

Ornis Svecica

Vol 12 No 3 2002



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

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

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

Redaktörer *Editors*

Staffan Bensch, Anders Brodin, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström, Åke Lindström, Roland Sandberg, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Tord Fransson, Ringmärkningscentralen, Naturhistoriska riksmuseet, Box 50007, 104 05 Stockholm
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. naturvårdsbiologi, Box 7002, 751 22 Uppsala

Redaktör för doktorsavhandlingar

Dissertations review editor

Jan-Åke Nilsson, Ekologihuset, 223 62 Lund

Redaktör för bokanmälningar *Book review editor*

Lennart Nilsson, Svenska vägen 40, 226 39 Lund

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 2000 kostar 330:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 420:- resp. 240:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 260:- (utanför Sverige 350:-).

ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 2000 is 420 SEK (240 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 330 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 350 SEK abroad, 260 SEK within Sweden.

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

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

Adresser *Addresses*

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

Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, South Sweden, during 1980–1999, as reflected by ringing totals

LENNART KARLSSON, SOPHIE EHNBOM, KARIN PERSSON & GÖRAN WALINDER

Abstract

Ringing totals from 1980–1999, a twenty-year long period of standardized trapping at Falsterbo Bird Observatory, S. Sweden, are presented. Nearly all birds are passerines and most species are nocturnal migrants. There are three series of data: spring and autumn totals from the Lighthouse Garden and autumn totals from the Flommen reedbed. Each series was treated separately. We used the seasonal totals in a sample of 50 regularly occurring species for monitoring purposes. Among long-distance migrants, 15 of 24 species showed significantly negative trends and only one was positive. The largest decrease in numbers occurred around 1990 in most cases. Among medium/short-distance or partial migrants the pattern was different with fewer significant trends, which were either increasing

or decreasing. Analyses of different environmental factors, which may have affected the trends, as well as comparisons with other monitoring programmes, were not made in this paper. Instead, possible biases in the results caused by errors in the methods of standardized trapping are discussed. Fixed seasons, trapping sites and trapping equipment are essential parts of the standardization. Necessary attention must be paid to influences of topography, weather, migration periods and the behaviour of the birds in the trapping area when interpreting the data.

Lennart Karlsson, Sophie Ehnбом, Karin Persson & Göran Walinder, Falsterbo Bird Observatory, Fyren, SE-239 40 Falsterbo, Sweden. Email: birdobs@fbo.pp.se

Received 17 December 2001, Accepted 12 March, Editor: A. Brodin

Introduction

Ringing of birds is a widespread method within ornithological research. It was introduced more than 100 years ago and has been used for many different purposes. The present knowledge of the movements of migratory birds between breeding and wintering areas is to a large extent based on ringing recoveries.

During the last decades of the 20th century a new field of application of ringing data has emerged. The study of bird populations has become an important tool for monitoring of the environment. Birds are good indicators of environmental changes. Bird monitoring over large areas is likely to indicate such changes, which are not observable on a smaller geographic scale. For example, in 1991, 61 different monitoring projects were running in the Nordic countries (Larsson 1991).

Several methods are used for monitoring bird populations. Although the most widespread ones are different kinds of breeding bird censuses (point counts, line transects, nest-counts etc., see overview

by Larsson 1991), ringing data have also become useful for monitoring. Some ringing projects deal with breeding birds, like the Constant Effort Sites Project (CES) in the U.K. (Peach & Baillie 1991), Finland (described in Larsson 1991) and, since 1996, also in Sweden (Pettersson 1996, 2000). Other projects aim at birds on migration and are often carried out at bird observatories, where standardized trapping programmes are performed. Among the most extensive ones in Europe so far are “Operation Baltic” in Poland (Busse 1990, 1994), the ringing at Helgoland, Germany (Moritz 1982a,b) and the Mettnau-Reit-Ilmlitz-programme in Germany and Austria (Berthold & Schlenker 1975, Berthold et al. 1999). Another programme was carried out on Christiansø in Denmark until 1996 (Rabøl & Lyngs 1988, Rabøl 1999) and at present there is also one running in Norway (Røer 1997).

In Sweden, a national environmental survey programme has been running since 1978 (Bernes 1985, 1990), administrated and funded by the Swedish

Environmental Protection Agency. It includes three bird monitoring programmes: The Swedish Breeding Bird Census (e.g. Svensson 1997), counts of visible migration at Falsterbo Bird Observatory (Roos 1978) and ringing at Ottenby Bird Observatory (Pettersson 1993). However, all three programmes also contain comparable data from years before 1978. In some cases, older, regular counts may be used with necessary caution to make the trends even longer (Roos 1978, Kjellén & Roos 2000).

The ringing at Falsterbo Bird Observatory started already in the late 1940s. However, the first fifteen years were in many ways a trial period to find good capture sites and methods. A notable change occurred in connection with the introduction of mist-nets at the beginning of the 1960s (Roos 1984). The number of captured birds increased and the composition of bird species changed considerably. The mist-nets proved to be an excellent tool and species that were difficult to capture in Heligoland traps, such as swallows, Goldcrest and tits proved to be easier to catch in mist-nets. From 1962 onwards, regular captures of birds carried out at the Lighthouse Garden in autumn and since 1965 also in spring. Additionally, regular mist-netting of small birds amongst the reed beds at Flommen started in 1976 (Roos 1984).

In 1980, the trapping routines finally became standardized to a suitable degree (Roos & Karlsson 1981). These routines have been strictly followed since then. However, the programme is not included in the National Monitoring Programme. It is mainly a result of voluntary efforts and practically all costs were covered by income from small sales and guiding of school classes etc. Annual reports from the ringing at Falsterbo were published in *Anser*, the journal of the Ornithological Society of Skåne, in 1981–1999 and in the yearbook “Fåglar i Skåne” in 2000.

This paper presents the basic results from 20 years of standardized trapping at Falsterbo Bird Observatory (1980–1999). It should be considered as the first one in a row of publications, which will deal with further analyses of trapping data, comparisons with other monitoring programmes and an evaluation of the “non-standardized” data from the period 1965–1979.

Methods

The study was carried out at the Falsterbo Bird Observatory on the south-westernmost point of Sweden (55° 23' N, 12° 50' E). Daily mist-netting was performed at two sites: The Lighthouse Garden (spring and autumn) and the Flommen reedbed

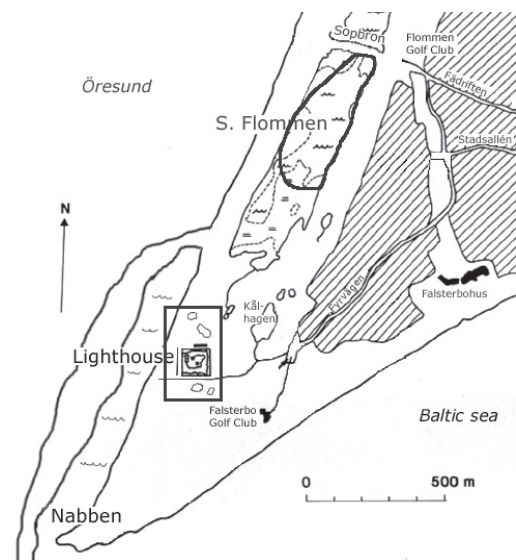


Figure 1. Map of the south-western part of the Falsterbo headland showing the two standard ringing sites: The Lighthouse Garden and the Flommen reedbed.

Karta över sydvästra delen av Falsterbonäset med de två fasta fångstplatserna, Fyren och Flommen, markerade.

(autumn) (Figure 1). The Lighthouse Garden is a small stand of mixed trees and bushes (100×100 m) surrounding the Falsterbo Lighthouse and is situated in an open field area (golf course). The Flommen reedbed is situated about 0.6–1.2 km NNE of the Lighthouse. It is an area mainly covered with reeds and sedges, but with some spots of open water and meadows. The use of two sites in different habitats allows a larger number of species to be monitored.

The degree of standardization was chosen to fit local conditions and to provide necessary care for the birds as well as to match the demands to make data comparable between years. The choice was also based on experience from more than ten years of ringing at Falsterbo by G. Roos and L. Karlsson. It is not as strictly standardized as the Mettnau-Reit-Illnitz programme (Berthold & Schlenker 1975) or the ringing scheme at Christiansö (Rabøl & Lyngs 1988). Still we consider it to be sufficiently standardized since it is performed the same way every year and produces comparable data.

Every year the same trapping seasons and daily trapping efforts were used (Table 1), basically following the general outlines laid down by Roos & Karlsson (1981). However, two minor adjustments were made. The end of the autumn season at the Lighthouse Garden was set to 10 November instead

Table 1. The standardized trapping seasons at Falsterbo Bird Observatory from 1980 onwards. The daily efforts are approximately from dawn onwards, always starting on a full or half hour.

De standardiserade fångstsäsongerna vid Falsterbo fr.o.m. 1980. De dagliga passen börjar i gryningen, dock alltid på hel- eller halvtimme.

Trapping site <i>Fångstplats</i>	Start	End <i>Slut</i>	No. of days <i>Antal dagar</i>	Min. hrs daily <i>Min. tim. dagligen</i>	Mist-nets, max. no. and size <i>Nät, max. antal och storlek</i>
Lighthouse Garden (spring) <i>Fyrträdgården (vår)</i>	21 March	10 June	82	4	21; 9×2.7m
Lighthouse Garden (autumn) <i>Fyrträdgården (höst)</i>	21 July	10 November	113	6	21; 9×2.7m
Flommen reedbed <i>vassar</i>	21 July	30 September	72	6	20; 9×2.1m

of 5 November (ending on 5 November only in 1982–1985). The Flommen season was prolonged 15 days (from 16 to 30 September) from 1983 onwards. These changes, however, seem to be of little importance for the long-term trends.

At the Lighthouse Garden the same net positions were used in all years. Fourteen of the nets were placed inside the garden, while the remaining ones were set around some solitary shrubs outside it. At Flommen some of the nets had to be moved between seasons due to the growth of reeds. They were, however, always set in reeds. The same sort of Japanese mist-nets (9 m long, 16 mm mesh size) was used all the time. Depending on weather conditions, wind in particular, the daily number of mist-nets used varied, being at maximum 21 at the Lighthouse garden and 20 at Flommen. On days with heavy rain or very strong winds no trapping efforts were carried out. These restrictions are necessary for the well-being of the birds.

The nets were put up before dawn and controlled every half hour. The daily trapping period lasted at least four hours in spring and six hours in autumn at each site and continued thereafter as long as the number of captured birds exceeded ten individuals per hour. The field work was carried out by the authors in cooperation with a large number of assistant ringers over the years. This brought good continuity and consistency to the data.

During 1980–1999 a grand total of 448,560 birds, unevenly distributed among 143 species, were ringed within the standardized programme. Sixtyone percent were trapped at the Lighthouse Garden in autumn, while only 18% were trapped there in spring. The remaining 21% were trapped at Flommen.

All figures are presented in Appendix A–C. We want to publish the figures for all species as a future

reference, irrespective of the use for monitoring. Some adjustments compared to the figures presented in the annual reports had to be made. Birds were sometimes trapped under non-standardized conditions and unfortunately these were not separated properly from the birds trapped under standardized conditions. Therefore, a necessary revision of the figures in Sparrowhawk (autumn), Swift (autumn), Sand Martin (spring), Swallow (spring), House Martin (spring), Redpoll (autumn) and Arctic Redpoll (autumn), leaving out the non-standardized part as far as possible, was done in connection with the writing of this paper. However, in these species, even the revised data may not be reliable enough to be used for monitoring purposes.

The presentation is based on the number of ringed birds per species, site and season. Recaptures of birds ringed at Falsterbo or elsewhere are not included. A grand total of 50 species (all of them passerines except the Wryneck) were selected for the monitoring aspects. The selection was based on the following criteria:

- Seasonal occurrence, especially in autumn. The species should occur regularly. This category will also include some species with quite small samples like Wryneck, Bluethroat, Firecrest and Red-breasted Flycatcher.
- The trapping season should cover most of the migration period. Most species are well covered. The only exceptions may be species migrating very late in autumn like Greenfinch and Yellowhammer or arriving very early in spring like Blackbird and Great Tit. In these species, however, there is always a part of the population wintering north of Falsterbo.
- Totals with known strong biases or other errors were not selected. This excludes species with

revised data (see above), and with known biased totals. One example is White Wagtail totals at the Lighthouse Garden, where the spring totals are mainly local breeders and the autumn totals are the offspring from these. The offspring has almost always been captured and consumed by the Kestrels that breed on the Lighthouse since 1990. Another example is the spring totals of Starlings, which are strongly influenced by a breeding colony in the Lighthouse garden.

The selected species were divided into three categories of migrants (Table 2): long-distance migrants (i.e. species mainly wintering in Africa south of the Sahara), medium/short-distance migrants (species mainly wintering in northern Africa, southern or

western Europe) and partial/irruptive migrants (species in which a part of the population stays near the breeding areas and/or performs irruptive movements in certain years). Most of the long-distance migrants (20 species) are nocturnal migrants, whilst all species of partial/irruptive migrants are diurnal migrants (Table 2).

Significant changes refer to test results by Spearman's Rank Correlation Coefficient (Rs). Correction for tied observations were made in cases where more than five observations were tied. The corrections had little effect on the correlation coefficients and in cases with five tied observations or less it was considered to be insignificant (Siegel & Castellan 1968.). The χ^2 -test was used for contingency tables.

Table 2. The 50 species selected for monitoring purposes divided into migrant categories. N = mainly nocturnal migrant, D = mainly diurnal migrant.

De 50 arterna, som valts ut som möjliga att övervaka, uppdelade på olika kategorier av flyttare. N = huvudsakligen nattflyttare, D = huvudsakligen dagflyttare.

Long-distance (24 species) Långflyttare (24 arter)

Wryneck *Göktyta Jynx torquilla* N
 Sand Martin *Backsvala Riparia riparia* D
 Swallow *Ladusvala Hirundo rustica* D
 Tree Pipit *Trädpiplärka Anthus trivialis* D
 Yellow Wagtail *Gulärta Motacilla flava* D

Thrush Nightingale *Näktergal Luscinia luscinia* N
 Bluethroat *Blåhake Luscinia svecica* N
 Redstart *Rödstart Phoenicurus phoenicurus* N
 Whinchat *Buskskvätta Saxicola rubetra* N
 Wheatear *Stenskvätta Oenanthe oenanthe* N

Sedge Warbler *Sävsångare Acrocephalus schoenobaenus* N
 Marsh Warbler *Kärrsångare Acrocephalus palustris* N
 Reed Warbler *Rörsångare Acrocephalus scirpaceus* N
 Icterine Warbler *Härmsångare Hippolais icterina* N
 Lesser Whitethroat *Ärtsångare Sylvia curruca* N

Whitethroat *Törnsångare Sylvia communis* N
 Garden Warbler *Trädgårdssångare Sylvia borin* N
 Blackcap *Svarthätta Sylvia atricapilla* N
 Wood Warbler *Grönsångare Phylloscopus sibilatrix* N
 Willow Warbler *Lövsångare Phylloscopus trochilus* N

Spotted Flycatcher *Grå flugsnappare Muscivora striata* N
 Red-breasted Flycatcher *Mindre flugsnappare Ficedula parva* N
 Pied Flycatcher *Svartvit flugsnappare Ficedula hypoleuca* N
 Red-backed Shrike *Törnskata Lanius collurio* N

**Medium/short-distance (19 species)
 Medium- och kortflyttare (19 arter)**

Meadow Pipit *Trädpiplärka Anthus pratensis* D
 White Wagtail *Sädesärta Motacilla alba* D
 Wren *Gärdsmyg Troglodytes troglodytes* N
 Dunnock *Järmsparv Prunella modularis* D
 Robin *Rödhake Erithacus rubecula* N

Black Redstart *Svart rödstjärt Phoenicurus ochruros* N
 Blackbird *Koltrast Turdus merula* N
 Song Thrush *Taltrast Turdus philomelos* N
 Redwing *Rödvingetrast Turdus iliacus* N
 Chiffchaff *Gransångare Phylloscopus collybita* N

Goldcrest *Kungsfågel Regulus regulus* N
 Firecrest *Brandkronad kungsfågel Regulus ignicapillus* N
 Starling *Stare Sturnus vulgaris* D
 Chaffinch *Bofink Fringilla coelebs* D
 Brambling *Bergfink Fringilla montifringilla* D

Greenfinch *Grönfink Carduelis chloris* D
 Linnet *Hämpling Carduelis cannabina* D
 Yellowhammer *Gulspurv Emberiza citrinella* D
 Reed Bunting *Sävsparv Emberiza schoeniclus* D

**Partial/ Irruptive (7 species)
 Partiella flyttare/invasionsarter (7 arter)**

Blue Tit *Blåmes Parus caeruleus* D
 Great Tit *Talgöxe Parus major* D
 Treecreeper *Trädskrypare Certhia familiaris* D
 House Sparrow *Gråspurv Passer domesticus* D
 Tree Sparrow *Pilfink Passer montanus* D
 Siskin *Grönsiska Carduelis spinus* D
 Bullfinch *Domherre Pyrrhula pyrrhula* D

In the graphs the totals are presented as indices with an additional three-year running mean. Index 100 always refers to the average seasonal total 1983–1992. It was chosen in 1993, since we then had ten full seasons also at Flommen, where seasons ended on 15 September 1980–1982. This index has been used ever since and could be used here as well.

Results

Among 50 selected species, there were 28 showing

significant ($p < 0.05$ or less) and 22 non-significant trends (Table 3a–c). There were more significant trends found in autumn totals (24) than in spring totals (12). In eight species both autumn and spring totals were significant and they were both pointing the same way. In four species spring totals only were significant.

A major part of the significant trends (23) were negative and only five were positive. The negative trends were most frequent among the long-distance migrants (15 of 24 species, 63%). The only positive

Table 3a. Correlation coefficient (Spearman's Rank Correlation, R_s) between seasonal ringing totals and years in 24 species of long-distance migrants ringed at Falsterbo Bird Observatory 1980–99. LG= Lighthouse garden. FR = Flommen reedbed. Significance levels: *= $p < 0,05$, **= $p < 0,01$, ***= $p < 0,001$. Empty cells indicate either biased data, too small samples or missing data. Corrections for tied observations were made in cases with more than 5 tied observations. For sample sizes, see Appendix A–C.

Korrelationskoefficient (Spearman's Rangkorrelation, R_s) mellan säsongssumma och år hos 24 arter av långflyttare, ringmärkta vid Falsterbo Fågelstation 1980–99. LG= Fyrträdgården. FR = Flommen. Signifikansnivåer: *= $p < 0,05$, **= $p < 0,01$, ***= $p < 0,001$. Tomma fält betyder att siffror saknas, är otillförlitliga p.g.a. kända fel eller att stickproven är alltför små och slumpartade. Korrekationer för lika antal har gjorts i fall då mer än fem lika antal finns i en serie. För stickprovsstorlek, se Appendix A–C. För svenska artnamn, se Tabell 2.

	Spring Vår	Autumn LG Höst LG	Autumn FR Höst FR
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	-0.496*	-0.787***	
Sand Martin <i>Riparia riparia</i>			-0.647***
Swallow <i>Hirundo rustica</i>			-0.739***
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	-0.622***	-0.701***	-0.550*
Yellow Wagtail <i>Motacilla flava</i>			-0.438
Thrush Nightingale <i>Luscinia luscinia</i>	-0.278	-0.760***	
Bluethroat <i>Luscinia svecica</i>	-0.591*		
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	+0.048	-0.427	
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i>	-0.451*	-0.580**	-0.730***
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	-0.777***	-0.904***	-0.710***
Sedge Warbler <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>			+0.234
Marsh Warbler <i>Acrocephalus palustris</i>	-0.429		-0.156
Reed Warbler <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	-0.420		-0.009
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	-0.517*	-0.722***	
Lesser Whitethroat <i>Sylvia curruca</i>	-0.033	-0.291	
Whitethroat <i>Sylvia communis</i>	-0.306	+0.170	+0.247
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	-0.118	-0.506*	
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	-0.238	+0.544*	
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-0.143	-0.372	
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	-0.268	-0.678**	-0.640**
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	+0.139	-0.650**	
Red-breasted Flycatcher <i>Ficedula parva</i>	-0.540*	-0.294	
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	+0.120	-0.749***	
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	-0.535*	-0.840***	-0.319

Table 3b. Correlation coefficient (Spearman's Rank Correlation, R_s) between ringing totals and seasons in 19 species of medium/short-distance migrants ringed at Falsterbo Bird Observatory 1980–99. Based on figures from the Lighthouse Garden except in White Wagtail (Flommen reedbed). Significance levels and further details, see Table 3a.

Korrelationskoefficient (Spearman's Rangkorrelation, R_s) mellan säsongssumma och år hos 19 arter av medeldistans-/kortflyttare, ringmärkta vid Falsterbo Fågelstation 1980–99. Alla beräkningar gjorda på siffror från Fyren utom för sädesärta (Flommen). För ytterligare detaljer, se Tabell 3a. För svenska namn, se Tabell 2.

	Spring Vår	Autumn Höst
Meadow Pipit <i>Anthus pratensis</i>		-0.229
White Wagtail <i>Motacilla alba</i>		-0.471*
Wren	+0.664**	0.707***
Troglodytes troglodytes		
Dunnock	-0.438	-0.541*
<i>Prunella modularis</i>		
Robin	-0.300	+0.035
<i>Erithacus rubecula</i>		
Black Redstart	-0.293	+0.195
<i>Phoenicurus ochruros</i>		
Blackbird	-0.111	+0.529*
<i>Turdus merula</i>		
Song Thrush	-0.675**	-0.056
<i>Turdus philomelos</i>		
Redwing	-0.362	-0.153
<i>Turdus iliacus</i>		
Chiffchaff	+0.281	+0.527*
<i>Phylloscopus collybita</i>		
Goldcrest	-0.025	+0.122
<i>Regulus regulus</i>		
Firecrest	+0.442	+0.464*
<i>Regulus ignicapillus</i>		
Starling		-0.640**
<i>Sturnus vulgaris</i>		
Chaffinch	-0.459*	+0.041
<i>Fringilla coelebs</i>		
Brambling	-0.423	-0.161
<i>Fringilla montifringilla</i>		
Greenfinch	-0.336	-0.114
<i>Carduelis chloris</i>		
Linnet	+0.150	-0.443
<i>Carduelis cannabina</i>		
Yellowhammer		-0.502*
<i>Emberiza citrinella</i>		
Reed Bunting	-0.773***	-0.889***
<i>Emberiza schoeniclus</i>		

Table 3c. Correlation coefficient (Spearman's Rank Correlation, R_s) between ringing totals and seasons in 7 species of partial/irruptive migrants ringed at Falsterbo Bird Observatory (Lighthouse Garden) 1980–99. Significance levels and further details as in Table 3a. Korrelationskoefficient (Spearman's Rangkorrelation, R_s) mellan säsongssumma och år hos sju arter av partiella flyttare, ringmärkta vid Falsterbo Fågelstation (Fyren) 1980–99. För ytterligare detaljer, se Tabell 3a.

	Spring Vår	Autumn Höst
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	+0.330	+0.209
Great Tit <i>Parus major</i>	-0.294	-0.205
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>		-0.025
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>		-0.833***
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>		-0.416
Siskin	+0.072	+0.447*
<i>Carduelis spinus</i>		
Bullfinch <i>Pyrrhula pyrrhula</i>		+0.236

one in this group was the autumn totals in Blackcap (Table 3a). In medium/short-distance migrants there were seven negative and four positive trends in a sample of 19 species (Table 3b). Finally, in partial/irruptive migrants there were one negative (House Sparrow) and one positive trend (Siskin) among seven selected species (Table 3c). In autumn, the number of decreasing species among long-distance migrants was significantly larger than among the other categories of migrants aggregated, but not so in spring (Table 4).

For the eight species with significant trends in both spring and autumn totals, there were also significant correlations between spring and autumn totals in all but one (Whinchat) (Table 5). The correlations were either between spring and autumn totals in the same year, between autumn totals and spring totals the following year or between autumn totals and spring totals from both the preceding and the next spring. Only in two more species, Goldcrest and Blue Tit, were significant correlations found. In these cases the correlations were significant between autumn totals and spring totals the following year. No more correlations were found among the selected species, neither between spring and autumn totals within the

Table 4. Comparison of number of species showing significantly decreasing trends in long-distance migrants and other categories of migrants. Aggregating of medium/short-distance and partial/irruptive migrants as well as significantly increasing trends and non-significant trends was done in order to get expected frequencies $>5,0$ in the chi-2 test. Correction for continuity (Yates' correction) was incorporated with the test since df (degrees of freedom) = 1.

Jämförelse av antalet signifikant minskande arter inom kategorin långflyttare och övriga kategorier av flyttare. Sammanslagning av kategorierna medel/kortdistansflyttare och partiella flyttare samt signifikant ökande och icke-signifikanta trender var nödvändig för att erhålla förväntade värden $>5,0$ i chi-2 testet. Yates' korrektion för df (antal frihetsgrader) = 1 inkluderad.

Season <i>Säsong</i>	Category <i>Kategori</i>	Sign. decrease <i>Sign. minskn.</i>	Non sign. decr. <i>Ej sign. minskn.</i>	Chi-2	p
Autumn <i>Höst</i>	Long-distance	13	10	4.428	<0.05
	<i>Långflyttare</i>				
	Others	6	20		
Spring <i>Vår</i>	<i>Övriga</i>			1.502	n.s.
	Long-distance	8	12		
	<i>Långflyttare</i>				
	Others	3	15		
	<i>Övriga</i>				

same calendar year nor when autumn totals were compared to spring totals from the next year.

In many long-distance migrants the main decrease in autumn totals occurred around 1990 with a low-mark in 1991 (see examples in Figure 2). After that the numbers remained low until the end of the 1990s, when some species seemed to increase slightly. It is interesting to note that "reed species", i.e. the *Acrocephalus* warblers, did not show this pattern (Figure 3).

In some species the decrease is alarming. For example, in the Willow Warbler, considered as the most common species in Sweden, the average autumn total during the 1990s was about 61% lower than during the 1980s. Among the 23 species of long-distance migrants selected for autumn, there were 13 (57%) with more than a 50% decrease in average autumn totals from the 1980s to the 1990s (Table 6). In the other migrant categories there were only seven of 26 selected species (27%) showing the same strong decrease.

