd- till gråtonad och är beklädd med en krans av kloakfjädrar av varierande antal (Fig. 2).

Hos honorna framträder kloaken obetydligt, ibland inte ens mätbart över kroppsytan, och har en från kroppen avsmalnande cylinderformad upphöjning. Kloaken sväller dock något i samband med äggläggningen och framträder tydligare när honan har en ruvfläck. Den är liksom hannens kloak försedd med en krans av fjädrar runt kloaköppningen (Fig. 3).

Vid ankomsttiden i slutet av maj, från omkring den 20:e, hade de utfärgade hannarna fullt utvecklad kloak, medan enstaka 2K hannar uppvisade en mindre utvecklad kloak, mätt som kloakhöjd, före 1 juni (Fig. 5). En tendens till att kloaken börjar tillbakabildas vid häckningstidens slut kunde skönjas hos

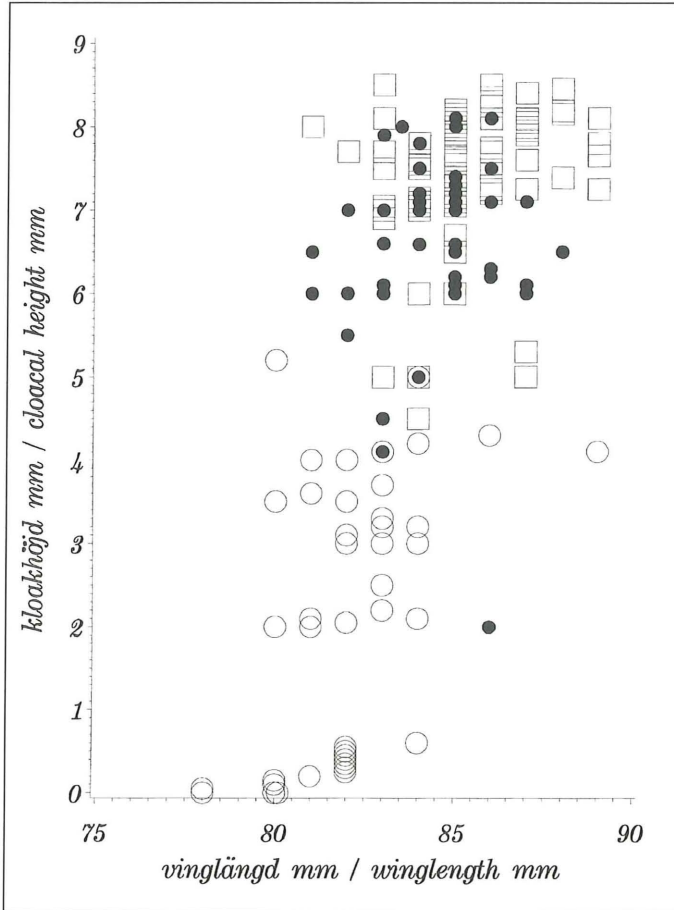


Fig. 4. Kloakhöjd i relation till vinglängd hos 2+ honor (ofyllda cirklar), 2K subadulta "gröna" hannar (fyllda cirklar) och 3+ adulta "röda" hannar (kvadrater).

*Cloacal height in relation to wing length in females (2nd calendar year and older; open circles), subadult "green" males (2nd calendar year; dots) and adult "red" males (3rd calendar year and older; squares).*

samtliga 2K hannar. Både subadulta och adulta hannar uppvisade en lägre kloakhöjd från omkring den 10 juli (Fig. 5). Detta mönster gällde även för två rosenfinkhannar, som fångades och biometriskt kontrollerades vid mer än ett fångstillfälle vid olika tidpunkter under häckningssäsongen. Det förelåg ett klart samband mellan kloakhöjd och kloakdiameter, dvs ju större kloakhöjd desto större kloakdiameter (Fig. 6).

Honornas kloak varierade från ej mätbar kloakhöjd och kloakdiameter till 5,2 mm i höjd och 7,5 mm i bredd, och medelvärdet för höjden var 2,1 och diametern 2,4 mm. Ingen hona hade en större kloakhöjd än 5,2 mm (Fig. 4 och 5).

Att kloaken i vissa fall var knappt mätbar beror i vissa fall på att honan haft ägg i kroppen. Någon tidsmässig variation eller förändring av kloakens storlek och utseende som hos hannarna har inte

kunnat iaktas hos honorna, som var färre till antal än hannarna och som fångades från omkring den 1 juni och fram till omkring den 1 augusti (Fig. 5). Den ringa överlappning som fanns vad gäller kloakhöjd (till skillnad från vinglängd) mellan könen beror helt på variationen under häckningscykeln. En kloakhöjd över 5,5 mm motsvarar en hane i materialet. Om kloakhöjden är under 5,0 mm indikerar detta med stor sannolikhet en hona, men enstaka hannar som fångats och undersökts tidigt eller sent på säsongen kan falla inom denna grupp (Fig. 5). Kloakdiametern varierade mer än kloakhöjden hos båda könen och är därför inte ett lika tillförlitligt mått (Fig. 6).

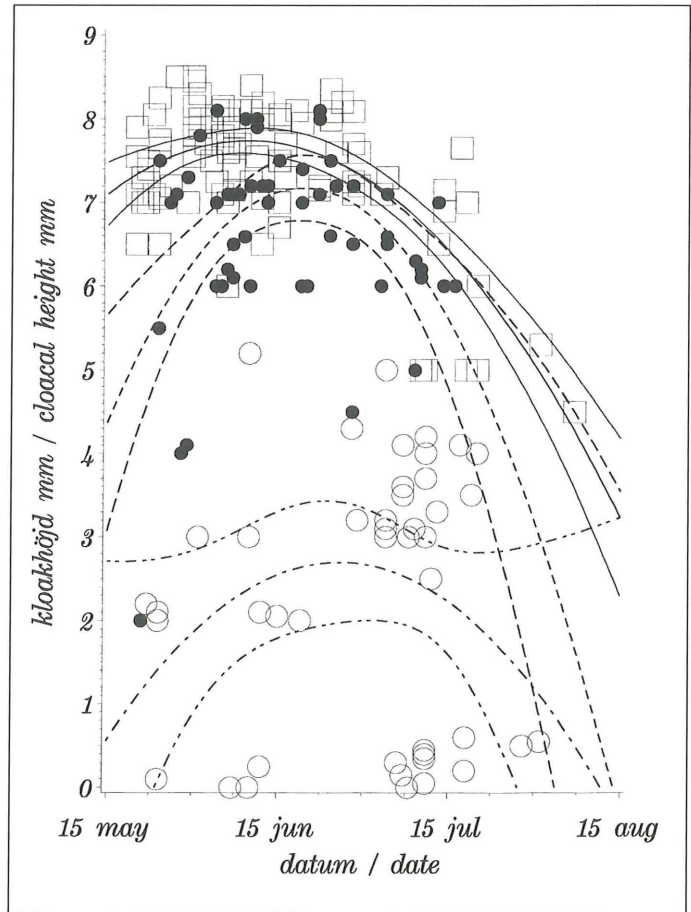
Vinglängden för honorna var 82,1 mm, för hontecknade 2K hannar 84,4 mm, och för utfärgade adulta hannar 85,3 mm, men överlappningen var förhållandevis stor mellan könen (Fig. 5).

Vikten skiljde sig inte signifikant mellan grupper-



Fig. 5. Kloakhöjd i relation till datum hos 2+ honor (ofyllda cirklar), 2K subadulta "gröna" hannar (fyllda cirklar) och 3+ adulta "röda" hannar (kvadrater). Kurvanpassning med hjälp av andragradsekvation och 95%-igt konfidensintervall runt medellinjen.

Cloacal height in relation to date in females (2nd calendar year and older; open circles), subadult "green" males (2nd calendar year; dots) and adult "red" males (3rd calendar year and older; squares). Curve fit using quadratic regression with 95% confidence intervals.



na. Överlappningen var stor och mätnoggrannheten vid viktbestämning med kalibrerad pesolavåg ligger sannolikt inom  $\pm 0,5$  g (Tabell 1, ej signifikant skillnad). Den större spridningen för honor beror sannolikt på variationen i vikt under ägglägningsperioden.

## Diskussion

Genom att studera kloakens utseende och form samt mäta kloakens höjd och diameter kan flertalet subadulta hannar och honor könsbestämmas under häckningstiden. Det är sannolikt en säkrare stödkaraktär för att avgöra kön än att mäta vinglängd, där överlappningen mellan könen är stor (Tabell 1). Metoden kan dock ha en viss tidsmässig begränsning eftersom ett antal 2K-hannar uppenbarligen inte hinner utveckla kloaken fullt ut vid ankomsttiden under

senare delen av maj (Fig. 5). Studien visar också att hannarnas kloak tillbakabildas omkring den 10 juli, dvs i slutet på häckningssäsongen och därefter kan hannar och honor inte säkert skiljas åt enbart på kloakens storlek (Fig. 5). Möjligheterna att separera subadulta hannar från honor sent på säsongen är begränsad (minskad sångaktivitet etc) och mätning av kloaken får successivt minskande betydelse.

Juvenila fåglar har inte kunnat könsbestämmas med hjälp av kloakens storlek och utseende även om vissa individer uppvisar en större kloak än andra. Möjligen finns det enstaka unga årshannar som hinner utveckla en något större kloak, men vistelse-tiden på Västkusten från det att ungarna blir flygga fram till flyttningen mot vinterkvarteren är förhållandevis kort för rosenfinken. Drost anger dock att även ungfåglar av andra arter kan bestämmas med hjälp av kloakens storlek och form (Drost 1938).

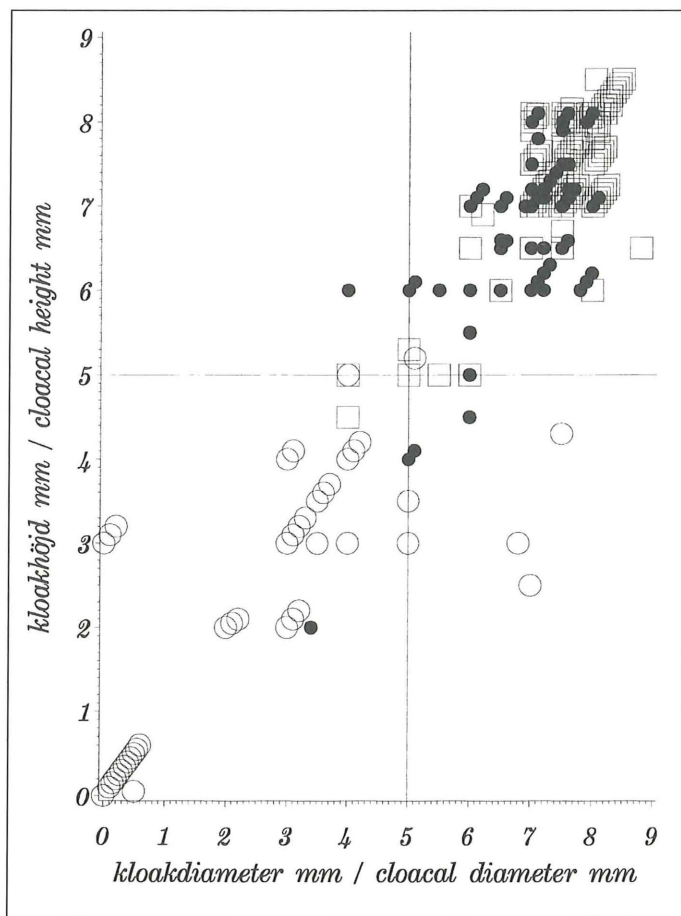


Fig. 6. Kloakhöjd i relation till kloakdiameter hos 2+ honor (ofyllda cirklar), 2K subadulta "gröna" hannar (fyllda cirklar) och 3+ adulta "röda" hannar (kvadrater).

*Cloacal height in relation to cloacal diameter in females (2nd calendar year and older; open circles), subadult "green" males (2nd calendar year; dots) and adult "red" males (3rd calendar year and older; squares).*

Att mäta kloaken är en förhållandevis enkel metod även om det kräver en viss teknik och tillgång till ett litet smidigt skjutmått. Kloakstorleken hos 3+ adulta utfärgade eller "röda" hannar är signifikant större än hos 2K subadulta utfärgade eller "gröna" hannar hos rosenfink. Att kloakstorleken hos adulta hannar är signifikant större än hos subadulta hannar har även påvisats hos alpjärnsparv (Nakamura 1990).

Vad gäller vikt och vinglängd avviker inte medelvärden och variationsbredd nämnvärt från andra studerade rosenfinkpopulationer (Bezzel 1993, Cramp & Simmons 1994) om man bortser från variationsbredden för vinglängden hos honorna i vårt material (78–89 mm). Vi har noterat en mycket långvingad "hona" på 89 mm vilket får betraktas som ett extremvärde, möjligen en felmätning eller felaktig könsbestämning. Om denna individ utgår blir variationsbredden 78–86 mm.

Fortsatta undersökningar kommer att inriktas på fångst av rosenfinkar tidigt respektive sent på säsongen för att närmare studera kloakens utvecklings- och tillbakabildningsförlopp hos de olika grupperna av rosenfinkar. Framför allt är det intressant att genom återfångst kunna följa samma individer under hela häckningssäsongen.

### Tack

Vi vill rikta ett varmt tack till Reino Andersson, Björn Arvidsson, Mats Lundberg och Urban Olsson för entusiastisk granskning av manuskriptet samt ett stort tack till Elis Wides fond (SOF) för bidrag till studien. Vi vill också rikta ett särskilt tack till Dan Lundberg, Hugo Andersson m.fl för stor hjälp i fältarbetet. Slutligen vill vi tacka Naturhistoriska riksmuseet, som möjliggjort ringmärkningsstudier-



na samt I 16 i Halmstad för tillträde till Ringenäs skjutområde.

## Referenser

- Bezzel, E. 1993. *Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. Wiesbaden, Aula-Verlag.
- Birkhead, T. R. & Hor, H. 1993. Reproductive organs and mating strategies of the Bearded Tit, *Panurus biarmicus*. *Ibis* 136:356–360.
- Cramp, S. & Simmons, K. 1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol VIII. Oxford University Press.
- Drost, Von R. 1938. Geschlechtsbestimmung lebender Vögel nach der Form der Kloakengegend. *Vogelzug* 9:102–105.
- Fatio, V. 1864. Note sur une particularité, de l'appareil reproducteur le chez. l'Accentor alpinus. *Rev. Mag. de Zool. pure applique* 16 (2nd Series): 65–67.
- Gadow, H. & Selenka, E. 1891. Vögel. In Dr H. G. Bronn's *Klassen und Ordnungen des Thier-Reichs*. Anatomischer Teil, Vol. 6. Winter. Leipzig.
- Mackowicz, R. 1989. Breeding biology of the River Warbler *Locustella fluviatilis* in north-eastern Poland. *Acta Zool. Cracov.* 32 (8):331–437.
- Mason, E. A. 1938. Determining sex in breeding birds. *Bird Banding* 9:46–48.
- Nakamura, M. 1990. Cloacal protuberance and copulatory behaviour of the Alpine Accentor, *Prunella collaris*. *Auk* 107:284–295.
- Stjernberg, T. 1979. Breeding biology and population dynamics of the Scarlet Rosefinch, *Carpodacus erythrinus*. *Acta Zoologica Fennica* 157:1–88. Helsingfors.
- Ström, K. 1986. Rosenfinkens förekomst och expansion på Västkusten. *Fåglar på Västkusten* 20: 137–152.
- Ström, K. 1991. Rosenfink *Carpodacus erythrinus* med utfärgad röd dräkt redan första våren. *Ornis Svecica* 1:119–120
- Ström, K. & Niklasson, A. 1996. Rosenfinkens populationsutveckling och biotopval på Västkusten. *Fåglar på Västkusten* 30:71–79.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines* (4:e upplagan). Stockholm
- Wolfson, A. 1952. The cloacal protuberance – a means for determining breeding condition in the live male passerines. *Bird Banding* 23:159–165.
- Wolfson, A. 1954. Notes on the cloacal protuberance, seminal vesicles, and a possible copulatory organ in male passerine birds. *Bull. Chic. Acad. Sci.* 10:1–23.

## Summary

*Biometry and sex determination in the Scarlet Rosefinch Carpodacus erythrinus, using size and form of the cloacal protuberance*

An increasing population of the Scarlet Rosefinch in a west coast area of Sweden has been studied during

the breeding period, from about the 20 May to 20 August every year during 1988–1995.

In order to separate subadult “green“ males (2nd calendar year birds) from females (2nd year or older), we determined weight, wing length, and diameter, height and form of the cloacal protuberance. The birds (n=369) were captured with mistnets, most often attracted with tape recorder. All birds were ringed with aluminium rings and individual colour combinations. 58 individuals were recaptured one or more times. It therefore has been possible to determine sex also in individual subadult green males (2nd calendar year), due to song and other behaviours considered to separate the sexes.

The total number of observations was 444 of which 75 were recoveries, some birds being recaptured during several years and at different times during the breeding season.

Weight did not differ between the groups but females had a wider variation in weight due to increasing weight in the egg-laying period (Table 1).

Difference in wing length has been considered to be the adequate variable to separate subadult males from females in the hand (Stjernberg 1979). We found a significant difference in mean wing length between all three groups, subadult males, females, and adult males (Table 1). However, there is an obvious overlap between the sexes (Fig. 4).

Cloacal diameter and height separate subadult males (2nd calendar year) from both females and adult males (3rd calendar year or older) (Table 1) and are closely correlated. Cloacal height shows least overlap between the sexes. Some subadult males have a small, not fully developed cloacal protuberance, at the time of arrival in the end of May, and some adult males show a reduced cloacal size in the end of the breeding season from about 15 July, probably indicating hormonal influence at the end of the breeding period. Subadult males as well as adult males were found to have a cloacal protuberance of a somewhat “bulbous“ type as described earlier for some other species, especially finches and sparrows (Drost 1938, Wolfson 1954, Nakamura 1990, Svensson 1992). Juvenile birds could not be sexed using the above criteria. The birds of indeterminate sex were intermediate with respect to size.

To summarise: During the breeding season the cloacal height was found to be a better criterion than wing length for separating subadult “green“ males from females in the Scarlet Rosefinch.

# Skriv i *Ornis Svecica*!

Sverige Ornitologiska Förening har numera tre publikationsserier:

*Vår Fågelvärld* (8 nummer per år)  
*Ornis Svecica* (fyra nummer per år)  
Årsboken *Fågelåret* (en bok om året)

***Ornis Svecica* är tidskriften där du publicerar resultaten från ornitologiska undersökningar av alla slag. Det är angeläget att fler amatörforskare kommer in som författare.**

Varför skriver du inte om de resultat du kommit fram till? Vi vet att det bedrivs en mängd olika studier av enskilda privatpersoner, av grupper och föreningar och vid fågelstationer. Men endast en ringa del av allt detta intressanta material, ofta insamlat med stor möda, entusiasm och tidsinsats, blir bearbetat och publicerat!

Ett viktigt syfte med *Ornis Svecica*, som en svensk, nationell vetenskaplig tidskrift, är just att ge utrymme för amatörornitologernas studier. Vi har inga begränsningar när det gäller ämnesområde. Vi beaktar faunistiska sammanställningar, inventeringar, sträckstudier och återfyndsanalyser, mätningar, vägningar, köns- och åldersbestämningar, häckningsbiologi, beteendestudier, art- och rasbestämningsartiklar, systematiska och taxonomiska analyser, fågelskydd och biotopbevarande, födoval, studier av föroreningars inverkan, energiomsättning, fåglarnas flykt och rörelser, ekologisk fysiologi, studier av ägg och ungar, etc., etc.

Vi har också en redaktion och en forskningskommitté som kan hjälpa till med goda råd i bearbetandet och skrivandet. Det du skriver behöver absolut inte vara stort, djupsinnigt och alltomfattande. En intressant "kort rapport" är minst lika välkommen som en lång uppsats.

*Alltså en uppmaning och utmaning till alla amatörforskare:*

**Skriv ihop dina resultat och sänd rapporten till  
*Ornis Svecica*!**



## Förekomst av tretåig hackspett *Picoides tridactylus* på bestånds- och landskapsnivå

MARTIN AMCOFF & PÄR ERIKSSON

---

### Abstract

The Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* has declined with at least fifty percent in most of Sweden since the 1970s. This study was made in a area of 150 km<sup>2</sup> in the eastern part of the province of Uppland in order to explain the habitat requirements of the species at the levels of both forest stand and landscape. The amount of dead wood was strongly correlated with the occurrence of the woodpecker. The stage of decay of the tree seemed to be more important than the tree species, both for feeding and nest site selection. All breeding sites were surrounded by continuous forests of 100–400 ha characterized by low management intensity (trees older than normal final felling age, little thinning, and several features typical for a "natural" for-

est). In control areas of similar size but with normal management regimes, we found the Three-toed Woodpecker rare or absent. We also found that a high proportion of swamp forest partly could compensate shortage of dead wood in other forests. The species is able to respond rapidly when suitable habitats with many dead or dying trees appear after a disturbance such as storm felling, insect attack, fire or flooding.

*Martin Amcoff, Bernadottevägen 53 S-756 48 Uppsala, Sweden*

*Pär Eriksson, Funbo, Emilsgården, S-755 97 Uppsala, Sweden*

---

Received 14 June 1995, Accepted 3 December 1995, Editor: S. Svensson

### Inledning

För att öka kunskaperna om den tretåiga hackspettens *Picoides tridactylus* status, populationsutveckling och biotopkrav påbörjade Naturskyddsföreningen ett projekt 1992 (projektledare Pär Eriksson). Denna uppsats är en delredovisning av detta projekt. Studier har utförts främst i östra Uppland och i Västerbottens kustland. För att komplettera bilden har också information insamlats från andra regioner i landet. Avslutningsvis ges i uppsatsen några rekommendationer för att förbättra situationen för den tretåiga hackspetten.

Tretåiga hackspetten häckar i Sverige från norra Götaland och norrut. Arten har minskat kraftigt under senare delen av 1900-talet och förekommer nu oregelbundet och sällsynt i södra delen av utbredningsområdet. Arten klassas som hänsynskrävande (hotkategori 4) men bedöms i ett regionalt perspektiv vara sårbar (hotkategori 2) i södra Sverige (Ahlén & Tjernberg 1992).

De studier som utförts i projektets regi i södra Västerbottens kustland omfattar ca 450 km<sup>2</sup>. En minskning på uppskattningsvis 50% de senaste 10

åren inom detta område bedöms som rimlig (Eriksson 1994). I stora delar av Upplands skogsområden förekommer tretåiga hackspetten sparsamt till sällsynt. I Norrtälje kommun bedöms beståndet av tretåig hackspett ha minskat till en tredjedel de senaste 25 åren (Douhan i brev 1992). I ett större skogsområde söder om Tämnaren i Uppland bedöms arten ha minskat till en fjärdedel sedan 1940-talet (Allan Lundin muntl.). Uppgifter från andra delar av landet talar om en liknande utveckling. Inom några undersökta områden i Norrbotten uppskattas arten ha minskat med ca 50% sedan mitten av 1970-talet (Larsson 1994). I Dalarna talas om en minskning på 80% de senaste 30–40 åren (Oldhammer 1991) och vid nedre Dalälven uppskattas minskningen till 50% sedan mitten av 1970-talet (Holmstedt 1995 i brev).

I många fall där häckande par försvunnit anges att avverkning av äldre och ogallrad grandominerad skog skett inom reviret. Även lövrika skogar med döda och döende träd uppges som en viktig och försvinnande miljö.

Mot bakgrund av tretåiga hackspettens tillbaka-

gång, samt det faktum att mycket få studier av arten gjorts, är det angeläget att försöka följa artens utveckling och förhindra en fortsatt minskning.

## Metodik

### *Kartläggning av landskap och skogsbestånd*

I denna uppsats redovisas i huvudsak resultat från studierna gjorda i östra Uppland 1993–1994. Inom ett 150 km<sup>2</sup> stort område har landskapet karterats och indelats med avseende på skogens ålder, dominerande trädslag och inslag av sumpskog. En noggrann undersökning av skogens sammansättning och struktur i anslutning till boplatser har sedan utförts för att möjliggöra en analys av artens biotopkrav.

Under 1993–1994 studerades tretåiga hackspettens förekomst och biotopval i Vällenområdet i östra Uppland (Fig. 1). Ett 150 km<sup>2</sup> stort skogsområde huvudsakligen öster om sjön Vällen flygbildtolkades och delades in i följande kategorier: skog över 50 år, sumpskog, ungskog, lövskog, hygge, åker och

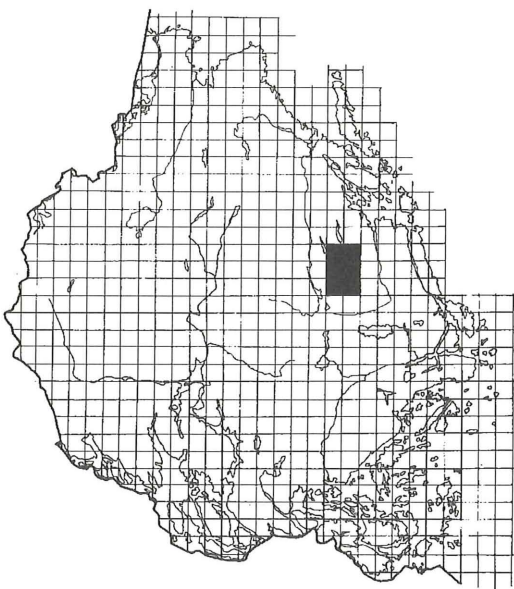


Fig. 1. Karta över Uppland där de sex rutor som utgör undersökningsområdet har markerats med svart. Rutsystemet är enligt rikets nät och varje ruta motsvarar ett ekonomiskt kartblad (25 km<sup>2</sup>).

*The county of Uppland and the study area (marked black). Each grid square (plot) is 25 km<sup>2</sup>.*

vatten. För ändamålet användes IRF-bilder i skala 1:10.000 flygfotograferade 1992.

Utifrån flygbildstolkningen och tidigare kunskaper om området avgränsades de skogsområden där vi bedömde att tretåig hackspett kunde finnas. Detta innebar att alla tänkbara områden med skog över 50 år och sumpskog besöktes under trumningsperioden på våren. För att lättare lokalisera reviren användes ofta bandspelare. För att hitta boplatser och kunna konstatera häckningar genomströvades under maj och framförallt juni de områden där revir konstaterats under våren.

Vid de påträffade boplatserna gjordes mätningar av skogens sammansättning och struktur inom en cirkelyta med radien 399 meter utgående från boplatsen. Detta motsvarar en areal på 50 ha kring boplatsen och bör ge en uppfattning om skogens sammansättning och struktur i reviren. Mätningar gjordes inom varje enskilt skogsbestånd inom cirkelytorna. Mätytorna utgjordes av en cirkelyta med 8 meters radie. Mätpunkterna valdes med utgångspunkt att ge en så sann bild av beståndet som möjligt på ett begränsat antal mätpunkter. Detta medförde att större bestånd och heterogena miljöer mättes på ett större antal punkter än små och homogena bestånd. Antal uppmätta ytor i varje enskilt bestånd var i allmänhet 3–5 men i små homogena bestånd var antalet färre. På de fyra boplatser som påträffades gjordes totalt 60 mätningar, som mest 20 och som minst 8 mätningar på en lokal. I några bestånd, vissa hyggen och unga trädplanteringar, utfördes inga mätningar, då ingen död ved fanns i bestånden och/eller trädskikt saknades eller endast bestod av ett trädslag. De parametrar som undersöktes var volymen frisk och död ved, trädslagsfördelning, ålder, stamantal, diameter, höjd, markfuktighet, vegetationstyp och skogens slutenhet.

### *Inventeringsmetodik*

Samtliga områden där tretåig hackspett bedömdes kunna finnas besöktes minst en gång och i många fall flera gånger från tidigt på morgonen fram till förmiddagen under trumningsperioden på våren 1993. Den totala inventeringstiden uppgick till 246 timmar och varierade mellan 28 och 53 timmar per 5x5 km ruta. Eftersom trumningsperiodens längd på morgonen vanligen är ganska kort användes bandspelare för att kunna fortsätta inventeringen framåt förmiddagen. Oparade fåglar svarade ofta energiskt på banduppspelning medan etablerade par i många fall endast svarade någon enstaka gång. Förekomst av hackmärken på framförallt granar men även tallar



Tabell 1. Arealen skog över 50 år och sumpskog uttryckt i hektar i varje undersökningsruta (5x5 km). Procentsiffrorna är baserade på landarealen. Längst ner i tabellen redovisas antalet tretåiga hackspettar i varje undersökningsruta.

*Area in hectares of stands older than 50 years and swamp forests in each investigated plot (5x5 km). Figures in per cent are based on the total land area. At the bottom of the table, the total number of Three-toed Woodpeckers in each plot is shown.*

		Bennebol	Pettbol	Kolarmora	Oxdal	Öster- byggeby	Myra	Medeltal Average	Summa Total
Skog	ha	1066	847	564	1054	697	1065	882	5293
Forest	%	46	40	25	42	30	45	38	38
Sumpskog	ha	130	163	359	287	159	136	206	1235
Swamp forest	%	6	8	16	11	7	6	9	9
Totalt	ha	1196	1011	922	1341	856	1201	1088	6528
Total	%	51	48	41	54	37	50	47	47
Antal individer		4	3	4–5	3	1	0	2.3	15–16
<i>No. of individuals</i>									

i några fall liksom de enskilda beståndens lämplighet för arten användes också för att effektivare söka besatta revir.

Under 1994 var avsikten att studera något eller några pars födosöksstrategi under häckningstid. I april kontrollerades två av de lokaler där häckning konstaterades 1993 samt en lokal med en ensam fågel. I juni genomfördes boletning vid de fyra lokaler där tretåig hackspett häckade året innan. Större skogsområden, ca 50–150 ha skog per lokal, genomströvades kring de fyra lokaler där häckning konstaterades 1993. Dessa områden inventerades med sådan noggrannhet att mattiggande ungar skulle kunna höras. Vid flera av lokalerna gjordes besök både i början och slutet av juni med tyngdpunkten i mitten av månaden.

I samband med ovan beskrivna studier påträffades ibland födosökande fåglar. Från dessa tillfällen insamlades uppgifter om vilka trädslag som utnyttjades, trädens kondition, var på trädet födosöket skedde etc.

#### *Översiktlig beskrivning av undersökningsområdet*

Det inventerade området som är beläget vid sjön Vällan, ca 45 km nordost om Uppsala, har en total areal på 150 km<sup>2</sup>. Området är rektangulärt med sidorna 10x15 km och omfattar 6 stycken 25 km<sup>2</sup> stora rutor enligt rikets nät. Dessa är Bennebol 128 08, Pettbol 128 18, Kolarmora 128 28, Myra 128 09, Österbyggeby 128 19 och Oxdal 128 29.

Landarealen uppgår till 139 km<sup>2</sup> och domineras starkt av skogsmark (ca 90%) även om små och ofta igenplanterade åkrar, ett mindre antal gårdar samt

öppna våtmarker förekommer. Öppna vattenytor utgör 7,4% av inventeringsområdets areal. Landskapsbilden i stort karaktäriseras av barrdominerad skog på moränmark. Framförallt kring Vällens stränder förekommer betydande arealer lövskog eller skog med stort lövinslag. Skog över 50 år och sumpskog utgör 47,0% av landarealen (Tabell 1) i hela inventeringsområdet, varav skog över 50 år utgör 38,1% och sumpskog 8,9%. Ren lövskog täcker knappt en procent och är huvudsakligen samlad kring Vällens stränder. Omgivande landskap kring undersökningsområdet kan sägas ha likartad karaktär.

Större delen av arealen utgörs av rationellt brukad skog med jämn åldersfördelning i bestånden, låg andel död ved och få eller inga träd lämnade vid slutavverkning. Under de senaste åren har en påtaglig förändring skett och numera lämnas ofta ett betydande antal träd, huvudsakligen lövträd efter en slutavverkning. Flera större skogsområden med naturskogskaraktär förekommer också i området, framförallt i närheten av sjön Vällan. Av dessa naturskogsartade miljöer är ca 300 ha avsatta för fri utveckling inom tre naturreservat.

## **Resultat**

### *Förekomst av tretåig hackspett i Vällanområdet 1993*

I inventeringsområdet påträffades sex par och minst tre ensamma individer. Fyra häckningar konstaterades och samtliga av dessa par fick ut flygga ungar. Ingen noggrann kontroll av häckningsresultatet gjordes men minimiantalet flygga ungar var 1,8 per

häckande par. De två par för vilka häckning ej kunde konstateras observerades i april–maj men kunde ej återfinnas vid boletning under matningsperioden i juni. Om dessa par skred till häckning eller om häckningen misslyckades vet vi inte. Nämnas kan att en mård observerades alldeles intill ett av paren i slutet av april.

Av de sex påträffade paren förekom hela fem par på ett avstånd mindre än 1,5 km från Vällan. Ett häckande par fanns ca 4,5 km från sjön. De tre ensamma fåglar som hävdade revir var betydligt mer jämnt utspridda i undersökningsområdet och avståndet till Vällan var för dessa fåglar i genomsnitt 3,6 km. Koncentrationen av par till Vällans närområde sammanfaller mycket tydligt med förekomsten av stora arealer äldre och ogallrade skogsområden.

Tätheten för par räknat på arealen skogsmark i undersökningsområdet var 0,05 par/km<sup>2</sup>. Räknan man in även ensamma revirhävdande fåglar blir tätheten 0,07 revir/km<sup>2</sup> skogsmark. Dessa tätheter är förmodligen bland de högsta i Uppland. Från Flororna i norra Uppland anges cirka 1 par per ekonomiskt kartblad om 25 km<sup>2</sup> (Jörgen Sjöström muntl.). Detta ger en täthet som motsvarar den i inventeringsområdet vid Vällan.

#### *Förekomst av tretåig hackspett i relation till skogstillståndet inom inventeringsområdet*

Antalet observerade tretåiga hackspettar i relation till andelen skog över 50 år och sumpskog för varje undersökningsruta (ekonomiskt kartblad 5x5km) framgår av Tabell 1. I fyra av de sex rutorna konstaterades häckning och totalt fanns minst 3–4 fåglar i varje sådan ruta. I de resterande två rutorna (Österbyggeby och Myra) fanns endast en ensam fågel som hävdade revir. Att dra några slutsatser om artens förekomst i relation till enbart andelen skog över 50 år och sumpskog är inte möjligt utan närmare studier på beståndsnivå.

#### *Biotopbeskrivningar av lokaler med tretåig hackspett*

Biotoperna i de revir där häckning konstaterades var förvånansvärt olikartade även om flera gemensamma nämnare fanns. Nedan ges först en allmän beskrivning av skogen kring de fyra häckplatserna och uppmätta värden av död ved i en cirkelyta på 50 ha kring boträdet. Därefter följer en översiktlig beskrivning av de områden där övriga par eller ensamma fåglar hävdade revir.

1. *Lokal med konstaterad häckning (Pettbol 128 18)*  
Paret vid Pettbol häckade på en sedan länge välkänd tretålokal i typisk miljö, nämligen naturskogsartad gammelgranskog med inslag av sumpskogspartier. Både i gran- och sumpskogen förekommer partier med stort lövinslag. Skogen utgörs av ett 150–300 meter brett och ca 800 meter långsmalt skifte som på båda sidor är omgivet av hyggen med ungskog. Tillgången på högstubbar, lågor, döda och döende träd är god. Mängden död ved i cirkelytan, vilken också i mycket stor utsträckning utnyttjades vid födosök, var 25,5 m<sup>3</sup>sk/ha eller 9,9% av virkesförrådet. Bo i grov och död granhögstubbe. Några 100 meter norr om skiftet finns större arealer äldre skog vilken bitvis är naturskogsartad. Det är troligt att denna skog utnyttjas som komplement kanske framförallt under vinterhalvåret.