Increases with more than 50% were found in six species (23%) among medium/short-distance migrants or partial/irruptive migrants (Table 7). None of the long-distance migrants showed a similar trend.

Discussion

Our results indicate a major long-term decrease in many Scandinavian passerine populations during the period 1980–1999, especially among the long-distance migrants. To explain these changes and why

they happen to certain species and not to others is a complicated task. However, before comparisons with other monitoring projects or analyses of environmental factors are performed, the reliability of the use of our ringing totals for monitoring must be confirmed.

Sample size

The use of ringing totals from trapping of migrating birds for monitoring purposes has been repeatedly discussed (Stolt & Österlöf 1975, Hjort & Lindholm 1978, Svensson 1978, Svensson et al. 1986, Stolt 1987, Lifjeld 1993, Dunn et al. 1997, Røer 1997, Peach et al. 1999). Unlike some other methods, the standardized trapping produces an objective and exact (not estimated) number of birds. Nevertheless this number is still but a sample that can be used to estimate the total number of migrating birds at Falsterbo. This in turn is a sample that can be used to estimate the size of the total population. Factors like a permanent change of migration route in a species would for example appear as a decrease in the ringing totals though it may not be the same as a population decrease.

The samples are quite small in relation to the entire population and this could be expected to reduce the validity of the figures. However, small samples may also give significant results, but special attention must be given to check that the power of the test is sufficient (Svensson 1978). A good example is the Wryneck, which has an average of three birds in spring and two in autumn. A significant decrease has

Table 5. Species (according to selection in Table 2) showing significant correlations (Spearman's Rank Correlation Coefficient, Rs) between spring and autumn totals 1980–99. A. Spring – autumn during the same calendar year (N=20). B. Autumn (year 1) – spring (year 2) (N=19). Corrections for tied observations were made in Wryneck and Wheatear. In Whinchats spring totals were compared to autumn totals from Flommen reedbed, all other figures are from the Lighthouse garden. For sample sizes, see Appendix A–C.

Arter (enligt urval i Tabell 2) som uppvisar signifikanta korrelationer mellan vår- och höstsummor. A: vår – höst under samma kalenderår (N=20). B: höst – vår påföljande kalenderår (N=19). Korrektion för lika värden gjorda för göktyta och stenskvätta. För buskskvätta jämförs vårsummor och sommar från Flommen, övriga är från Fyren. För stickprovsstorlek, se Appendix A–C.

	A	B
Species with significant trend in both spring and autumn		
<i>Arter med signifikant trend både vår och höst</i>		
Long-distance migrants		
<i>Långflyttare</i>		
Wryneck	0.445	**0.612
<i>Jynx torquilla</i>		
Tree Pipit	*0.548	*0.557
<i>Anthus trivialis</i>		
Whinchat	0.206	0.389
<i>Saxicola rubetra</i>		
Wheatear	***0.850	***0.728
<i>Oenanthe oenanthe</i>		
Icterine Warbler	*0.562	0.392
<i>Hippolais icterina</i>		
Red-backed Shrike	**0.586	0.334
<i>Lanius collurio</i>		
Medium/short-distance migrants		
Wren	**0.667	***0.740
<i>Troglodytes troglodytes</i>		
Reed Bunting		
<i>Emberiza schoeniclus</i>	**0.695	**0.642
Species without significant trend		
<i>Arter utan signifikant trend</i>		
Medium/short-distance migrants		
<i>Medium-/kortflyttare</i>		
Goldcrest	0.414	*0.517
<i>Regulus regulus</i>		
Partial/irruptive migrants		
<i>Partiella flyttare/invasionsarter</i>		
Blue Tit		
<i>Parus caeruleus</i>	0.017	***0.716

occurred and nowadays the Wryneck is not an annual species in the ringing lists at Falsterbo. Although the sample is very small, the decrease is well in line with the decrease in Wryneck populations reported from most European countries (Tucker & Heath 1994) including the Nordic ones (Lifjeld 1993, Andersson et al. 2000, Svensson 2000a).

Influence of topography and weather

The correct use of the figures presented here demands knowledge of the special conditions at Falsterbo. The geographic location on the south-westernmost point of the Scandinavian peninsula in combination with the major direction of bird migration in autumn towards south-west leads to a high concentration of birds (Rudebeck 1950, Malmberg 1955, Alerstam & Pettersson 1977). In spring the northward migration is not concentrated at Falsterbo. However, on special occasions, rather strong reverse movements (towards SW) are observed, usually caused by periods of cold weather. The effect of leading lines makes the numbers of birds on reverse migration larger than those on “regular” spring migration (Ulfstrand 1959, own observations). The high spring totals in species like Dunnock, Song Thrush, Redwing and Chaffinch during the mid-1980s (see Appendix A) are all mainly effects of reverse migration caused by cold weather.

Whether the same pattern is valid also in nocturnal migrants is not known, but our personal experience of 20 spring seasons with standardized trapping is, that large numbers of grounded birds often occur in connection with “bad” weather, i.e. a front zone between cold weather in the north and warm in the south, like the situation in mid-May 1999 (Karlsson et al. 2000). Flycatchers, for example, are caught in large numbers only under such conditions. Thus, spring captures at Falsterbo are more irregular than autumn captures, which may explain why relatively few correlations were found between spring and autumn totals (cf. Table 5). Certainly there are influences of weather also in autumn (Rudebeck 1950, Ulfstrand 1960, Lindskog & Roos 1980, Gezelius & Hedenström 1988) but at Falsterbo these seem less crucial for the seasonal ringing totals than in spring, except for some quite rare and extreme situations. In a long-term perspective, however, the effect of extreme weather situations will by definition be evened out. Possible systematic changes in weather during the period were not checked but we judge them to be unlikely, except maybe for a small increase of average temperatures.

Therefore, it is safer to rely on autumn totals than

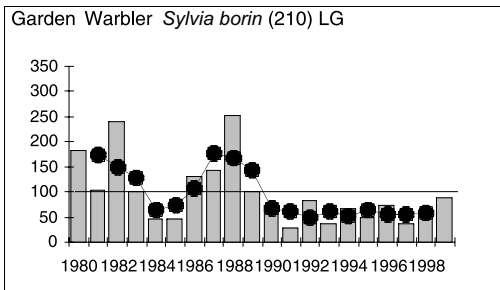
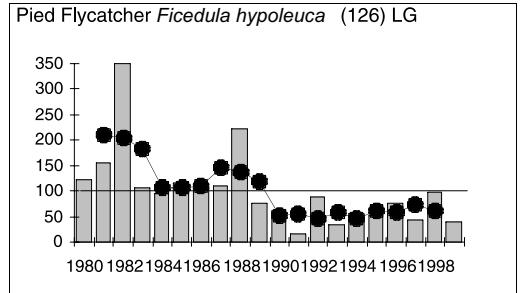
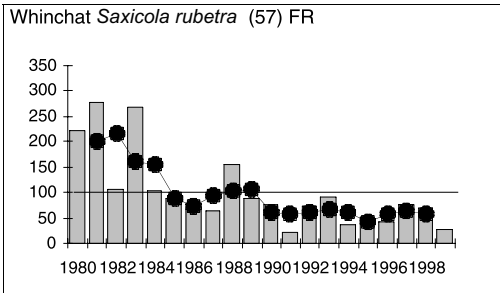
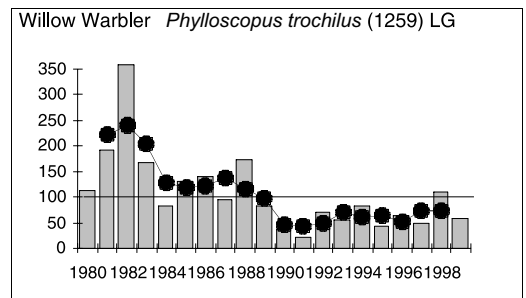
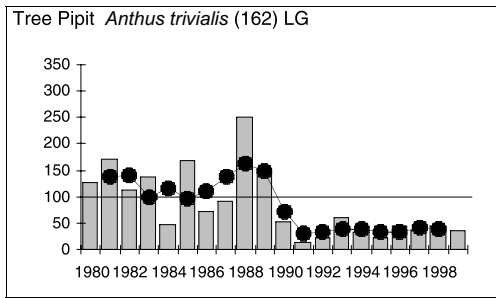


Figure 2. Changes in autumn totals in five species of long-distance migrants ringed at Falsterbo Bird Observatory 1980–1999, showing a similar pattern of significantly decreasing trends. Columns = indexed annual totals. Dots = running three-year means. Index 100 = average seasonal total 1983–1992 shown in brackets with each graph. LG = Lighthouse Garden. FR = Flommen reedbed.

Förändring av fångstsiffror under höstarna 1980–1999 hos fem arter långflyttare, som uppvisar signifikanta negativa trender med likartat mönster. Staplar = indexerade säsongsummor. Punkter = glidande treårsmedeltal. Index 100 = tioårsmedelvärde 1983–1992, visas i parentes vid varje diagram. LG = Fyren. FR = Flommen.

on spring totals for monitoring purposes. In a later stage it may be possible to correct the data for possible weather influence (cf. Dunn et al. 1997) and compare these new trends with the present ones. Furthermore, autumn totals are on average larger than spring totals.

Age composition

In autumn captures at Falsterbo, the proportion of first year birds in relation to adults does not correspond to the proportion in breeding populations in most species. This is well-known especially for nocturnal migrants at coastal sites (Alerstam 1978, Ralph 1981, Payevsky 1998). First year birds may hesitate to a larger extent than adults when confronted with the sea at Falsterbo and will therefore be over-

represented in the captures (Ehnbom et al. 1993). The numbers would then indicate breeding success rather than the size of the breeding population (Peach et al. 1999). This may also decrease the correlations between spring and autumn totals. However, the number of first year birds also depends on the size of the breeding population. In small passerines, a year of poor breeding will change the age structure and soon cause a decrease in the breeding population. This seems to be the case in the Willow Warbler, where the proportion of second year birds in spring totals was decreasing at the same time as the autumn totals (Figure 4). In the Robin, a medium-distance migrant with no significant change in numbers, there was also no significant change in the age composition of spring totals.

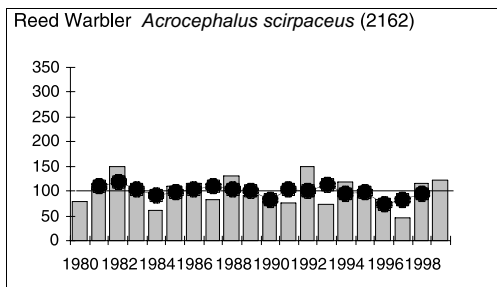
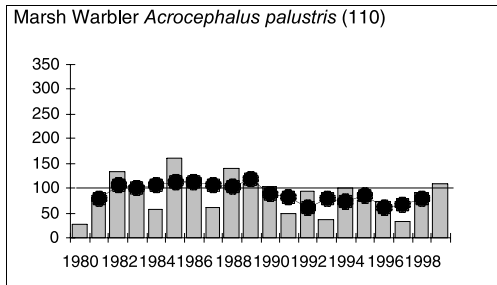
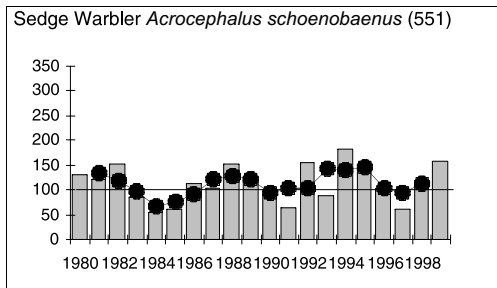


Figure 3. Changes in autumn totals in three species of *Acrocephalus* warblers ringed at Falsterbo Bird Observatory (Flommen Reeds) 1980–1999 (cf. Fig. 2). Columns = indexed annual totals. Dots = running three-year means. Index 100 = average seasonal total 1983–1992 shown in brackets with each graph.

Förändring av fångststiffror under höstarna 1980–99 hos tre arter Acrocephalus-sångare, som uppvisar ett likartat mönster (jfr: Figur 2). Staplar = indexerade säsongsummor. Punkter = glidande treårsmedeltal. Index 100 = tioårsmedelvärdet 1983–1992, visas i parentes vid varje diagram.

Coverage of migration periods

There are three main groups of migrants in this material: the long-distance migrants, the medium/short-distance migrants and the partial/irruptive migrants. This grouping is based on the wintering areas. We think it is relevant for the discussion of the trends, since the material is based on migrating birds. In all long-distance migrants and in most

medium/short-distance migrants, the whole population leaves the breeding area and migrates to wintering areas south of Falsterbo. In partial migrants, a part of the population is migrating, while the rest remains in their breeding areas or nearby. These proportions vary from year to year depending on food availability and population size. It has been extensively studied in the Blue Tit and the Great Tit (Ulfstrand 1962, Källander 1983, Heldbjerg & Karlsson 1997). When interpreting the trends, it must be considered if a major part of the population migrates or not. In partial migrants, comparison with results from the annual Swedish Winter Bird Census (Svensson 2000b) may be useful.

In some short-distance and partial migrants the whole migration period may not be covered by the ringing season. Species like Greenfinch, Redpoll, Bullfinch and Yellowhammer may migrate throughout November or even later. The cover of the migration period is also the reason why we use Reed Bunting totals from the Lighthouse Garden and not from Flommen reedbed where the totals were higher. Only about 40% of the migration period of the Reed Bunting at Falsterbo (according to 28 years of migration counts) is covered by trapping at Flommen, since the ringing season there stops on 30 September, whilst the trapping season at the Lighthouse Garden covers the whole migration period.

Recruitment areas

The ringing totals should be interpreted as indicators of the population in the entire breeding areas. This makes the totals extremely valuable as indicators of changes, since changes in the total populations are not always detected in other surveys like breeding bird censuses, where relatively small areas are covered and where habitats are not randomly spread.

A disadvantage of ringing as a monitoring tool is that the origin of birds is not known in detail. Such knowledge may for example be important to localize the recruitment areas for a decreasing population in order to perform conservation activities. Although recoveries may indicate recruitment areas, the recovery rate of small passerine birds is on average less than 1% (Roos 1984). Thus only species trapped in large numbers will map their origin through recovery data, as for example the Reed Warbler (Roos 1984, unpublished data), the Willow Warbler (Karlsson 1992, Karlsson & Pettersson 1993) and the Blue Tit (Heldbjerg & Karlsson 1997). In many other species, however, recoveries may at least give a hint of the recruitment areas.

Table 6. Species (selected according to Table 2) showing more than a 50% decrease between average autumn totals 1980–1989 and 1990–1999. (FR) = Flommen reedbed, all others from the Lighthouse Garden. Autumn totals were chosen in order to include as many species as possible. For sample sizes, see Appendix B–C.

Arter (enligt urval i Tabell 2) som uppvisar minst 50% minskning mellan tioårsmedelvärdet för höstarna 1980–1989 och 1990–1999. (FR) = Flommen, övriga från Fyren. Siffror från höstarna använda för att få med så många arter som möjligt. För stickprovsstorlek, se Appendix B–C.

	%
Long-distance migrants	
<i>Långflyttare</i>	
Wryneck <i>Jynx torquilla</i>	-89
Sand Martin <i>Riparia riparia</i> (FR)	-78
Swallow <i>Hirundo rustica</i> (FR)	-68
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	-72
Thrush Nightingale <i>Luscinia luscinia</i>	-70
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i> (FR)	-61
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	-82
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	-63
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	-57
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	-61
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	-59
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	-61
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	-72
Medium/short-distance migrants	
<i>Medium-/kortflyttare</i>	
White Wagtail <i>Motacilla alba</i> (FR)	-53
Starling <i>Sturnus vulgaris</i>	-73
Linnet <i>Carduelis cannabina</i>	-72
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	-55
Reed Bunting <i>Emberiza schoeniclus</i>	-67
Partial/irruptive migrants	
<i>Partiella flyttare/invasionsarter</i>	
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>	-89
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	-59

Local breeders were included in the totals. With few exceptions they represent a small part of the total number. In some species like House Sparrow and Tree Sparrow, which are almost resident species, the majority of the trapped birds are very likely of local or regional origin. Also in some migratory species, like White Wagtail, Fieldfare, Starling (spring totals) and Linnet the proportion of local birds may be considerable since many of the birds are trapped outside their migration periods and therefore the

Table 7. Species (selected acc. to Table 2) showing more than a 50% increase between average autumn totals 1980–89 and 1990–99. All figures from the Lighthouse Garden. Autumn totals were chosen in order to include as many species as possible. For sample sizes, see Appendix B–C.

Arter (enligt urval i Tabell 2) som uppvisar minst 50% ökning mellan tioårsmedelvärdet för höstarna 1980–89 och 1990–99. Alla siffror från Fyren. Siffror från höstarna använda för att få med så många arter som möjligt. För stickprovsstorlek, se Appendix A–C.

	%
Medium/short-distance migrants	
<i>Medium-/kortflyttare</i>	
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i>	+170
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	+56
Firecrest <i>Regulus ignicapillus</i>	+185
Partial/irruptive migrants	
<i>Partiella flyttare/invasionsarter</i>	
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	+70
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	+94
Bullfinch <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	+94

trends may reflect changes in the local population as well as in the whole population.

Trapping

The suitability of bird ringing for monitoring varies with the behaviour of different species in the trapping area (Røer 1997). Factors like habitat preferences, flock behaviour and trapping equipment may influence the captures.

Generally, species residing close to the ground are the ones most likely to be trapped in mist-nets which are 2.5–3 meters high, i.e. species which prefer open habitat or low vegetation. Reeds should be included here too. However, during migration some other species, which normally prefer higher vegetation may use these habitats for temporary shelter. This will increase the number of species trapped at a “migration site” like Falsterbo.

Also, species using reeds or shrubberies are easier to trap than species residing in the open field. In the shrubs, the nets are protected from wind and sunlight and are difficult for the birds to see. In the open field the nets are exposed to wind and sunlight and are easier to detect.

There is also a difference between nocturnal and diurnal migrants. Nocturnal migrants do not normally

flock. They move through the vegetation, when grounded after the previous night's migration. Diurnal migrants like tits, Starling, finches, Siskin etc. occur in well-defined flocks. Trapping of flocking birds may be an "all or nothing" business and one flock in a single day may strongly influence even the seasonal total. Especially in tits and Siskin, the birds in the nets even seem to attract fellow flock members.

The mesh-size (16 mm) of the mist-nets is designed for trapping small birds. Hence, bigger birds like Sparrowhawk, thrushes, Nutcracker etc. may escape more easily from the nets during the 30 minutes intervals between which they are emptied (cf. Jenni et al. 1996). However, this "error" is constant and should hardly influence any temporal trends.

Changes of vegetation

Around 1900, the Falsterbo headland was dominated by open heath with very few trees. In the next 50 years there was a rapid change to more woodland and since then there is a mixture of both. Since the 1960s the number of inhabitants in Skanör-Falsterbo has also increased rapidly from about 1000 to about 7000. Many of the new houses were built in the woodland areas, while the remaining open areas became nature reserves. Thus we believe that the total area of woodland and shrubs has not increased considerably during the period 1980–1999 (rather the opposite) and has not influenced the change in numbers of birds resting at the trapping sites. This is also confirmed by the fact that we have no observations of large numbers of warblers and flycatchers in the village of Falsterbo during the last few years. This is contrary to the 1980s, when such observations were frequent but then there were also many birds trapped.

During 20 years of fieldwork in the trapping area we have also observed some changes in the vegetation. There is more shrubbery inside the Lighthouse garden today than in 1980, but not around it. This could attract more birds and yet we observe many negative trends. More vegetation and the same number of nets may increase the possibility of birds not being trapped and thus influence the trends. On the contrary, birds may rest longer in the area and then the additional vegetation should lead to more birds trapped. However, these "new" shrubs mainly grow around the nets and we have no observations of any significant changes in the movements of the birds in the trapping area over the years. At Flommen there is variation in the growth and density of the reeds between years, rather evenly spread over the period, maybe with the

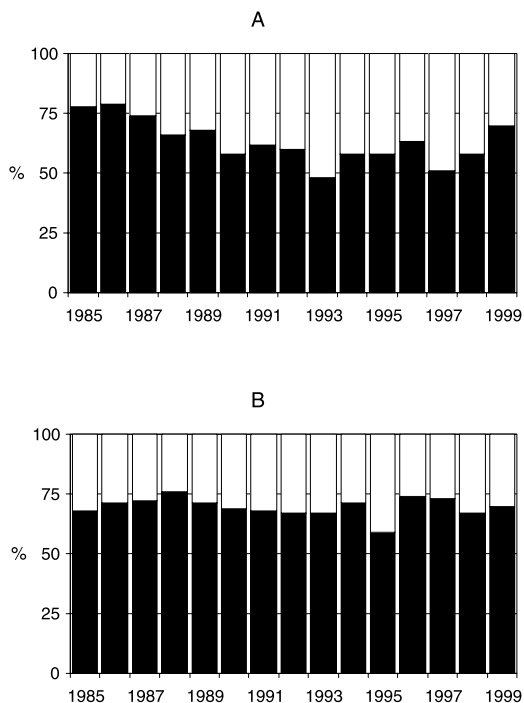


Figure 4. Proportions of second year (2y, dark columns) and older (3y+, light columns) birds in spring captures 1985–1999 of a decreasing (in autumn) long-distance migrant (Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*) A, and an "even" medium-distance migrant (Robin *Erithacus rubecula*) B. n = average spring total 1985–99. Willow Warbler: n=1211, Robin: n=936. Rs = Spearman's Rank Correlation Coefficient (proportion of 2y birds vs. year). Willow Warbler: Rs = -0.571, p<0.05, Robin: Rs = -0.198, n.s. Comparison starts in 1985, the first spring season when Willow Warblers were aged (according to iris colour).

Andelen fjollåringar (2k, mörka staplar) respektive äldre (3k+, ljusa staplar) fåglar i fångsten under vårsångerna 1985–1999 av en (under hösten) signifikant minskande långflyttare, lövsångare Phylloscopus trochilus, och en medeldistansflyttare, rödhake Erithacus rubecula, som inte visar någon signifikant trend. n = medeltal för vårsångerna 1985–1999. Lövsångare: n=1211, rödhake: n=936. Rs = Spearmans Rangkorrelationskoefficient (andel 2k mot årtal). Lövsångare: Rs = -0,571, p<0,05, rödhake: Rs = -0,198, n.s. Jämförelsen startar 1985, det första året lövsångare åldersbestämdes på våren (efter irisfärg).

exception of 1980–1983 when the reeds were both higher and denser. Thus, we are quite confident that the observed vegetation changes at the trapping sites have little or no effect on the number of birds trapped.

Large scale changes – an overview

The observed decrease in many long-distance migrants at Falsterbo is not unique. Similar trends have been reported not only from the Nordic countries (Røer 1997, Andersson et al. 2000, Svensson 2000a) but also from continental Europe (Berthold et al. 1993, Foppen & Reijnen 1996, Fiedler 1998) and Great Britain (Gregory et al. 2000). This may indicate large-scale changes of populations caused by large-scale changes of the environment. Possible reasons for the changes may be: variation in climate and weather (Hjort & Lindholm 1978, Mitchell 1999), modern methods of farming and forestry (Andersson 1988) and less specific but constant changes of the environment like acidification, chemicals, ozone etc. The possibility of co-variation between several positive or negative factors will have a stronger and faster effect on the populations. Negative factors occurring for example in both the breeding and wintering areas of a certain species may quite rapidly cause a decrease in the population.

It is obvious that changes in ringing totals reflect population changes in the long-term as well as other monitoring methods. However, only the comparison and evaluation of results from different monitoring projects and the cooperation between them may bring us closer to determining the correct size of a population.

Acknowledgements

First of all we would like to thank all the assistant ringers through all the years. Without your help this project would not have survived. During the writing of this paper, Thomas Alerstam and Sören Svensson contributed with valuable comments and statistical advice as did the referees (Anders Brodin, Thord Fransson and Jørgen Rabøl). Thank you! Special thanks to Torcuil Grant for improving the English. Financial support was given by Gustaf Danielssons Fond (Sveriges Ornitologiska Förening) and Nils-Olof Berggrens Fond (Kungl. Fysiografiska Sällskapet, Lund).

This is Report No. 197 from Falsterbo Bird Observatory.

References

Alerstam, T. 1978. Reoriented bird migration in coastal areas: Dispersal to suitable resting grounds? *Oikos* 30: 405–408.
Alerstam, T. & Pettersson, S.G. 1977. Why do migrating birds fly along coastlines? *J. Theor. Biol.* 65: 699–712.
Andersson, A., Hasselquist, D., Hedenström, A., Hjort, C., Jonzén, N. & Lindström, Å. 2000. *Fågelräkning och ring-*

märkning vid Ottenby 1999. Sakrapport till Naturvårdsverket. Ottenby fågelstation.
Andersson, S.(red.) 1988. *Fåglar i jordbrukslandskapet*. Vår Fågelvärld, Suppl. 12. Stockholm.
Bernes, C. (red.) 1985. *Monitor 1985. PMK: På vakt i naturen*. Liber, Stockholm.
Bernes, C. (red.) 1990. *Monitor 1990. Svensk miljöövervakning*. Naturvårdsverket, Solna.
Berthold, P. & Schlenker, R. 1975. The „Metttau-Reit-Ilmlitz Programme“ – a long-term bird trapping programme of the Vogelwarte Radolfzell with multiple goal. *Vogelwarte* 28: 97–123.
Berthold, P., Kaiser, A., Querner, U. & Schlenker, R. 1993. Analyse von Fangzahlen im Hinblick auf die Bestandentwicklung von Kleinvögeln nach 20-jährigen Betrieb der Station Mettnau, Süddeutschland. *J. Orn.* 134: 283–299.
Berthold, P., Fiedler, W., Schlenker, R. & Querner, U. 1999. Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Kleinvögel: Abschlussbericht zum MRI-Programm. *Vogelwarte* 40: 1–10.
Busse, P. 1990. Studies of long-term population dynamics based on ringing data. *The Ring* 13: 221–234.
Busse, P. 1994. Population trends of some migrants at the southern Baltic coast – autumn catching results 1961–1990. *The Ring* 16: 115–158.
Dunn, E.H., Hussel, D.J.T. & Adams, R.J. 1997. Monitoring songbird population change with autumn mist netting. *J. Wildl. Manage.* 61: 389–396.
Ehnbohm, S., Karlsson, L., Ylvén, R. & Åkesson, S. 1993. A comparison of autumn migration strategies in Robins *Erithacus rubecula* at a coastal and an inland site in southern Sweden. *Ring. & Migr.* 14: 84–93.
Fiedler, W. 1998. Trends in den Beringungszahlen von Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) in Süddeutschland. *Vogelwarte* 39: 233–241
Foppen, R. & Reijnen, R. 1996. De Fitis *Phylloscopus trochilus* in de problemen. Afrika in het spel? *Limosa* 69: 51–56.
Gezelius, L. & Hedenström, A. 1988. Vindens inverkan på fångsten av rödhake *Erithacus rubecula* och kungsfågel *Regulus regulus* vid Ottenby. *Vår Fågelvärld* 47: 9–14.
Gregory, R.D., Noble, D.G., Campbell, L.H. & Gibbons, D.W. 2000. *The State of the UK's Birds in 1999*. RSPB and BTO. Sandy.
Heldbjerg, H. & Karlsson, L. 1997. Autumn migration of the Blue Tit *Parus caeruleus* at Falsterbo 1980–94: population changes, migration patterns and recovery analysis. *Ornis Svecica* 7: 149–167.
Hjort, C. & Lindholm, C-G. 1978. Annual bird ringing totals and population fluctuations. *Oikos* 30: 387–392.
Jenni, L., Leuenberger, M. & Rampazzi, F. 1996. Capture efficiency of mist nets with comments on their role in the assessment of habitat use. *J. Field Ornithol.* 67: 263–274.
Karlsson, L. (ed.) 1992. *Falsterbo ur fågelperspektiv*. Anser. Suppl. 32. Lund.
Karlsson, L., Ehnbohm, S. & Walinder, G. 2000. Ringmärkningen vid Falsterbo fågelstation 1999. (Ringing at Falsterbo Bird Observatory 1999.). Pp. 9–20 in *Fåglar i Skåne 1999* (Arinder, M. ed.). Anser Suppl. 44. Lund.
Karlsson, L. & Pettersson, J. 1993. Ringmärkning och miljöövervakning – några jämförelser av fångstisffror från Falsterbo och Ottenby fågelstationer. Pp. 27–34 in *Fågelåret 1992* (Bentz, P.G. & Wirdheim, A. eds). *Vår Fågelvärld* Suppl. 19. Stockholm.

- Kjellén, N. & Roos, G. 2000. Population trends in Swedish raptors demonstrated by migration counts at Falsterbo, Sweden 1942–1997. *Bird Study* 47: 195–211.
- Källander, H. 1983. Density dependent migration of Great and Blue Tits. In: Aspects of the breeding biology, migratory movements, winter survival and population fluctuations in the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *P. caeruleus*. Lund.
- Larsson, T. (ed.) 1991. *Bird Monitoring Programmes in the Nordic Countries 1991*. Swedish Environmental Protection Agency Report 4012. Stockholm.
- Lifjeld, J.T. 1993. Kan ringmerkningsdata fra fuglestasjoner brukes til overvåkning av fuglebestander? En vurdering av data fra Jomfruland Fuglestasjon. Pp. 17–20 in *Forhandlinger fra nordisk Fuglestasjons-konferanse 1992* (eds. Lifjeld, J.T., Bentz, P.G., Bergström, R. & Byrkjeland, S.) Vår Fuglefauna Suppl. 1. Klaebu.
- Lindskog, H. & Roos, G. 1980. Vädrets inflytande på mesarnas, särskilt blåmesens *Parus caeruleus*, uppträdande vid Falsterbo under höststräcket. (The influence of weather on the autumn migration of tits, especially the Blue Tit *Parus caeruleus*, at Falsterbo, South Sweden.) –*Anser* 19: 1–10
- Malmberg, T. 1955. Topographical concentration of flight-lines. *Acta XI Congr. Int. Orn., Basel 1954*: 161–164.
- Mitchell, T. 1999. *Sahel standardized rainfall index (20–8N, 20W–10E). Modern record 1950–97*. Joint Institute for the Study of Atmosphere and Ocean (JISAO). Dept. of Atmospheric Sciences. University of Washington. www.atmos.washington.edu
- Moritz, D. 1982a. Langfristige Bestandschwankungen ausgewählter Passeres nach Fangergebnissen auf Helgoland. *Seevögel Sonderband* : 13–24.
- Moritz, D. 1982b. Die von 1953 bis 1979 auf Helgoland erzielten Fangergebnisse ausgewählter Arten. *Die Vogelwelt* 1982: 129–143.
- Payevsky, V. 1998. Age structure of passerine migrants at the eastern Baltic coast: the analysis of the „coastal effect“. *Ornis Svecica* 8: 171–178.
- Peach, W. & Baillie, S. 1991. Population changes on constant effort sites 1989–1990. *BTO News* 173: 12–14.
- Peach, W., Furness, R.W. & Brenchley, A. 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ring. & Migr.* 19: 57–66.
- Pettersson, J. 1993. Populationsövervakning genom standardiserad fångst. Pp. 13–16 in *Forhandlinger fra nordisk Fuglestasjons-konferanse 1992* (eds. Lifjeld, J.T., Bentz, P.G., Bergström, R. & Byrkjeland, S.) Vår Fuglefauna Suppl. 1. Klaebu.
- Pettersson, T. 1996. CES – Fågelövervakning i Sverige. *Ringinform* 19: 25–27.
- Pettersson, T. 2000. CES – Sverige 1999. Pp. 29–33 in *Fågelåret 1999* (Bentz, P.G. & Wirdheim, A. eds.) *Vår Fågelvärld* Suppl. 19. Stockholm.
- Rabøl, J. & Lyngs, P. 1988. Monitoring Baltic passerine population by ringing of migrants on Christiansö. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 82: 37–49.
- Rabøl, J. 1999. Fuglestationerne og ringmærkningen. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 93: 219–229.
- Ralph, C.J. 1981. Age ratios and their possible use in determining autumn routes of passerine migrants. *Wilson Bull.* 93: 164–188.
- Roos, G. 1978. Sträckräkningar och miljöövervakning: långsiktiga förändringar i höststräckets numerär vid Falsterbo 1942–1977. (Counts of migrating birds and environmental monitoring: long-term changes in the volume of autumn migration at Falsterbo 1942–1977.) *Anser* 17: 133–138.
- Roos, G. 1984. *Flyttning, övervintring och livslängd hos fåglar ringmärkta vid Falsterbo (1947–1980)*. (Migration, wintering and longevity of birds ringed at Falsterbo (1947–1980).) *Anser*. Suppl. 13. Lund.
- Roos, G. & Karlsson, L. 1981. Ringmärkningsverksamheten vid Falsterbo fågelstation 1980. (The ringing activity at Falsterbo Bird Station in 1980.) *Anser* 20: 99–108.
- Rudebeck, G. 1950. *Studies on Bird Migration. Vår Fågelvärld*. Suppl. 1. Lund.
- Röer, J.E. 1997. Overvåkning ved hjelp av standardisert fangst ved Jomfruland og Lista fuglestasjoner. *Vår Fuglefauna* 20: 177–182.
- Siegel, S. & Castellan, N.J.Jr. 1968. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill Book Company. New York.
- Stolt, B.-O. 1987. Ringmärkning och populationsförändringar hos fåglar. *Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica* 14: 202–212.
- Stolt, B.-O. & Österlöf, S. 1975. Ringmärkning och flyttfåglars bestandsvariationer. *Fauna och Flora* 70: 69–84.
- Svensson, S. 1978. Efficiency of two methods for monitoring bird population levels: Breeding bird censuses contra counts of migrating birds. –*Oikos* 30: 373–386.
- Svensson, S. 1997. Fågelinventeringar. Chapter 19 in *Fåglarnas ekologi* (Ekman, J. & Lundberg, A. eds.) *Vår Fågelvärld*, Suppl. 26. Stockholm.
- Svensson, S. 2000a. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling*. Årsrapport för 1999. Lund.
- Svensson, S. 2000b. Häckfågeltaxeringen och Vinterfågelräkningen 1999. Pp. 9–18 in *Fågelåret 1999* (Bentz, P.G. & Wirdheim, A. eds.) *Vår Fågelvärld* Suppl. 19. Stockholm.
- Svensson, S., Hjort, C., Pettersson, J. & Roos, G. 1986. Bird population monitoring: a comparison between annual breeding and migration counts in Sweden. Pp. 215–224 in *Baltic Birds IV* (Hjort, C., Karlsson, J. & Svensson, S. eds.) *Vår Fågelvärld*, Suppl. 11. Stockholm.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 3). Cambridge, U.K.
- Ulfstrand, S. 1959. Fågelsträcket vid Falsterbo år 1955. *Vår Fågelvärld* 18: 131–162.
- Ulfstrand, S. 1960. Some aspects on the directing and releasing influence of wind conditions on visible bird migration. *Proc. XII Int. Orn. Congr., Helsinki 1958*: 730–736.
- Ulfstrand, S. 1962. On the nonbreeding ecology and migratory movements of the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *Parus caeruleus* in southern Sweden. Pp. 1–145 in *Vår Fågelvärld*, Suppl. 3. Stockholm.

Sammanfattning

Förändringar av antal flyttande fåglar vid Falsterbo, södra Sverige, 1980–1999, enligt ringmärkningssummer

Material och metoder

Sedan 1980 bedrivs ett standardiserat fångstprogram vid Falsterbo Fågelstation (Tabell 1). Graden av standardisering har baserats på lokala förhållanden, hänsyn till fåglarna och egen mångårig erfarenhet. Syftet är att få ett material som är jämförbart från år till år och därmed kan antas spegla variationer i antal hos de fågelpopulationer, som flyttar förbi Falsterbo.

Fångst bedrivs på två lokaler. Dels i Fyrträdgården, en 100×100 m stor dunge som omger Falsterbo fyr (inkl. några enstaka buskage alldeles utanför) och dels i vassarna på Södra Flommen, en knapp kilometer norrut (Figur 1). Vid Fyren pågår fångst både under vår och höst medan fångsten på Flommen bedrivs under första hälften av hösten. Användningen av två olika fångstbiotoper gör att fler arter kan inkluderas i programmet. Vid Fyren har samma nätplatser använts under alla 20 åren medan vi tvingats flytta några vid Flommen, beroende på vassens utbredning. Alla nät har dock alltid placerats i vass. Japanska slöjnet (9 m långa med 16 mm maskstorlek) har uteslutande använts. Beroende på väderleken har antalet dagligen använda nät varierat. Som mest används 21 nät vid Fyren och 20 vid Flommen. Fångst har bedrivits dagligen under säsongerna undantaget dagar med kraftigt regn eller hård vind. Av hänsyn till fåglarna har fångsten ställts in vid dylika tillfällen.

Näten sätts upp i gryningen och kontrolleras en gång i halvtimmen. Oavsett antal fåglar pågår den dagliga fångsten minst fyra (vår) eller sex timmar (höst). Under dagar med god fågeltillgång fortsätter vi tills färre än tio fåglar per timme fångas. Efter avslutad fångst tas näten bort från stängerna.

Under 1980–1999 har totalt 448,560 fåglar, ojämnt fördelade på 143 arter, ringmärkts inom det standardiserade programmet. 61% har fångats vid fyren under hösten mot bara 18% under vårsäsongerna. Återstående 21% har fångats vid Flommen.

Alla säsongssummor presenteras i Appendix A–C. Vi anser det önskvärt att publicera siffrorna för alla arter som en framtida referens. Siffrorna har tidigare publicerats årsvis i de årliga rapporterna från ringmärkningen vid Falsterbo Fågelstation i Skånes Ornitologiska Förenings tidskrift *Anser*. Ett fåtal justeringar har dock gjorts, eftersom en del fåglar fångats under ”icke-standardiserade förhållanden” och inte separerats i protokollen vid fångstillfällena. Det gäller siffrorna för sparvhök (höst), tornseglare (höst), backsvala (vår), ladusvala (vår), hussvala (vår), gråsiska (höst) och snösiska (höst), som korrigerats i

efterhand. De reviderade siffrorna bör inte användas för att spegla beståndsförändringar.

Presentationen grundas på antal fåglar per art, säsong och lokal. Siffrorna anger antalet nymärkta eller ommärkta fåglar, övriga kontroller av redan ringmärkta fåglar är inte inräknade. Ett urval på 50 arter (alla är tättingar utom göktyta) har valts ut som möjliga att övervaka. Urvalet har huvudsakligen gjorts på följande grunder:

- Regelbunden förekomst genom åren, särskilt under hösten. Även arter med små stickprov har tagits med om de är närgrunda regelbundna.
- Fångstperioden skall täcka in merparten av flyttningstiden. De flesta arter är väl intäckta, möjligen med undantag för de senast bortflyttande arterna på hösten och de tidigast ankommande på våren.
- Arter, vars siffror har kända inbyggda fel har uteslutits. Exempel på detta är de ovan reviderade arterna, vårsiffror för sädesärta och stare (vanliga häckfåglar kring Fyren) och höstsiffror för sädesärta från Fyren (nästan uteslutande lokala ungfåglar, som sedan 1990 ätits upp av tornfalkar, som häckar på Fyren, innan säsongen börjar 21 juli).

De utvalda arterna delades in i tre kategorier flyttare (Tabell 2): långflyttare (övervintrar i huvudsak söder om Sahara), medel/kortflyttare (övervintrar i Nordafrika, i södra eller västra Europa) och partiella flyttare (arter som flyttar oregelbundet och/eller en väsentlig del av populationen övervintrar norr om Falsterbo). De flesta långflyttare (20 arter) är nattsträckare medan alla partiella flyttare är arter som flyttar under dagtid.

Statistiska test gjordes med hjälp av Spearman's Rangkorrelation med korrektion för lika värden och χ^2 -test för kontingenstabell. I figurer har summorna normaliserats till index och visas tillsammans med glidande treårsmedeltal.

Resultat

Bland de 50 utvalda arterna fanns 28 med signifikanta förändringar ($p < 0,05$ eller mindre) och 22 icke-signifikanta (Tabell 3a–c). Det fanns fler sådana signifikanta trender bland höstsiffrorna (24) än bland vårsiffrorna (12). Hos åtta arter var förändringarna under både vår och höst signifikanta och trenderna pekade då åt samma håll. Hos fyra arter var endast trenderna i vårsiffrorna signifikanta.

De flesta av de signifikanta trenderna, 23 st, var negativa och bara fem var positiva. De negativa trenderna hittades framför allt hos långflyttarna (15 av 24 arter, 63%) och den enda positiva i denna grupp

var höstsiffrorna för svarthätta (Tabell 3a). Hos medel/kortflyttare var sju trender signifikant negativa och fyra positiva av totalt 19 arter (Tabell 3b). Bland de sju arterna av partiella flyttare, slutligen, fanns en negativ (gråsparv) och en positiv (grönsiska) trend som var signifikanta (Tabell 3c). På hösten var antalet signifikant minskande arter bland långflyttarna signifikant fler än hos de övriga kategorierna sammanslagna men så inte på våren (Tabell 4).

Hos de åtta arter som uppvisade signifikanta trender såväl under vår som höst fanns också positiva signifikanta korrelationer mellan vår- och höstsiffror hos alla utom en (buskskvätta, Tabell 5). Korrelationerna fanns antingen mellan vår- och höstsiffror under samma kalenderår, eller mellan höst- och vårsiffror följande vår eller bådadera. Bara två arter till, kungsfågel och blåmes, hade någon korrelation mellan vår- och höstsiffror och i bägge dessa fall mellan höst- och vårsiffror följande vår.

Hos många långflyttare inträffade en kraftig nedgång i höstsiffrorna omkring 1990 med ett riktigt bottenapp 1991 (Figur 2). Därefter har siffrorna varit fortsatt låga och först de allra senaste åren har en liten ökning kunnat skönjas hos några arter. Tydliga undantag utgör *Acrocephalus*-sångarna, som inte alls visar dessa tecken till nedgång (Figur 3).

Minskningarna hos långflyttarna är i flera fall mycket kraftiga. Hos lövsångaren finner man sålunda en minskning på 61 %, om man jämför medeltalet för höstarna 1980–1989 med medeltalet för höstarna 1990–1999. Hos 13 av 23 arter långflyttare (57 %) är motsvarande medeltal för 1990–1999 mer än 50 % lägre än för 1980–1989 (Tabell 6). I de övriga kategorierna flyttare var det sammanlagt bara sju av 26 arter (27 %) som minskat med mer än 50 %.

Motsvarande öknningar var långt färre: Ingen långflyttare, men sex arter i övriga kategorier ökade med mer än 50 % (Tabell 7).

Diskussion

Våra resultat pekar på tydliga förändringar i flera skandinaviska småfågelpopulationer, särskilt bland långflyttarna. Innan vi gör jämförelser med andra monitoringprojekt eller analyser av möjliga orsaker till förändringarna vill vi emellertid hellre först titta närmare på det material vi presenterar.

Stickprovsstorlek

Användandet av fångstsiffror från fågelstationer för populationsövervakning har diskuterats mycket. I förhållande till hela populationen är naturligtvis

antalet ringmärkta fåglar under en säsong ett litet stickprov. Visserligen är det ett exakt antal (inte uppskattat), men likt andra stickprov är det beroende av en rad yttre omständigheter. Antalet fåglar som fångas är ett stickprov ur mängden av fåglar som flyttar förbi Falsterbo, vilken i sin tur är ett stickprov ur den totala populationen. En ändring av flyttningväg eller en populationsförändring hos en art kan visa samma resultat i fångstsiffrorna.

Även små stickprov kan vara relevanta, även om man naturligtvis bör vara försiktig vid tolkningen och helst ha jämförelsematerial också. Exemplet göktyta tycks visa detta. Trots våra små stickprov på i medeltal 3 (vår) respektive 2 (höst) fåglar erhålls en signifikant minskande trend. Detta resultat ligger i linje med resultaten från flera större undersökningar (t.ex. Svensk Häckfågeltaxering och fågelskyddsorganisationen Bird Life's omfattande rapport över europeiska fågelarters skyddsbehov).

Betydelse av topografi och väder

För att tolka våra siffror krävs kännedom om de speciella förhållanden som råder vid Falsterbo. Näset utgör Skandinaviens sydvästligaste spets och under hösten är huvudriktningen hos många flyttfåglar sydvästlig. På grund av ledlinjeeffekt förstärks koncentrationen av flyttande fåglar under hösten ytterligare. På våren är de nordflyttande fåglarna egentligen inte alls koncentrerade till Falsterbo. Däremot kan man även under våren se fåglar sträcka ut åt sydväst. Särskilt i samband med omslag till kallt väder kan mängden retursträckare vara avsevärd och ledlinjeeffekten gör att antalet utsträckande fåglar under våren lätt överstiger antalet insträckande. I vårt material finns t.ex. en rad höga fångstsiffror för bl.a. järnsparv, taltrast, rödvingetrast och bofink i mitten på 1980-talet, som vi anser huvudsakligen beror på retursträck.

I vad mån detsamma gäller utpräglade nattsträckare vet vi naturligtvis inte, men erfarenheten av 20 vårsåsonger är att de riktigt stora mängderna rastande (och därmed fångstbara) fåglar finner man i samband med "dåligt väder", dvs. när fåglar som startat sitt sträck norrut från andra sidan Östersjön i relativt varmt väder möter en kallfront på vägen. Flugsnappare, t.ex., fångas på våren nästan uteslutande under sådana förhållanden. Fångsten under vårsåsongerna är därför mera nyckfull än under höstarna, vilket kan vara en orsak till de relativt få korrelationerna mellan vår- och höstsiffror (Tabell 5). Naturligtvis finns ett inflytande av vädret även under hösten, men de riktigt extrema situationerna är

per definition sällsynta och blir alltmer betydelselösa i ett långtidsperspektiv, t.ex. om man jämför tioårsmedelvärden. Att någon systematisk förändring av vädret har inträffat bedömer vi som osannolik, möjligtvis med undantag av en liten ökning av medeltemperaturen.

Vi anser därför att höstsiffrorna är mera tillförlitliga än vårsiffrorna, dessutom är de i allmänhet högre.

Åldersfördelning

I fångsten under höstarna är antalet årsungar (1k) överrepresenterat hos de flesta arterna, ett välkänt fenomen vid kustlokaler. Förstagångsflyttarna kan, i brist på de äldres erfarenhet, tänkas tveka mer inför passagen av Östersjön. Fångstsiffrorna skulle därmed kunna tolkas som ett mått på häckningsframgång, vilket kan vara ytterligare en anledning till de få korrelationerna mellan vår- och höstsiffror. I ett längre perspektiv påverkar emellertid häckningsresultatet även storleken hos den häckande populationen kommande år, särskilt hos små fåglar med en relativt kort livscykel. Sålunda har vi konstaterat en signifikant förändring i åldersammansättningen hos lövsångare, där andelen fjolåringar (2k) i vårfångsten sjönk drastiskt i samband med nedgången i höstsiffrorna omkring 1990 (Figur 4). Hos rödhaken som inte har en liknande nedgång, finns ingen sådan förändring i åldersammansättning i vårfångsten.

Täckning av flyttningssäsong

Hos alla långflyttare och de flesta medel- och kortflyttare flyttar i princip hela beståndet till vinterkvarter söder om Falsterbo. Hos de partiella flyttarna, däremot, stannar en varierande del av populationen kvar i eller nära häckningsområdena. Variationen beror på födotillgång, populationsstorlek, m.m. och har studerats noga bl.a. hos blåmes och talgoxe. Vid tolkningen av trenderna måste man alltså betänka om arten är en reguljär flyttfågel eller inte. Jämförelser med den svenska Vinterfågelräkningen skulle kunna ge intressanta resultat när det gäller beståndsväxlingar hos de partiella flyttarna.

Hos ett mindre antal sent flyttande arter pågår flyttning även efter ringmärkningsäsongens slut 10 november. Grönfink, gråsiska, domherre och gulsparv kan ses på flyttning hela november och även senare. Täckningen av flyttningssäsong är också orsaken till att vi beräknar trenden för sävsparv på siffror från Fyren i stället för Flommen, där sävsparven är vanligare i fångsten. Eftersom Flommensä-

songen slutar 30 september är endast ca. 40% av sävsparvens flyttningssäsong vid Falsterbo (enligt 28 år av standardiserade sträckräkningar) täckt av fångsten vid Flommen, medan den längre fångstperioden vid Fyren (t.o.m. 10 november) täcker in hela sävsparvens flyttningssäsong.

Rekryteringsområden

En nackdel vid fångst av flyttande fåglar är att man inte riktigt vet deras ursprung. Återfynden av småfåglar är få (<1% av de märkta) och endast hos de talrikaste arterna som t.ex. rörsångare, lövsångare och blåmes kan återfynden berätta om rekryteringsområdena. I övriga fall får man endast vaga antydningar om varifrån fåglarna kommer. Man får därför betrakta fångstsiffrorna som ett tvärsnitt av populationen i hela häckningsområdet (norr om Falsterbo), vilket i och för sig också kan vara en fördel, eftersom förändringen kanske upptäcks tidigare än i de relativt små ytor som kontrolleras vid t.ex. punkttxeringar, speciellt om dessa ytor inte är utspridda i slumpvis valda områden. En art försvinner i allmänhet först från sitt randområde och sist från den optimala biotopen.

Lokala häckfåglar ingår i summorna. I de flesta fall utgör de en mycket liten del av de fångade fåglarna. För mer eller mindre residenta arter som t.ex. gråsparv och pilfink kan dock det lokala eller regional inslaget vara betydande. Några andra fall har berörts i inledningen.

Fångstbenägenhet

När man fångar fåglar för ringmärkning är vissa arter mera sannolika att fånga än andra. Faktorer som habitatval, flockuppträdande och fångstredskap inverkar på fångstens sammansättning. Principiellt är arter som vistas i lägre vegetation (även vass) lättast att fånga i nät som är 2,5–3 m höga. Under flyttningen kan emellertid även arter som normalt inte vistas i dessa biotoper ändå uppsöka dem t.ex. för tillfällig vila eller skydd. Det ökar naturligtvis antalet arter som fångas vid en flyttningssäsong som Falsterbo. Vidare är arter som vistas i tät vegetation lättare att fånga än de som håller till på öppen mark, helt enkelt därför att näten döljs bättre i tät vegetation.

Det finns också en skillnad mellan dag- och nattsträckare. Nattsträckare uppträder inte i täta flockar. Efter att ha landat efter den nattliga flyttningsetappen rör sig fåglarna genom vegetationen. Dagsträckare, däremot, som starar, finkar, mesar och siskor, uppträder flockvis och ibland slår en flock ned i

vegetationen, ibland flyger den förbi. Fångsten av dessa arter blir därför mer av "allt eller intet" och en enstaka flock kan t.o.m. påverka säsongssumman märkbart. Särskilt mesar och siskor tycks dessutom lockas till näten av artfränder som redan fastnat.

Maskstorleken på näten (16 mm) är avsedd för småfågelfångst. Det innebär att större fåglar som sparvhökar, trastar, nötkråkor m.fl. lättare tar sig loss från näten under de 30-minutersintervall som går mellan tömningarna. Detta förhållande har emellertid varit detsamma under alla år och bör inte nämnvärt påverka tidsmässiga trender.

Förändringar av vegetationen

För hundra år sedan var Falsterbonäset ett öppet hedlandskap med få träd. Under de följande 50 åren förändrades landskapet snabbt och blev alltmer trädbevuxet. Sedan 1960-talet har antalet invånare på Falsterbonäset ökat från ca. 1000 till ca. 7000. Nybyggnation av hus har i stor utsträckning tagit trädbevuxet landskap i anspråk, medan det mesta av de kvarvarande öppna områdena har blivit naturreservat. Vi kan därför sväriligen tänka oss att den trädbevuxna arealen har ökat under de senaste 20 åren (snarare tvärtom) på ett sätt som påverkat antalet rastande fåglar på fångstplatserna. Inte heller har vi några observationer under de senare årens augustimånader av stora mängder rastande lövsångare eller flugsnappare inne i Falsterbo, vilket ofta var fallet under 1980-talet (och tidigare) men då fanns det också mängder av dem på fångstplatserna.