2. *Lokal med konstaterad häckning (Oxdal 128 29)*  
Häckplatsen vid Oxdal utgörs av ett större skogsområde som domineras av 70-årig jämn granskog på fuktig mark vilken tidigare åtminstone delvis utgjorts av ängsmark. Ett flertal diken löper genom skogen och vissa partier är på gränsen att klassificeras som sumpskog. Trots den relativt låga åldern är andelen döda och döende granar bitvis relativt hög. Mängden död ved var 6,3 m<sup>3</sup>sk/ha eller 2,0 % av totala volymen. Detta är en relativt låg procentsiffra men den stora arealen äldre skog medför att mängden död ved totalt sett blir hög i cirkelytan (Tabell 2). Den exakta boplatsen hittades ej men en nyligen flygg ungfågel som matades av en hane sågs 24 juni. Skogen gränsar till sumpskog med betydligt högre andel död ved och till några yngre hyggen.

#### 3. *Lokal med konstaterad häckning (Kolarmora 128 28)*

Vid Kolarmora skedde häckningen i en 90-årig ca 10 ha stor lövrik, ogallrad och dikningspåverkad sumpskog dominerad av gran, klibbal och björk. Skogen som till stor del växer på socklar är rik på högstubbar av klibbal och björk samt på döda granar. Mängden död ved i häckskogen var 23,0 m<sup>3</sup>sk/ha eller 7,7% av virkesförrådet. Omkring detta bestånd utbreder sig hyggen mestadels bevuxna med frodig gräs-, ört- och lövvegetation samt mer trivial barrskog. I hela cirkelytan på 50 ha kring boplatsen var andelen död ved 4,4%. Boet var beläget i en torrgran i kanten mot ett brett dike.

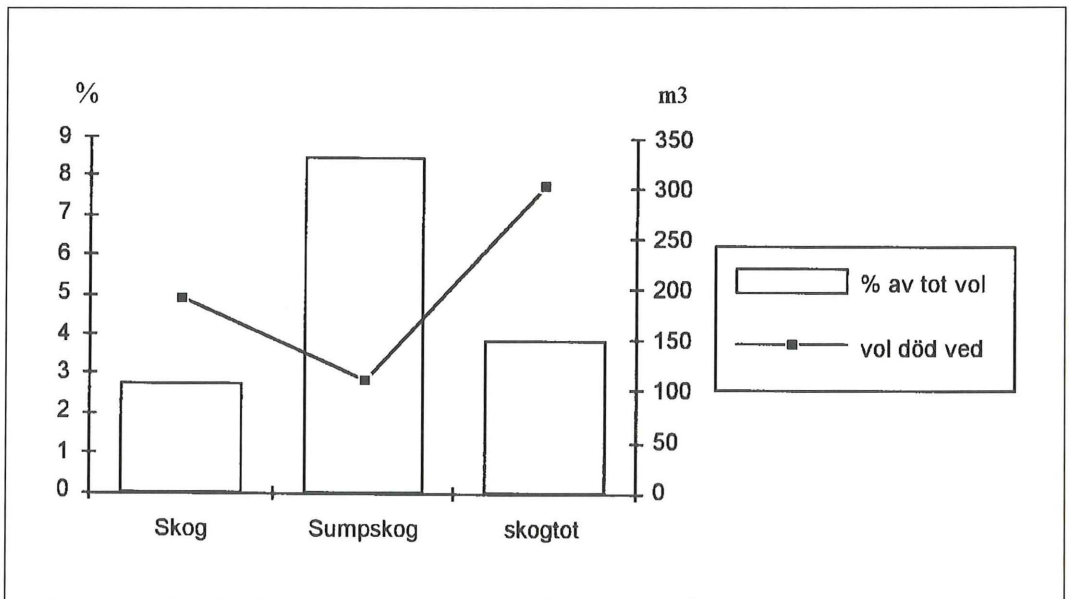


Fig. 2. Volymen död ved i cirkelytor (50 ha) kring de fyra häckplatserna fördelade på skog över 50 år och sumpskog samt totalt i skog och sumpskog. Staplarna visar den procentuella andelen död ved av totala virkesförrådet och linjen visar volymen död ved inom cirkelytorerna. Observera att död ved i skog under 50 år och på hyggen ej ingår.

*Volume of dead wood within circle areas (50 ha) around the four breeding sites shown separately for forest older than 50 years (Skog), swamp forest (Sumpskog), and both together (skogtot).*

#### 4. Lokal med konstaterad häckning (Bennebol 128 08)

Paret vid Bennebol häckade förvånansvärt nog i en välgallrad tallskog trots att stora arealer äldre naturskogsartad granskog fanns i närheten. Häcklokalen omgavs till tre fjärdedelar av nyupptagna hyggen där ett flertal träd och några mindre dungar lämnats. Två mindre sumpskogar hade blivit ytterligare försumpade efter avverkning med följderna att ett större antal granar var döende eller hade dött. I en av sumpskogarna (0,6 ha) var andelen död ved hela 25,1% av virkesförrådet. Boet låg i en levande men rötad gran alldeles intill en väg. Förutom i sumpskogarna sågs paret ofta födosöka på hyggets granstubbar. I anslutning till reviret finns en sammanhängande medelålders och äldre skog på ca 400 ha. Denna skog i vilken Pansarudens naturreservat ingår är till stor del naturskogsartad och märken efter tretåig hackspett kan ses på ett flertal döda granar.

#### 5. Lokal med par (Kolarmora 128 28)

Lokalen utgörs av en 70- till 90-årig ca 150 ha stor barrdominerad skog på frisk mark med inslag av ett större antal mindre sumpskogar och sumpdråg. Yng-

re skog förekommer i liten omfattning. I kanten mellan skog på frisk mark och sumpskog samt i sumpskogen förekommer bitvis rikligt med döda träd. Förhållandevis stora arealer äldre ogallrad grandominerad skog förekommer.

#### 6. Lokal med par (Bennebol 128 08)

Stora arealer naturskogsartad grandominerad skog med rikligt innehåll av död ved och försvagade träd. Större sumpskogar och områden med grov gammalgran. Det sammanhängande området med medelålders och äldre skog uppgår till ca 400 ha.

#### 7. Lokal med ensam hane (Oxdal 128 29)

Ganska gammal granskog som inte gallrats på länge. I anslutning till denna skog fanns ett relativt nyupptaget hygge.

#### 8. Lokal med ensam hane (Österbyggeby 128 19)

Fågeln uppehöll sig i ett område med större äldre barrdominerade skogspartier. I framförallt ett av skogspartierna finns naturskogsartade områden. Flera mindre sumpskogar.



Tabell 2. Volym död ved i skog över 50 år och sumpskog inom cirkelytor (50 ha) vid 1993 års häckplatser. Inom parentes anges max- och minvärden för död ved inom cirkelytorna. Högre såväl som lägre andel död ved kan förekomma i de enskilda bestånden inom cirkelytorna. Längst till höger anges den procentuella andelen död ved av totala virkesförrådet.

*Volume of dead wood in stands older than 50 years and swamp forests within circle areas (50 ha) around the breeding sites in 1993. Maximum and minimum values for dead wood within circle areas are shown within parentheses. In the right column the volume of dead wood of the total volume of trees is given.*

	död ved/ha <i>dead wood/ha</i> m <sup>3</sup>	ved totalt <i>wood in total</i> m <sup>3</sup>	% död ved <i>% dead wood</i>
Skog <i>Forest</i>	8,2 (1,8–18,9)	192 (35–352)	2,8 (1,0–5,6)
Sumpskog <i>Swamp forest</i>	20,8 (12,2–26,7)	110 (49–264)	8,5 (5,8–12,0)
Totalt <i>Total</i>	10,4 (6,3–17,8)	302 (180–479)	3,9 (1,9–6,1)

### 9. Lokal med ensam hona (Pettbol 128 18)

Större områden med äldre ogallrad barrblandskog samt stora arealer sumpskog. Delvis god förekomst av död ved. Några år gammalt hygge med en del lämnade träd.

#### *Andelen död ved kring boplatserna*

De mätningar av skogens struktur som gjordes på de 50 ha stora cirkelytorna kring häckplatserna visade att samtliga häckplatser var belägna i områden med, i förhållande till landskapet omkring, hög andel död ved (Fig. 2). I medeltal var skogens innehåll av död ved 3,9% av totala volymen (Tabell 2). För de ingående sumpskogarna var andelen död ved 8,5%. Enskilda sumpskogsbestånd kunde som mest ha en andel död ved på 25%. Totalt sett var andelen död ved i medeltal 302 m<sup>3</sup> med en variation mellan 180 och 479 m<sup>3</sup> inom de 50 ha stora cirkelytorna kring boplatserna (Tabell 2).

Tyvär gjorde vi inte några uppskattningar av andelen död ved utanför cirkelytorna runt boplatserna, men från Uppsala län som helhet har andelen död ved uppskattats till 1,5%, d.v.s. mindre än hälften av den vid boplatserna (Svensson m.fl. 1989).

#### *Födösök*

Uppgifter om födösök har insamlats under häckningstid från undersökningsområdet vid Vällen 1993–94 och från Norrtälje kommun 1992. Materialet som baseras på 11 resp. 9 näringssök på träd eller lågor är begränsat men några förhållanden förtjänar att kommenteras. Det vanligaste sättet att söka föda var på trädstammar och under barken. Vid många tillfällen har fåglar som plockat insekter på barken

och under barkflagor observerats. Vid två tillfällen noterades hack i veden och savsugningning förekom eventuellt på en tall *Pinus sylvestris*. Vid näringssök utnyttjades gran *Picea abies* (60%), tall (20%) samt björk *Betula sp.*, asp *Populus tremula* och ek *Quercus robur* (vardera 6%). Större delen av de träd som utnyttjades (60%) var döda eller döende.

Ett flertal observationer har dessutom gjorts av fåglar som näringssökt på stubbar efter avverkning. Det par som häckade i Bennebol födosökte regelbundet på granstubbar på ett några år gammalt hygge. Häckplatsen var belägen i en trivial gallrad talldominerad skog mellan två nyupptagna hyggen där förhållandevis rikligt med framförallt asp samt några mindre sumpskogar lämnats. Delar av hyggen gränsade till stora sammanhängande äldre grandominerade skogar varför det var förvånande att finna häckplatsen i den "sämsta" skogen. Man kan anta att hygget utgjorde den viktigaste näringskällan under häckningstiden och att valet av boplatser i hög grad styrdes av födotillgången.

Även den ensamma honan vid Pettbol sågs födosöka på stubbar och hyggesrester på ett par år gammalt hygge.

Studier av födösök har också gjorts i Västerbottens kustland. Även här dominerar gran (77%) följd av gråal (15%) och björk (8%). Minst 85% av träden har varit döda eller döende (Eriksson 1993). Resultaten från Västerbotten tyder på att förutom gran också gråal utgör en viktig näringskälla kanske framförallt under vintern.

#### *Förekomst av andra hackspettar*

Av Tabell 3 framgår fördelningen av de hackspettarter som häckade i undersökningsområdet. Avsikten

Tabell 3. Tätheten för de hackspettarter som förekom i undersökningsområdet 1993. Med skog avses här skog över 50 år inklusive lövskog samt sumpskog. Siffrorna uttrycker antal revir per ytenhet och innefattar såväl par som ensamma revirhävdande fåglar. För större hackspett, spillkråka och gröngöling är siffrorna baserade på ett 75 km<sup>2</sup> stort område (rutorna Bennebol, Pettbol och Myra). För övriga arter är tätheterna räknade på arealen i hela undersökningsområdet.

*Densities of woodpeckers in the study area in 1993. With forest means stands older than 50 years. Figures include pairs and single individuals.*

Art <i>Species</i>	Revir/km <sup>2</sup> Territories/km <sup>2</sup>		
	skogsmark <i>forest</i>	total landareal <i>total land area</i>	skog > 50 år <i>forests &gt; 50 year</i>
Tretåig hackspett <i>Picoides tridactylus</i>	0,07	0,06	0,14
Större hackspett <i>Dendrocopus major</i>	2,83	2,55	4,98
Mindre hackspett <i>D. minor</i>	0,11	0,10	0,22
Spillkråka <i>Dryocopus martius</i>	0,34	0,31	0,60
Gröngöling <i>Picus viridis</i>	0,50	0,45	0,89

med undersökningen i Vällenområdet var att studera förekomsten av tretåig hackspett vilket medförde att övriga hackspettarter inte blev lika noggrant studerade varför täthetsuppskattningarna för dessa är mer osäkra. Antalet revir/km<sup>2</sup> skogsmark var för större hackspett 2,83, gröngöling 0,50, spillkråka 0,34 och mindre hackspett 0,11. Koncentrationer av hackspettar fanns kring och på vissa nyupptagna hyggen där framförallt lövträd som asp och ek lämnats. Var skogen kring sådana hyggen dessutom varierad och innehöll en större andel blandskog och ogallrad skog påträffades ofta dessa arter häckande i träd som lämnats på hygget eller i nära anslutning till hygget. Som jämförelse kan nämnas att en inventering 1986 i Olas skifte, barrdominerad skog med bitvis betydande lövinslag, gav 13 bon av större hackspett på en areal av 1,3 km<sup>2</sup> (Bill Douhan i brev).

#### Boletning 1994

Trots två veckors fältarbete under matningsperioden i juni kunde inga bon eller häckningar konstateras 1994. Vid kontroll i april av två av de lokaler där häckning konstaterades 1993 påträffades vid Brobol ett par och vid Olas skifte 1–2 ex, troligen ett par. Vid Olas skifte sågs en födosökande hona vid flera tillfällen i slutet av juni. Fågeln sågs även sitta högt upp i granar och vila och någon matning av ungar förekom inte. Vid Oxdal svarade en fågel kortvarigt

vid uppspelning med bandspelare i början av juni. Ingen ytterligare kontakt erhöles med denna fågel. Vid 1993 års häcklokaler vid Kolarmora och Bennebol gjordes inga observationer i juni trots intensivt boletande.

#### Förekomst i Uppland

Resultatet från Svensk fågelatlas 1974–1980-talet visar att tretåig hackspett förekommer i större delen av Uppland även om den saknas eller förekommer mycket gles i jordbruksområden. Förekomsten är splittrad och arten saknas också inom större skogsområden. En uppskattning av antalet par i Uppland på 1970- och början av 1980-talet utifrån inventering Svensk fågelatlas gav 90–100 par (Amcoff m. fl. 1985). Detta var förmodligen en underskattning av det verkliga antalet med tanke på att arten är svårinventerad och lätt förbises. Utifrån inventeringsresultaten vid Vällen kan en uppskattning av populationen i Uppland i dagsläge göras. För att erhålla ett underlag som är representativt för Upplands skogsmark i stort utgår vi från de tre östra inventeringsrutorna (75 km<sup>2</sup>). Inom dessa rutor bedrivs ett rationellt skogsbruk på större delen av arealen och de naturskogsartade bestånden är få. I detta område var tätheten 0,015 par/km<sup>2</sup> skogsmark vilket omräknat till Uppsala län, Heby och Norrtälje kommun ger totalt 93 par. Inom stockholmsdelen av



Uppland bedöms ytterligare cirka fem par finnas. Populationen i Uppland skulle därmed kunna skattas till cirka 100 par.

## Diskussion

### *Inventeringsresultat*

Vår uppfattning är att vi fick kontakt med så gott som samtliga fåglar i inventeringsområdet. Det är dock inte helt utslutet att någon eller något fåtal fåglar kan ha undgått oss. Ett problem vid utvärderingen av resultaten var i flera fall att skilja ut olika individer och par där dessa förekom i angränsande revir. Vår uppfattning är att tretåig hackspett är en svårinventerad art bland annat beroende på att framförallt etablerade par i vissa fall är mycket tysta och tillbakadragna. Fåglarna rör sig över stora skogsområden och är såvida de inte trummar eller lockar mycket svåra att hitta.

### *Krav på landskapsnivå*

Om man jämför de båda angränsande rutorna Myra och Bennebol (Tabell 1) finner man att andelen skog och sumpskog är närmast identisk, rutorna har den högsta andelen skog över 50 år (45,6 resp 44,8%) och den lägsta andelen sumpskog (5,6 resp 5,7%). Men rutan Bennebol hyste *minst 4 tretåiga hackspettar* medan ingen fanns i Myra (Tabell 1).

Skiljningen i förekomst av tretåig hackspett mellan Bennebol och Myra beror uppenbarligen inte på brist på skog utan snarare på brist på lämplig skog. Inom Myrarutan är skogarna i allmänhet relativt jämnåriga och oftast gallrade med följderna att andelen död ved och träd med nedsatt kondition är låg. Områden med äldre ogallrad skog förekommer men arealen är mycket liten.

I rutan Bennebol är förhållandena de motsatta. Här finns ovanligt stora arealer (hundratals hektar) äldre ogallrad grandminerad skog, vilken på betydande arealer kan karaktäriseras som naturskog. Andelen död ved och träd i dålig kondition är i dessa skogar hög. Det var därför något överraskande att boplatserna vi fann var belägen i gallrad trivialskog där reviret till stor del utgjordes av nyupptagna hyggen. Att häckning skedde just i detta område kan förmodligen förklaras av den rika tillgången på föda i form av vedinsekter som uppenbarligen fanns i stubbar och hyggesavfall något år efter avverkningen. Detta par sågs också födosöka på stubbar på hygget under hela häckningsperioden. Mängden död ved i cirkelytan kring häckplatsen var den lägsta av

alla häckplatserna (Fig. 3). Skulle man räkna in stubbarnas virkesvolym skulle siffran för död ved stiga med flera 100 m<sup>3</sup>. I anslutning till hygget fanns dessutom en sumpskog där vattennivån höjdes efter avverkningen och ett stort antal barrträd dog. Även denna lokal nyttjades flitigt för furagering. Det bör också poängteras att detta revir ligger i anslutning till ett mer än 400 ha stort sammanhängande område med medelålders och äldre skog vilken till stor del är av naturskogskaraktär.