Under de 20 år, som ingår i denna studie, har naturligtvis vissa förändringar i vegetationen inträffat på fångstplatserna. Det finns mer buskage i fyrträdgården nu än 1980 (men inte utanför). Detta borde snarast attrahera fler fåglar. Ändå har vi en majoritet av negativa trender. Eventuellt skulle mer

vegetation medföra större möjligheter för fåglarna att undvika näten, förutsatt att de inte stannar längre tid än innan den "nya" vegetationen fanns. Även motsatsen är emellertid möjlig: Om man antar att fåglarna rastar längre tid i den rikare vegetationen skulle detta kunna leda till att fler fåglar fångas. Vi har dock inga indikationer på att de iakttagna förändringarna av vegetationen skulle ha någon större betydelse för antalet rastande fåglar i området. Vid Flommen varierar vassens höjd och täthet från år till år. Denna variation är tämligen jämnt fördelad över perioden, fränsett de första åren (1980–83) då vassen var både högre och tätare än något år därefter. Därmed bör det också vara så, att de förändringar i vegetationen som förekommit, har liten inverkan på de långsiktiga förändringarna i fångstsummorna.

Förändringar i större skala – en översikt

De kraftiga nedgångarna hos flera långflyttande småfågelarter som registrerats vid Falsterbo är inte unika. Liknande resultat har också rapporterats från såväl Norden som Västeuropa. Vilka miljöfaktorer som eventuellt ligger bakom dessa förändringar tas inte upp här mer än ytterst översiktligt: Klimat- och väderleksförändringar, biotopförändringar orsakade bl.a. av modernt jord- och skogsbruk, miljögifter, försurning m.m. Samverkan mellan flera faktorer kan dessutom mycket snabbt förvärra eller förbättra situationen för en given art.

Vår slutsats blir alltså att ringmärkningssiffrorna mycket väl kan spegla förändringar i fågelpopulationer, åtminstone på lång sikt. Vi påstår inte att fångst-siffror ger en sann och exakt bild av förändringarna, men det gör å andra sidan inte andra metoder heller. Endast genom jämförelse, utvärdering och samarbete mellan olika övervakningsprojekt kan vi komma de verkliga förhållandena på spåren.

Appendix A. Spring totals 1980–1999 (Lighthouse Garden 21 March–10 June). Fångstiffror vårarna 1980–1999 (Fyren 21 mars – 10 juni).

Year År	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total		
Mallard Anas platyrhynchos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	5	
Sparrowhawk Accipiter nisus	0	0	1	2	1	2	3	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	14	
Kestrel Falco tinnunculus	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	
Hobby Falco subbuteo	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Wood Pigeon Columba palumbus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	1	0	0	1	0	7	
Collared Dove Streptopelia decaocto	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	
Cuckoo Cuculus canorus	1	0	1	1	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	10	
Long-eared Owl Asio otus	1	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	
Nighthaw Caprimulgus europaeus	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Wynneck Jynx torquilla	3	2	6	6	12	1	0	4	1	6	4	2	2	2	0	0	0	0	0	6	6	55	
Great Spotted Woodpecker Dendrocopos major	0	2	0	1	0	0	1	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	10	
Skylark Alauda arvensis	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
Sand Martin Riparia riparia	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
Swallow Hirundo rustica	5	3	5	2	2	1	4	3	1	2	1	2	4	0	2	1	3	0	2	17	60	60	
House Martin Delichon urbica	2	0	3	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	13	13	
Tree Pipit Anthus trivialis	10	11	22	32	55	14	16	6	21	3	10	9	2	3	2	1	6	1	2	21	247	247	
Meadow Pipit Anthus pratensis	1	1	1	2	1	0	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	13	
Yellow Wagtail Motacilla flava	2	0	3	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4	14	14	
White Wagtail Motacilla alba	13	10	6	7	17	10	6	12	16	8	15	16	7	6	10	7	6	1	12	41	226	226	
Wren Troglodytes troglodytes	60	46	49	47	68	28	36	27	52	67	49	98	82	80	89	66	72	65	84	85	1250	1250	
Duncock Prunella modularis	152	168	135	147	231	223	206	322	160	164	103	131	115	148	130	123	78	80	222	152	3190	3190	
Robin Erithacus rubecula	2266	1824	1497	592	1234	561	751	757	907	727	1668	1299	1291	1057	609	933	504	1425	687	859	21448	21448	
Thrush Nightingale Luscinia luscinia	38	8	7	15	26	17	4	39	25	24	19	18	14	10	15	4	14	3	8	20	328	328	
Bluethroat Luscinia svecica	8	1	8	1	5	7	4	2	10	8	2	5	1	0	0	0	3	0	1	0	0	66	66
Black Redstart Phoenicurus ochturus	7	5	12	6	17	8	11	9	18	5	8	6	10	6	4	2	4	13	8	5	164	164	
Redstart Phoenicurus phoenicurus	122	84	177	88	178	94	35	114	76	65	77	235	29	32	105	53	97	184	111	198	2154	2154	
Whinchat Saxicola rubetra	10	3	24	8	18	18	4	12	5	2	5	9	3	0	2	2	2	3	5	12	147	147	
Wheatear Oenanthe oenanthe	21	7	11	4	10	3	1	6	5	1	3	3	1	0	2	0	1	1	2	0	82	82	
Ring Ouzel Turdus torquatus	2	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10	10	
Blackbird Turdus merula	51	50	101	35	107	62	64	57	86	55	33	74	35	47	51	58	67	29	52	74	1188	1188	
Feldfare Turdus pilaris	1	0	1	1	2	2	1	1	1	1	5	6	3	2	4	2	3	4	9	12	61	61	
Song Thrush Turdus philomelos	55	51	59	46	112	94	56	86	65	39	61	43	32	24	34	26	21	24	37	37	1002	1002	
Redwing Turdus iliacus	7	4	10	2	28	15	6	8	6	6	8	4	4	3	4	9	4	3	4	6	141	141	
Mistle Thrush Turdus viscivorus	1	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	6	
Grashopper Warbler Locustella naevia	4	2	0	0	2	3	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	17	17	
Sedge Warbler Acrocephalus schoenobaenus	6	0	0	2	3	1	0	0	2	0	1	4	2	0	0	0	1	2	0	0	24	24	
Marsh Warbler Acrocephalus palustris	23	9	15	32	16	18	8	12	17	15	7	7	15	13	6	7	6	13	15	15	269	269	
Reed Warbler Acrocephalus scirpaceus	135	33	31	67	26	4	31	17	10	26	53	48	14	10	9	16	27	22	28	28	638	638	
Icterine Warbler Hippolais icterina	49	32	47	39	83	43	30	12	52	26	15	23	52	24	20	26	27	26	19	27	672	672	
Barred Warbler Sylvia nisoria	0	2	0	0	0	0	2	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	11	11	
Lesser Whitethroat Sylvia curruca	123	69	88	108	210	102	76	140	125	99	137	104	99	116	92	87	106	76	97	151	2205	2205	
Whitethroat Sylvia communis	117	46	75	61	69	106	44	60	100	74	61	77	63	31	53	38	45	67	40	116	1343	1343	
Garden Warbler Sylvia borin	69	28	75	69	151	56	70	74	69	48	44	70	56	36	94	27	43	73	29	102	1283	1283	

Appendix A, continued. Spring totals 1980–1999 (Lighthouse Garden 21 March–10 June). Fångstisiffror våarna 1980–1999 (Fyren 21 mars – 10 juni).

Year	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	67	24	46	95	83	71	54	74	40	55	67	60	43	15	39	39	55	52	44	81	1104
Greenish Warbler <i>Phylloscopus trochiloides</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	7
Yellow-browed Warbler <i>Ph. inornatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	1	1	3	15	17	2	4	1	5	5	2	1	0	0	1	2	3	1	13	79
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	43	24	28	41	52	43	41	41	49	57	76	78	51	22	44	36	27	43	64	64	924
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	1311	849	1587	1691	3291	1796	945	1237	1762	985	1212	1995	621	405	831	496	1041	802	1480	2559	26896
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	82	377	391	158	258	120	91	66	52	339	165	134	462	166	150	278	233	120	111	153	3906
Firecrest <i>Regulus ignicapilla</i>	1	0	1	7	1	1	1	1	4	3	4	0	0	2	2	2	7	1	5	8	51
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	23	10	17	39	22	14	14	11	16	36	6	10	31	9	38	29	45	14	15	25	424
Red-breasted Flycatcher <i>Ficedula parva</i>	5	0	3	4	6	5	3	11	5	3	3	0	4	3	1	2	0	1	1	0	60
Narcissus Flycatcher <i>Ficedula narsissina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	18	15	50	92	81	46	10	87	68	24	19	54	5	3	31	25	56	60	46	143	933
Long-tailed Tit <i>Aegithalos caedatus</i>	0	4	0	1	4	1	5	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	21
Crested Tit <i>Parus cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coal Tit <i>Parus ater</i>	0	2	0	1	1	0	0	1	0	5	2	2	0	0	0	1	2	5	8	0	30
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	2	15	6	3	9	11	15	12	7	13	9	26	12	21	12	15	8	31	13	3	243
Great Tit <i>Parus major</i>	17	79	47	15	66	45	99	38	31	39	8	9	8	20	20	20	19	44	20	37	681
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	1	5	1	0	2	2	3	3	1	2	1	3	2	3	5	0	0	0	7	1	42
Short-toed Treecreeper <i>C. brachydactyla</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	8
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	55	14	30	92	24	31	8	35	16	31	15	10	6	6	29	14	17	17	4	11	465
Great Grey Shrike <i>Lanius excubitor</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Jay <i>Garrulus glandarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	4
Magpie <i>Pica pica</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5
Hooded Crow <i>Corvus corone cornix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Starling <i>Sturnus vulgaris</i>	23	6	27	14	50	3	5	18	16	28	28	16	14	19	21	23	9	20	18	17	375
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	6
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	0	0	4	3	3	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	14
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	70	118	112	135	159	216	148	370	114	74	54	93	77	98	92	93	74	66	100	79	2342
Brambling <i>Fringilla montifringilla</i>	3	4	3	10	5	4	16	9	7	1	2	11	1	2	5	3	0	3	4	2	95
Serin <i>Serinus serinus</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	1	0	8
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	31	29	34	27	62	33	25	14	14	37	47	22	22	22	20	23	17	15	14	46	569
Goldfinch <i>Carduelis carduelis</i>	2	2	0	0	3	0	0	0	0	0	2	7	8	0	0	4	0	4	3	0	35
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	14	0	95	88	1	438	0	2	30	167	5	22	717	42	1	3	0	202	10	54	1891
Linnet <i>Carduelis cannabina</i>	11	10	17	15	27	10	7	16	12	10	24	23	17	1	9	10	9	20	37	24	309
Twite <i>Carduelis flavirostris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Redpoll <i>Carduelis flammea</i>	0	0	0	2	0	8	0	3	0	2	2	0	6	5	2	1	4	2	10	8	55
Crossbill <i>Loxia curvirostra</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Scarlet Rosefinch <i>Cardopacus erythrinus</i>	0	1	1	2	4	0	2	1	6	0	1	1	4	3	4	3	4	1	2	1	40
Bullfinch <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	4	1	7	1	1	20	1	19	6	22	0	6	2	0	0	12	0	6	17	1	126
Hawfinch <i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	3	1	0	11
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	0	5	6	7	4	8	4	4	4	5	3	5	1	8	1	2	2	0	0	1	73
Ortolan Bunting <i>Emberiza hortulana</i>	5	0	0	5	0	1	1	1	1	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	18
Little Bunting <i>Emberiza pusilla</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
Reed Bunting <i>Emberiza schoenicus</i>	17	17	34	12	37	36	15	8	16	5	10	12	6	3	6	2	3	0	1	14	254
Total	5176	4115	5025	3950	7022	4501	2966	3894	4124	3414	4129	4941	4100	2535	2703	2630	2769	3667	3508	5341	80510

Appendix B. Autumn totals 1980–1999 (Lighthouse Garden 21 July–10 November). Fångstiffror höstarna 1980–1999 (Fyren 21 juli–10 november).

Year/År	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Goshawk <i>Accipiter gentilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sparrowhawk <i>Accipiter nisus</i>	14	33	30	15	52	33	27	27	28	35	37	36	15	28	34	28	30	20	30	30	598
Common Buzzard <i>Buteo buteo</i>	1	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Rough-legged Buzzard <i>Buteo lagopus</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Kestrel <i>Falco tinnunculus</i>	0	3	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	10
Merlin <i>Falco columbarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hobby <i>Falco subbuteo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Woodcock <i>Scotopax rusticola</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
Black-headed Gull <i>Larus ridibundus</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	1	1	2	3	0	0	15
Wood Pigeon <i>Columba palumbus</i>	1	0	1	1	4	1	1	0	0	2	0	1	0	3	1	0	2	1	0	0	19
Cuckoo <i>Cuculus canorus</i>	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Hawk Owl <i>Surnia ulula</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Long-eared Owl <i>Asio otus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tengmalm's Owl <i>Aegolius funereus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Nighthawk <i>Caprimulgus europaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Swift <i>Apus apus</i>	1	0	12	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17
Wynneck <i>Jynx torquilla</i>	9	6	12	3	2	1	5	3	2	2	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3
Green Woodpecker <i>Picus viridis</i>	0	2	0	1	1	8	19	13	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	49
Black Woodpecker <i>Dryocopus martius</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Great Spotted Woodpecker <i>Dendrocopos major</i>	2	65	19	0	0	18	2	0	40	1	10	1	1	0	19	0	0	0	1	6	211
Lesser Spotted Woodpecker <i>Dendrocopos minor</i>	9	10	0	0	0	1	3	0	6	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0	3	40
Woodlark <i>Lullula arborea</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Skylark <i>Alauda arvensis</i>	1	3	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Sand Martin <i>Riparia riparia</i>	5	0	6	34	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47
Swallow <i>Hirundo rustica</i>	4	20	20	43	10	1	6	2	8	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	117
Swallow, X House Martin <i>H. rustica X D. urbica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
House Martin <i>Delichon urbica</i>	32	4	16	45	1	0	0	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105
Tawny Pipit <i>Anthus campestris</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Tree Pipit <i>Anthus trivialis</i>	205	277	183	222	78	270	116	145	407	240	84	24	38	97	54	38	72	58	71	60	2739
Meadow Pipit <i>Anthus pratensis</i>	5	23	8	9	1	21	6	28	2	16	4	18	1	8	2	11	42	3	5	3	216
Yellow Wagtail <i>Motacilla flava</i>	6	15	11	16	12	9	14	3	8	6	1	0	0	1	5	1	0	0	2	1	111
Grey Wagtail <i>Motacilla cinerea</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
White Wagtail <i>Motacilla alba</i>	89	89	70	71	29	22	104	35	33	15	2	0	1	0	2	0	10	3	5	10	580
Wren <i>Troglodytes troglodytes</i>	315	359	198	182	288	105	197	232	415	570	1205	554	795	1577	485	595	746	408	783	636	10625
Duncock <i>Prunella modularis</i>	392	283	443	212	282	239	362	197	307	240	250	148	238	424	163	215	142	79	287	109	5022
Robin <i>Erithacus rubecula</i>	2417	3280	1612	1168	2010	1216	1253	3530	2985	3224	2328	1121	1662	3783	1451	2367	2123	838	2946	3007	44331
Thrush <i>Nightingale Luscinia luscinia</i>	6	11	12	6	6	12	7	9	16	4	7	1	4	1	2	5	3	3	0	0	115
Bluetthroat <i>Luscinia svecica</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
Black Redstart <i>Phoenicurus ochrochrous</i>	1	5	5	2	3	3	8	3	4	8	7	9	3	6	6	9	1	7	3	3	96
Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	259	467	379	571	152	133	91	146	238	161	107	58	99	138	118	138	141	74	214	247	3931
Whinchat <i>Saxicola rubetra</i>	10	28	12	32	13	6	13	13	28	25	6	5	2	5	2	4	8	13	5	5	235
Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i>	19	52	26	19	15	16	14	18	16	7	7	5	5	2	2	2	3	4	4	2	238
Ring Ouzel <i>Turdus torquatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Blackbird <i>Turdus merula</i>	24	38	28	13	11	22	16	41	135	17	49	46	30	40	31	33	58	37	39	50	758
Fieldfare <i>Turdus pilaris</i>	4	2	4	2	4	2	3	6	8	1	1	5	14	7	1	1	3	2	8	10	88
Song Thrush <i>Turdus philomelos</i>	218	587	212	77	182	170	146	304	327	157	179	176	148	368	174	124	339	152	187	240	4467
Redwing <i>Turdus iliacus</i>	23	63	19	5	34	10	13	36	94	6	23	36	4	48	29	8	25	16	6	22	520
Mistle Thrush <i>Turdus viscivorus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	2	0	0	1	0	1	8

Appendix B, continued. Autumn totals 1980–1999 (Lighthouse Garden 21 July–10 November). Fångstisiffror höstarna 1980–1999 (Fyren 21 juli–10 november).

Year	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total	
Grasshopper Warbler <i>Locustella naevia</i>	1	5	1	4	1	1	2	1	4	3	3	1	0	0	1	1	2	2	4	2	39	
Savi's Warbler <i>Locustella luscinioides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Sedge Warbler <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1	5	0	2	3	0	1	0	3	1	1	0	1	1	1	1	2	1	0	2	26	
Marsh Warbler <i>Acrocephalus palustris</i>	3	2	7	8	1	5	5	4	8	6	1	1	0	3	3	0	2	1	0	4	65	
Reed Warbler <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	18	25	20	25	14	13	18	10	30	19	25	16	34	14	23	15	18	16	12	33	398	
Icterine Warbler <i>Hippolais icterina</i>	33	47	194	41	46	42	55	38	108	29	25	30	32	15	26	9	27	16	34	25	872	
Barred Warbler <i>Sylvia nisoria</i>	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	1	9	
Lesser Whitethroat <i>Sylvia curruca</i>	76	98	101	118	54	48	77	74	105	64	81	29	66	64	65	65	81	70	78	57	1471	
White-throat <i>Sylvia communis</i>	28	41	70	36	15	37	65	32	56	46	25	13	43	12	31	44	39	57	47	60	797	
Garden Warbler <i>Sylvia borin</i>	382	216	506	208	94	98	274	302	533	211	152	55	172	79	138	106	153	80	108	187	4054	
Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i>	89	78	61	31	45	36	63	83	229	90	110	89	139	103	95	93	117	28	121	186	1896	
Greenish Warbler <i>Phylloscopus trochiloides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	
Pallas's Warbler <i>Phylloscopus prorogulus</i>	1	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	
Yellow-browed Warbler <i>Ph. inornatus</i>	0	1	2	1	1	2	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	13	
Raddle's Warbler <i>Phylloscopus schwarzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	17	32	26	28	23	16	27	13	34	24	7	10	8	22	13	14	40	19	16	11	400	
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	73	100	81	73	76	62	92	115	285	43	128	65	161	211	117	90	148	128	192	109	2349	
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	1406	2410	4534	2120	1046	1653	1773	1165	2179	1033	465	259	887	690	1045	537	804	611	1389	712	28708	
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	1409	2333	3004	2220	793	260	807	305	3126	1966	4029	1487	3515	3646	3011	1370	4573	560	1910	1053	41377	
Firecrest <i>Regulus ignicapillus</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	2	2	2	0	0	1	0	1	4	4	3	2	23	
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	72	108	86	230	105	54	49	28	177	47	33	15	41	41	72	34	43	33	45	25	1338	
Red-breasted Flycatcher <i>Ficedula parva</i>	9	6	7	13	4	9	3	4	11	9	2	7	0	6	6	8	4	2	6	7	123	
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	155	194	440	134	118	148	133	140	280	97	77	18	110	42	68	65	96	56	123	49	2543	
Long-tailed Tit <i>Aegithalos caudatus</i>	19	0	53	116	0	0	11	0	28	1	9	0	40	8	35	0	35	29	10	48	442	
Marsh Tit <i>Parus palustris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Willow Tit <i>Parus montanus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
Crested Tit <i>Parus cristatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Coal Tit <i>Parus ater</i>	12	18	221	5	2	10	51	1	237	13	716	132	17	70	31	2	28	96	2	5	1669	
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	2292	1743	140	220	5718	4054	4028	558	5875	1148	7003	4053	430	5157	6754	183	11629	5178	259	3852	70474	
Great Tit <i>Parus major</i>	327	1500	303	156	821	1104	1207	202	957	112	770	399	210	475	600	83	1029	646	52	596	11549	
Nuthatch <i>Sitta europaea</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4	22	
Treecreeper <i>Certhia familiaris</i>	48	15	17	2	5	7	42	5	74	4	10	10	22	44	17	2	10	54	4	15	407	
Short-toed Treecreeper <i>C. brachyactyla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
Penduline Tit <i>Remiz pendulinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	37	38	24	27	31	38	20	39	31	12	13	6	10	9	14	8	5	9	7	5	383	
Great Grey Shrike <i>Lanius excubitor</i>	0	4	7	1	1	0	1	1	1	3	1	2	3	0	0	3	2	0	1	0	31	
Jay <i>Garrulus glandarius</i>	0	159	0	1	0	4	12	0	0	0	1	1	0	0	0	1306	0	5	0	0	510	1989
Magnie Pica pica	1	3	2	3	5	2	2	1	4	0	3	4	2	2	3	3	3	5	1	3	0	49
Nutcracker <i>Nucifraga caryocatactes</i>	1	0	1	3	0	37	1	0	15	0	0	3	0	0	12	11	2	11	0	4	101	
Jackdaw <i>Corvus monedula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Hooded Crow <i>Corvus corone cornix</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Starling <i>Sturnus vulgaris</i>	14	58	229	122	11	15	19	4	3	12	15	5	1	3	2	11	28	9	2	0	363	
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>	60	17	44	61	18	5	9	4	5	8	15	0	8	1	0	1	1	0	0	1	258	
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	206	140	261	219	13	20	25	17	107	364	235	5	30	5	102	65	3	38	9	57	1921	
House x Tree Sparrow <i>Passer dom. x mont.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	149	546	361	148	122	111	141	101	238	90	251	127	111	210	309	130	184	123	173	375	4000	
Brambling <i>Fringilla montifringilla</i>	48	259	129	16	82	24	23	30	69	7	55	28	6	79	104	13	105	35	25	41	1178	
Serin <i>Serinus serinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	5	
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	86	78	130	102	92	55	73	54	143	183	181	57	65	80	148	44	113	76	38	120	1918	

Appendix B, continued. Autumn totals 1980–1999 (Lighthouse Garden 21 July–10 November). *Fångstisiffror höstarna 1980–1999 (Fyren 21 juli–10 november).*

Year År	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Goldfinch <i>Carduelis carduelis</i>	0	4	2	0	0	9	4	1	1	5	3	0	1	0	3	3	0	1	0	9	46
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	68	654	233	27	221	151	165	106	2899	103	1073	177	559	796	2670	111	553	1447	190	1524	13717
Linnel <i>Carduelis cannabina</i>	7	8	29	20	0	17	12	31	6	1	1	4	6	2	3	2	1	6	7	6	171
Twite <i>Carduelis flavirostris</i>	3	3	3	8	2	32	1	5	2	1	8	2	0	0	3	1	0	3	0	0	77
Redpoll <i>Carduelis flammea</i>	1	1	5	0	142	1	12	2	10	0	30	11	10	2	21	4	3	24	3	29	311
Arctic Redpoll <i>Carduelis homomanni</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Crossbill <i>Loxia curvirostra</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	37	0	0	1	0	0	0	0	0	0	40
Parrot Crossbill <i>Loxia pygospitacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Scarlet Rosefinch <i>Cardopus erythrurus</i>	0	0	1	0	0	0	3	2	0	0	2	0	0	0	0	1	1	1	0	2	13
Bullfinch <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	123	34	2	0	18	1	65	23	148	1	88	196	1	8	242	3	83	37	24	112	1209
Hawfinch <i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5
Yellowhammer <i>Emberiza citrinella</i>	83	115	56	93	17	32	115	16	189	53	95	25	63	14	28	12	4	31	28	39	1108
Oriolan Bunting <i>Emberiza hortulana</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Little Bunting <i>Emberiza pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	3
Reed Bunting <i>Emberiza schoeniclus</i>	56	130	65	65	27	36	38	23	26	18	17	13	19	23	18	17	9	17	10	16	643
TOTAL	11494	16975	14609	9466	12970	10588	11949	8335	23365	10576	20123	9601	9899	18475	19740	6748	23965	11290	9525	14388	274071

Appendix C. Autumn totals 1980–1999 (Flommen reedbeed 21 July–30 September). *Fångstisiffror höstarna 1980–1999 (Flommen 21 juli–30 september).*

Year År	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Mute Swan <i>Cygnus olor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Teal <i>Anas crecca</i>	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Mallard Anas <i>platyrhynchos</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Sparrowhawk <i>Accipiter nisus</i>	1	2	0	1	3	2	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	14
Kestrel <i>Falco tinnunculus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Water Rail <i>Rallus aquaticus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	4	0	2	2	1	3	0	0	1	2	20
Spotted Crane <i>Porzana porzana</i>	0	2	2	1	0	0	1	1	2	0	0	0	1	0	0	2	2	0	0	0	14
Moorhen <i>Gallinula chloropus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
Little Ringed Plover <i>Charadrius dubius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Lapwing <i>Vanelus vanellus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Temminck's Stint <i>Calidris temminckii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dunlin <i>Calidris alpina</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Broad-billed Sandpiper <i>Limicola falcinellus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ruff <i>Philmachus pugnax</i>	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Jack Snipe <i>Lymnocyrtus minimus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	5
Snipe <i>Gallinago gallinago</i>	2	1	9	12	0	0	4	1	0	1	0	0	1	0	2	1	4	3	0	0	41
Spotted Redshank <i>Tringa erythropus</i>	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	9
Greenshank <i>Tringa nebularia</i>	1	0	5	3	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	6	0	5	0	0	23
Green Sandpiper <i>Tringa ochropus</i>	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	2	1	0	7	0	4	22
Wood Sandpiper <i>Tringa glareola</i>	29	4	23	53	1	2	3	4	0	0	3	0	3	0	4	0	0	3	0	0	132
Common Sandpiper <i>Actitis hypoleucos</i>	5	0	12	33	0	8	6	0	0	1	4	1	0	0	2	3	1	0	0	0	76
Black-headed Gull <i>Larus ridibundus</i>	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	6

Appendix C, continued. Autumn totals 1980–1999 (Flommen reedbeed 21 July–30 September. Fångststiffror höstarna 1980–1999 (Flommen 21 juli–30 september).