Ser man på rutan Kolarmora som hyste 4–5 tretåiga hackspettar så är andelen skog över 50 år *den lägsta*, endast 25,3%, medan andelen sumpskog är den högsta, hela 16,1%. Trots den mycket låga andelen skog över 50 år hyste denna ruta flest individer. Orsakerna till detta kan förklaras av flera förhållanden. Mätningar av andelen död ved kring häckplatsen (cirkelyta 50 ha) visade att sumpskogarna i medeltal höll 8,5% död ved av totala virkesförrådet medan motsvarande siffra för skog över 50 år var 2,8% (Fig. 2). Boplatserna vid Kolarmora var belägen i en större sumpskog vilken innehöll 27 m<sup>3</sup>sk död ved/ha eller 7,5% död ved av totala virkesförrådet. Den kringliggande skogen över 50 år i cirkelytan innehöll endast 1,0% död ved. Den förhållandevis höga andelen sumpskog har med all sannolikhet en helt avgörande betydelse för arten inom denna ruta och uppväger den låga andelen äldre skog. Vid häckplatsen, där för övrigt ytterligare ett par sågs, finns *också* ett större (ca 300 ha) sammanhängande område med äldre skog i ett i övrigt hårt hugget landskap.

Den häckplats som uppvisar högsta andelen död ved är inte helt överraskande Olas skifte (Pettbol) som till stor del utgörs av gammal naturskog omfattande ca 140 ha. I detta område har för övrigt tretåig hackspett årligen dokumenterats under en längre tid.

Förekomsten av tretåig hackspett i relation till skogens sammansättning och struktur framträder tydligast om man jämför två cirka 50 km<sup>2</sup> stora delområden i sydöstra respektive västra delen av undersökningsområdet. Det sydöstra delområdet utgörs till helt övervägande del av rationellt brukad skog. En lika stor areal i undersökningsområdets västra del vid Vällenstranden uppvisar stora sammanhängande arealer äldre skog vilken skötts med låg skogsbruksintensitet eller på betydande arealer fått utvecklas fritt under lång tid. I den sydöstra delen påträffades *ingen* tretåig hackspett 1993 medan den västra delen hyste *5 par och ytterligare 1–2 individer*. Markförhållanden, topografi m.m. skiljer sig inte mycket mellan de jämförda lokalerna utan det är skogsbrukets varierande intensitet som skapat



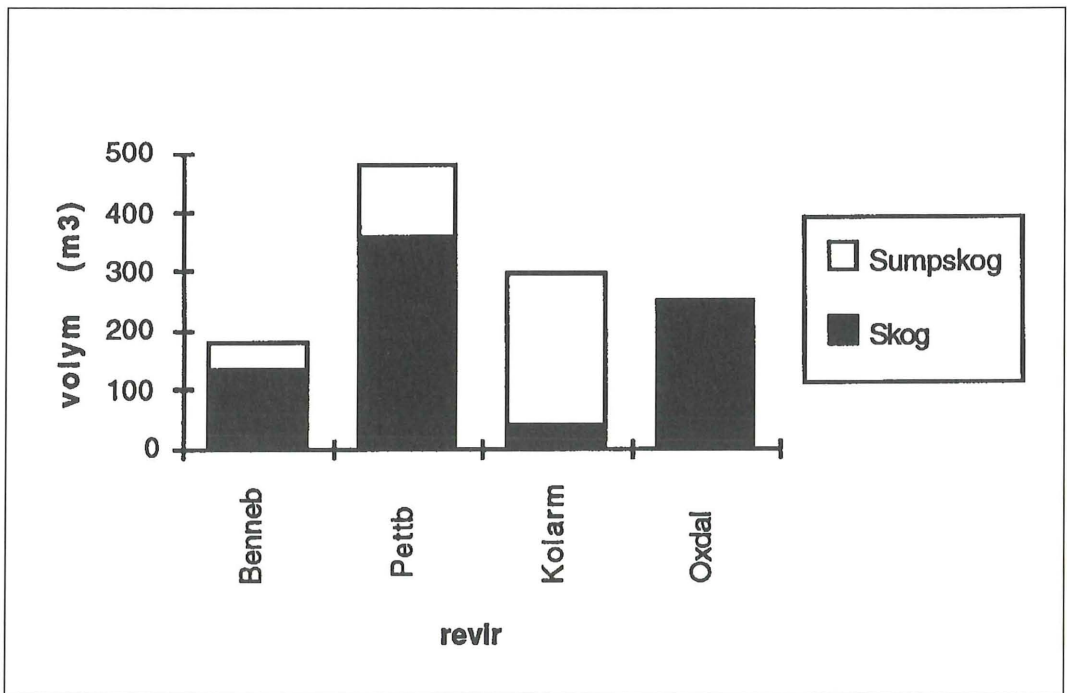


Fig. 3. Volym död ved i skog över 50 år och sumpskog inom varje cirkelyta (50 ha) kring de fyra häckplatserna.

*Volume dead wood in forest older than 50 years and swamp forest within each circle area (50 ha) around the four breeding sites.*

den stora skillnaden i skogens sammansättning och struktur. Den markanta skillnaden i förekomst mellan de båda delområdena indikerar starkt att arten missgynnats av ett rationellt skogsbruk där ogallrade och äldre skogar inte förekommer.

Tretårig hackspett har tidigare häckat i den sydöstra delen. Under 1980-talet fanns arten på minst en lokal men har försvunnit sedan betydande arealer äldre skog avverkats (Peo Westman muntl.). Vid inventeringen 1993 hittades på en annan lokal i den sydöstra delen av undersökningsområdet ringbarkade träd och relativt färsk hackmärken. På denna lokal hade en del av den äldre skogen avverkats under föregående vinter och med tanke på det omgivande landskapets låga andel äldre skog är det troligt att arten ej längre kunde klara sig på denna lokal. Vidare finns en observation av *ett par* i området 30 augusti 1974. Även om observationen är gjord relativt sent på säsongen kan den mycket väl tyda på att arten häckat vid eller i närheten av denna lokal.

Populationen i Uppland tycks vara koncentrerad till vissa kärnområden. Uppskattningsvis finns 40% av beståndet i tre större områden, nedre Dalälven,

Florarna och Vällenområdet. Denna fördelning tyder på en viss fragmentering och koncentration till områden där länets största naturreservat av skogsmark är belägna.

#### *Krav på beståndsnivå och landskapsnivå*

Utifrån resultaten av skogens struktur kring häckplatserna och skogstillståndet i hela undersökningsområdet samt fördelningen av par och ensamma fåglar kan några faktorer som är avgörande för artens existens i området ställas upp.

#### (1) Stor areal sammanhängande äldre skog

I eller i direkt anslutning till samtliga revir fanns stora sammanhängande äldre skogsområden. Inom de revir där häckning skedde eller par observerades var den sammanhängande arealen äldre skog ca 100–400 ha. På de platser där ensamma fåglar hävdade revir var tendensen att den sammanhängande arealen äldre skog var mindre medan stora sumpskogar av varierande kvalitet ofta fanns som komplement. Karaktäristiskt för de större skogsområdena

kring reviren var att skogsbruksintensiteten var låg eller obefintlig på betydande arealer.

Det är troligt att äldre ogallrade skogar är helt nödvändiga för artens existens kanske framförallt under vinterhalvåret. Under denna tid försvåras sannolikt födosök på exempelvis nya hyggen av snötäcket. Gammelskogen kan också ha stor betydelse under delar av häckningssäsongen inte minst vid dåligt väder. Resultaten från de övriga häckplatserna i undersökningsområdet och observationer från andra häckplatser visar att äldre ogallrad skog i allmänhet är den viktigaste födosöksbiotopen under häckningstid (se Douhan 1989).

#### (2) Hög andel död ved

All skog över 50 år och sumpskog i cirkelytor kring häckplatserna innehöll i medeltal 3,9% död ved av totala virkesförrådet. Totala volymen död ved varierade inom motsvarande områden mellan 180 och 479 m<sup>3</sup> (Fig. 3). Andelen död ved i sumpskogarna var 8,5% och i övrig skog över 50 år 2,8%. I cirkelytorna kring häckplatserna ingick ofta arealer med kulturskog vilken innehåller mycket lite död ved och troligen inte utnyttjas i särskilt stor utsträckning vid födosök. I reviren fanns ofta enskilda bestånd med mycket hög andel död ved, som mest kring 25%. Hög andel död ved påträffas mycket sällan i kulturskogarna utan förekommer i äldre naturskogsartad skog och i ogallrade bestånd i övrigt. Lokalt kan större mängder död ved finnas t.ex. genom stormfällning längs hyggeskanter och vid försumpning i samband med avverkningar.

Reviret vid Bennebol uppvisar den klart lägsta mängden död ved vilket sannolikt kompenseras av de stora mängder död ved som fanns på de nyupptagna hyggena inom reviret och i den anslutande tillfälligt "översvämmade" sumpskogen.

I gallrad kulturskog är andelen död ved i allmänhet mycket låg och anges till mindre än 2 % i genomsnitt (SNV 1994). Det förefaller troligt att den tretåiga hackspetten inte kan existera i sådan skog mer än tillfälligtvis.

#### (3) Sumpskogar

Sumpskogarna i anslutning till häckplatserna innehöll procentuellt sett betydligt högre andel död ved än fastmarksskogen, 8,5% jämfört med 2,8%. Naturskogsartade och äldre fastmarksskogar har i allmänhet högre total virkesvolym än sumpskogar och kan därför absolut sett hålla en större volym död ved. Dessa typer av skogar förekom också på betydligt större arealer inom de tänkta reviren varför mängden död ved totalt sett blir större än i sumpskogen (Fig.

2). Undantag var häckplatsen vid Kolarmora där häckningen skedde i en större volymrik sumpskog av högröttyp (Fig. 3). På denna lokal får sumpskogen anses ha en helt avgörande roll. Den höga andelen sumpskog kompenserar sannolikt bristen på äldre skog inom denna ruta som hyste flest individer av arten inom hela undersökningsområdet. Vid Bennebolreviret var arealen sumpskog mycket låg men av mycket hög kvalitet (nyligen döda granar efter försumpning). Inom cirkelytan vid häckplatsen Oxdal förekom ingen egentlig sumpskog men marken var flerstädes fuktig och skogen där på gränsen till sumpskog. Dessutom gränsade detta revir till en större sumpskog med hög andel död ved.

#### (4) Störningsmiljöer

Störningar som ger upphov till ökad mängd försvågade och döda träd är av central betydelse för tretåiga hackspettens existens. Det tycks också vara så att arten mycket snabbt svarar på lokala störningar som medför ökad andel döda träd. Den artificiella störning som ett hygge utgör kan åtminstone temporärt vara positiv för tretåiga hackspetten särskilt om enstaka träd, skadade träd och mindre dungar lämnas orörda. Det tidigare beskrivna paret i Bennebol som häckade i en trivial skog mellan två nyupptagna hyggen där en stor del av födosöket skedde just på hyggen ger stöd för detta. I en naturskog är andelen död ved hög genom självvallring men även här har störning t.ex. genom stormfällning och avblåsta träd stor betydelse. En undersökning från norra Finland visade att tätheten av häckande tretåiga hackspettar i ett skogsområde ökade signifikant efter en omfattande stormfällning (Virkkala m.fl. 1991). Flera uppgifter om förekomster i nyligen bränd skog finns. I Värmland brann två skogsområden hårt sommaren 1992. Bränderna omfattade ca 30 ha respektive 100 ha medelåldrig talldominerad skog. Lokalerna var väl kända och hyste inga tretåiga hackspettar före branden. Redan samma år var båda brandfälten väl frekventerade av ett stort antal hackspettar, framför allt spillkråka och tretåig hackspett. På den större lokalen sågs upp till tio individer av tretåig hackspett samtidigt (Jan Bengtsson muntligen). Även året efter fanns tretåig hackspett kvar och parbildning konstaterades med säkerhet på en av lokalerna (Torbjörn Westerberg i brev). År 1994 var bara en individ kvar vid de båda brandfälten. De båda brandfälten lämnades i hög grad orörda efter branden och de brända trädstammarna var så gott som alla angripna av födosökande hackspettar 1994. Även från Hälsingland uppges flera lokaler med nybränd skog hysa arten (Wikars 1991 i brev), liksom i södra



Småland där en hane observerades våren 1994 på ett nytt brandfält (Vakö myr) där den tidigare saknats (S. G. Nilsson 1995 pers. med.). Sannolikt är även tillfälligt översvämmad skog i anslutning till bäverdämmen en miljö som gynnar arten.

#### (5) Lövträd

Den tretåiga hackspetten är kanske mer gynnad av lövträd än vad man i regel trott. I Västerbotten tillhör alstrandskogen längs den flacka kusten en av de viktigaste biotoperna för arten med rik tillgång på döda och döende lövträd där näringssök sker frekvent framför allt under vinterhalvåret (Olsson 1993). I Norrbotten anger flera uppgiftslämnare aspen som det dominerande trädslaget som boträd (Larsson 1994). Asp är även konstaterad som boträd vid flera tillfällen vid nedre Dalälven. Även i Vällensområdet har vi kunnat konstatera flera näringssök på olika lövträd. Det förefaller sannolikt att trädets kondition och ålder, både vad gäller födosök och bobygge, i många fall är mer avgörande för den tretåiga hackspetten än trädslaget i sig.

#### *Boletning 1994*

Av de fem lokaler som kontrollerades 1994 konstaterades par eller enstaka fåglar på fyra av dessa lokaler. Revirhävande par fanns med säkerhet vid Bennebol och troligen också vid Olas skifte. Kolar-mora och Oxdal kontrollerades ej under våren varför par mycket väl kan ha funnits här. Vid Oxdal observerades också en fågel i början av juni. Trots intensiv boletning under matningsperioden i juni kunde inga häckningar konstateras. Orsakerna till detta kan vara många. Skedde häckningarna utanför de undersökta områdena, missade vi bon med ungar trots noggrann kontroll eller var det så att många par misslyckades med häckningen. Kanske hade det kyliga och ostadiga vädret i maj och början av juni negativ inverkan på häckningsresultatet. Att häckningar misslyckats eller uteblivit indikeras av den hona som sågs födosöka och vila vid Olas skifte under lång tid den 23 juni.

Även i Norrbotten tycks arten fluktuera i antal mellan olika år (Larsson 1994). Hackspettinventeringar från västra Värmland antyder samma sak (Eriksson 1994).

#### *Skogsbruket och den tretåiga hackspettens framtid*

Skogsbruket har under lång tid förändrat skogarna på många sätt. Genom att stora arealer fuktig och blöt mark dikats ut har vattenståndsfluktuationerna

och därmed översvämningarna minskat kraftigt. Røjning, gallring och slutavverkning när skogen nått ekonomisk mognad har inneburit att variationen i skogen sjunkit avsevärt och andelen död ved blivit mycket låg. De förr regelbundet återkommande skogsbränderna, vilka genom att döda och försvaga träden skapade gynsamma miljöer för arten, är idag mycket ovanliga.

Kommer den ökade hänsynen inom skogsbruket att förhindra en fortsatt minskning av beståndet av tretåig hackspett eller kommer arten att försvinna inom stora delar av utbredningsområdet? Något entydigt svar finns knappast på frågan. Ett allvarligt problem kan vara fragmenteringen av skogslandskapet där avstånden mellan större naturskogsartade bestånd blir så stort att en livskraftig population ej längre kan finnas kvar i landskapet. Resultatet från inventering "Svensk fågelatlas" 1974–1980-talet visar att tretåig hackspett förekommer i hela Uppland även om den saknas eller förekommer mycket glest i slättdominerade områden som kring Uppsala och i sydvästra Uppland. Arten förefaller också saknas i flera större skogsområden. Koncentrationer av fåglar liknande den kring Vällen förekommer i övriga Uppland så vitt är känt endast i Flororna och vid Nedre Dalälven. I övrigt är tendensen att enstaka spridda par lever kvar i "gammelskogar" där de i många fall funnits under lång tid. Det finns skäl att tro att populationen i Uppland är på väg att bli eller kanske redan är fragmenterad i några större kärnområden med en starkt utglesad stam mellan dessa.

Tretåiga hackspetten tycks ha minskat med 50–80% inom stora delar av Sverige under de senaste 20–30 åren. För att motverka den negativa trenden för arten är det nödvändigt att arten uppmärksammas mer i samband med skogliga åtgärder och bildande av naturreservat.

#### *Rekommendationer för att gynna tretåig hackspett*

- Öka andelen äldre skog som får utvecklas fritt. Huvudsakligen äldre naturskogsartad barrskog, lövbrännor, strandskogar och sumpskog. Enskilda skogsbestånd bör helst vara minst 100 ha.
- Lämna enskilda träd och grupper på hyggen liksom vindfällan.
- Lämna undertryckta träd och klena senväxande granar vid förrensning och gallring.
- Lämna sumpskogar, surdråg och strandskogar orörda.
- Öka lövandelen generellt, liksom inslaget av död ved.
- Utnyttja skärmföryngring på fuktig mark som ger



en ökad andel död gran och förekomst av granbarkborrar.

• Öka antalet naturvårdsbränningar med kvarlämnade döda träd. Objekten kan vara relativt små (< 5 ha) men ha stor betydelse under en kortare tid.

## Tack

Projektet har finansierats genom medel från Naturskyddsföreningen, Upplandsstiftelsen och Alvins fond. Ett tack riktas till Christer Olsson, Ulrik Lötberg, Owe Rosengren, Björn Svensson, Peo Westman, Stefan Karlsson och Kjell-Arne Larsson vilka deltagit i inventeringsarbetet och bidragit med uppgifter till denna sammanställning.