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Year År																					
Cuckoo Cucullus canorus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Kingfisher Alcedo atthis	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6
Wynneck Jynx torquilla	1	1	1	1	0	1	3	1	6	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	19
Skylark Alauda arvensis	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4
Sand Martin Riparia riparia	15	65	393	88	81	96	54	40	59	47	4	4	68	34	18	37	13	1	28	5	1150
Swallow Hirundo rustica	125	509	568	327	179	214	186	98	206	60	29	107	160	98	33	114	101	26	50	70	3250
House Martin Delichon urbica	8	21	177	53	0	6	11	1	0	0	0	1	1	2	0	6	0	0	2	0	289
Tree Pipit Anthus trivialis	28	64	35	46	14	42	27	34	36	11	17	11	15	38	11	9	28	22	10	24	522
Meadow Pipit Anthus pratensis	0	6	2	8	4	4	2	1	1	2	1	0	1	2	2	1	0	0	2	1	40
Red-throated Pipit Anthus cervinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Yellow Wagtail Motacilla flava	47	63	70	57	65	55	62	24	74	55	24	10	85	67	23	55	45	14	28	40	963
Citrine Wagtail Motacilla citreola	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Grey Wagtail Motacilla cinerea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
White Wagtail Motacilla alba	20	17	19	25	53	17	18	17	22	3	8	3	6	9	9	11	24	21	5	2	309
Wren Troglodytes troglodytes	0	1	0	19	19	6	21	9	11	23	36	24	72	51	46	19	45	27	34	120	583
Dunmock Prunella modularis	1	29	9	30	23	50	112	35	42	84	110	65	134	72	142	36	106	18	15	98	1211
Robin Erithacus rubecula	19	32	7	56	53	27	36	82	126	89	43	21	75	112	55	164	54	19	109	229	1408
Thrush Nightingale Luscinia luscinia	0	0	2	2	1	1	0	0	2	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	11
Bluethroat Luscinia svecica	0	1	1	6	1	1	3	0	9	2	1	1	0	2	1	3	0	0	2	1	35
Redstart Phoenicurus phoenicurus	11	15	8	31	6	1	4	6	9	3	1	2	3	3	6	4	1	1	13	13	141
Whinchat Saxicola rubetra	127	158	61	153	60	51	38	37	88	50	44	12	41	52	21	29	24	44	40	16	1146
Wheatear Oenanthe oenanthe	23	9	5	7	7	13	15	19	5	3	2	1	3	6	2	2	2	1	3	4	132
Blackbird Turus merula	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Fieldfare Turdus pilaris	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Song Thrush Turdus philomelos	0	7	0	5	5	0	0	6	1	2	1	1	2	13	1	1	5	2	0	2	54
Grasshopper Warbler Locustella naevia	0	2	7	8	5	3	6	0	1	6	2	1	2	1	10	12	3	2	2	5	78
River Warbler Locustella fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Savi's Warbler Locustella luscinoides	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
Sedge Warbler Acrocephalus schoenobaenus	664	618	776	463	298	331	619	571	833	693	500	348	853	489	1014	806	578	344	658	863	12319
Paddyfield Warbler Acrocephalus agricola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	3
Marsh Warbler Acrocephalus palustris	29	86	146	117	65	176	133	68	153	122	113	53	104	42	110	85	81	38	99	121	1941
Reed Warbler Acrocephalus scirpaceus	1678	2241	3250	2194	1315	2400	2490	1802	2836	1984	1724	1675	3224	1549	2599	1874	1804	973	2527	2647	42766
Great Reed Warbler A. arundinaceus	2	1	0	2	2	0	1	1	3	1	0	1	1	4	2	2	2	1	2	2	28
Icterine Warbler Hippolais icterina	5	3	13	14	1	5	2	1	8	4	2	0	3	0	2	0	0	0	0	0	63
Barred Warbler Sylvia nisoria	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Lesser Whitethroat Sylvia curruca	1	5	1	7	0	3	8	5	9	5	8	0	1	2	6	5	10	5	0	7	88
Whitethroat Sylvia communis	14	23	30	41	10	40	53	15	44	36	34	7	56	41	44	29	30	26	32	44	649
Garden Warbler Sylvia borin	5	10	11	3	5	3	3	2	17	2	1	0	3	2	4	3	4	2	2	10	92
Blackcap Sylvia atricapilla	0	1	0	2	1	3	3	4	4	2	0	1	4	1	4	6	1	0	2	13	52
Greenish Warbler Phylloscopus trochiloides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Yellow-browed Warbler Ph. inornatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1

Appendix C, continued. Autumn totals 1980–1999 (Flommen reedbeed 21 July–30 September. Fångstisiffror höstarna 1980–1999 (Flommen 21 juli–30 september).

Year År	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Total
Wood Warbler <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	0	2	1	1	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	14
Chiffchaff <i>Phylloscopus collybita</i>	0	0	0	6	6	9	14	9	2	1	14	4	24	10	11	1	5	6	34	13	169
Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>	806	1046	1472	1053	551	1385	1813	396	2727	660	562	52	341	363	341	193	461	125	405	604	15356
Goldcrest <i>Regulus regulus</i>	3	0	5	36	10	0	1	0	19	6	5	4	20	5	5	6	5	1	0	5	136
Spotted Flycatcher <i>Muscicapa striata</i>	3	4	2	3	4	0	0	1	2	3	1	1	0	1	0	4	1	1	3	0	34
Red-breasted Flycatcher <i>Ficedula parva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>	8	8	3	8	7	3	2	4	1	0	0	0	2	0	1	4	2	0	1	2	56
Bearded Tit <i>Parus biarmicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	49	31	82
Marsh Tit <i>Parus palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Coal Tit <i>Parus ater</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Blue Tit <i>Parus caeruleus</i>	11	44	36	29	44	36	168	22	91	43	141	91	29	67	178	6	168	48	14	275	1541
Great Tit <i>Parus major</i>	2	4	1	3	0	2	4	3	2	3	4	0	1	1	0	0	0	0	2	4	36
Penduline Tit <i>Remiz pendulinus</i>	3	13	24	7	4	16	10	2	5	117	36	20	19	22	13	3	22	10	21	2	369
Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i>	9	15	7	15	1	16	10	4	19	1	1	0	8	2	5	8	2	13	6	3	145
Great Grey Shrike <i>Lanius excubitor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Magpie <i>Pica pica</i>	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Starling <i>Sturnus vulgaris</i>	37	15	0	1	0	4	3	0	3	0	0	1	3	0	1	1	1	0	1	1	72
House Sparrow <i>Passer domesticus</i>	1	2	0	1	0	0	0	0	1	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Tree Sparrow <i>Passer montanus</i>	8	2	7	2	0	1	0	0	0	0	1	0	2	1	7	1	0	0	0	0	32
Chaffinch <i>Fringilla coelebs</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	3	0	0	2	4	2	0	1	0	0	1	8	23
Brambling <i>Fringilla montifringilla</i>	0	0	0	0	1	0	3	1	4	2	0	0	0	2	1	0	0	1	1	2	18
Greenfinch <i>Carduelis chloris</i>	0	2	10	5	2	0	3	3	2	0	0	0	1	0	3	0	2	0	0	5	38
Goldfinch <i>Carduelis carduelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Siskin <i>Carduelis spinus</i>	0	4	0	0	2	6	8	0	372	0	13	15	33	3	238	1	116	28	0	420	1259
Linnet <i>Carduelis cannabina</i>	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	7
Redpoll <i>Carduelis flammea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	14	1	0	0	0	4	21
Crossbill <i>Loxia curvirostra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Scarlet Rosefinch <i>Carpodacus erythrinus</i>	1	1	0	0	1	2	0	1	2	1	2	1	1	2	0	0	1	0	0	0	16
Hortulan Bunting <i>Emberiza hortulana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rustic Bunting <i>Emberiza rustica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Little Bunting <i>Emberiza pusilla</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Reed Bunting <i>Emberiza schoenicus</i>	66	124	116	173	317	191	373	201	128	255	238	100	781	624	303	79	166	161	168	188	4752
TOTAL	3827	5286	7326	5229	3233	5243	6350	3537	7994	4374	3754	2646	6203	3801	5303	3652	3925	2007	4375	5914	93979

Population dynamics of lemmings, *Lemmus sibirica* and *Dicrostonyx torquatus*, and Arctic Fox *Alopex lagopus* on the Taimyr peninsula, Siberia, 1960–2001

YAKOV I. KOKOREV & VLADIMIR A. KUKSOV

Abstract

Annual records on the abundance of lemmings (*Lemmus sibirica* and *Dicrostonyx torquatus*) and the frequency of dens occupied by reproducing arctic fox *Alopex lagopus* on the Taimyr peninsula, Siberia, are reported for the time period of 1960–2001. A strong correlation was demonstrated between lemming abundance and the frequency of dens occupied by breeding foxes. This finding is supplemented with certain observations of birds on the peninsula, and information on the reproduction biology of lemmings and arctic fox. Since the breeding success of several bird species nesting on the Siberian tundra are much affected by

the population interactions of lemmings and arctic fox, base-line data on these mammals are needed for proper evaluation of avian records, including those from southern migration and wintering areas. The time series reported is the longest yet provided on lemming abundance and reproduction of Arctic Fox.

*Yakov I. Kokorev and Vladimir A. Kuksov, Extreme North Agricultural Research Institute, Komsomolskaya Street 1, RU-663300 Norilsk, Russia.
E-mail: ya.kokorev@norcom.ru*

Received 8 February 2002, Accepted 28 March 2002, Editor: A. Hedenström

Introduction

The reproductive success of many arctic-breeding birds in Siberia is related to the abundance of lemmings. Lemming predators, such as the Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus*, three species of skua (*Stercorarius parasiticus*, *S. longicaudus* and *S. pomarinus*), the Herring Gull *Larus argentatus*, the Glaucous Gull *L. hyperboreus* and the Snowy Owl *Nyctea scandiaca*, feed their young with these rodents when abundant (e.g. Krechmar 1966, Portenko 1972, Wiklund et al. 1999; for reviews see Illicev & Zubakin 1990, Rogacheva 1992). The reproductive success of geese and waders is also affected by the dynamics of lemmings, but through predation from the lemming feeders (Roselaar 1979, Summers 1986; for reviews see Greenwood 1987, Sutherland 1988). In years with low lemming abundance following a peak year, predators such as the arctic fox *Alopex lagopus*, the stoat *Mustela erminea* and skuas still occur frequently, and might cause substantial predation on eggs and young of geese and waders (Underhill et al. 1983, Syroechkovskiy et al. 1991). For this reason, ornithologists have become more interested in the inter-annual fluctuations of lemmings and arctic fox on the tundra, especially from the point of view of

understanding the variation in numbers of juvenile geese and waders recorded while migrating and wintering in Europe and Africa.

In Taimyr, field data on lemming abundance have been collected since 1960. Some results have been previously published (Kuksov 1969, 1975, 1979, Pavlov 1976, Dorogov 1983, Krylov 1983, Rykhlikova & Popov 1995). In the present paper, we summarise for the time period of 1960–2001 the inter-annual pattern of lemming abundance and the frequency of dens occupied by reproducing arctic fox on the peninsula, and hope that the reported data will be of interest to ornithologists.

Methods

The relative abundances of microtines were estimated in different habitats during summer (June–August), by setting 20–30 snap-traps (5 metres apart) along lines. The traps were inspected for newly caught animals twice a day, during 5 days (Novikov 1953). For some areas, additional information on variation in seasonal abundance was provided from inquiries to local fishermen and hunters. Based on these sources, the occurrences of lemmings in different

years were classified into five classes (Table 1). Also, data on brood size (number of embryos), and female maturation (signs of reproductive activity related to body age, and number of broods during summer) were collected. In Taimyr, the Siberian lemming *Lemmus sibirica* predominates, whereas the collared lemming *Dicrostonyx torquatus* is less abundant.

Results and discussion

A strong correlation coefficient (Kendall rank-order τ ; Sokal & Rohlf 1995) was found between lemming abundance and frequency of dens occupied by reproducing arctic foxes on Taimyr (Figure 1). This supports a previously revealed relationship (Kuksov 1979, Angerbjörn et al. 1991), though then inferred from smaller sets of field data. The lemming numbers peak every 3–4 years (Figure 1), and the dynamics is often synchronous across the peninsula (Appendix). These findings are in agreement with earlier reports (Summers et al. 1998, Erlinge et al. 1999), which however are based on data sets spanning shorter time periods.

When the population density of lemmings is low, some females (about 5%) begin to give birth even in February. The major breeding activity starts in the

beginning of March, and pauses when snow is melting (Kuksov 1975). In years of high lemming abundance, the commencement of breeding is later, and only a small fraction of the females gives birth already in March. The summer reproduction occurs mainly between 1 June and 25 July, depending on population density and temperature (Kuksov 1979). However, the lemmings normally reproduce continuously until the middle of August or, when abundance is low and the autumn is relatively warm, until mid-September (Kuksov 1975).

The lemming populations may be regulated by variation in female maturation rate and brood size. Factors that determine maturation rate in female lemming are birth time and population density. Rapid maturation occurs in the first summer generation, and some females start reproduction when 20 days old (weight range 18–21 g). In the time period of 1964–1974, the average brood size ranged from 5.1 to 7.8 individuals, and the annual maximum brood size (measured by number of placental scars) ranged between 4 and 24 (Kuksov 1975). In years with peak abundance, the maturation of females is delayed, and the average number of embryos per reproducing female is lower than when lemmings are few. Also, the brood size is negatively correlated with the abundance (Kuksov 1975, Erlinge et al. 2000). These are two density-dependent factors, which tend to stabilize fluctuating lemming populations (cf. Krebs & Myers 1974). However, the over-all cyclic changes in lemming abundance are likely generated by trophic interactions, either with their predators, or via the food supply. Analyses of population data from Fennoscandia suggest that lemming cycles might be driven by interaction with the food plants, whereas the oscillations of boreal vole populations are often controlled by predation (Norrdahl 1995, Turchin et al. 2000, Ekerholm et al. 2001).

Even in years when small rodents are abundant, the predators can likewise suppress population growth of birds. For instance, in 1969 the abundance of lemmings on Taimyr was intermediate, but resulted in successful reproduction in the populations of arctic fox, Rough-legged Buzzard, skuas, Herring and Glaucous Gulls, and Snowy Owl. These rodent predators were still abundant in 1970, when lemmings showed a density peak. In the latter year, a large proportion (81%) of the arctic fox dens was occupied (see Appendix), and the number of cubs per brood was 7–8. However, also the density of nesting grouses (*Lagopus lagopus* and *L. mutus*) was high in 1970, but the population did not increase due to strong predation on eggs and young (Pavlov 1976). Thus,

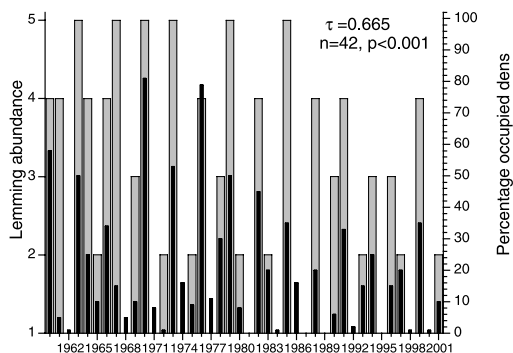


Figure 1. Abundance of lemmings (grey shaded bars) on the Taimyr peninsula, and percentage of dens occupied by breeding Arctic Fox (black bars) on the typical tundra of Western Taimyr (in 1985 data refers to the arctic tundra). The abundance of lemming versus the percentage of occupied arctic fox dens are strongly inter-related, as revealed from the Kendall rank-order correlation coefficient (τ). Recorded time period: 1960–2001.

Lämmeltäthet (grå staplar) på Taimyrhalvön respektive andel bebodda fjällrävslyor (svarta staplar) på typisk tundramiljö (år 1985 gäller data från arktisk tundramiljö) i västra Taimyr, under perioden 1960–2001. Lämmeltäthet och andel bebodda fjällrävslyor är statistiskt starkt korrelerad (Kendall tau-test).

Table 1. Classification of lemming abundance (score), based on number of lemmings captured by 100 traps per day (during trapping periods of 5 days), and visual observations in the field.

Klassificering av lämmelförekomst baserat på fångstdata och visuella observationer i fält. I kolumnerna redovisas täthetsindex för lämlar, antal lämlar fångade per dag medelst 100 fällor (under fångstperioder om 5 dagar), samt gjorda noteringar.

Score <i>Index</i>	Number of lemmings captured <i>Antal fångade lämlar</i>	Visual observations of lemmings, predatory mammals and birds <i>Visuella observationer av lämlar, rovdäggdjur och rovfåglar</i>
1 very low <i>mycket låg</i>	0	Predatory mammals and birds of prey do not reproduce <i>Rovdäggdjur och rovfåglar fortplantar sig inte</i>
2 low <i>låg</i>	1–3	Predatory mammals and birds of prey do not reproduce <i>Rovdäggdjur och rovfåglar fortplantar sig inte</i>
3 intermediate <i>intermediär</i>	4–10	Sporadic distribution of lemmings; rare reproduction among birds of prey; low occupation of arctic fox dens <i>Sporadiska observationer av lämlar; sällsynt fortplantning bland rovfåglar; låg beläggning av fjällrävslyor</i>
4 high <i>hög</i>	11–30	Lemmings reproduce intensively under the snow cover and occupy all typical habitats in the summer; considerable reproduction among birds of prey; high occupation of arctic fox dens <i>Lämlar fortplantar sig intensivt under snön och finns i alla typiska biotoper på sommaren; betydande fortplantning hos rovfåglar; hög beläggning av fjällrävslyor</i>
5 very high <i>mycket hög</i>	>30	Usually it is a seasonal peak of lemmings by the end of a summer reproduction period, followed by an almost total absence of lemmings <i>Vanligen säsongstopp för lämlar vid slutet av sommarens fortplantningsperiod, följt av nästan total lämmelfrånvaro</i>

when the lemmings reproduce intensively during two years (as in 1969–1970), high abundance of rodentivorous predators might result in increased predation pressure on birds.

To further understand the ecological dynamics of lemmings, Arctic Fox and birds on the northern tundra, closer studies of trophic interactions along the food-chain of grazed plants, lemmings and predators are needed. In fact, on Taimyr, the regularly fluctuating lemming populations appear to be a crucial factor affecting the breeding success of several tundra-breeding bird species (Pavlov 1976, Underhill et al. 1993), as well as the spatial breeding distribution pattern of several avian microtine predators in the area (Wiklund et al. 1998, 1999). Moreover, heavy occurrences of these predators during autumn migration, such as the Pomarine Skua *S. pomarinus*

in the Baltic and North seas, have been related to peak years of lemming on the Siberian tundra (Camphuysen & IJzendoorn 1988, Breife 1989, Olsen & Larsson 1997). Also, the number and age-composition of Siberian goose and wader populations in stopover areas and wintering quarters of Europe and Africa have been correlated with the dynamics of lemmings and Arctic Fox on Taimyr (Summers & Underhill 1987, Summers et al. 1987, 1989, 1998, Underhill 1987, Underhill et al. 1989, Blomqvist et al. 2002).

Acknowledgements

This paper was kindly translated from Russian by Elena Gorokhova, and further evaluated by Sven Blomqvist and Noël Holmgren. Sam Erlinge provided valuable referee comments.

References

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Erlinge, S. 1999. Predator-prey relationships: arctic foxes and lemmings. *J. Anim. Ecol.* 68: 34–49.
- Blomqvist, S., Holmgren, N., Åkesson, S., Hedenström, A. & Pettersson, J. 2002. Indirect effects of lemming cycles on sandpiper abundance: 50 years of counts from southern Sweden. *Oecologia in press*.
- Breife, B. 1985. Heavy passage of Pomarine Skuas (*Stercorarius pomarinus*) in southern Scandinavia—are they related to lemming cycles in the high arctic part of Russia? [in Swedish with English summary]. *Calidris* 18: 3–10.
- Camphuysen, C.J. & IJzendoorn, E.J. van 1988. Influx of Pomarine Skua in northwestern Europe in autumn 1985. *Dutch Birding* 10: 66–70.
- Chernov, Y.I. 1985. *The Living Tundra*. Cambridge University Press, Cambridge. 213 pp.
- Corbet, G.B. & Hill, J.E. 1991. *A World List of Mammalian Species*. (3rd ed.). Oxford University Press, Oxford. 243 pp.
- Dorogov, V.F. 1983. Nesting of the Rough-legged Buzzard on Taimyr [in Russian]. Pp. 118–126 in *Ecology and Natural Management of Terrestrial Vertebrates of North Central Siberia*. Novosibirsk.
- Ekerholm P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as a test of hypotheses on trophic interactions. *Ecography* 24: 555–568.
- Erlinge, S., Danell, K., Frodin, P., Hasselquist, D., Nilsson, P., Olofsson, E.-B. & Svensson, M. 1999. Asynchronous population dynamics of Siberian lemmings across the Palaearctic tundra. *Oecologia* 119: 493–500.
- Erlinge S, Hasselquist D, Svensson M, Frodin P, & Nilsson P. 2000. Reproductive behaviour of female Siberian lemmings during the increase and peak phase of the lemming cycle. *Oecologia* 123: 200–207.
- Greenwood, J.J.D. 1987. Three-year cycles of lemming and arctic geese explained. *Nature* 328: 577.
- Ilicev, V.D. & Zubakin, V.A. (eds.) 1990. *Handbuch der Vögel der Sowjetunion. Band 6/Teil 1 Charadriiformes/Lari*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 367 pp.
- Krebs, C.J. & Myers, J.H. 1974. Population cycles in small mammals. *Adv. Ecol. Res.* 8: 267–399.
- Krechmar A.V. 1966. The birds of the western regions of the Taimyr peninsula [in Russian]. *Ann. Zool. Inst. (Biology of Birds)* 39:185–312. Nauka, Moscow-Leningrad.
- Krylov, M.K. 1983. The effects of ecological factors on the numbers and hunting of arctic foxes in the Taimyr. Pp. 86–93 in *Ecology and Natural Management of Terrestrial Vertebrates of North Central Siberia*. Novosibirsk.
- Kuksov, V.A. 1969. Effects of some climatic factors on murine rodents abundance in western Taimyr [in Russian]. *Ann. Extreme North, Inst. Agriculture* 17: 176–179. Novosibirsk.
- Kuksov V.A. 1975. *Population ecology of small rodents in Taimyr peninsula and theoretical basis for abundance predictions* [in Russian]. PhD Thesis, Moscow Pedagogical Institute, Moscow. 22 pp.
- Kuksov, V.A. 1979. Some peculiarities of Siberian lemming reproduction in Taimyr [in Russian]. Pp. 29–37 in *Problems of Preservation and Natural Management of the Wildlife Resources in the Northern Part of River Yenisey*. Novosibirsk.
- Norrdahl, K. 1995. Population cycles in northern small mammals. *Biol. Rev.* 70: 621–637.
- Novikov, G. 1953. *Field Investigations on the Ecology of Terrestrial Vertebrates* [in Russian]. Sovetskaya Nauka, Moscow. 353 pp.
- Olsen, K.M. & Larsson, P. 1997. *Skuas and Jaegers: A Guide to the Skuas and Jaegers of the World*. Pica Press, Nt Robertsbridge. 190 pp.
- Pavlov, B.M. 1976. Variations in *Lagopus* abundance [in Russian]. *Ann. Extreme North, Inst. Agriculture* 22: 104–115. Novosibirsk.
- Portenko, L.A. 1972. *Die Schnee-Eule Nyctea scandiaca*. Die Neue Brehm-Bücherei 454. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 232 pp.
- Rogacheva, H. 1992. *The Birds of Central Siberia*. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum. 737 pp.
- Roselaar, C.S. 1979. Variation in numbers of Curlew Sandpipers (*Calidris ferruginea*) [In Dutch with English summary]. *Watervogels* 4: 202–210.
- Rykhlikova, M.A. & Popov, I.U. 1995. Lemmings in the north-western Taimyr arctic tundra: Population density, distribution of territories and relationships with other animals. *Corax Sonderheft* 16: 169–179.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry* (3rd ed.). W.H. Freeman & Co., New York. 887 pp.
- Summers, R.W. 1986. Breeding production of Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla* in relation to lemming cycles. *Bird Study* 33: 105–108.
- Summers, R.W. & Underhill, L.G. 1987. Factors related to breeding production of Brent Geese *Branta b. bernicla* and waders (Charadrii) on the Taimyr peninsula. *Bird Study* 34: 161–171.
- Summers, R.W., Underhill, L.G., Waltner, M. & Whitelaw, D.A. 1987. Population, biometrics and movements of the Sanderling *Calidris alba* in southern Africa. *Ostrich* 58: 24–39.
- Summers, R.W., Underhill, L.G., Clinning, C.F. & Nicoll, M., 1989. Populations, migrations, biometrics and moult of the Turnstone *Arenaria i. interpres* on the east Atlantic coastline, with special reference to the Siberian population. *Ardea* 77: 145–168.
- Summers, R.W., Underhill, L.G. & Syroechkovski, E.E., Jr. 1998. The breeding productivity of Dark-bellied Brent Geese and Curlew Sandpipers in relation to changes in the numbers of arctic foxes and lemmings on the Taimyr Peninsula, Siberia. *Ecography* 21: 573–580.
- Sutherland, W.J. 1988. Predation may link the cycles of lemmings and birds. *Trends Ecol. Evol.* 3: 29–30.
- Syroechkovskiy, Y. V., Litvin, K. Y. & Ebbinge, B. S. 1991. Breeding success of geese and swans on Vaygach Island, USSR, 1986–1988: Interplay of weather and arctic fox predation. *Ardea* 79: 373–382.
- Turchin, P., Oksanen, L., Ekerholm, P., Oksanen, T. & Henttonen, H. 2000. Are lemmings prey or predators? *Nature* 405: 562–565.
- Underhill, L.G. 1987. Changes in the age structure of Curlew Sandpiper populations at Langebaan Lagoon, South Africa, in relation to lemming cycles in Siberia. *Trans. Roy. Soc. S. Afr.* 46: 209–214.

- Underhill, L.G., Waltner, M. & Summers, R.W. 1989. Three-year cycles in breeding productivity of Knots *Calidris canutus* wintering in southern Africa suggest Taimyr Peninsula provenance. *Bird Study* 36: 83–87.
- Underhill, L.G., Prys-Jones, R.P., Syroechkovski, E.E., Jr, Groen, N.M., Karpov, V., Lappo, H.G., Roomen, M.W.J. Van, Rybkin, A., Schekkerman, H., Spiekman, H. & Summers, R.W. 1993. Breeding of waders (Charadrii) and Brent Geese *Branta bernicla bernicla* at Pronchishcheva Lake, Northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. *Ibis* 135: 277–292.
- Wiklund, C.G., Kjellén, N. & Isakson, E. 1998. Mechanisms determining the spatial distribution of microtine predators on the Arctic tundra. *J. Anim. Ecol.* 67: 91–98.
- Wiklund, C.G., Angerbjörn, A., Isakson, E., Kjellén, N. & Tannerfeldt, M. 1999. Lemming predators on the Siberian tundra. *Ambio* 28: 281–286.

Sammanfattning

Populationsdynamik hos lämlar, Lemmus sibirica och Dicrostonyx torquatus, och fjällräv Alopex lagopus på Taimyrhalvön, Sibirien, 1960–2001

Hos många fågelarter som lever på den sibiriska tundran är häckningsframgången beroende av lämmeltätheten. Hos arter som fjällvråk, bredstjärtad labb, labb, fjälllabb, gråtrut, vittrut och fjälluggla matas ungarna ofta i stor utsträckning med lämlar. Indirekt är också häckningsframgången hos flera arktiskt häckande gäss och vadare beroende av tätheten av lämlar genom att fjällräv och hermelin är betydande predatorer på dessa fåglars ägg och ungar de år det är ont om lämlar (Roselaar 1979, Summers 1986; för översikten se Greenwood 1987, Sutherland 1988). Predationstrycket är störst under året efter ett föregående toppår, d.v.s. det år då lämmelpopulationen kraschat. Ornitologer har under senare år alltmer kommit att intressera sig för lämmelfluktuationer i Sibirien, inte minst för att bättre kunna förstå beståndsvariationer på rastplatser och i övervintringsområden i Europa och Afrika av tundrahäckande fågelarter, t.ex. prutgås, kustsnäppa, sandlöpore, spovsnäppa, roska och bredstjärtad labb.

I den här redovisade studien presenteras kontinuerliga årsdata för perioden 1960–2001 från Taimyrhalvön i norra Sibirien (Appendix). De redovisade lämmeltätheterna och frekvenserna av reproducerande fjällrävar under dessa 42 år är de längsta tidsserier som någonsin redovisats över dessa djurs beståndsvariationer. Skattningarna av lämmeltätheter baseras på systematisk fällfångst och iakttagelser av lokala jägare och fiskare (Tabell 1). Tätheten av lämlar har klassats i fem kategorier. Sibirisk lämmel

Lemmus sibirica är den lämmelart som dominerar, medan halsbandslämmel *Dicrostonyx torquatus* förekommer mindre talrikt. Kända fjällrävslyor har inspekterats för att registrera om de var bebodda, vilket indikerar reproduktion.

Lämmeltätheten svänger periodiskt och når i regel en topp vart tredje år (Figur 1). Bara undantagsvis är det ett år mindre eller ett år mer mellan topparna. Under den senaste 20-årsperioden var 1979, 1982, 1985, 1988, 1991, 1994, 1996/97 och 1999 toppår med god lämmelförekomst på Taimyr. Lämmeltätheten korrelerar med andelen bebodda fjällrävslyor (Kendall $\tau=0.665$, $n=42$, $p<0.001$). Även under år med lägsta täthetsindex för lämlar reproducerar sig en mindre andel av fjällrävarna (cirka 5% av lyorna bebodda).

Lämlarna reproducerar sig från början av mars t.o.m. mitten av september, med uppehåll kring snösmältningen (Kuksov 1975). Lämmelpopulationen påverkas av hur snabbt honorna blir köns mogna och av kullarnas storlek. När populationstätheten är som störst tar dock honorna längre tid på sig att bli köns mogna, samtidigt som kullarna då är mindre (Kuksov 1975, Erlinge et al. 2000). Honorna kan vara köns mogna redan efter 20 dagar om tätheten är låg och det är tidigt på säsongen. Under åren 1964–1974 varierade medelkullstorleken (data baserade på antal placentala ärr) mellan 5,1 och 7,8, och det maximala antalet ungar mellan 4 och 24 (Kuksov 1975). Den grundläggande orsaken till cyklicitet hos lämmelpopulationerna bör nog dock främst sökas bland de betade födoväxterna, alternativt lämlarnas predatorer. Nyligen framlagda analyser av smågnagarsvängningar i Fennoskandinavien indikerar att lämmelcyklerna primärt drivs av lämlarnas interaktion med födoväxterna, till skillnad från boreala sorkars populationsvängningar vilka förefaller främst regleras av predation (Norrdahl 1995, Turchin et al. 2000, Ekerholm et al. 2001).

Under vissa år med hög lämmeltäthet kan predationen på fåglar vara betydande. Ett sådant exempel är 1970 då predationen på ägg och ungar av fjäll- och dalripar var hög, trots en hög lämmeltäthet. Förklaring här till kan vara att antalet predatorer, såsom fjällräv, fjällvråk, labbar, trutar och fjälluggla, var extremt högt på grund av en relativt hög lämmelförekomst även året innan.

För att bättre förstå populationsdynamiken hos lämlar, fjällräv och fåglar på tundran behövs mer detaljerade studier kring betade växter, lämlar och lämmelpredatorer, samt här till kopplade trofiska interaktioner. De regelbundet fluktuerande lämlarna har visats starkt påverka häckningsframgången hos

många tundralevande fåglar på Taimyr (Pavlov 1976, Underhill et al. 1993). Även på höstflyttningen har fågelförekomsten konstaterats vara starkt relaterad till lämmeldynamiken på den sibiriska tundran. Det senare gäller bl.a. för bredstjärtad labb i Östersjön och Nordsjön (Camphuysen & van IJzendoorn 1988, Breife 1989, Olsen & Larsson 1997). Likaså är antal och åldersfördelning av sibiriska gäss och vadare

under flyttning och i vinterkvarter relaterade till förekomsten av lämlar på Taimyrhalvön (Summers & Underhill 1987, Summers et al. 1987, 1989, 1998, Underhill 1987, Underhill et al. 1989, Blomqvist et al. 2002).

Appendix

Abundance of microtine rodents¹ on Taimyr, during the time period 1960–2001. Records from three parts of the peninsula are reported, as well as from the north-south gradient of different tundra subzones²: AT=arctic tundra, TT=typical tundra, and ST=southern (shrub and tussock) tundra. For classification of the abundance, see Table 1. Also reported are records of the fraction (%) occupied Arctic Fox dens in Western Taimyr.

Täthet av smågnagare¹ (företrädesvis lämlar) på Taimyrhalvön, respektive andelen (%) bebodda fjällrävslyor på västra Taimyr, under åren 1960–2001. Lämmeldata redovisas från tre delområden (västra, mellersta och östra halvön) samt längs en nord-sydlig biotopgradient, enligt²: arktisk tundra (AT), typisk tundra (TT) och sydlig tundra (ST). Grunderna för gjorda klassificeringar återfinns i Tabell 1.

Year	Microtine rodents <i>Smågnagare</i>									Arctic Fox <i>Fjällräv</i>
	Western Taimyr			Central Taimyr			Eastern Taimyr			Western Taimyr
	AT	TT	ST	AT	TT	ST	AT	TT	ST	TT
1960	4	4	4	4	4	4	3	3	3	58
1961	4	4	4	3	3	3	3	3	3	5
1962	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1
1963	5	5	5	5	5	5	5	5	5	50
1964	4	4	4	3	3	3	4	4	4	25
1965	2	2	2	2	2	2	2	2	2	10
1966	4	4	4	3	3	3	3	3	3	34
1967	5	5	5	5	5	5	5	5	5	15
1968	1	1	1	1	1	1	2	2	2	5
1969	3	3	3	3	3	3	3	3	3	10
1970	5	5	5	5	5	5	5	5	5	81
1971	2	1	1	2	1	1	2	1	1	8
1972	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
1973	5	5	5	5	5	5	5	5	5	53
1974	1	1	1	2	2	2	1	1	1	16
1975	3	2	2	3	2	2	3	2	2	9
1976	4	4	4	4	4	4	4	4	4	79
1977	1	1	1	1	1	1	2	2	2	11
1978	2	3	–	2	2	2	3	3	–	30
1979	5	5	5	5	5	5	5	5	5	50
1980	2	2	2	2	2	2	1	1	1	8
1981	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
1982	4	4	4	4	4	4	4	4	4	45
1983	3	2	2	3	2	2	3	2	2	20
1984	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1985	5	–	3	5	–	3	5	–	3	35
1986	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16
1987	2	1	1	2	1	1	2	1	1	0

Year	Microtine rodents <i>Smågnagare</i>									arctic fox <i>Fjällräv</i>
	Western Taimyr			Central Taimyr			Eastern Taimyr			Western Taimyr
	AT	TT	ST	AT	TT	ST	AT	TT	ST	TT
1988	4	4	4	4	4	4	4	4	4	20
1989 ³	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
1990	1	3	2	1	3	2	1	3	2	6
1991	4	4	4	4	4	4	4	4	4	33
1992	2	1	1	2	1	1	2	1	1	2
1993	2	2	2	2	2	2	2	2	2	15
1994	4	3	2	3	3	2	3	3	2	25
1995	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
1996	3	3	3	3	3	3	3	3	3	15
1997	3	2	2	4	3	3	3	3	2	20
1998	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1999	4	4	4	1	1	2	1	1	2	35
2000	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1
2001	2	2	1	2	2	1	–	–	–	10

^{1/} On the Taimyr peninsula, six species of microtine rodents (Microtinae – *sensu* Corbet & Hill 1991) occur, namely Siberian lemming *Lemmus sibirica*, collared lemming *Dicrostonyx torquatus*, grey red-backed vole *Clethrionomus rufocanus*, northern red-backed vole *C. rutilus*, Middendorff's vole *Microtus middendorffii* and root vole *M. oeconomus*. However, only lemmings are commonly found on the tundra. The Siberian lemming predominates, whereas the collared lemming is less abundant.

Sext arter av smågnagare (Microtinae – sensu Corbet & Hill 1991) förekommer på Taimyr, nämligen sibirisk lämmel Lemmus sibirica, halsbandslämmel Dicrostonyx torquatus, gråsidig Clethrionomus rufocanus, rödsork C. rutilus, Middendorffs sork Microtus middendorffii och mellansork M. oeconomus. Bara lämmalar är dock vanliga på tundran. Den sibiriska lämmeln dominerar, medan halsbandslämmeln är mindre vanlig.

^{2/} Following Chernov (1985).

^{3/} In 1989, the summer was extremely late (more than one month) and cold. *Sommaren 1989 var extremt sen (mer än en månad) och kall.*

Duvhökens *Accipiter gentilis* beståndsutveckling i Sverige sedan 1975

SÖREN SVENSSON

Abstract

I have used data, mainly from south of 62°N, collected within the Breeding Bird Survey and the Winter Bird Count (1975–2001) to describe the population development of the Goshawk *Accipiter gentilis* in Sweden. The data from the breeding season indicate a considerable population increase. The winter data show a stable population for the winters 1975/1976–1993/94, then six winters with lower values, and a return to the former mean level in 2000/2001. The linear trend for the whole period shows a decline of almost 20%. The winter data are difficult to interpret in terms of breeding population since a large proportion of

the hawks are wintering birds from northern Sweden and Finland. The conclusion is that the number of overwintering Goshawks in southern Sweden has declined, especially in recent years, but that the breeding population has increased, or – considering the weak summer data – at least not declined during the last quarter of a century.

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

Email: soren.svensson@zoekol.lu.se

Received 7 March 2002, Accepted 10 June 2002, Editor: S. Bensch

Duvhöken har länge varit en omdiskuterad art i Sverige. Hur stort är beståndet? Hur utvecklas det? Skall duvhöken få bekämpas? Vilken effekt har jakt och fångst? Trots detta saknas långsiktiga och goda inventeringar av för hela landet representativa lokala, häckande bestånd, som skulle kunna ge svar på dessa frågor. De mera omfattande studier som gjorts av duvhöken i Sverige handlar främst om dess ekologi (Widén 1985, Marcström m.fl. 1990) eller dess flyttning (Höglund 1964, Marcström & Kenward 1981).

Duvhökens tidiga beståndsutveckling, d.v.s. den från 1950-talet till 1970-talet, perioden då våra skogar omvandlades radikalt genom nya skogsbruksmetoder, har Widén (1997) försökt klarlägga genom att sammanställa nio lokala studier från Norge, Sverige och Finland. Dessa studier täcker olika årsintervall mellan 1950-talet och 1980-talet, och de flesta pekar på en nedgång med 50–60%. För att förklara denna kraftiga nedgång analyserar Widén fem faktorer. Han kommer fram till att *miljögifter* och *förföljelse* inte kan ha spelat någon betydelsefull roll. Minskande *bytesbestånd* kan ha spelat en marginell roll, men kan inte ha varit avgörande. Inte heller kan tillgången på *boplatser* ha spelat någon

nåmnevård roll. Den avgörande faktorn anser Widén i stället ha varit försämring av *jaktbiotoperna* genom att duvhöken inte kan jaga framgångsrikt på hyggen och i ungskogar, utan kräver vuxen skog. Endast där fungerar duvhökens jaktmetod, att sitta och vänta och attackera med överraskning.

Kombinationen av konstaterade beståndsnedgångar i flera områden och en rimlig förklaring utifrån kända fakta om duvhökens vanor gör det sannolikt att slutsatsen att det skedde en kraftig nedgång av duvhöksbeståndet mellan 1950-talet och 1970-talet är korrekt och att det var skogsbruket som orsakade nedgången. Nedgångens exakta omfattning är svårare att få säkert grepp om från dessa data eftersom det i fågelskyddssammanhang finns en tendens att oftare rapportera negativa än neutrala eller positiva tendenser. Hälsan tiger still, som man säger.

Widéns analys kan emellertid utgöra grund för hypotesen att duvhökens bestånd bör ha hållig sig konstant eller möjligen vuxit sedan 1980-talet eftersom de skogliga förutsättningarna för arten bör ha stabiliserats eller till och med förbättrats genom successivt ökande hänsyn till naturvärden i skogsbruket i kombination med att det numera inte finns särskilt stora arealer av gammelskog kvar att avver-

ka och därmed föga mer att förstöra för duvhöken. Många av de stora kalhyggen som tidigare skapades när åldrig skog avverkades håller i dag på att växa upp och åter bli avverkningsmogen skog så att det numera finns en balans mellan avverkning och tillväxt, fast i ett skogslandskap av lägre kvalitet för duvhöken. Det finns givetvis inga förhoppningar om att vi skall få tillbaka de skogsbiotoper som fanns före det storskaliga kalhyggesbruket och därmed förmodligen inte heller ett duvhöksbestånd som är lika stort. Däremot bör vi förvänta oss en stabilisering av beståndet eller en långsam ökning, åtminstone i södra Sverige.

Det jag kommer att behandla i denna uppsats är just den sentida utvecklingen av duvhöksbeståndet, nämligen vad som hänt under det senaste kvartssektlet. Det första försöket att uppskatta det svenska beståndets storlek verkar vara det som Ulfstrand & Högstedt (1976) gjorde. De kom fram till drygt 3000 par. Nästa försök gjorde jag själv (Svensson 1979) med hjälp av de data som vid tillfället fanns tillgängliga för *Svensk fågelatlas*. Det resulterade i ca. 10.000 par. Ungefär samtidigt gjordes ytterligare två uppskattningar. Den ena gjordes av Nilsson (1981), vilken resulterade i 6000 par. Det andra gjordes av Marcström & Kenward (1981), som använde fångst-återfångstmetoden för sina beräkningar, och kom fram till 3500–13.600 par, medel 8550 par). Den senare beräkningen har korrigerats av Ryttman (1985), som med annat värde för antalet ungar per häckande par erhöll uppskattningen 2400–5100, medel 3750 par. Ryttman (1985, 1993) skattade beståndet till 3800 par i slutet av 1970-talet och 4700 par i slutet av 1980-talet. Helt nyligen diskuterade Ryttman (1999) ett antal frågor kring duvhöken, bl.a. den allra senaste beståndsutvecklingen. Ryttman ansåg att beståndet minskat från 1980-talets slut till i dag ungefär 4000 häckande par, baserat på att antalet ringmärkta duvhöksungar och antalet fångade duvhökar vid fasangods minskat i antal. Från Skåne rapporterade Pettersson (2001) också minskande fångster vid fasangods, där det bara fångades runt 100 individer de senaste två vintrarna mot nästan 300 i början av 1990-talet, vilket tolkades som en indikation på beståndsnedgång.

Jag har vid ett tidigare tillfälle (Svensson 1996) redovisat duvhökens beståndsutveckling vintertid och kunde då inte finna någon långsiktig trend, vare sig ökning eller minskning under perioden 1975/1976–1995/1996. Det material som då utnyttjades var punkttaxeringarna inom Svenska vinterfågelräkningen. I denna uppsats utnyttjar jag samma material igen men uppdaterat t.o.m. vintern 2000/

2001. Det blir totalt 26 vintrar. För denna rapport har jag också gått igenom materialet från Svenska häckfågeltaxeringen. Anledningen till att jag inte tidigare använt sommarinventeringarna är att antalet duvhökar som registrerats sommartid varit mycket lågt.

Material och metoder

Vinterfågelräkningen

Vinterfågelräkningen utförs med hjälp av s.k. punkt-taxeringar. Varje inventering utgörs av en fritt vald rutt längs vilken det finns 20 punkter, från vilka alla fåglar räknas under vardera fem minuter (totalt 100 minuters räkning från varje rutt). Inventeringarna utförs under fem vardera ungefär två veckor långa perioder i oktober, november, jul/nyår, februari och mars. Mellan en tredjedel och hälften av rutterna har genom åren inventerats alla fem perioderna, övriga enbart under jul/nyår. Detaljerade uppgifter om antalet inventeringar återfinns i Svensson (2000, 2001a).

Materialet består av 2559 observationer av duvhök gjorda under 24.952 inventeringar vintrarna 1975/1976 – 2000/2001 (26 vintrar). Det innebär i genomsnitt 98 observationer av duvhök per vinter och ungefär 0,1 observation i genomsnitt per inventering eller en observation per tio inventeringar. Antalet observationer har varierat från lägst 69 vintern 1983/1984 till högst 160 vintern 1986/1987. Antalet inventeringar har också varierat, från lägst 647 till högst 1580 samma vintrar som antalet observationer var lägst och högst. För att erhålla jämförbara värden har jag beräknat antalet observationer per 1000 rutter.

Antalet registrerade observationer av duvhök är i det närmare identiskt med antalet olika individer. Dubbelobservationer av samma individ vid samma inventering är extremt sällsynta. Vidare är det ytterst osannolikt att samma individ skall ha dubbelobserverats vid olika rutter under samma inventeringsperiod eller under olika perioder på samma rutt. Det sagda styrks av följande. Duvhök har under samtliga vintrar observerats vid 2449 punkter under 2112 inventeringar. Observation har således gjorts vid i medeltal 1,16 punkter på de rutter där observation över huvud taget har gjorts. Det vanliga är alltså att man bara observerar en enda duvhök under en inventering om den alls observeras. Eftersom totalt 2559 observationer gjorts innebär det att det genomsnittliga antalet individer som observerats vid en punkt med observation är 1,04. Det är således bara i undantagsfall som mer än en individ registreras vid en och samma punkt.

Dubbelräkningar av samma individer torde därför vara en försumbar felkälla, en felkälla som för övrigt rimligen måste ha varit densamma alla år.

De inventerade rutterna har en mycket sned geografisk fördelning. Fördelningen har varit ungefär densamma alla vintrar, dock med en långsam ökning av andelen rutter i Norrland. Som exempel ges här fördelningen vintern 2000/2001. Då inventerades 409 olika rutter en eller flera gånger. Av rutterna låg 43% i Götaland, 41% i Svealand, 7% i södra Norrland, 5% i mellersta Norrland och 4% i norra Norrland. Det blir 84% i södra mot endast 16% i norra Sverige. Detta innebär att de redovisade resultaten nedan domineras av vad som hänt med duvhöken i södra Sverige. I praktiken är det således Sverige söder om ungefär 62:a breddgraden som behandlas.

För att undersöka eventuella skillnader mellan tidsserierna för de fem olika räkningsperioderna under vintern har jag beräknat antal observationer per 1000 rutter för varje period separat. När man delar upp materialet på perioder sjunker dock antalet observationer per vinter så mycket att jag slagit samman flera vintrar. Av skäl som framgår nedan gjorde jag dessa beräkningar för vintrarna 1986/1987–1993/1994 och 1994/1995–1999/2000 samt för 2000/2001.

Slutligen en kommentar till varför jag här har använt det genomsnittliga antalet observationer per rutt och inte det kedjeindex som jag normalt använder för att presentera tidsserier från inventeringarna (Svensson 2001a). För det första visar medelvärdena och indexserien, som jag också beräknat, en hög grad av överensstämmelse (korrelationen var 0,73, höggradigt signifikant), så det hade inte spelat någon roll vilken tidsserie jag utnyttjat. Emellertid är indexserier som vissa år är baserade på små stickprov utsatta för s.k. slumpdrift, vilket gör att förändringar enstaka år kan förskjuta hela serien på ett felaktigt sätt, speciellt när det gäller de små stickproven efter uppdelning på enskilda vinterperioder. Medelvärdena är visserligen utsatta för en annan felkälla, nämligen den att rutternas kvalitet för den aktuella arten kan ha förskjutits under en lång tidsserie, d.v.s. att inventerarna i genomsnitt valt bättre eller sämre duvhöksrutter under tidens lopp, vilket i så fall innebär över- eller underskattningar av de registrerade förändringarna. Jag bedömer dock risken med denna felkälla som minimal för en art som duvhöken, som har en jämn och gles spridning över stora områden och i många olika biotoper. Eftersom andelen rutter i Norrland, där duvhöken är fåtaligare, ökat något under perioden elimineras risken att underskatta en eventuell beståndsnedgång av detta skäl.

Även när det gäller rutternas biotoper finns en snedhet. Rutter i tätortsnära och tätbefolkade områden dominerar över rutter i obefolkade skogsområden. Denna möjliga felkälla kan dock inte analyseras. Vi får nöja oss med att konstatera att beståndsutvecklingen ute i storskogarna kan ha varit bättre eller sämre än den som här redovisas.

Häckfågeltaxeringens punktrutter

Inventeringarna sommardag utförs med samma punkt-taxeringsmetod som vintertid, med skillnaden att varje rutt bara inventeras en gång per sommar. Materialet från häckningstiden är betydligt mindre än det från vintern. Totalt finns endast 151 observationer från 5065 inventeringar under 27 somrar (1975–2001). Det innebär inte mer än 5,6 observationer per år i genomsnitt och bara 0,03 observationer per inventering. Man måste således inventera runt 33 rutter för att genomsnittligt observera en enda duvhök under häckningstiden. Antalet observationer under en sommar har varierat från lägst noll (1982 och 1983) till 14 (1999). Antalet inventerade rutter har varierat från lägst 84 (1983) till högst 284 (2001).

Det sagda illustrerar utomordentligt väl hur svår-observerad duvhöken är under häckningstiden. Tidsinsatsen för att få en enda observation av duvhök blir inte mindre än 55 timmar (33 rutter gånger 20 punkter gånger 5 minuter = 3300 minuter). Ringmärkare och boletare vet samma sak; det är mycket arbetskrävande att få ett säkert grepp om antalet revirhållande eller häckande par av denna tillbakadragna fågel.

Häckfågeltaxeringens fasta standardrutter

De fasta standardrutterna utgörs av åtta kilometer långa rutter placerade i ett likformigt nät med 25 km lucka över hela landet (se figur och beskrivning i Svensson 2001a,b). Fåglarna räknas med en kombination av linjetaxering och punkttaxering. Rutterna är representativa för de förekommande biotoperna och kan därför användas för att kartlägga skillnader i fåglarnas täthet mellan olika delar av landet. De fasta standardrutterna har i denna uppsats endast använts för att beräkna relativa tätheter på olika breddgrader. Metoden började användas först 1996 och kan därför ännu inte producera några långa tidsserier.