## Referenser

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1992. *Artfakta. Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur*. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Amcoff, M., Douhan, B., Edholm, M., Granberg, B., Tjernberg, M & Westin, P. 1985. Fågelrapportering i Uppland 1984. *Fåglar i Uppland* 12:112–150.
- Anderson, M. 1991. Tretåig hackspett – biotopval i västra Västmanland. *Pandion* 7:1–9.
- Eriksson, P. 1993. *Preliminär rapport från Projekt tretåig hackspett*. Naturvårdsverket, Alvins fond.
- Eriksson, P. 1994. *Rapport från Projekt Vitryggig hackspett 1994*. Naturskyddsföreningen.
- Douhan, B. 1989. Vad händer under ett dygn vid den tretåiga hackspettens bo? *Fåglar i Uppland* 16:115–125.
- SNV. 1994. *Biologisk mångfald i Sverige*. Monitor 14. Statens naturvårdsverk.
- Svensson, S. A., Toet, H. & Kempe, G. 1989. *Riksskogstaxeringen 1978–82*. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Virkkala, R., Heinonen, M. & Routasuo, P. 1991. The response of northern taiga birds to storm disturbance in the Koilliskaira National Park, Finnish Lapland. *Ornis Fennica* 68:123–126.
- Larsson, F. 1994. *Lite om tretåig hackspett i Norrbotten*. Naturvårdsverket, Alvins fond.
- Olsson, C. 1993. *Avrapportering till Projekt tretåig hackspett*. Naturskyddsföreningen.
- Oldhammer, B. 1991. Tretåig hackspett. *Björnramen*, Nr. 3. Naturskyddsföreningen i Mora.

## Summary

*Occurrence of Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus at the scales of forest stand and landscape*

The Three-toed Woodpecker has declined with at least fifty percent in large parts of Sweden since the 1970s. An exception is possibly the populations in

the subalpine birch woods and the coniferous forests near the mountain range in the northern part of the country.

In 1992 the Swedish nature conservation society initiated a project on the Three-toed Woodpecker with one of the authors (Pär Eriksson) as project leader. This report gives the results obtained in 1993–1994 within an area of 150 km<sup>2</sup> in the eastern part of the province of Uppland (Fig. 1) where we aimed at defining the habitat requirements of the species at the scales of both individual forest stand and landscape.

We analysed aerial photographs (1:10,000 from 1992) and delimited possible habitats for the Three-toed Woodpecker (forest older than 50 years and swamp forest). These areas were searched during the spring drumming period (sometimes using tape recordings) and, for nests, in May and June. Around each of four nest sites we established a circular area of 50 ha. Within each such area we sampled all different forest types using a total of 60 circular plots with a radius of 8 m. Recorded variables were volume living and dead wood, tree species, age, number of trees, height, ground moisture, type of ground vegetation, and canopy density.

The total land area was 139 km<sup>2</sup> (93% of the total study area) and 90% of the land area was forest. 47% of the land area was forest older than 50 years (38%) or swamp forest (9%) (Table 1). Most land was ordinary managed forest, but there were also several fairly large areas with forest of a more "natural" type, and also 300 ha of nature reserves with forest under free development.

We located six pairs and at least three single individuals of Three-toed Woodpecker, and we found four nests.

We did not find any correlation between the number of woodpeckers and the area of forest older than 50 years or with the area of swamp forest when we compared the six study squares (Table 1). Hence, the key factors must operate on a scale smaller than that of the landscape.

The amount of dead wood was strongly correlated with the abundance of the species. All territories were found within forest with much more dead wood than in the other parts of the study area. Within the 50 ha circular plots around the nests, the proportion of dead wood was 3.9% of the total wood volume. In the swamp forest parts it was as high as 8.5%. The proportion of dead wood in the feeding areas was probably still higher. The corresponding figure for the whole of the county is only 1.5%. The decay stage and age of the trees seemed to be more impor-

tant than the species of trees both for feeding and nest site selection.

In our study area, the Three-toed Woodpecker was found in large continuous forests with low management intensity, i.e. little thinning and a high proportion of trees older than the normal age of final felling. At all breeding sites there were continuous forest stands of 100–400 ha. Considerable proportions of these stands had a character of "natural forest" and delayed thinning. Similar observations have been made in other parts of the country.

Large, continuous forests with normal management regimes of thinning, clear felling and planting were found in many parts of the study area. These forests contained stands of even age, had few dead or dying trees and were not permitted to grow old. In these forests we found seldom or never any Three-toed Woodpeckers.

We found that swamp forest in connection with larger, coniferous stands could be important for the species, and it appeared as if swamp forest could partly compensate a shortage of old forest.

The Three-toed Woodpecker seems to be sedentary as long as suitable conditions prevail, but responds also rapidly when new, good habitats are created by disturbances such as insect attack, storm felling, fire, or flooding.

In the province of Uppland the species depends to a large extent on forest areas with a high proportion of nature reserves.

In order to support the Three-toed Woodpecker and turn the negative trend to a positive one we recommend as follows:

- Increase the proportion of old forest under free development, primarily forest which already has many features of a "natural" forest, riverine forest, and swamp forest. Individual forest stands should preferably be at least 100 ha.
- Leave single trees and groups of trees on clear-felled areas as well as storm fellings.
- Leave suppressed trees and slowly growing spruces when thinning.
- Leave swamp forests, small swampy patches within forest, and riverine forests.
- Increase generally the proportion of broad-leaved trees as well as the amount of dead wood.
- New plantations on moist ground should be made under a shield of old trees. This creates a larger proportion of dead spruces and richer occurrence of bark beetles.
- Increase the number of controlled management fires and leave dead trees. Such woods may be rather small (<5 ha) but may still be important for a brief period of time.

## **Stoppa avverkningen av naturskogarna!**

Gamla skogar med många döda träd och lövinslag  
blir allt sällsyntare.

Däriigenom utarmas fågelfaunan.

SOF kräver en bättre skogsvård och många nya reservat!

**Hjälp oss i vårt arbete!**

*Stöd Fågelskyddsfonden!*

**Postgiro 1685-7**

## **Stoppa Oljedöden!**

En ny vinter står för dörren. Skall återigen tusentals  
fåglar dö genom oljeutsläpp?

**SOF kräver ett rent hav!**

*Stöd Fågelskyddsfonden!*

**Postgiro 1685-7**



## Short communications *Korta rapporter*

### Återfynd av två starar *Sturnus vulgaris* ringmärkta i Abisko

NILS ÅKE ANDERSSON

Nyligen har ett andra återfynd rapporterats av stare *Sturnus vulgaris*, ringmärkt som bounge i Abisko. Under åren 1977-1995 har 111 starar (varav 84 pulli) ringmärkts i Abisko.

Någon gång mellan 7 och 10 november 1983 hittades en stare död på en oljeplattform inom Ekofisk, Edda 2/C, på Nordsjön (56°30'N/03°30'E) i "tjukk tåke og kjöligt vaer" enligt den norske rapportören. Fågeln hade ringmärkts i en kull om fyra ungar vid Abisko naturvetenskapliga station (68°21'N/18°49'E) den 15 juni samma år.

Den 26 oktober 1995 upphittades ävenså en död stare ombord på fiskefartyget Gígja VE340 från Vestmannaeyjar under sillfiske vid fiskebanken Skrudgrunn på Islands ostkust (64°50'N/12°47'W). Fågeln hade ringmärkts i en kull om fyra ungar vid Abisko Östra (68°21'N/18°50'E) den 17 juni samma år, ett avstånd (orthodromen) om 1432 km.

Starar från nordvästra Sverige övervintrar vid norska kusten (SOF 1990) även om Torneträskområdet inte markerats som häckningsområde för arten. Ett tecken på denna flyttningväg kan vara att arten enligt mångåriga fenologiska observationer noteras tidigare i Abisko än i Kiruna. En vår hittade länsstyrelsens naturbevakare en död stare i passet norr om Riksgränsen tidigare än det första individet sågs i Abisko. Ett glest häckningsbestånd finns i Abiskoområdet, och Hedenström (1927) anger häckning vid Abisko Östra "... sedan minst tre år tillbaka". Under ornitologkongressens exkursioner 1950 (Lundevall 1952) registrerades arten vid Abisko, Björkliden och Stordalen. År 1983 sattes 80 holkar upp från Björkliden till Torneträsk station för naturvårdsverkets miljöövervakning. Första året häckade

staren vid Abisko Östra, Abisko naturvetenskapliga station och Björkliden. Därefter har arten endast noterats som häckfågel vid Abisko Östra.

Fågeln på Ekofiskfältet *kan* ha tagit den rutt som nordnorska fåglar följer (Haftorn 1971), d.v.s. direkt från Sydnorge över till England. Det anses sedan långt tillbaka att starar från Skandinavien besöker Island på hösten och tillbringa vintern där – liksom t.ex. björktrastar och koltrastar (A. Petersen, Naturugripasafnid, Reykjavik, *in litt.*) men detta var faktiskt den första Skandinavienmärkta stare som återfunnits på Island (*l.c.*).

#### Referenser

- Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.  
Hedenström, S. 1927. Starar i Lappland. *Fauna och Flora* 22:185.  
Lundevall, C.-F. 1952. *The Bird Fauna in the Abisko National Park and its Surroundings*. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Avhandlingar i Naturskyddsärenden, N:o 7, 73 pp.  
SOF. 1990. *Sveriges Fåglar*. 2:a upplagan. Stockholm.

#### Summary

*Recoveries of two Starlings Sturnus vulgaris banded at Abisko*

Two recoveries have been obtained from 111 Starlings (84 pulli) banded at Abisko, northern Sweden. Both had been banded as nestlings and were found dead in the autumn of the banding year. The first bird was banded at Abisko Subarctic Research Institute (68°21'N/18°49'E) on June 10th, 1983, and found dead on Ekofisk, Edda 2/C (56°30'N/03°30'E) between November 7th and 10th. The second bird was found on a herring trawler at the fishing bank Skrudgrunn (64°50'N/12°47'E) off the eastern coast of Iceland on October 26th, 1995. This bird was banded at Abisko (68°21'N/18°50'E) on June 17th, 1432

km away (orthodrome). I suggest that the bird on Ekofisk, North Sea, was on its way from southern Norway to the British Isles, supposed to be the normal route for Starlings from northern Norway. The second recovery was the very first verification of a Scandinavian Starling found on Iceland.

---

Nils Åke Andersson, *Abisko naturvetenskapliga station, S-981 07 Abisko*

## The survival of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Sweden.

HANS RYTTMAN

The population of the Red-backed Shrike is decreasing in Sweden. The decline has been estimated to be 50% since the end of 1970s (Svensson 1996). The reason for the decline has been considered to be low survival of the nestlings. In recent years, from the beginning of the 1980s, the standardized capture of birds at Ottenby has shown a decline especially of juveniles (Pettersson 1993). However, locally the breeding success is good (Olsson 1995b).

Olsson (1995b) discussed the balance of survival and mortality of the Red-backed Shrike to maintain an unchanged population size. According to Jacober & Stauber (1987), a pair of Red-backed Shrikes must produce 2.9 fledglings per year to balance mortality. Olsson found in his study area that the Red-backed Shrikes produced 3.5 fledglings per year, a satisfactory number for maintaining at least an unchanged population size.

The survival may be different in different population. In an attempt to estimate the survival of Red-backed Shrikes in Sweden I have analysed 111 ring recoveries of Red-backed Shrikes of known age found dead or killed from 1950 to 1995. My analysis, using the maximum likelihood method of North & Morgan (1979), showed that the survival is 39.2% (SE± 2.1%) in the first year, 52.7% (SE± 5.7%) in the second year and 57.7% (SE± 1.4%) in the third year and thereafter. Using these estimated survival figures, I calculated with the formula given by Henny et al. (1970) that the necessary number of fledglings to be produced by a pair of Red-backed Shrikes is 2.3 per year to maintain a stable population. If I used the lower 95% confidence interval

limit of my estimated survival figures I found that the Red-backed Shrikes must produce 3.0 fledglings per year. According to my calculations the population development of the Red-backed Shrike in Sweden ought to be positive.

It is not possible to determine if the survival of the Red-backed Shrikes has changed during the last decades. Although there is only a small number of ring recoveries in the last fifteen years, I compared the mean survival for the Red-backed Shrikes between 1950–1979 and 1980–1995. I found that the mean survival is greater during the latter period, 459 days (n= 31), compared to 352 days (n=80) for the first 30 years. The difference is, however, not statistically significant (t=0.96; P=0.34). The result can be interpreted as a skewness in the population towards older birds. But the result can also be interpreted as a better survival in later years depending on fewer deliberately killed birds or other advantageous circumstances. There is a tendency that fewer Red-backed Shrikes were deliberately killed during the last fifteen years but it is not significant in my small material ( $\chi^2 = 1.64$ ; P=0.2; n=111).

Nothing in my calculations can explain the declining population of the Red-backed Shrike in Sweden.

Bruderer (1993) (cited by Olsson 1995b) studied the Red-backed Shrikes in their wintering area and he did not find any special dangers for the birds. Nothing is known of altered losses of birds during the migration. The number of ringed Red-backed Shrikes and recoveries is nearly the same before and after the 1980s. The decline of the Red-backed Shrike in Sweden may be caused by shrinking good environments for the bird (Olsson 1995a).

### Acknowledgements

Tack till personalen på Ringmärkningscentralen för erhållande av ringmärkningsåterfynden på törnska-tor. Bidrag till datorprogram har erhållits från Kungl Vetenskapsakademiens Hierta-Retzlius fond.

### References

- Bruderer, B. 1993. Neuntöter-ein Leben unterwegs: Stamm-gast in der Savanne. *Ornis* 5/93:33–35.
- Henny, C. J., Overton, S. W. & Wight, H. M. 1970. Determining parameters for population by using structural models. *J. Wildl. Manage.* 34(4):690–703.
- Jacober, H. & Stauber, W. 1987. Zur Populationsdynamik des Neuntöters (*Lanius collurio*). *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad-Würt.* 48:71–78.
- North, P. M., & Morgan, B. J. T. 1979. Modelling heron survival using weather data. *Biometrics* 35: 667–681.
- Olsson, V. 1995a. The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in



- southeastern Sweden: Habitat and territory. *Ornis Svecica* 5: 31–41
- Olsson, V. 1995b. The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: Breeding biology. *Ornis Svecica* 5: 101–110.
- Pettersson, J. 1993. Populationsövervakning genom standardiserad fångst. *Vår Fuglefauna*. Suppl. 1.
- Svensson, S. 1996. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 1995. Ekologiska institutionen, Lunds universitet. (In Swedish).

## Sammanfattning

### Törnskatans överlevnad i Sverige

Överlevnaden hos törnskata *Lanius collurio* tycks vara helt tillräcklig för att upprätthålla en stabil populationsstorlek och t.o.m. öka antalet törnskator. Den minskning av törnskator som har observerats i Sverige kan alltså inte förklaras med dålig överlevnad. Tyvärr är inte antalet återfunna törnskator tillräckligt stort för att överlevnadsstudier skall kunna göras mellan årtionden. De senaste 15 åren har dock medellivslängden ökat i jämförelse med de tidigare 30 åren. Men detta kan tolkas på två helt skilda sätt: 1) det finns färre unga fåglar i förhållande till äldre fåglar eller 2) överlevnaden har blivit bättre genom t.ex. minskad jakt.

Då överlevnaden i flera svenska områden är mycket god är den troliga förklaringen till det minskande antalet törnskator en förändrad miljö i Sverige. Öppna, solbelysta och insektsrika biotoper har minskat de senaste åren och landskapet förbuskas snabbt genom minskad betesdrift och granplanteringar.

Hans Ryttman, Kantarellvägen 25, 756 45 Uppsala

## Seasonal trends in observations of raptors in the central Swedish mountains

A. ADAM SMITH

### Introduction

Predation is one of the most important causes of death in many lagopid grouse (Steen 1989). However, inhospitable terrain and severe weather mean that very few studies of predation have recorded changes in lagopid predator abundance throughout the year and over several years (Jenkins *et al.* 1964, Newton

1979, Ratcliffe 1993). In this study we attempted to assess the seasonal abundance of avian lagopid predators in upland Sweden over three years. This information will be useful for identifying the periods in which adult and young grouse are potentially at risk from particular raptor species.

### Methods

During field work for a larger study into the survival of Willow Grouse *Lagopus lagopus*, sightings of predators, their tracks and signs were recorded in the southern part of the central Swedish mountain range. The study area surrounded the Storulvån Hill Station (63°10'N, 12°22'E) and was divided into one hunted (treatment) area of 43.0 km<sup>2</sup>, and two non-hunted (control) areas totalling 49.9 km<sup>2</sup>. Willow grouse hunters were present during the open season for grouse (25 August - last day of February) on the treatment area. Details of vegetation cover can be found in Olsson *et al.* (1996). Snow cover was complete in winter from November through March in 1993 and April in 1994 and 1995. Summer was considered to be the period May to August and winter the period September to April.

Periods of observations were not evenly distributed through the year. To compensate for this potential bias, I used an observation index: the number of raptors observed in every 100 man hours of work for each period (Jenkins *et al.* 1964). Weather was not controlled for directly, but data were pooled (Schueck & Marzluff 1995) and field work rarely took place when visibility was very poor. Grouse remains found during the study were a source of information about the presence of predators; causes of death were determined from radio-tagged and opportunistically found carcasses.

### Results

Between the start of May 1993 and end of August 1995, 6625 man hours of surveys were made in the field resulting in 321 raptor observations. At least 100 hours of observations were made on or within 6 km of the study area in every one of the 31 months. Only 9% of observation time (600 hours) was from days with poor (<1 km) visibility.

A seasonal trend in abundance was evident (Fig. 1), raptors being observed from February until November inclusive. After initial sightings in February, observations were infrequent until April in 1993 and May in 1994 and 1995. There was a clear drop in the numbers of observed raptors in June and July in all



years. Numbers rose in August and September and thereafter decreased rapidly. No raptors were seen during November or December in any year. Observations were rare in January: only one juvenile Golden Eagle *Aquila chrysaetos* was seen in 1994. Although raptor sightings were very infrequent between the start of November and end of January, eight raptor-killed grouse remains were found, one in 1993/94 and seven in 1994/95.

Adult grouse were at risk from five species of raptor: Golden Eagle, Gyrfalcon *Falco rusticolus*, Goshawk *Accipiter gentilis*, Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus* and Hen Harrier *Circus cyaneus* (Table 1). Summer observations of buzzards accounted for 32% of all observations. Buzzards and Gyrfalcon were much more likely to be seen in summer (72% and 79% of all observations for those species respectively) than the others which were seen equally frequently at both times of year. Hen Harriers were more commonly seen in May than in other months. I determined the numbers of these raptors seen in summer and winter. Although of different lengths, these periods had similar amounts of observation time spent within them (~3300 man

hours) over the whole study. A binomial test, assuming no difference in the probability of seeing raptors in summer or winter given the same field time in each season, showed raptors were more commonly seen in summer than in winter ( $z = 1.84, P = 0.0329$ ).