Resultat

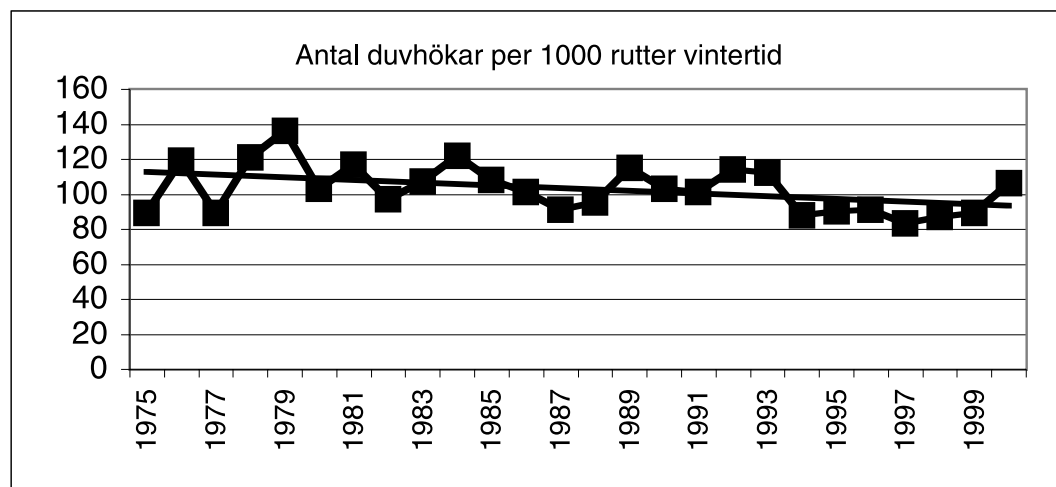
Vinter

Vintermaterialet presenteras i Figur 1. Antalet observerade duvhökar per 1000 rutter varierade mellan lägst 83 vintern 1997/1998 och högst 136 vintern 1979/1980. Under perioden 1975/1976–1993/1994 fanns ingen trend vare sig uppåt eller neråt ($R^2=0,2\%$; $F=0,04$; $P=0,84$). Men från och med vintern 1994/1995 låg värdena lägre under sex vintrar i följd, i nivå med de lägsta värden som registrerats någon tidigare vinter. Medelvärde för de första 19 vintrarna var 107 individer och för de senare sex vintrarna 88 individer per 1000 rutter. Skillnaden, 19 individer, är statistiskt signifikant ($P<0,002$; tvåsvansad t-test). Vintern 2000/2001 skedde däremot en ökning till 106 individer, d. v. s. till i paritet med medelnivån före de sex vintrarna med låga värden. För alla 26 vintrarna erhöles dock en negativ linjär trend som var signifikant på den svagaste nivån ($R^2=19\%$, $F=5,56$, $P=0,027$). Denna regression motsvarar en knappt tjugoprocentig nedgång över hela perioden.

Analysen av de enskilda vinterperioderna gav följande resultat. De sex vintrarna 1994/1995–1999/2000 gjordes färre observationer än under de föregående åtta vintrarna under perioderna 1, 2 och 4. Medelvärdena var 174 resp. 129 per 1000 rutter (-26%) under period 1, 108 resp. 79 (-27%) period 2 och 90 resp. 68 (-24%) period 4. Under period 3 runt jul/nyår var förändringen marginell med 76 resp. 74

individer per 1000 rutter (-3%). Under period 5 (mars) registrerades ingen skillnad (108 resp. 108 individer per 1000 rutter). Den senaste vintern (2000/2001) visade ökande tal för samtliga perioder (127, 103, 79, 135 resp. 136 ind. per 1000 rutter). Det är således tre av perioderna som svarar för merparten av den nedgång som slår igenom på totalvärdena för hela vintern. Varför perioderna skiljer sig är okänt.

Ser vi på det genomsnittliga antalet iakttagna individer under de enskilda perioderna från oktober till mars fås följande värden för de senaste femton vintrarna 1986/1987–2000/2001: 153, 96, 75, 84 resp. 110 hökar per 1000 rutter. De högre värdena i oktober och november kan bero på att hökarna då kanske är mera rörliga innan de etablerat sig för vintern och därför lättare att observera. Det högre värdet i mars kan dock lika gärna bero på att hökarna då exponerar sig mera i samband med häckningsstarten. Klart är dock att det under vinterns lopp först sker en nedgång och sedan en uppgång i antalet observationer. Huruvida detta speglar verkliga antalsförändringar under vinterns lopp eller olika chans att upptäcka duvhökar kan inte säkert fastställas. Detta är ju för övrigt en tänkbar felkälla även för hela tidsserien av år. Det är kanske lättare att registrera hökar under snörika än under snöfattiga vintrar, vilket i så fall, men högst spekulativt, kan förklara att vintrarna 1994/1995–1999/2000 givit så låga värden.



Figur 1. Antalet observationer vintertid av duvhök i Sverige enligt Vinterfågelräkningen. Värdena anger antalet registrerade individer per 1000 rutter.

Number of recorded Goshawks in Sweden according to the Winter Bird Count. The values are the number of recorded individuals per 1000 routes.

Sommar

Eftersom sommarmaterialet är så litet och utvärderingen av det därmed svår, presenteras det i detalj i Tabell 1. Om de 27 åren delas upp i tre portioner med nio år i varje blir medeltalet observerade duvhökar i respektive portion 1,74 (N=21), 2,47 (N=40) och 3,79 (N=90) per 100 inventerade rutter. En regressionsanalys av hela tidsserien ger en signifikant uppåtstående trend ($F=8,89$, $P<0,006$) och 26% av vari-

Tabell 1. Antalet registrerade duvhökar per 100 inventerade rutter sommardag 1975–2001. Kolumnen "Rutter med obs." visar antalet rutter med observation av duvhök där detta antal skiljer sig från antal observerade individer. Det innebär att det vid minst en rutt dessa år observerats mer än en duvhök.

Number of recorded Goshawks per 100 surveyed routes during the summers of 1975–2001. The column "Routes with rec." shows the number of routes with observation of Goshawk when this number differs from the number of individuals. This means that along at least one route these years more than one individual was recorded.

År Year	Antal observerade Number recorded	Antal rutter No. of routes	Antal per 100 rutter No. per 100 routes	Rutter med obs. Routes with rec.
1975	1	88	1,14	
1976	2	139	1,44	
1977	3	154	1,95	
1978	5	146	3,42	
1979	4	139	2,88	2
1980	3	143	2,10	
1981	3	109	2,75	
1982	0	94	0,00	
1983	0	84	0,00	
1984	5	117	4,27	
1985	1	128	0,78	
1986	2	121	1,65	
1987	3	203	1,48	
1988	7	203	3,45	6
1989	5	192	2,60	4
1990	9	206	4,37	8
1991	3	192	1,56	
1992	5	240	2,08	
1993	6	244	2,46	
1994	12	269	4,46	10
1995	12	243	4,94	10
1996	9	263	3,42	
1997	12	277	4,33	
1998	12	271	4,43	11
1999	14	268	5,22	13
2000	6	248	2,42	
2001	7	284	2,46	

ationen förklaras av den uppåtstående trenden över åren.

Geografisk fördelning av beståndet

Den geografiska fördelningen, baserad på de fasta standardrutterna, visas i Tabell 2. Det framgår att andelen rutter där duvhök observerats något inventeringsår är ungefär densamma i de tre sydliga regionerna, d.v.s. från Skåne till Härnösands breddgrad. Emellertid har rutter i södra Sverige i medeltal inventerats flera år än de i norr, vilket givetvis innebär att det är större chans att ha observerat en hök på en sådan rutt. Jag redovisar därför också en kolumn med antal observationer per inventering. Därav framgår att andelen inventeringar med observation är ungefär densamma i tre av de fyra sydligaste regionerna, men högre i den sydligaste boreala regionen. För den nordligaste zonen är det svårt att säga något alls eftersom duvhök observerats vid bara en av 73 inventerade rutter, men uppenbart är att arten måste vara mycket fåtalig, vilket inte är oväntat eftersom fjällterräng upptar en stor del av arealen i denna zon. Kompenserar vi för förekomsten av vidsträckt områden med jordbrukslätter i de två sydliga regionerna, torde chansen att se en duvhök i skogsmark vara ungefär densamma i alla tre sydligaste regionerna, d.v.s. upp till Härnösands breddgrad.

Om de relativa täthetsvärdena justeras för de olika zonernas arealer finner vi att ca. 42% av det svenska duvhöksbeståndet finns i de två sydliga zonerna (ungefär Götaland och Svealand), ca 54% i de två sydliga av norrlandszonerna men endast några få procent i nordligaste Norrland. Om vi som räkneexempel antar att det finns 10.000 par duvhök i hela landet blir det ca 4200 par i Götaland och Svealand, ca 5400 par i södra och mellersta Norrland, och endast ca 400 par nordligaste Norrland. Antalet inventeringar och antalet duvhöksobservationer är dock fortfarande få, varför värdena är osäkra. Så mycket torde dock kunna sägas att huvuddelen av det svenska duvhöksbeståndet finns i södra delen av den boreala barrskogsregionen. Att södra Sverige har lägre antal är som sagt inte märkligt eftersom stora områden utgörs av otjänlig duvhöksbiotop, särskilt jordbrukslätter.

Beståndsuppskattning

Den uppskattning av Sveriges duvhöksbestånd som jag gjorde för drygt tjugo år sedan (Svensson 1979) från det då tillgängliga atlas materialet resulterade i

Tabell 2. Duvhöksbeståndets geografiska fördelning i Sverige enligt de fasta standardrutterna. Kolumnen "Rutter med hök" anger antalet rutter där duvhök noterats minst något av de år ruten inventerats. "Inventeringar med hök" är antalet hökar vid samtliga inventeringar. Värdet 10.000 par duvhök i Sverige kan uppfattas som ett räkneexempel, men är också min uppskattning. Zonangivelserna i första kolumnen motsvarar ungefär antalet kilometer från söder till norr om de multipliceras med femtio.

Geographical distribution of the Goshawk population in Sweden according to the permanent standard routes. The column "with Goshawk" gives number of routes where Goshawks were recorded at least once during the years when the routes were surveyed. "Total records" gives the sum of the mean annual number of birds for all routes. The value 10,000 pairs may be considered an example, but is also my estimate of the total population. The zone figures in column one correspond approximately with the number of kilometres from south to north if multiplied by fifty.

Zon	Rutter	Inventerade 1996–2000	Rutter med hök	Inven- teringar	Inventeringar med hök	Population par	Region
Zone	Routes	Surveyed 1999–2000	Routes with hawk	Surveys	Surveys with hawk	Population pairs	Region
0-7	114	66 (58%)	9 (13,6%)	161	9 (5,6%)	2000	Skåne till Stenungsund – Valdemarsvik
8-12	144	77 (53%)	9 (11,7%)	181	9 (5,0%)	2200	Dito till Borlänge's breddgrad
13-17	108	48 (44%)	7 (14,6%)	102	11 (10,8%)	3300	Dito till Funäsdalen – Härnösand
18-23	167	72 (43%)	5 (6,9%)	132	7 (5,3%)	2100	Dito till Piteå's breddgrad
24-32	191	73 (38%)	1 (1,4%)	109	1 (0,9%)	400	Dito och norrut
Summa	724	336 (46%)	31 (9%)	685	37 (5,4%)	10000	Hela landet <i>Whole country</i>

ca 10.000 par. Av Sveriges 19.133 atlasrutor kom det slutliga atlas materialet (Svensson m.fl. 1999) att omfatta uppgifter från 12.679 rutor, av vilka 8716 uppgavs vara välinventerade. Totalt registrerades duvhök i 4442 rutor, därav i 1333 som säker, i 617 som trolig och i 2502 som möjlig häckning. Mitt grundläggande antagande för uppskattningen är att det fanns högst ett par duvhök i rutor med registrering av arten samt att en registrering i princip motsvarade ett par, häckande eller ej (varje ruta är 25 kvadratkilometer vilket approximativt motsvarar storleken av ett revir). Jag räknar således med att även klassificeringarna "trolig" och "möjlig" i atlasen betyder ett revirhållande eller häckande par, vilket synes rimligt för denna mycket stationära art. Om man räknar med att duvhök registrerades i alla välinventerade rutor där den fanns och missades i de dåligt inventerade rutorna (med tanke på att duvhöken är extremt svårinventerad) blir uppskattningen 9750 par. I verkligheten var det naturligtvis så att den missades i en del välinventerade rutor och registrerades i en del dåligt inventerade. Om man räknar med att duvhök, oberoende av hur väl rutan inventerades, ändå verkligen registrerades i alla rutor där arten var bofast, blir uppskattningen 6700 par. Att nämnvärt många bofasta hökar skall ha upptäckts i de flera tusen rutor som bara inventerades ytligt eller besöktes tillfälligt är dock osannolikt. Jag bedömer därför att sanningen snarast ligger närmare det högre

än det lägre värdet förutsatt att antagandet om relationen mellan observation och revirhållande par enligt antagandet ovan gäller.

Diskussion

Ryttmans (1985, 1993) uppskattning att det häckande duvhöksbeståndet ökade med ungefär 24% mellan sjuttioalets slut och åttioalets slut får visst stöd i materialet från Häckfågeltaxeringen, om än Häckfågeltaxeringen uppskattar ökningen som mindre. Det räcker dock med att gå bara några år in på nittioalets för att ökningen skall uppskattas i samma storleksordning av Häckfågeltaxeringen. Man måste dock ha klart för sig att båda uppskattningarna är mycket grova och har betydande felmarginaler. Ryttmans (1999) bedömning att beståndet sedan slutet av åttioalets minskat kraftigt får däremot inget stöd i Häckfågeltaxeringen, som i stället indikerar en fortsatt beståndstillväxt.

Det är beklagligt att Häckfågeltaxeringen omfattar så små stickprov eftersom det är sommarvärdena som mäter det bofasta beståndet och därmed det som vi primärt vill få kännedom om. Vintermaterialet är, trots den gedigna omfattningen, svårare att tolka i termer av häckande bestånd eftersom en ökand del av vinterhökarna är besökare från norr. Inventeringarna vintertid, liksom på sommaren, är starkt koncentrerade till södra halvan av Sverige. Vintertid

ingår en förmodligen stor men okänd mängd hökar från Norrland och Finland i materialet. Marcström & Kenward (1981) fann att av de hökar som märkts vintertid i södra Sverige återfanns 29 på längre avstånd än 100 km, därav nio i Finland, tre i Norrland och 13 inom södra Sverige. Dessa längre återfynd avsåg nästan bara juvenila hökar. Bland de juvenila hanarna återfanns 7 av 15 (47%) och bland de juvenila honorna 2 av 9 (22%) i Finland. Detta tyder på att av de juvenila hökar med nordligt ursprung som vintertid vistas i södra Sverige utgörs kanske i storleksordningen hälften av övervintrare från Finland och Norrland. Samma bild ger märkplatserna för de fångade juvenila hökar som tidigare märkts som boungar. Av 26 sådana vinterfynd var 10 märkta i Finland och 16 på andra ställen i Sverige. Det pekar på att ungefär en tredjedel av vinterfångade hökar har finskt ursprung. Visserligen är urvalet hökar på de aktuella fångstplatserna sannolikt ett mycket snett urval av hökar eftersom de gamla häckande hökarna inte rör sig i nämnvärd omfattning från sina revir, men en stor del av de hökar som ses vintertid måste ändå vara från Norrland eller Finland, om än mindre än vad som nyss sagts. Huruvida den registrerade nedgången vintertid i södra Sverige under senare år beror på att nordliga hökar flyttat söderut i mindre utsträckning, att bestånden i norr minskat eller, som antytts, chansen att upptäcka duvhökar varit mindre kan jag inte avgöra.

Andra svenska studier

Jag har hittills bara funnit en långtidsstudie av ett lokalt häckande bestånd av duvhök, nämligen från Varbergstrakten (Kanje 1994, Kanje & Kanje 1998, 1999, samt kompletterande uppgifter i brev). Studien började 1984 med ett kontrollerat revir men växte sedan till 12 kontrollerade revir 1989. Därefter har mellan 15 och 22 revir kontrollerats årligen. Antalet besatta revir sjönk från 8–14 (medel 11,5) åren 1989–1994 till 8–10 (medel 9,2) åren 1995–2000. Bo Kanje varnare emellertid i brev för att övertolka siffrorna. Han skriver så här: ”När det gäller duvhök, så har vi inte hunnit kontrollera alla kända revir tillräckligt noga för att kunna avgöra om arten ökar eller minskar. Efterhand som individerna ändras i paren, så sker flyttning inom reviren eller så ändras revirgränserna. Detta gör det svårt att finna årets häckning på den korta tid vi har. Dock tycks det som att flera par försvunnit från gamla revir. Vi har flera fall där vi verkligen sökt efter fåglarna men inte funnit det minsta spår de senaste åren.” Trots osäkerheten tycker jag personligen att den tolkning som

ligger närmast till hands ändå är att det lokala beståndet gått ner åtminstone något i antal.

Utvecklingen i grannländerna

I Finland har man en mycket god fågelövervakning, särskilt av rovfåglar genom det s.k. rovfågelnätet (Taivalmäki m.fl. 1999, 2001). Utvecklingen under perioden 1982–2000 redovisas. Beståndet förefaller ha hållit sig tämligen konstant i större delen av landet, dock med en tendens till nedgång de allra senaste åren. Denna tendens beror på en nedgång i de sydostligaste och allra nordligaste delarna, och man misstänker att nedgången beror på skogsbruket. Under åren runt 1990 skedde en återhämtning av beståndet efter en svacka i mitten av 1980-talet, troligen på grund av ovanligt goda skogsfågelstammar.

I Danmark var beståndsutvecklingen starkt positiv fram till början av 1980-talet. I den danska fågelatlasen 1971–1974 registrerades duvhöken i 299 rutor och i atlasen från 1993–1996 i 796 rutor. Bl.a. etablerade sig arten på hela Bornholm, där tidigare bara något enstaka par häckat. I ett område i Sönderjylland har vissa intensiva specialstudier bedrivits och där ökade arten fram till början av 1980-talet, men ökningstakten avtog sedan och beståndet är i dag ungefär detsamma som i början av 1980-talet. En försiktig uppskattning med hänsyn tagen till att en del atlasregistreringar kan avse icke häckande fåglar resulterar i att det danska duvhöksbeståndet uppgår till 650–700 häckande par. Samtliga uppgifter är hämtade i Grell (1998).

För Norges del har jag inte funnit några användbara uppgifter om duvhöksbeståndets generella utveckling. Bergo (1994) ger således i Norska fågelatlasen inga klara besked om vare sig påtaglig uppgång eller nergång under senare år.

Allmän slutsats

I avsaknad av tillräckligt omfattande lokala långtidsinventeringar av häckande duvhöksbestånd är uppgifterna från fågelövervakningen inom Häckfågeltaxeringen och Vinterfågelräkningen den enda standardiserade information vi har att tillgå för att uppskatta duvhökens sentida beståndsförändringar i Sverige. Vinterfågelräkningen visar på ett oförändrat bestånd under perioden 1975/1976–1993/1994, en svacka vintrarna 1994/1995–1999/2000 och en återgång till den tidigare nivån 2000/2001. Den genomsnittliga linjära trenden för hela perioden innebär en nedgång på knappt 20% under 26 år, men

den beror på de låga värdena under de sex åren i slutet av perioden. Vintermaterialet är dock svårtolkat i termer av häckande bestånd eftersom de duvhökar som registreras vintertid sannolikt till stor del är yngre fåglar och många av dem har säkerligen sitt ursprung i nordligare regioner. Graden av flyttning och förändringar i nordliga bestånd, inklusive de i Finland, kan påverka värdena.

Häckfågeltaxeringen ger en annan bild av utvecklingen. Den linjära trenden för tidsserien innebär att det svenska, eller i varje fall det sydsvenska beståndet skulle ha mer än fördubblats på 27 år. Detta förefaller knappast rimligt. De små talen och den stora variationen mellan åren innebär mycket stor osäkerhet. Emellertid är det närmast omöjligt att tolka resultatet som ett tecken på beståndsminskning. Den enda rimliga slutsatsen av den kombinerade informationen från sommar och vinter är att duvhökens bestånd i Sverige i vart fall inte minskat under det senaste kvartssekle.

Det finns ett stort behov av långsiktiga och noggranna inventeringar av lokala häckande bestånd inom områdena fördelade så representativt som möjligt över landet för att utvecklingen skall kunna följas väl i framtiden. Särskilt viktigt är detta inom den boreala barrskogsregionen, där huvuddelen av det svenska beståndet finns, men där de generella inventeringarna är svaga.

Tack

Ett särskilt tack riktas till de hundratals inventerare som bidragit till Häckfågeltaxeringen och Vinterfågelnräkningen. Inventeringarna ingår i naturvårdsverkets miljöövervakning. Jag tackar också för kommentarer av Nils Kjellén och Hans Ryttman och vidare för den information som Bo Kanje ställt till förfogande.

Referenser

- Bergo, G. 1994. Hønschauk *Accipiter gentilis*. Sid. 116 i *Norsk Fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Grell, M. B. 1998. *Fuglenes Danmark*. Gads Forlag.
- Höglund, N. 1964. Der Habicht (*Accipiter gentilis* L.) in Fennoscandia. Beringungsergebnisse und ökologische Studien. *Viltrevy* 2:195–270.
- Kanje, B. 1994. Rovfåglar i Varbergs kommun 1990 – 1994. *Meddelande från Getteröns fågelstation 1994, nr 34*. Sid. 17–32.
- Kanje, B. & Kanje, S. 1998. Rovfåglar i Varbergs kommun 1995 – 1998. *Meddelande från Getteröns fågelstation, nr 38*. Sid. 25–43.
- Kanje, B. & Kanje, S. 1999. Rovfåglar i Varbergs kommun 1999. *Meddelanden från Getteröns fågelstation, nr 39*. Sid 13–21.

- Marcström, V. & Kenward, R. 1981. Movements of wintering goshawks in Sweden. *Swedish Wildlife Research* 12:1–36.
- Marcström, V., Kenward, R. & Karlbom, M. 1990. *Duvhöken och dess plats i naturen*. Uppsala.
- Nilsson, S. G. 1981. De svenska rovfågelbeståndens storlek. *Vår Fågelvärld* 40:249–262.
- Peterson, B. 2001. Jakt och fångst av duvhök i Skåne. *Anser* 40:155–156.
- Ryttman, H. 1985. Hur många duvhökar *Accipiter gentilis* häckar i Sverige? *Vår Fågelvärld* 44:355–360.
- Ryttman, H. 1993. Duvhökens *Accipiter gentilis* överlevnad och skattning av dess populationsutveckling i Sverige. *Ornis Svecica* 3:33–42.
- Ryttman, H. 1999. Duvhöken – näringskonkurrent till människan? *Fauna och Flora* 94:113–119.
- Svensson, S. 1979. Svensk fågelatlas 1974–1978. *Vår Fågelvärld* 38:114–123.
- Svensson, S. 1996. Vinterfågelnräkningen 1995/96. Sid. 19–28 i *Fågelåret 1995, Vår Fågelvärld, Supplement nr 25*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Svensson, S. 2000. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 1999*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Svensson, S. 2001a. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2000*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Svensson, S. 2001b. Häckfågeltaxeringen och vinterfågelnräkningen 2000. Sid. 9–23 i *Fågelåret 2000*. Sveriges Ornitologiska Förening.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Taivalmäki, J.-P., Haapala, J. & Saurola, P. 1999. Petolintuvuosi 1998: vaiisu sadekesä, myyrälaikut harvassa (Summary: Breeding and population trends of common raptors and owls in Finland 1998). Sid. 38–53 i *Linnut-vuosikirja 1998*. BirdLife Suomi, Helsinki.
- Taivalmäki, J.-P., Haapala, J. & Saurola, P. 2001. Petolintuvuosi 2000 – tuulihaukka ja varpuspöllö menestyivät (Summary: Breeding population trends of common raptors and owls in Finland in 2000). Sid. 44–54 i *Linnut-vuosikirja 2000*. BirdLife Suomi, Helsinki.
- Ulfstrand, S. & Högstäd, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? *Anser* 15:1–32.
- Widén, P. 1985. *Population Ecology of the Goshawk (Accipiter gentilis L.) in the boreal forest*. Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
- Widén, P. 1997. How, and why, is the Goshawk (*Accipiter gentiles*) affected by modern forest management in Fennoscandia? *J. Raptor Res.* 31:107–113.

Summary

Development of the Goshawk Accipiter gentilis population in Sweden since 1975

The Goshawk has long been a controversial species in Sweden. How large is the population? Does it grow or decline? Should hunting and persecution be permitted? In spite of these important issues we lack

good data from long term monitoring of representative local populations. The most important studies concern the species' ecology (Widén 1985, Marcström et al. 1990) or migration (Höglund 1964, Marcström & Kenward 1981). The earliest estimates of the total population size are 3000 pairs (Ulfstrand & Högstedt 1976), and 10,000 pairs (Svensson 1979). Other estimates are 3500–13,600 pairs (Marcström & Kenward 1981), 6000 pairs (Nilsson 1981), 3800 pairs (Ryttman 1985), 4700 pairs (Ryttman 1993), and 4000 pairs (Ryttman 1999).

Widén (1997) concluded that the Fenno-Scandian Goshawk population declined with about 50% between the 1950s and 1970s, and that the reason was deterioration of foraging habitats due to new forestry techniques. The population may since then have been rather stable or even recovered temporarily. However, Ryttman (1999) and Peterson (2001) argues that the population has started to decline again in recent years, based on declining numbers of ringed nestlings and trapped birds.

In this paper I use the data collected within the Winter Bird Count (1975/1976–2000/2001) and the Breeding Bird Survey (1975–2001) to see whether there has been any changes of the population size during the last quarter of a century. I have used point counts (routes with 20 five minute counts) both winter and summer. Most routes have been located in the southern half of the country (south of 62°N), and hence the results mainly reflect the development there. Since the distribution of the routes and their habitat properties have remained roughly the same and since the Goshawk is a widely ranging species with few habitat preferences apart from a sufficient inclusion of mature forest, I have simply used the number of observed hawks per 1000 or 100 routes as a measure of relative population size in different years.

The winter material consists of 2559 recorded individuals during 24,952 routes in 26 winters. The average is 98 birds per winter (range 69–160). The summer data is much smaller, only 151 birds from 5065 routes, an average of only 5,6 birds per year (range 0–14).

The result for the summers is presented in Table 1. There is a significant positive trend over the study period. The winter data are shown in Figure 1. The linear trend for the winter is negative if the whole period is considered, but this depends strongly on low values in the six winters 1994/1994–1999/2000. There is no trend in the period 1975/1976 – 1993/1994, and there was a return to the former mean level in 2000/2001. This is in conflict with the data from

the breeding season that show about a doubling of the number of observations in the late 1990s compared with the 1970s. In spite of the small sample from the breeding period, it is difficult to interpret the summer time series as a sign of population decline.