There were five predatory bird species always present during summer which were unlikely to attack healthy fledged grouse (although a Hooded Crow *Corvus corone cornix* was seen to repeatedly dive at a crouching grouse until it flushed and flew away) but which are known predators of eggs and chicks (Erikstad *et al.* 1982, Hannon & Barry 1986). These were Ravens *Corvus corax*, Hooded Crows, Magpies *Pica pica*, Common Gulls *Larus canus* and, rare in these mountains, Long-tailed Skuas *Stercorarius longicaudus*. Also observed on the area were 3 small raptors and 2 owls that are known to take adult and juvenile grouse but are not considered important grouse predators (Jenkins *et al.* 1964, Myrberget 1976, Newton 1986, Village 1990): Sparrowhawk *Accipiter nisus*, Kestrel *Falco tinnunculus*, Merlin *Falco columbarius*, Short-eared Owl *Asio flammeus* and Hawk Owl *Surnia ulula*.

There were no within year differences in the

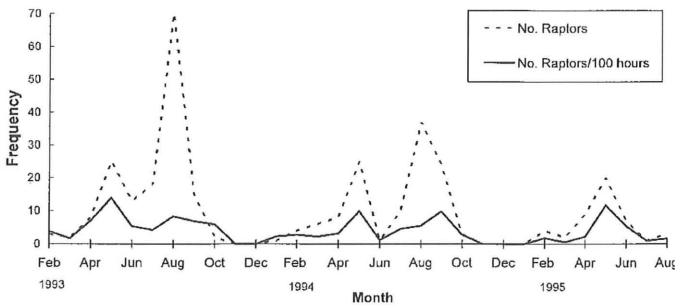


Fig. 1. Total numbers and observation index (individuals/100 man hours) for all raptors observed on both areas, by month, starting February 1993.

Totalt antal och observationsindex (individer/100 mantimmar) för alla rovfåglar observerade i de två områdena, per månad, med början i februari 1993.

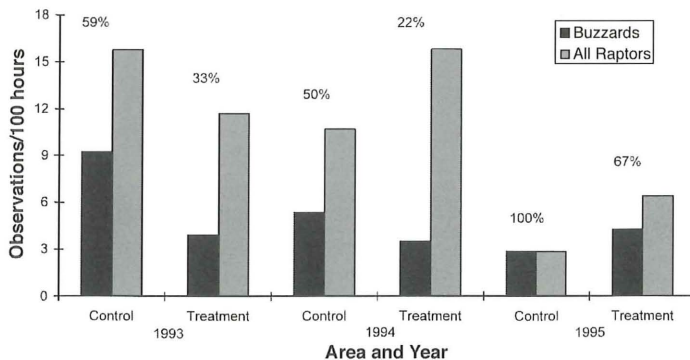


Fig. 2. All raptor and Rough-legged Buzzard observations/100 man hours, 25 August – 30 September in 1993, 1994 and 1995 on the treatment (hunted) and control (unhunted) areas. The percentage values are the proportion of the 'All raptor' observation rate that are due to buzzards.

Observationer/100 timmar av alla rovfåglar och fjällvråk, 25 augusti – 30 september 1993, 1994 och 1995 inom områdena med och utan jakt. Procentvärdena är andelen fjällvråk av samtliga rovfåglar.

Table 1. Observation index (individuals/100 man hours) of five large raptors in summer (June – September), winter (October – May), and man hours of field time for those periods. Data is for all years.

*Observationsindex (individer/100 mantimmar) för fem stora rovfåglar under sommar (juni – september), vinter (oktober – maj) och mantimmar fälttid för dessa perioder.*

	May – Aug.	Sep. – April
Rough-legged Buzzard <i>Fjällvråk</i>	2.94	1.28
Gyr Falcon <i>Jaktfalk</i>	0.54	0.16
Goshawk <i>Duvhök</i>	0.09	0.10
Golden Eagle <i>Kungsörn</i>	0.34	0.32
Hen Harrier <i>Blå kärrhök</i>	0.11	0.03
Man Hours <i>Mantimmar</i>	3508	3117

number of all raptors (Fisher's exact,  $P = 0.567$ ) or buzzards (Fisher's exact,  $P = 0.359$ ) seen on the control and treatment areas from the 25 August to the end of September (Fig. 2). Although the indexed numbers of all raptors and buzzards observed declined from 1993 to 1995, the difference between years was not significant (Fisher's exact test,  $P = 0.88$ ) for pooled areas. Raptors did not appear to decrease their use of this area because of hunting activity. Indeed, on three occasions Gyr Falcon were seen following field workers as they captured grouse in August 1993 and 1994.

## Discussion

Our observations of raptor abundance followed a distinct seasonal trend and were remarkably consistent across years. There was a greater probability of seeing raptors in the four summer months than in eight winter months given the same amount of time looking for them in each season. The trend through the year was of high abundance in spring and late summer, followed by most raptors and predators migrating away from the mountain areas in winter. Sightings in winter were infrequent but grouse deaths suggest that both Goshawk and Gyr Falcon (in periods of better weather) were present on the area through the winter. February sightings were mostly migrant or dispersing juvenile birds and therefore highly visible. The decrease in March probably relates to establishment, the increase in sightings after this in May coinciding with the nesting period (Cramp & Simmons 1980). The drop in observations in June/July may reflect the change in energetic requirements of adult raptors; they may have to spend more time hunting closer to the nest (off the study area) in order to feed developing young (although see Holmberg & Falkdalen 1996). The in-

crease in sightings during August/September probably reflects the influx of fledged young into the population. A drop in numbers also occurs between February and April. This is likely to be a change in behaviour from highly visible migration to the early phases of territory establishment (Cramp & Simmons 1980).

The implications of these changes in raptor numbers on the Willow Grouse population should be considered carefully and in relation to alternative prey. Jenkins *et al.* (1964) found that the Scottish moorland ecosystem provided a year round food supply and thus raptor activity was continuous. In this study during the months of snow cover, only Willow Grouse, Ptarmigan *Lagopus mutus* and Mountain Hares *Lepus timidus* were available prey items for the larger predators. Snow cover was deep and extensive enough to hide small mammals. Excluding Golden Eagles, Gyr Falcon and Goshawks, 66 bird species were recorded during May in 1994. By September, 95% of these had left the area. Much of the seasonal trend in raptor numbers may therefore be related to prey availability and weather conditions; two factors which are themselves related. Although there were large numbers of predators present in the summer months which were hunting to feed their broods, there were also large numbers of other prey species available. Only a few prey species are present in the winter but lagopid adaptations (Höglund 1980), and the difficulties of hunting in extreme winter weather probably ensure some protection during these months. It is during August, when most young grouse and young raptors are fledged, that all age classes of grouse probably experience the greatest risk of predation. However, studying predators alone cannot show the impact of this cause of mortality on prey populations. Predation may have its greatest effect on the grouse



population in periods of the year when there are few grouse or other prey, rather than when there appear to be many predators.

Across years data may be affected by observer bias because observers differed between years. However, there were no differences in numbers of sightings between the hunting and control areas during the hunting season within years. This study suggests that raptors are not discouraged from using the same areas as hunters despite what were high hunter densities (Olsson *et al.* 1996). The decline in summer observations of raptors from 1992 to 1995, although not significant, occurred at the same rate on both areas. Rough-legged Buzzards accounted for nearly half the raptors observed in this period in each year and their decline is matched by a general decline in numbers of all raptors. It is possible that buzzard numbers were affected by the decline in grouse chick production over the study period as small mammal numbers were low in all years. Without better information on general prey availability it is difficult to interpret the between-year differences (Graham *et al.* 1995).

Results from non-systematic observations such as these are greatly influenced by predator activity and food requirements, the weather, individual observer skill and time spent in the field. Contrasting species behaviours such as soaring or skulking may account for many of the differences in estimates of species abundance. Many grouse are above the treeline (800–860 m asl) from July until September and Goshawks are a woodland species. The location of observers in the field was determined by where the grouse were found and this may explain why so few Goshawks were seen. Pooling the data in months and in seasons helped reduce the need for controlling weather factors (Schueck & Marzluff 1995). During the winter period from November to February, very poor weather sometimes made making observations difficult. However, field workers were most active in periods of good weather at this time of year when the chances of observing raptors would also be at their greatest.

### Acknowledgements

I would like to thank all those who helped make the observations particularly Angelica Hammarström, Pat Lindley, Jan-Peter Magnusson, Gert Olsson, Martin Persson and Johan Örnerkrans. The staff of the S.T.F. Storulvån Hill Station and Naturvårdsverket gave us much logistical support. Jim Briskie and Tomas Willebrand made useful comments on earlier

drafts of the manuscript and Sören Svensson kindly translated the abstract. This study was funded by the Swedish Hunters' Association and administered in co-operation with the county board of Jämtland.

### References

- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa Vol. 2: Hawks to bustards*. Oxford University Press.
- Erikstad, K. E., Blom, R. & Myrberget, S. 1982. Territorial hooded crows as predators on willow ptarmigan nests. *J. Wildl. Manage.* 46:109–114.
- Graham, I. M., Redpath, S. M. & Thirgood, S., J. 1995. The diet and breeding density of Common Buzzards *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. *Bird Study* 42:165–173
- Hannon, S. J. & Barry, T. W. 1986. Demography, breeding biology, and predation of willow ptarmigan at Anderson River delta, Northwest territories. *Arctic* 39:300–303.
- Holmberg, T. & Falkdalen, U. 1996. Jaktfalken och ripjakten. *Vår Fågelvärld* 55(1):19–23.
- Höglund, N. H. 1980. Studies on the winter ecology of willow grouse (*Lagopus lagopus lagopus* L.). *Viltrevy* 11:249–269.
- Jenkins, D., Watson, A. & Miller, G. R. 1964. Predation and red grouse populations. *J. Appl. Ecol.* 1:183–195.
- Myrberget, S. 1976. Jordugle og haukugle som predatorer på lirype. *Fauna* 29:93–94.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser.
- Newton, I. 1986. *The sparrowhawk*. T. & A.D. Poyser.
- Olsson, G. E., Willebrand, T. & Smith, A. A. 1996. The effects of hunting on willow grouse movements. *Wildlife Biology*. 2:11–15.
- Ratcliffe, D. 1993. *The peregrine falcon*. T. & A.D. Poyser.
- Steen, J.B. 1989. *Ryper*. Gyldendal Norsk Forlag A/S.
- Schueck, L. S. & Marzluff, J. M. 1995. Influence of weather on conclusions about effects of human activities on raptors. *J. Wildl. Manage.* 59:674–682.
- Village, A. 1990. *The kestrel*. T. & A.D. Poyser.

### Sammanfattning

#### *Säsongstrend för rovfågelobservationer i de centralsvenska fjällerna*

Predation är en viktig del av ripornas ekologi men studier av antalet predatorer över flera år och under en säsong är fåtaliga. Som en del av en större undersökning av dalripans överlevnad insamlades observationer av rovfåglar under alla månader mellan februari 1993 och augusti 1995 i ett fjällområde i Jämtland.

Det fanns en tydlig säsongstrend. Rovfåglar sågs oftare mellan maj och augusti än mellan september och april räknat på samma observationstid i fält. Rovfågeln började under det nya året att iakttagas



regelbundet i februari och ökade sedan i antal till juni och juli. Nedgången under dessa månader hängde troligen samman med att adulta fåglar jagade närmare sina boplatser som inte låg inom vårt undersökningsområde. En senare topp noterades i augusti när årets ungfåglar blivit flygga. Antalet minskade till i november varefter rovfåglar inte sågs förrän följande januari.

Adulta ripor var utsatta för predationsrisk från fem rovfåglar: kungsörn, jaktfalk, duvhök, fjällvråk och blå kärrhök. Observationerna av fjällvråk under sommaren utgjorde 32% av alla rovfågelsobservationer. Ripornas ägg och kycklingar riskerade predation från fem andra fåglar: korp, kråka, skata, fiskmåls och fjällabb. Fem små fågelpredatorer sågs också men de anses inte vara viktiga som rippredatorer: sparvhök, tornfalk, stenfalk, jorduggla och hökuggla.

Inga signifikanta skillnader i antal rovfågelsobservationer noterades mellan ett område med och ett område utan jakt åren 1993 till 1995. Antalet observationer under dessa år gick ner men i ungefär samma omfattning i båda områdena.

Säsongs-trenderna svarade ungefärligen mot snötäcke och bytestillgänglighet. De flesta rovfåglar fanns i området då bytestillgången var god under sommaren. Under vintern hindrade vädret och den låga bytestillgången rovfågeln från att vistas i området även om nyligen dödade ripor visade att duvhök och jaktfalk fanns i december och januari. Augusti är troligen den månad då det största antalet ripor tas eftersom både rovfågelnas och ripornas ungar då är flygga. Predationen kan dock ha större inverkan på ripstammen under andra delar av året då det finns färre ripor och färre alternativa byten.

---

*A. Adam Smith, Edward Grey Institute, Dept. of Zoology, South Parks Road, Oxford OX1 3PS, UK*

## Huskattens predation på fåglar i Sverige

SÖREN SVENSSON

Katten betraktas allmänt som en svår predator på småvilt, inklusive fåglar. I tätorterna har man på många håll länge haft särskilda jägare som på kommunens vägnar skjuter eller fångar och avlivar katter (och andra s.k. skadedjur). Utanför tätorterna brukar

jägare ofta också skjuta katter som påträffas utanför gårdar och trädgårdar. Det finns således en säregen klivenhet i människans syn på katten. Å ena sidan är katten ett av våra vanligaste och mest omtyckta husdjur, å andra sidan bekämpas den. Katten är det enda husdjur som folk låter gå ut fritt i naturen, mer eller mindre medvetna om att den ägnar sig åt att jaga småfåglar och andra djur. När det gäller att släppa hunden lös har vi en helt annan syn. Säreget med människans klivna inställning till katten är också, om än parentetiskt i detta sammanhang, hur bekymmerslöst folk låter sina katter exponeras för trafiken, som är en av de största dödsorsakerna bland huskatterna. Men båda fenomenen understryker kattens dubbla natur som både tam och vild, tam och tillgiven innanför men ett vilt djur utanför hemmets dörr.

Men hur mycket sanning finns egentligen i påståendet att katten skadar småviltstammarna och fågelbestånden? Till en del beror det naturligtvis på hur mycket en katt vistas utomhus. I detta avseende växlar det mycket, från rena inomhuskatter till förvildade katter som tillbringar nästan all tid ute och inte har någon fast anknytning till ett hushåll. Båda dessa extremer är dock sällsynta. Den typiska katten är knuten till ett eller flera hushåll, där den får mat och kanske också oftast tillbringar natten och perioder med dåligt väder, men vistas i övrigt mestadels utomhus.

När jag inför denna uppsats sökte i litteraturen efter uppgifter om kattens påverkan på sina bytesdjur, förbluffades jag av hur få uppgifter det finns, trots att litteraturen om katten är mycket omfattande. När det gäller kattens jakt börjar de flesta studier först när katten fångat sitt byte, d.v.s. studier av kattens beteende när den behandlar ett upptäckt byte. Denna brist på kunskap om kattens egentliga jaktbeteende ute i naturen noteras också av Turner & Meister (1988). Fitzgerald (1988) har sammanfattat merparten av de tillgängliga studierna av kattens bytesval och effekter på bytespopulationer och kan vad gäller fåglar bara redovisa ett mycket magert resultat. De flesta studier rör de våldsamt destruktiva effekter som katter i likhet med andra inplanterade däggdjursarter haft på fågelbestånd på öar. Det är också signifikativt, och säkerligen en avspeglning av kattforskarnas intresseinriktning, att det kattsymposium som hölls i på Zoologiska institutionen i Zürich-Irchel 1986 (Turner & Bateson 1988) samlade forskare som såg tillvaron ur kattens (och människans) synpunkt, inte ur bytesdjurens.

Huskatten har varit föremål för få undersökningar i Sverige. Det finns bara en större studie, nämligen av Liberg (1981). Den population som han studerade

var dock inte helt typisk för den genomsnittliga huskatten. Det fanns ett starkt inslag av hankatter som hade en mycket lös anknytning till något hushåll och som skaffade nästan all sin föda själva. Liberg fann dock inga eller bara små skillnader mellan dessa förvildade katter och mera normala huskatter när det gällde deras födoval ute i naturen. De studerade katterna visade sig vara mycket effektiva jägare. De svarade för inte mindre än 18% av den totala predationen på sork. Denna bedömdes motsvara hela den årliga ungproduktionen bland sorkarna. För hare fann Liberg att 23% av ungproduktionen konsumerades av katterna. Han bedömde att kattens uttag kunde innebära minskat jaktutbyte för människan under hösten. Däremot kunde han inte avgöra om det påverkade storleken av nästa års harstam. Andra liknande uppgifter kommer från George (1974) som ansåg att katterna var så effektiva sorkpredatorer att de över stora delar av USA orsakade födobrist för rovfåglar.

I denna uppsats skall jag försöka uppskatta hur många fåglar som de svenska katterna tar och diskutera om detta uttag kan ha effekt på de svenska fågelbeståndens storlek. Eftersom det inte finns några svenska studier att bygga på baserar jag uppskattningen på data från en engelsk och en amerikansk studie.

Churcher & Lawton (1987) genomförde under ett års tid, från sommaren 1981 till sommaren 1982, en undersökning av hur många djur katterna i den engelska byn Felmersham fångade. Det fanns under året i genomsnitt 70 katter i byn. Varje kattägare fick nummerade plastpåsar i vilka alla byten eller rester av byten som katterna drog hem placerades. Påsarna samlades in regelbundet och bytena artbestämdes. Totalt registrerade man 1090 byten, d.v.s. ca 15 byten per katt. Ungefär 36% av bytena var fåglar, d.v.s. 5,5 per katt och år. Gråsparv dominerade (16%) och övriga arter var främst typiska trädgårdsfåglar såsom taltrast, koltrast och rödhake.

I en amerikansk undersökning fann George (1974) att huskatter bara drar hem ungefär hälften av de byten de fångar. Om denna siffra var giltig även för katterna i Felmersham skulle den årliga predationen per katt ha uppgått till ca 30 djur, varav ca 11 fåglar.

Hur många katter finns det i Sverige? Jag har gjort en uppskattning baserad på förhållandet i England. Enligt UFAW (1981) finns i England ungefär en katt per fyra hushåll. Om förhållandet är detsamma i Sverige skulle antalet katter vara drygt 900.000, eftersom antalet hushåll är ungefär 3,7 miljoner (Statistisk årsbok 1989). På förfrågan från mig har Olof Liberg, utan att känna till denna beräkning,

uppskattat antalet katter i Sverige till ungefär en miljon. De två värdena är så samstämmiga att jag använder dem. Den totala kattpredationen på fågel skulle således i Sverige vara ungefär 10 miljoner fåglar, förutsatt att den svenska medelkatten också tar ca 11 fåglar om året. I en lista på sid. 7 i Bradshaw (1992) finns antalet katter i många olika länder angivet, dock ej för Sverige. För Finland anges 0,104 och för Danmark 0,303 katter per innevånare. Om Sveriges kattbestånd stämmer med det finska, är antalet katter i Sverige just det jag nyss beräknat. Om det däremot är mera likt det danska, skulle antalet katter i Sverige vara ungefär 2,5 miljoner och därmed predationen väsentligt högre än 10 miljoner fåglar. Jag använder dock här den lägre siffran för att inte riskera att överskatta kattens betydelse.

Vilken effekt har då detta på fågelfaunan? Ulfstrand & Högstedt (1976) uppskattade att det fanns ungefär 95 miljoner fågelpar i landet. Jag har gjort en uppskattning baserad på täthetsvärden från olika inventerade provytor och kommit till nästan samma siffra, 85 miljoner par. Det bör finnas en ganska stor andel icke häckande fåglar, varför man torde kunna räkna med att det före häckningen finns ungefär 200 miljoner fågelindivider i landet. En rimlig uppskattning av deras ungproduktion skulle kunna vara 1,5 flygga ungar per individ. Efter häckningen skulle det i så fall finnas ungefär 500 miljoner fåglar. Majoriteten av dem är småfåglar och alltså potentiella byten för katten.

Eftersom vi vet att fåglarnas antal är ungefär detsamma år från år, kan vi dra slutsatsen att ungefär 300 miljoner fåglar dör av olika orsaker under loppet av ett år. Katterna skulle således svara för bara ca 3% av dödligheten. Att andelen blir så låg när man räknar på totala fågelbeståndet är inte överraskande med tanke på att de flesta fåglar häckar i skogar och andra biotoper där det bor få människor och där det därför också finns få katter. Det intressanta är vilken inverkan katterna har på fågelfaunan i tätorterna och i närheten av annan bebyggelse där tätheten av katter är stor.

Något säkert svar på denna fråga kan inte ges eftersom det saknas goda data på antalet fåglar separat för bebyggda områden med katter. Churcher & Lawton (1978) försökte uppskatta predationseffekten för en art, gråsparven. Det fanns i Felmersham 340 gråsparvar i april innan häckningen började. Med hjälp av litteraturdata (Summers-Smith 1963) uppskattade Churcher & Lawton att beståndet efter häckningen uppgick till ca 700 fåglar. Katterna tog med säkerhet 130 sparvar. Sannolikt var ca 15% av de oidentifierade bytena också sparvar, totalt 170



sparvar. Om katterna bara tog hem hälften av vad de dödade kan så många som ca 350 sparvar ha tagits, d.v.s. hela föryngringen. Det är därför sannolikt att kattpredationen hade en reell effekt på beståndsstorleken, d.v.s. att det skulle ha funnits fler häckande gråsparvar i byn om det inte funnits några katter.

En indikation i samma riktning utgör det faktum att man i undersökningen fann ett tydligt negativt samband mellan antalet byten per katt och tätheten av katter i olika delar av byn. Ett tätt kattbestånd skulle alltså ha sänkt bytesförekomsten så mycket att katterna fick svårare att fånga ytterligare fåglar. Men eftersom det saknas kontrollvärden kan man inte utesluta möjligheten att skillnaden i stället berodde på att det i de kattåta delarna också var ogymsamt för sparvar ur andra synpunkter.

Det ligger nära till hands att överföra resultaten från gråsparvarna till övriga fågelarter. Slutsatsen skulle bli att katter verkligen kan utgöra en faktor som lokalt minskar antalet fåglar. Den höga predationen på gråsparvarna, som ju häckar någorlunda skyddat från katter, visar att en säker häckningsplats inte innebär skydd mot kattpredationen. Många arter söker liksom sparvarna sin föda på marken, t.ex. trastar, rödhakar och starar, och är där exponerade för katternas jakt. Staren, trots att den häckar i håligheter, var det vanligaste fågelbytet i Libergs (1981) undersökning.

Huruvida resultaten från Churcher & Lawton's (1987) engelska och George's (1974) amerikanska studier kan överföras till att gälla också Sveriges katter kan diskuteras. Det finns dock inget som tyder på att svenska katter skulle bete sig annorlunda. Uppskattningen av antalet katter i Sverige är något osäker och det finns ingen säker kunskap om hur stor andel av Sveriges katter som har friheten att gå ut och jaga själva. Jag har helt enkelt antagit att det stora flertalet svenska katter är normala huskatter som vistas mycket utomhus.

I en senare amerikansk studie har Mitchell & Beck (1992) försökt uppskatta kattpredationen i Virginia. Det rörde sig om ett litet stickprov, bara fem katter under sammanlagt 28 månader. De drog hem i medeltal 7 fåglar per katt och år. Om man liksom ovan räknar med att de i verkligheten dödat dubbelt så många byten låg deras predation på 14 fåglar per katt och år, en siffra som är mycket lik den i Felmersham. I Nordamerika finns ca 60 miljoner katter (Springston 1991, citerad i Michell & Beck 1992), vilket innebär att huskatterna i Nordamerika dödar minst 800 miljoner fåglar per år.

Vad är det som skulle kunna göra just katten till en svår predator i jämförelse med andra fågeljägare

såsom sparvhök och sparvuggla? Det är det enkla faktum att den får en stor del av maten i hushållen. Under vintern är detta grunden för överlevnad. Om alla människor skulle stänga dörren för katterna skulle de mycket snabbt dö ut eller reduceras till de låga nivåer som är typiska för vilda rovdjur. Den höga predationen från katterna upprätthålls således av människans stödutfodring.

Man skulle kunna tro att huskatter som får mat från hushållen inte skulle ägna sig åt någon jakt på vilda djur. Här visar olika kattstudier, bl.a. de som anförts ovan, entydigt att även välnärda huskatter som har ständig tillgång på mat hemma ändå bedriver jakt på fåglar och andra djur när de släpps ut. Men katterna är mycket olika som individer. Det finns en del riktiga rekordkatter. Efter det att Churcher & Lawton (1987) hade publicerat sin studie fick de åtskilliga brev från stolta kattägare som berättade om katter som på ett år kommit hem med flera hundra fåglar. Rekordet innehas i dag av en katt från Dorset som under ett år bar hem över 400 byten (Churcher & Lawton 1989)! Finns det någon svensk katt som slår det?

Mina beräkningar pekar på att huskattens predation på fåglar är marginell om man ser till hela den svenska faunan. Däremot tyder de på att den i tätorter och kring gårdar kan vara så stor att den påverkar fåglarnas antal. "The delightful, well-fed, domestic cat may be the major killer of small birds and mammals in urban and suburban environments" (Churcher & Lawton 1989).

Avslutningsvis är det värt att nämna den tanke som Mead (1982) framför i sin analys av kattpredationen på ringmärkta fåglar. Han betonar att den mänskliga bebyggelsens fåglar levit tillsammans med katter i århundraden. De arter som inte klarar kattpredationen finns inte längre kvar utan bara de som lyckats utveckla ett beteende som ger tillräckligt skydd. Man kan alltså fråga sig: Hur skulle tätorternas fågelfauna vara sammansatt om kattens predation eliminerades? Det vore angeläget med några verkligt goda svenska studier av kattpredationen ur bytesdjurens synvinkel!

## Referenser

- Churcher, P. B. & Lawton, J. H. 1987. Predation by domestic cats in an English village. *J. Zool., Lond.* 212:439–455.  
 Churcher, P. B. & Lawton, J. H. 1989. Beware of Well-fed Felines. *Natural History*, No. 7:40–47.  
 Bradshaw, J. W. S. 1992. *The behaviour of the domestic cat*. C. A. B. International, Wallingford, Oxon.  
 Fitzgerald, B. M. 1988. Diet of domestic cats and their impact on prey populations. Sid. 123–147 i *The domestic cat: the*



- biology of its behaviour* (Turner & Bateson, eds.). Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- George, W. G. 1974. Domestic cats as predators and factors in winter shortages of raptor prey. *Wilson Bull.* 86:384–396.
- Liberg, O. 1981. *Predation and social behaviour in a population of domestic cat. An evolutionary perspective*. Doktorsavhandling, Lunds universitet, Lund.
- Mead, C. J. 1982. Ringed birds killed by cats. *Mammals Review* 12:183–186.
- Michell, J. C. & Beck, R. A. 1992. Free-Ranging Domestic Cat Predation on Native Vertebrates in Rural and Urban Virginia. *Virginia Journal of Science* 43:197–207.
- Springston, R. 1991. Killer cats threatening Va. Wildlife. *Richmond News-Leader*. June 13, Section B.
- Statistisk årsbok för Sverige 1989. (Statistical Abstracts for Sweden 1989.) Statistiska Centralbyrån, Stockholm.
- Summers-Smith, J. D. 1963. *The house sparrow*. Collins, London.
- Turner, C. D. & Bateson, P. (eds.) 1988. *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Turner, C. D. & Meister, O. 1988. Hunting behaviour of the domestic cat. Sid. 111–121 i *The domestic cat: the biology of its behaviour* (Turner & Bateson, eds.). Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- UFAW. 1981. *The ecology and control of feral cats*. Potters Bar, Herts: Universities' Federation for Animal Welfare.
- Ulfstrand, S. & Högstedt, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Ansvar* 15:1–32.

## Summary

### *Predation on birds by the domestic cat in Sweden*

I have used the estimates of cat predation on birds in the British village of Felmersham (Churcher & Lawton 1987) to calculate the predation by the domestic cat in Sweden. The Felmersham cats brought home on average 5.5 birds during the year of study. Information given by George (1974) shows that cats bring home about half of their kill, which means that an average cat kills about 11 birds annually. The number of cats in Sweden has been estimated at almost one million. Hence the domestic cats may kill about ten million birds annually in Sweden.

There are about 200 million birds in Sweden at the start of the breeding season (Ulfstrand & Högstedt 1976). With an estimated production of about 1.5 fledged young per bird, there ought to be about 500 million birds at the end of the breeding season. Since the number of birds does not fluctuate much from year to year, about 300 million birds die of different reasons annually. Hence the cat predation in Sweden amounts to only 3% of the total mortality. This low figure depends on the fact that most birds breed in areas where there are no or few cats. The predation impact in urban and suburban areas and in villages

and farms in rural areas must be much higher. However, the proportion of birds that breed in such areas is not known, so it is not possible to estimate the predation there.

Churcher & Lawton (1987) found that cat predation was about equal to the annual production of young birds in the village, and George (1974) assumed that cat predation could be so high that it caused food shortage for raptors. Liberg (1981) estimated the cat predation on voles to be equal to the annual recruitment and on hares to affect autumn hunting bag. In summary there seems to be general agreement that the domestic cat may have a substantial impact on its prey populations, possibly strong enough to suppress breeding population size.

---

Sören Svensson, Department of Ecology, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden.

## Häckningsmedhjälp hos svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*

REINO ANDERSSON

I samband med häckningsbiologiska studier av en färgringmärkt population av svart rödstjärt konstaterades 1991 förekomst av s.k. häckningsmedhjälp (då fler individer än det traditionella paret deltar i uppfödningen av ungar). Bland 95 systematiskt bokförda kullar (78 par) i Göteborgs och Varbergs hamn- och industrimiljöer registrerades fyra fall där utomstående hannar hjälpte till med matningen av ungar. Observationer gjordes både under botiden och flyggperioden och omfattade ettåriga och adulta såväl som oparade och häckande hannar.

### Observationer av hjälpmatning

Hanne A, en helt utfärgad 3K-fågel, uppträdde 1991 som oparad i sitt revir. I grannreviret lämnade fem ungar boet den 29 maj, efter att ha matats hela botiden av en adult polygam hanne och en 2K-hona. Två dagar senare minskade plötsligt hanne A:s sångintensitet drastiskt, och han visade istället ett märkbart intresse för grannrevirets ungar som tiggde ljudligt av föräldrparet. Den 6 och 9 juni iaktogs A vid upprepade tillfällen mata två speciella ungar tillsammans med honan. Den polygama revirinne-

havaren deltog nu endast sporadiskt i matningen och uppehöll sig istället en bit bort med sin andrahona. Den 15 juni hade A tillfälligt förflyttat sig till ett annat revir ca. 800 meter därifrån. Han intresserade sig även där för en nyss utflugnen ungvull och rörde sig påpassligt i det matande paretets närhet. Någon delaktighet i matningen registrerades dock aldrig. Senare under sommaren födde hanne A ensam upp en andrakull med den förstnämnda 2K-honan.

En delvis utfärgad 2K-fågel (hanne B) anlände till sitt revir den 30 april 1992. Ett dygn senare infångades den och burhölls över natten. Dagen därpå genomfördes en förflyttning 3,5 mil i nordlig riktning där hannen släpptes fri (ingick i ett förflyttningsexperiment). Dagen efter infångandet återbesattes reviret av en ny, adult hanne och kort tid därefter visade sig även en hona. Hanne B återvände till det upptagna reviret 5 maj och upprättade snabbt ett perifert sångrevir. Den 1 juni kläcktes en kull som matades flitigt av den adulta hannen och honan. Tillsammans med dem matade hanne B intensivt i boet under en stor del av dagen den 9 juni. Några aggressiva beteenden kunde ej noteras. Den 11 juni dök hanne B upp med en hona på en ny plats ca. 700 meter därifrån, varpå observationerna av honom upphörde.

I det tredje fallet av hjälpmatning besattes reviret 13 april 1994 av hanne C, som också visade sig vara en delvis utfärgad 2K-fågel. Efter att ha tillbringat ca. en månad som oparad på reviret förflyttade den sig ca. 350 meter p.g.a. konkurrens från en äldre hanne. På den nya platsen sågs han senare sporadiskt tillsammans med en hona. Den 1 juli observerades hanne C överraskande på ett tredje besatt revir ytterligare ca. 450 meter norrut. Under den halvtimme som revirkontrollen varade, pågick matning av en veckogammal unge växelvis mellan hanne C och den adulta revirhannen. Därefter saknas kontakter helt med hanne C.

Den fjärde hannen (D, en helt utfärgad 3K-fågel) häckade 1996, efter att ha förblivit oparad under föregående säsong. Hans kull, som flög ur boet 14 juni, matades oupphörligt av både hannen och honan. Den 23 juni, då ungarna börjat bli självständiga, sökte hanne D sig istället till en äldre kull i grannreviret (ungarna flygga i 18 dygn). Där gjorde han ideliga matningsförsök och vid ett flertal tillfällen mottogs också larver av ungarna, trots att de redan sökte den mesta födan på egen hand. Revirhannen fanns hela tiden i ungarnas närhet, men matade mycket sporadiskt. En viss aggressivitet uppmärksammades emellertid mellan de båda hannarna, vilket bl.a. resulterade i snabba jakter lågt över marken.

Vidare revirkontroller uteblev och därmed också kontakten med hanne D.

## Diskussion

Hos svart rödstjärt återfinns i litteraturen endast en enstaka iakttagelse av förmodat hjälparbeteende (Stephan 1978). I detta fall var det en hontecknad fågel i Tyskland, som vid ett tillfälle sågs hjälpa till med matningen i boet. I föreliggande studie av en västsvensk population kunde konstateras att 4,2 % av alla kullar omfattades av häckningsmedhjälp, samt att de hjälpande hannarna av allt att döma inte var ungar till de häckande paren. Hanne A och B hade tidigare under säsongen iakttagits i stridigheter med revirinnehavarna. Detta kan möjligen ha lett till tjuvparningar och delaktighet i faderskapet med hjälpmatning som följd. För de två återstående hannarna förefaller dock ett sådant förhållande vara osannolikt. I åtminstone ett fall (hanne A) skedde ett övertagande av såväl reviret som honan.

Häckningssamarbete har uppmärksammats hos ett stort antal fågelarter, men är fortfarande en relativt utforskad företeelse, där olika förklaringsmodeller lagts fram (t.ex. Brown 1978, Emlen 1978, 1991, Woolfenden & Fitzpatrick 1984, Björklund 1985, Jamieson & Craig 1987, Ligon & Stacey 1991, Zahavi 1995). I de studier som genomförts har hjälparna vanligtvis varit ungar av skilda åldrar till de häckande paren eller kunnat uppvisa någon annan form av släktskap. Många undantag finns dock, t.ex. hos stjärtmesen, som var en av de arter där beteendet först uppmärksammades (Gaston 1973). Hos stjärtmesen utgörs hjälparna huvudsakligen av obesläktade individer som själva misslyckats med sin häckning.

En förutsättning för uppkomst av hjälparbeteenden anses bl.a. vara skev könsfördelning och brist på lämpliga revir, faktorer som återfinns i svarta rödstjärtens västsvenska biotoper i hamn- och industrimiljöer (Andersson 1987, 1995). Fördelar för en hjälpare under sådana förhållanden kan vara att muta in ett revir och skaffa sig erfarenhet inför egna häckningsförsök, medan paren å sin sida får värdefull assistans med uppfostringen av ungarna. Det finns emellertid också nackdelar både med att ha och vara hjälpare. Exempel på detta är ökad konkurrens om födotillgången samt att boet lättare kan avslöjas för predatorer.

Vissa forskare menar dock att hjälparna i själva verket inte alltid bidrar till en ökad reproduktion, utan snarare kan ha en negativ effekt på häckningsutfallet (vilket skulle gynna deras egna chanser att på



sikt ta över reviret). Meningsskiljaktigheter föreligger också om huruvida hjälparbetendet verkligen är ett resultat av naturligt urval eller helt enkelt missriktad föräldrainsinkt (t.ex. Clarke 1990, Jamieson & Craig 1990). Nya rön om hjälparbetendets evolutionära betydelse kommer därför sannolikt att presenteras i takt med att allt fler arter utsätts för detaljerade studier av kända individer.

Ett tack riktas till Pär Sandberg för synpunkter på manuskriptet, Andreas Malmkvist som bistått med litteraturreferenser och Sveriges Ornitologiska förening (Elis Wides fond) för ekonomiskt stöd.

## Referenser

- Andersson, R. 1987. Revirtäthet och populationsstruktur hos ett västsvenskt bestånd av svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*. *Vår Fågelvärld* 46:256–269.
- Andersson, R. 1995. Hannars etableringsmönster, revirkvalitet samt flytande bestånd i en randpopulation av svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*. *Ornis Svecica* 5:143–159.
- Björklund, M. 1985. Kooperativ häckning hos fåglar. *Vår Fågelvärld* 44:123–134.
- Brown, J. 1978. Avian communal breeding systems. *Ann. Rev. Ecol. & Syst.* 9:123–156.
- Clarke, M. F. 1990. The pattern of helping in the bell miner revisited: a reply to Jamieson and Craig. *Ethology* 86:250–255.
- Emlen, S. T. 1978. The evolution of Cooperative breeding in birds. I Krebs, J. R. & Davies, N. B. (eds). *Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach*. Blackwell, Oxford.
- Emlen, S. T. 1991. The evolution of Cooperative breeding in birds and mammals. I Krebs, J. R. & Davies, N. B. (eds). *Behavioural Ecology: an Evolutionary Approach*. Blackwell, Oxford.
- Gaston, A. J. 1973. The ecology and behaviour of the Long-tailed Tit *Aegithalos caudatus*. *Ibis* 115:330–351.
- Jamieson, I. G. & Craig J. L. 1987. Critique of helping behaviour in birds: a departure from functional explanations. I Bateson P. & Klopfer, P. (eds). *Perspectives in ethology*, Vol 7:79–98, Plenum, New York.
- Jamieson, I. G. & Craig J. L. 1990. Evaluating hypotheses on the evolution of helping behaviour in the bell miner *Manorina melanophrys*. *Ethology* 85:163–167.
- Ligon, J. D. & Stacey P. B. 1991. The origin and maintenance of helping behaviour in birds. *Am. Nat.* 138:254–258.
- Stephan, B. 1978. Bruthelfer beim Hausrotschwanz. *Falke* 25:175.
- Woolfenden, G. E. & Fitzpatrick J. W. 1984. *The Florida Scrub Jay. Demography of a cooperative breeding bird*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Zahavi, A. 1995. Altruism as a handicap – the limitations of Kin selection and reciprocity. *J. Avian Biol.* 26:1–3.

## Summary

*Helping behaviour in Black Redstart* *Phoenicurus ochruros*.

In 1991–1996, helper behaviour was discovered in a colour-ringed population of the Black Redstart in southwestern Sweden. In four of a total of 95 studied broods (78 pairs) in industrial environments, outsider males (2 2y, 2 3y) were observed feeding young in nest as well as fledglings together with the parents. The feeding continued during several days and especially involved feeding of certain young. Three of the males were unpaired individuals with neighbouring territories, while the fourth one was breeding in the vicinity. Only one territorial male showed aggressive tendencies towards the intruding male. The helping males were not known to be offspring of the breeding pairs. In two cases territory conflict had been observed during the early season. This may indicate that the helper had managed to copulate with the female and thus shared the fatherhood of the brood. In one case the helper took over the territory and female.

Previously only one case of supposed helping behaviour has been described for the Black Redstart (Stephan 1978). Helpers are known in a lot of bird species, but the behaviour is comparatively unexplored, and with many different explanations (Brown 1978, Emlen 1978, 1991, Woolfenden & Fitzpatrick 1984, Björklund 1985, Jamieson & Craig 1987, 1990, Clarke 1990, Ligon & Stacey 1991). Even if many exceptions exist, the helpers very often are previous offspring, or show kinship in some way to the breeding pair.

A proposed prerequisite for a helping behaviour to arise, is a male-biased sex ratio and occurrence of low-quality territories. Both these conditions prevail in my study areas. Thus, it is possible that a male that has not been able to establish a territory of its own and to attract a female, instead tries to conquer a territory for the future and to gather experience. This intrusion is accepted by the breeding pair because they get valuable assistance in raising their young.

---

Reino Andersson, Adjunktsvägen 1, 432 50 Varberg.



## Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: S. Åkesson

Juha Merilä, 1996: **Genetic and quantitative trait variation in natural bird populations.** Filosofie doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Uppsala Universitet. ISBN 91-554-3721-4.

Skriften som producerats av Juha Merilä handlar om de olika processer som gör att populationer hos *en* art antingen fortsätter att vara just *en* art eller på sikt utvecklas till skilda livsformer. Som modellorganism har Juha framförallt använt sig av grönfink *Carduelis chloris*, en vanlig fågel i människans närmiljö med utbredning i så gott som hela Västpal-earktisk. Grönfinken tycks för närvarande utvidga sitt utbredningsområde norrut, en process som fortgått sedan den senaste istiden. Under de senaste decennierna har den exempelvis börjat kolonisera allt mer nordligt belägna samhällen i norra Finland. En intressant aspekt för Juha's studier är att grönfinken introducerades på Nya Zeeland under 1860-talet då minst 60 exemplar sattes ut av europeiska bosättare som önskade återskapa något av fäderneslandets fågelsångkör. Mer om detta senare.

Det finns tre processer som gör att populationer divergerar genetiskt: mutationer, genetisk drift (för-lust av genetiskt material på grund av slump) och selektion som formar lokala anpassningar. Differentiering av lokala populationer motverkas av genflödet mellan dem, den faktor som kan sägas vara den sammanhållande kraften inom arten.

Större delen av djurs arvsmassa (DNA) är icke-kodande sekvenser som inte påverkar bärarens utseende eller beteende. Mutationer i en sådan region av arvsmassan kan därför inte påverka bärarens överlevnadsmöjligheter eller fortplantningsframgång och sådana mutationer brukar därför benämnas vara *neutrala*. Man kanske skulle kunna tro att neutrala mutationer är ointressanta mutationer. Så är de förvisso för bäraren men för populationsgenetikern erbjuder de däremot en nyckel till många spännande

frågeställningar. Detta har man känt till under mer än ett halvsekel och avancerade statistiska modeller har utvecklats för att man skall kunna beräkna antalet individer som per generation flyttar mellan två populationer (genflöde) eller antalet reproducerande individer i en population (effektiv populationsstorle-k). En förutsättning för dessa beräkningar är förstås att man först har undersökt frekvensen av olika neutrala DNA-varianter i populationerna.

Juha studerade grönfinkar från 14 platser i Europa med avseende på genetiska och morfologiska karaktärer. Platserna hade valts så att de representerade en stor spridning i framförallt nord-sydlig riktning, från Tunisien i söder till Finland i norr. För att undersöka neutral genetisk variation använde Juha både allozymer (40 loci) och en bit av en icke-kodande mitokondrie-DNA-sekvens (637 baspar). Hur grönfinkar från olika platser varierade morfologiskt mättes på skelett. Sammantaget blev det 12.796 mätvärden av 18 olika skelettdelar, en prestation som författaren beredvilligt erkänner att han fick hjälp med.

Hur förhåller det sig då bland grönfinkarna i Västpal-earktisk? Den genetiska variation minskade norrut i utbredningsområdet. Detta stämmer med tolkningen att de nordliga populationerna har etablerats vid ett relativt sett sent datum efter istiden, givet att genflödet *idag* är bergränsat inom Europa. Om nyetableringar i utbredningsgränsen grundas från ett samhälle till ett annat ökar möjligheten att genetisk drift utsläcker en del av variationen. Juha's beräkningar av genflödet mellan populationerna ländar emellertid på ett högt värde (det beräknade antalet migranter per generation var avsevärt större än ett) vilket vid en första betraktelse talar emot det ovan beskrivna scenariot. Nu är det dock så att genflödesberäkningar inte kan skilja mellan historiskt och aktuellt genflöde. Därför kan man inte utesluta att genflödet idag är begränsat trots att det beräknade värdet är högt.

På det hela taget upptäcktes förvånansvärt lite

genetisk variation inom Europa. Utifrån mtDNA variationen beräknade Juha att den långsiktiga effektiva populationsstorleken inte uppgått till mer än 7000 individer. Detta står i stark kontrast till dagsläget. Säkerligen finns många miljoner grönfinkspär. Resultatet kan tolkas som att grönfinken hade en väldigt låg populationsstorlek under den senaste istiden. Då förlorades genetisk variation och antalet har sedan dess ökat explosionsartat under de senaste årtusendena. Några tusen år är allt för kort tid för att mutationer skall kunna återskapa en variation som motsvarar förväntningarna i en stor population. Här kan man säga att grönfinkarna på Nya Zeeland kommer in i bilden. Juha undersökte allozymvariationen hos grönfinkar från sju platser på Nya Zeeland. Ättlingarna till de introducerade finkarna visade minst lika hög grad av genetisk variation som sina europeiska kollegor. Författarna menar att detta överensstämmer med vad man borde förvänta sig, givet att populationen på Nya Zeeland grundlades av 60 individer och att ökningstakten var hög. Mer anmärkningsvärt är den låga variationen i Europa som antyder att grönfinken var begränsad till en mycket liten population under den senaste istiden.

Trots att grönfinkar i norra och södra Europa indelats i två olika raser på grund av dräktskillnader visade de neutrala genetiska markörerna på en förhållandevis liten differentiering inom Europa. Till skillnad från de neutrala genetiska markörerna utsetts genetisk variation, som påverkar fjäderdräkt och storlek, för naturlig selektion. Tyvärr ger inte detta några klara prediktioner om hur grönfinkar eller andra varelser kommer att se ut. Om den optimala lösningen är densamma på alla platser kommer grönfinkarna att se väldigt lika ut var man än studerar dem. Om det t ex är bättre att vara stor i ett kallt klimat kommer selektionen att gynna stora fåglar i norr. Men, morfologisk variation kan mycket väl uppkomma genom genetisk drift. Saknas stabi-

lisernade selektion för t ex kroppsstorlek kan fåglar i vissa populationer bli större medan andra blir mindre genom rent slumpmässiga processer. Detta givet att genutbyte mellan populationerna är begränsat. Juha undersökte därför hur storleken hos de 18 olika skelettdelarna varierade mellan de olika europeiska populationerna. Variationen mellan platser, framförallt den mellan sydliga och nordliga populationer i Europa, visade på avsevärda skillnader i skelettmorfologi. Fåglar i södra Europa hade en stor näbb och liten kropp medan det omvända förhållandet rådde i norr. Juha visade att variationen i morfologi var större än för neutrala markörer vilket styrker teorin om att naturlig selektion format grönfinkarna olika på olika platser. Ett ytterligare stöd för detta kommer av att de inbördes förhållandena mellan storleksmåten, t ex mellan näbb och kroppsstorlek, inte är desamma i de olika populationerna.

Uppsatserna i Juhas avhandling formligen kryllar av exotiska tester och beräkningar. Har man inte gjort det tidigare får man tillfälle att bekanta sig med Mahalanobis distance, Hotelling's  $d^2$ -test och Mantel's permutationsmetod. Juha har gjort ett förnämligt arbete att med statistiska metoder krama ut så mycket som möjligt ur datamaterialet. Detta innebär dock att originaluppsatserna är tunglästa och för en oinitierad läsare närmast ogenomträngliga. Men sammanfattningen är bra och lättläst. För att verkligen kunna värdera resultaten av de olika statistiska metoderna krävs dock en djup insikt i vilka antaganden som måste vara uppfyllda och på vilket sätt avvikelser från antaganden påverkar beräkningarna. Om detta uppfattas som kritik är den ingalunda riktad mot Juha utan snarare ett uttryck för min egen frustration över jungeln av fylogenetiska och statistiska beräkningsmodeller. I klarspråk – Juha har producerat en avancerad avhandlingen i tiden.

STAFFAN BENSCH

# En personlig fågelbok

I över trettio år, sedan 1963, har ett ornitologiskt projekt pågått i Ammarnäs i södra Lappland. Många har säkert hört talas om Luvreprojektet, men få vet vad det är. Trots att numera etthundrasjuttio personer deltagit, många av dem under decennier. Nästan hundra vetenskapliga uppsatser har publicerats.

Stilla din nyfikenhet med en rad personliga betraktelser runt det arbete som bedrivits. De är samlade i en bok med titeln

## *Luvre – Fåglar och fågelforskning i Vindelfjällen.*

**Boken är en hyllning på sjuttioårsdagen till Anders Enemar, gammal närkning och kvismarit, mångårig styrelseledamot i SOF, professor i Göteborg och, främst, den som startade Luvreprojektet och ledde det under det första kvartsseket.**

*Författare är Göran Andersson, Ola Arheimer, Gudrun Bremle, Peter Gierow, Per Klaesson, Ingvar Lennerstedt, Åke Lindström, Erik Nyholm, Hans Nyström, Roland Sandberg och Sören Svensson.*

Boken handlar om såväl fåglar som allt annat som omger ett fältprojekt, alla upplevelserna av människor och natur, och den är rikt illustrerad. Det är en unik och annorlunda fågelbok.

Extra bonus är en detaljerad redogörelse för Ammarnäsområdets fågel fauna, en värdefull guide till fjällvandringen.

**Boken kommer portofritt om du betalar 100 kronor till postgiro 43 66 62-1, Sören Svensson, Ekologihuset, Lund.**



# Vinterfågelräkningen

I SOF:s nya årsbok, *Fågelåret 1995*, kan du läsa om förra vinterns stora invasioner av smalnäbbad nötkråka och sidensvans samt sena uppträdanden av stora mängder björktrast. Den rika bårtillgången gjorde vintern 1995/96 till en av de största invasionsvintrarna någonsin.

Det material som denna redovisning bygger på har samlats in av SOFs medlemmar genom Vinterfågelräkningen. Utan dessa räkningar, som nu pågått utan avbrott i drygt två decennier, skulle vi inte ha någon mera omfattande objektiv kunskap om fåglarnas uppträdande och antalsförändringar vintertid. Stora invasioner är spektakulära och skulle naturligtvis ha noterats ändå. Men alla fåglar som inte drar uppmärksamheten till sig? Vad skulle vi veta om dem?

Vinterfågelräkningen bygger på ett stort antal deltagare. Varje räknares bidrag är litet, men summan av allas arbete blir en effektiv övervakning av ett stort antal arter.

***Nu är det dags även för dig som ännu inte är med att dra ditt strå till stacken!***

Vinterfågelräkningen är extremt lätt att vara med i. Du behöver bara ägna 3–5 timmar för varje räkning. Det enda kravet på dig är att du kan bestämma fåglarna snabbt och rätt. Metoden är den enklast tänkbara. Så här går det till:

Du väljer en rutt genom landskapet, som du färdas till fots eller per bil. Längs rutten utser du tjugo punkter eller stopp. Vid varje sådant stopp skall du räkna alla fåglar du ser och hör under fem minuter. Det enda du behöver se till beträffande punkterna är att de inte ligger så till att du riskerar att räkna samma fåglar från mer än en punkt.

Du kan ha en eller flera rutter. Samma rutter skall upprepas varje vinter. En rutt kan räknas antingen enbart under jul/nyår eller under var och en av fem vinterperioder spridda från oktober till mars.

Börja i år med en rutt under den instundande jul- och nyårshelgen! Skriv efter anvisningar och rapporteringsblanketter! Du kommer att finna stort nöje i denna aktivitet samtidigt som du ger ett viktigt bidrag till kunskapen om fågelvärlden och miljöövervakningen.

**Skriv genast till Sören Svensson, Ekologihuset, 223 62 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 indexering och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bidrag, 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, metoder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fyllig 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 radavstånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. Originalfigurer skall insändas endast efter uppmaning. 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 sammanfattning på det andra språket.

Författarna erhåller korrektur som skall granskas omgående 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 utformning 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. Table and Figure legends 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. Do not send original Figures until requested.*

*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 tidskriftens 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 6, No 3, 1996

### Contents – Innehåll

- 89 S. Hall                    The timing of post-juvenile moult and fuel deposition in relation to the onset of autumn migration in Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus*  
*Tidsmässiga aspekter på ruggning och bränsleupplagring hos juvenila rörsångare Acrocephalus scirpaceus och sävsångare Acrocephalus schoenobaenus inför höstflyttningen*
- 97 K. Ström                    Biometri och könsbestämning av rosenfink *Carpodacus erythrinus* under häckningstid med hjälp av kloakens utseende  
A. Niklasson                    *Biometry and sex determination in the Scarlet Rosefinch *Carpodacus erythrinus*, using size and form of the cloacal protuberance*
- 107 M. Amcoff                    Förekomst av tretåig hackspett *Picoides tridactylus* på bestånds- och landskapsnivå  
P. Eriksson                    *Occurrence of Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* at the scales of forest stand and landscape*

### Short communications – Korta rapporter

- 121 N. Å. Eriksson                Återfynd av två starar *Sturnus vulgaris* ringmärkta i Abisko  
*Recoveries of two Starlings *Sturnus vulgaris* banded at Abisko*
- 122 H. Rytman                    The survival of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Sweden  
*Törnskatans överlevnad i Sverige*
- 123 A. A. Smith                    Seasonal trends in observations of raptors in the central Swedish mountains  
*Säsongstrend för rovfågelsobservationer i de centralsvenska fjällen*
- 127 S. Svensson                    Huskattens predation på fåglar i Sverige  
*Predation on birds by the domestic cat in Sweden*
- 130 R. Andersson                Häckningsmedhjälp hos svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*  
*Helping behaviour in Black Redstart *Phoenicurus ochruros**

### 133 Nya doktorsavhandlingar - *New dissertations*