The interpretation of the winter data is complicated by the fact that southern Sweden is an important wintering area for Goshawks from northern Sweden and Finland. Ringing recoveries indicate that a substantial share of the winter population may be migrants from the north. The temporary decline of the winter population in 1994/1995–1999/2000 may therefore be a result of fewer birds leaving the northern breeding areas these years but it may of course also indicate declining populations there. And there is in fact indication from counts in Finland that parts of the population has declined, mainly in the south-eastern and northern parts of the country.

The overall conclusion about population trends, taking all data into consideration, is that the Swedish Goshawk population has probably not declined in the southern half Sweden, if anything it has increased. Lack of counts makes it impossible to determine the population development in northern Sweden.

In 1996, I introduced a new scheme in the Breeding Bird Survey, namely what I call permanent standard routes. These routes form an even grid over the whole country, the routes being located 25 km from each other. This means that the routes are representative for different geographical regions and habitats. It is yet not possible to use the data for time series, but they already permit mapping of relative densities. These are given in Table 2. It can be seen that the percentage of routes with Goshawk is about the same within the three southernmost zones, north to the latitude of Härnösand. However, on average the southern routes have been surveyed more years than the northern ones. Hence I have also calculated the number of records per survey. This column indicates higher values in the southernmost boreal zone. If the values of the two southernmost zones are corrected for the large farmland areas in this part of Sweden it is likely that the density in the forest part is about the same as in the southern zone of the boreal region. In the very north the Goshawk is more rare, at least partly because a large part of the area is situated above the tree line or consists of large open mires.

Based on the data from the Swedish Breeding Bird Atlas, considering all observations (including those assigned as “probable” and “possible” breeding in a square) as indicating a territorial or breeding pair,

the total Goshawk population was estimated at about 10,000 pairs. Since each atlas square was 25 square kilometres this is about equal to an average Goshawk territory. Goshawks are very resident during the breeding period, and they are also very difficult to observe. It is hence unlikely that the same pair was recorded in more than one square; it is rather likely that many pairs were missed even in well surveyed squares. If the Swedish population is 10,000 pairs, they are distributed among zones as given in Table 2.

I conclude, in spite of the conflicting evidences from summer and winter counts, that there is little evidence that the resident Goshawk population in Sweden has declined during the last about 25 years. It also seems that the average density of Goshawks is about the same in all forested areas south of about 62°N and that it then declines rapidly further north.

Sediment type and breeding strategy of the Bank Swallow *Riparia riparia* in western Sweden

BO-BERTIL LIND, JIMMY STIGH & LARS LARSSON

Abstract

This paper presents an investigation of the sediment used by the Bank Swallow (Sand Martin) *Riparia riparia* for the construction of breeding tunnels. Grain-size distribution, bulk density and hydraulic conductivity of breeding-tunnel sediment were investigated at four localities in western Sweden. The investigation shows that the Bank Swallow was consistent in using layers composed of a narrow range of fine and medium sand. Ninety percent of the investigated breeding burrows were located in fine to medium sand (0.125–0.5 mm) and 10% in coarse sand (0.5–1.0 mm). No breeding tunnels were found in sediment finer than fine sand or coarser than coarse sand. The fine to medium sand fraction has the properties to hold stable walls and keep dry tunnels even during rainy periods with heavy infiltration. The hydraulic conductivity of the sediment was in the range of 10^{-4} to 10^{-3} m/s and the bulk density 1510–1575 kg/m³. In Sweden, artificially excavated slopes in gravel and sand pits have long been the dominating breeding locality for the Bank Swallow. However, during the last

two decades, four major factors have led to the decrease of breeding localities: (1) a decreasing demand of aggregate resources, (2) landscaping of gravel and sand pits and stabilization of eroding slopes, including river banks and shorelines, (3) a change to quarries as a source for aggregate production, and (4) concentrating gravel and sand exploitation to fewer and larger pits. It is concluded that these factors are important for the decline of the Bank Swallow population in Sweden and possibly elsewhere in Europe and North America.

Bo-Bertil Lind, Swedish Geotechnical Institute, SE-581 93 Linköping, Sweden. (bo.lind@swedgeo.se)

Jimmy Stigh, Department of Geology, Earth Sciences Centre, Göteborg University, Box 460, SE-405 30 Göteborg, Sweden

Lars Larsson, Sammels väg 7, Box 4149, 311 04 Glommen, Sweden

Received 13 March 2002, Accepted 16 July 2002, Editor: S. Svensson

Introduction

The Bank Swallow *Riparia riparia* is the smallest bird in the swallow family and it is distributed as a breeding bird in much of North America north of Mexico and reaches the Arctic Sea in the northern Mackenzie Delta region. In Eurasia it breeds from the British Isles east to the Anadyr region and Kamchatka, and south to northern Indian subcontinent. The Bank Swallow is an obligate migratory species wintering in South America, Africa and southern Asia. There are also resident populations in northern Indian subcontinent and southwest China.

To avoid predation the Bank Swallow is known to dig breeding tunnels into vertical exposures of stiff, sandy sediment. In Sweden, artificially excavated slopes of gravel and sand pits have long been the dominating breeding locality. The species has benefited from the expansive building and

construction period from the early 1950s up till the 1980s, a period during which many glaciofluvial deposits were exploited, and a large number of new gravel pits were opened. The swallow prefers fresh shaft walls with ongoing excavation every year. A shaft wall left to erode and slump will be abandoned within a few years.

The last twenty years, however, has brought about a decrease in gravel production and during the same period there has been an increase in conservation efforts to stabilize eroding slopes, including riverbanks and shorelines. At the same time a long-term decline (1970–1990) in the Bank Swallow population has been observed in western and north-western Europe (Tucker & Heath 1994, Gamell 1997). Similarly, there has been a long-term (1980–1994) as well as short-term (1994–1996) decrease in eastern Canada and eastern USA (DeGraaf & Rappole

1995).

Various explanations have been given as the cause of the decline of many migratory boreal species wintering in tropical areas, but apparently the reasons are multifunctional and few data exist on which part of the life cycle that is the most critical (John 1991). The loss of breeding habitat is the single factor where there seem to be a consensus among different authors but the decline in the Bank Swallow population in Europe has also been ascribed to the drought in the wintering area Sahel (Cowley 1979, Mead 1979, Szép 1995).

In Sweden it has been observed that the Bank Swallows dig their burrows as high up as possible in the banks (Svensson 1969). The typically breeding ground for the Bank Swallow in Sweden is within the uppermost 100 cm, sometimes only about 40 cm below the ground surface and 4 to 10 meters up on the shaft wall in an active gravel pit where the vegetation layer has been removed. The hydraulic conductivity of such sediments is very high, 10^{-2} to 10^{-5} m/s, (600 to 0.6 mm/minute) (Brown 1972). This means that all precipitation, even during very rainy periods, can infiltrate and percolate through the soil profile. Because the vegetation cover is removed the evaporation is very small and during rainy periods, like in Sweden in July 1998 or 2000, more than 100 mm of rain may fall during 72 hours. This means that a 100 mm thick water body will move down through the soil profile. How can the Bank Swallow keep their breeding tunnels dry and warm? Why don't they drown when such a great amount of water passes through the sediment layer where they breed?

The purpose of this paper is to give the hydrogeological background to a clever and successful breeding strategy of the Bank Swallow and to highlight factors important for the decline in the Swedish Bank Swallow population.

Investigation method

An inventory was made of the breeding localities of Bank Swallow in an area of western Sweden covering about 14,000 km². It turned out that many of the former well known localities were destroyed and abandoned. Four major localities, Gråbo, Hyltenäs, Öxnevalle and Sjögarde in three different counties were found and chosen for investigation of sediment properties (Figure 1). All localities were built up of glaciofluvial deposits with alternating silty, sandy and gravelly layers. Fifty sediment samples were taken both from the breeding horizons and from the surrounding horizons at all four localities. Samples

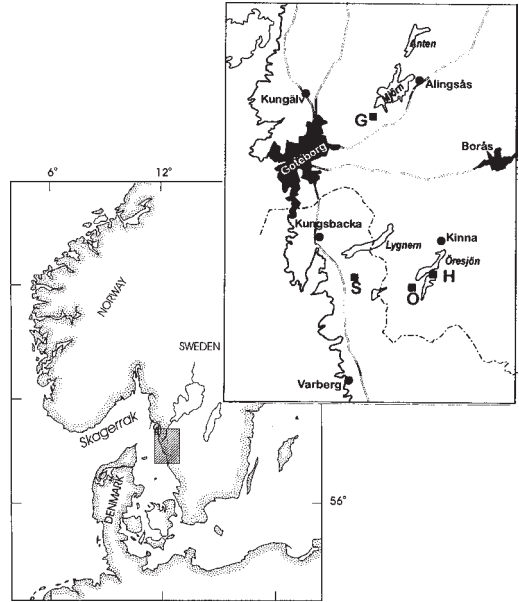


Figure 1. Investigation localities for sediment type and breeding strategy of the Bank Swallow in western Sweden: Gråbo (G), Hyltenäs (H), Öxnevalle (Ö) and Sjögarde (S).
Lokaler för undersökning av sedimenttyp och häckningsstrategi för backsvala i västra Sverige: Gråbo (G), Hyltenäs (H), Öxnevalle (Ö) och Sjögarde (S).

were taken systematically to give a representative picture of the breeding horizons and a possibility to comparison with the surrounding. About 2 kg sediment were taken in each sample. In addition, three undisturbed cylinder samples (diameter 8.2 cm, height 5.0 cm) were taken from the uppermost breeding horizon at Gråbo. Grain size was measured using sieves with mesh size 2.0, 1.0, 0.5, 0.250, 0.125 and 0.074 mm. Grain-size statistics were computed using the equations of Folk and Ward (1957);

$$\text{Sorting, } S = (\phi_{84} - \phi_{16})/4 + (\phi_{95} - \phi_5)/6.6$$

$$\text{Mean grain size, } M_z = (\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84})/3$$

The hydraulic conductivity (K) was measured in a constant head permeameter with a pressure head of 20 cm and the dry bulk density (ρ_d) was calculated.

Sediment properties of Bank Swallow breeding sites in Sweden

Bank Swallow breeding sites in Sweden typically consist of sandy sediments that are part of stratified



Figure 2. Photo from the locality Sjögarde showing breeding tunnels of Bank Swallow in selected sediment layers high up in vertical shaft walls.

Foto från Sjögarde visande häckningstunnlar i utvalda lager högt upp i den vertikala schaktväggen.

glaciofluvial deposits with alternating silty, sandy and gravelly layers. Practically all breeding localities for the Bank Swallow in western Sweden are situated in gravel and sand pits in glaciofluvial deposits that were deposited about 11,000 to 12,500 BP during the Weichselian deglaciation. The breeding horizons are situated in the uppermost sandy layers of stiff, vertical walls (Figure 2) usually within the upper 100 cm and four to ten meters from the cliff base.

Grain size distribution of sediment samples from

breeding tunnel horizons at all four localities show that the Bank Swallow is consistent in using layers within a quite narrow range of fine and medium sand (Figure 3). The mean grain size for breeding-tunnel sediment ranges from 0.125 mm (fine sand) to 0.8 mm (coarse sand) with most samples occurring between 0.125 mm and 0.35 mm (medium sand). Ninety percent of the investigated breeding burrows were located in fine to medium sand (0.125–0.5 mm) and 10% in coarse sand (0.5–1.0 mm). The samples are moderately sorted with a sorting factor, according to Folk & Ward (1957) ranging from 0.6 to 1.3 (Figure 4). Most of the samples have a sorting factor between 0.5 and 1.0, which signifies moderately sorted sediment according to the relative scale suggested by Folk & Ward. The mean grain size of all samples is 0.143 mm (ϕ 2.8). There is no significant difference in grain size or sorting between the four localities. The actual breeding layers are surrounded by coarser sandy-gravelly layers and finer, silty layers. There is no evidence for a systematic distribution of coarser or finer sediment over- or underlayering the breeding horizon. However, analysis of samples from surrounding horizons reveals that there are other sandy layers with similar conditions that are not used by the swallows (Figure 5).

The hydraulic conductivity (K) and the dry bulk density (ρ_d) of the sediments from the breeding horizon at Gråbo is presented in Table 1.

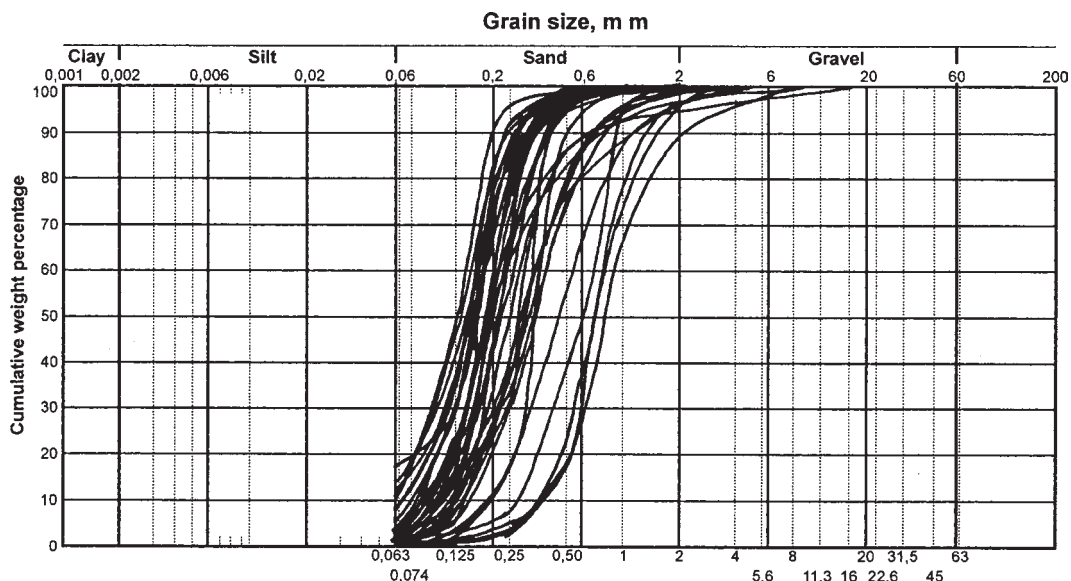


Figure 3. Grain size distribution curves for sediments with Bank Swallow breeding tunnels from all four investigation localities. *Kornstorlekskurvor på sediment från häckningshorisonter i alla fyra undersökningslokalerna.*

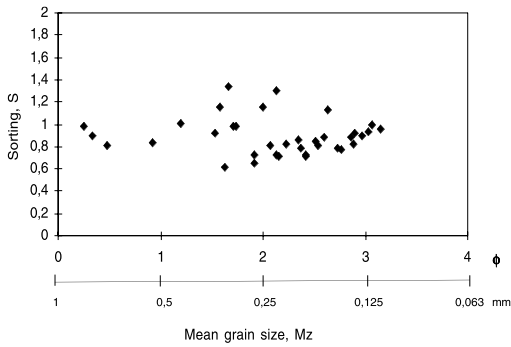


Figure 4. Mean grain size and sorting (Folk & Ward 1957) of sediments with breeding tunnels. 36 samples. *Medelkornstorlek och sortering (Folk & Ward 1957) hos sediment med häckningstunnlar, 36 prover.*

The K-values show that water at free drainage, with a gradient 1.0 can move through the soil profile at a velocity of about 0.4 to 3.0 mm/s. This means that once the sand is saturated, rainwater can infiltrate and percolate through the sand at about 1.4 to 10 m per hour. During heavy rains there will be a saturated water body moving down towards the breeding tunnels. Within the saturated zone all small pores in the soil will be filled with water. However, as shown below, the percolating water does not reach the birds' nests!

Sand is a consolidated sediment with a porous system consisting of a solid phase (the particles), a liquid phase (water) and a gaseous phase (air). In the absence of organic material water is held in the pore system by surface tension and the adsorption of water to the mineral particles. The pressure potential is considerably lower in the fine pores of the surrounding sand compared to the free air pressure in the breeding tunnel. When rainwater percolates through the sand and reaches the edge of a tunnel, it will stop with a concave surface towards the free air pressure in the tunnel.

If the rain does not stop, percolation continues, and there will be a saturated zone growing around the breeding tunnel. This will increase the pressure potential in the rising water body on top of the tunnel. If the tunnel is big, > 0.5 m in width, this can cause a breakthrough and water will drain rapidly into the bird nest. At smaller tunnels, like normal Bank Swallow nests, this will not happen because of the fact that the water is drained around the burrow. The unsaturated hydraulic conductivity increases exponentially with the water content (Irmany 1954). Consequently, as the water content is rising around

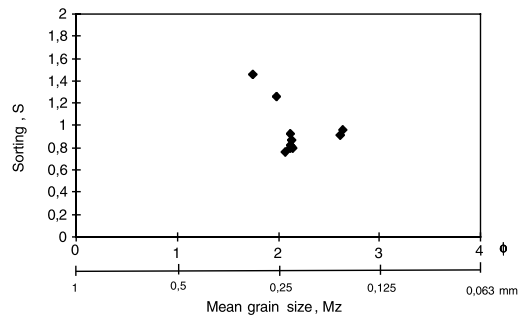


Figure 5. Mean grain size and sorting (Folk & Ward 1957) of sediments without breeding tunnels. 9 samples. *Medelkornstorlek och sortering (Folk & Ward 1957) hos sediment utan häckningstunnlar, 9 prover.*

the burrow, the hydraulic conductivity is increasing. Thus, all percolating water will drain around the burrows even through very rainy periods. This is characteristic for fine and medium sand. In coarser sand the capillary rise is much smaller causing a smaller difference in potential pressure between a pore and the free air in a breeding tunnel. Thus, the percolating water will drain into the tunnel and damage the nest.

The bulk density of the breeding site sediment was about 1500 kg/m³ to 1575 kg/m³, which is characteristic for relatively loose sediment (BABS 1967, Wahlström 1968, Avén et al. 1984). Finer sediment, like silt and clay, situated in a drained position in a pit wall has the disadvantage of being harder to dig. Riverbanks with clay saturated by the spring floods may be significantly softer, and provide good natural breeding conditions for the Bank Swallow. However, very few such localities are known in Sweden.

Table 1. Hydraulic conductivity and dry bulk density of breeding ground sediments of the bank swallow. Gråbo western Sweden.

Hydraulisk konduktivitet och skrymdensitet hos sediment från backsvalornas häckningshorisonter. Gråbo västra Sverige.

Sample	Hydraulic cond. K, m/s	Dry bulk density ρ_d , kg/m ³
1	3x10 ⁻³	1575
2	4x10 ⁻⁴	1509
3	1x10 ⁻³	1518

Breeding behaviour, aggregate resources, and the decline of habitat for the Bank Swallow in Sweden

There is a strong trend of a declining number of breeding localities for the Bank Swallow in Sweden. During the last two decades there are four major factors affecting the breeding localities in Sweden: (1) a decreasing demand of aggregate resources, (2) landscaping of gravel and sand pits and stabilization of eroding slopes, including river banks and shorelines, (3) a change to quarries as a source for aggregate production, and (4) concentrating gravel and sand exploitation to fewer and larger pits.

The construction industry, including road and house construction, is the overall dominating consumer of aggregate resources, with gravel and sand as the major components. Since building activities are closely linked to the general economic conditions in the region, the use of aggregate is strongly influenced by economic expansion or recession (Irvine 1994, Vagt & Irvine 1998). In Sweden the production of gravel and sand reached a peak during the 1970s with 100 Mt/year and has since then been declining. Only 30 Mt were produced in 1997 (Rydh & Berg 1998) and 29 Mt in 1999 (SGU 2000:3). During the same period the number of permissions for sand and gravel exploitation declined from about 8500 to about 3500, a reduction of 58% (SIND 1980:1, Rydh & Berg 1998). During the same period, the share of aggregate derived from stone quarries increased from 20% to 50%.

The Swedish legislature gives local authorities the authority to regulate the sand and gravel industry. In the interest of safety and environmental quality, these authorities have required that abandoned gravel pits be re-landscaped. With similar motives, there is an environmental policy in Sweden to decrease the number of sand and gravel pits, and to concentrate exploitation to fewer but bigger pits, often with mining down below the groundwater table (SNV 93). The national goal is that the consumption of natural sand and gravel shall decrease with 50% to 2010 and with 90% to 2020 compared with the consumption in 1997 (Boverket 1999).

These trends described above may seem rational from a resource perspective but they are definitely a growing threat for the Bank Swallow reproduction. In regions with relatively little glaciofluvial deposits, as in western Sweden, the situation may be critical. In the county of Bohuslän at the Swedish west coast there was in the year 2000 only about 45 active sand and gravel pits, and only a few of them was suitable as breeding sites for the Bank Swallow.

Discussion and conclusions

The sediment breeding hirundines, such as the Bank Swallow, are very light and weak birds, only 12–13 cm in length. The Bank Swallows are very dependent on loose sediments that are easy to dig. The nest sites are found in a great variety of sediments, from coarse gravely to clayey soils, but there is a strong concentration to fine-medium sand with a clay content less than 10% (Petersen 1955, Svensson 1969, Heneberg 2001). With the appropriate combination of fine to medium sand that is easy to dig and yet stable enough to give safe walls, they have found the ultimate strategy in their nesting. Besides the importance of the penetrability conditions (John 1991) the grain size also is crucial to the hydrogeological conditions. The sandy sediment has the right capillary conditions to be well drained and leave dry tunnels and yet keep enough moisture to uphold the electrostatic attraction between the sand grains. The breeding success is correlated with the synchronisation of broods but also with the length of the breeding tunnels (Siber 1980) – and that in turn is correlated to the sediment properties. The flow of water around the nest is guided by the pressure potential and the hydraulic conductivity (Figure 6). Where such sand layers are located high on vertical cliffs, the swallows are safe from predation. The use of fine and medium sand layers seem to be a collective choice. It looks like the first hand alternative is to dig the breeding tunnels at the same elevation – in the very same sediment layer. Only if that layer is fully used the birds will start to use other layers with similar conditions.

Among the hirundines, the Bank Swallow is only one of many species that use the strategy of breeding in tunnels. Of the nearly 80 different species of swallows, some 12 species regular dig out long tunnels in banks, including all species of *Riparia*, Banded Martin *Neophedina eurystomina*, Tawny-headed Swallow *Stelgidopteryx fucata*, White-backed Swallow *Cheramoeca leucosternus*, Grey-rumped Swallow *Hirundo griseopyga* and Brazzà's Martin *Phedina brazza*. All but the last two are colonial. Among non-hirundines passerines and non-passerines, bee-eaters *Meropidae*, kingfishers *Alcedinidae*, motmots and some puffbirds excavate their own tunnels. The bee-eaters generally nest colonially as the Bank Swallow, while kingfishers, motmots and puffbirds nest solitarily. Furthermore a lot of species of Procellariiformes also nest in burrows. For the non-hirundine passerines and the non-passerines that are tunnel or burrow breeding,

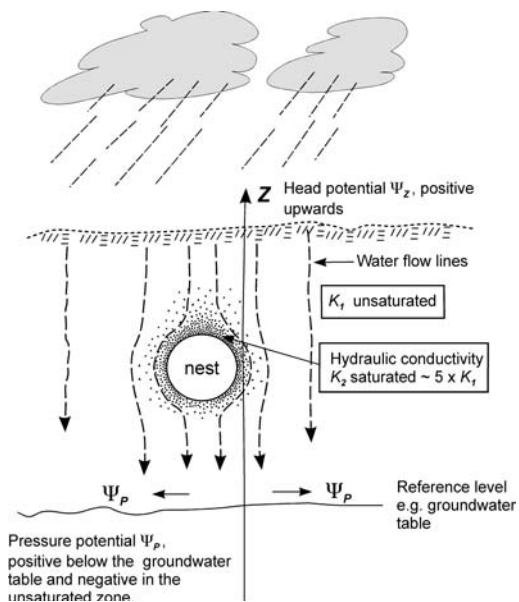


Figure 6. Hydrogeological conditions of water percolating around a Bank Swallow tunnel. The percolating water is drained around the *Riparia* nest because of the lower pressure potential in the fine pores of the surrounding sand compared to the free air pressure in the tunnel.

Hydrogeologiska förutsättningar för perkolerande vatten att passera runt backsvalornas häckningstunnlar. Sjunkvattnet dräneras runt tunneln på grund av den lägre tryckpotentialen i sandens finkorniga porsystem jämfört med det fria lufttrycket i tunneln.

the selection of soil material is not bound to fine to medium sand. Heavier species such as bee-eaters, kingsfishers and motmots, normally use finer grained material such as clay for their breeding sites. These tunnels are often wet and muddy but the birds are quite robust and can still survive with their young generations.

The Bank Swallow, however, is very dependent on the right kind of sediment and location. In Sweden much of these locations are to be found in sand and gravel pits. Thus the dramatic decrease in open pits to a great extent is affecting the Bank Swallow reproduction. We believe that this can be one important factor for the decline of the population in all western countries including Canada, USA and Europe. For the future it is important to save suitable breeding sites for the Bank Swallow and a strategy to keep natural and excavated steep slopes open must be developed. This calls for a creative co-operation between ecologists, environmentalists and engineers.

Acknowledgement

Our sincere thanks to Prof. Mark Johnson for valuable comments on the manuscript.

References

- Avén, S. (ed.) 1984. *Handboken Bygg, Geoteknik*. Liber förlag, Stockholm.
- BABS 1967. *Svensk Byggnorm 67, Föreskrifter, råd och anvisningar till byggnadsstadgan*. Statens planverk 1.
- Boverket. 1999. *God bebyggd miljö*. Karlskrona 1999.
- Brown, R.H. (ed.) 1972. *Groundwater studies. An international guide for research and practice, Studies and reports in hydrology 7*. Unesco, Paris.
- DeGraaf, R.M. & Rappole J.H. 1995. *Neotropical Migratory Birds. Natural History, Distribution and Population Change*. Ithaca.
- Folk, R.L. & Ward, W.C. 1957. Braoz river bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27:3–26.
- Gammell, A. 1987. Whose birds are they anyway. *Birds, Royal Society for the Protection of Birds* (5):15–16.
- Heneberg, P. 2001. Size of sand grains as a significant factor affecting the nesting of bank swallows (*Riparia riparia*). *Biologia Bratislava* 56(2):25–210.
- Irmány, S. 1954. On the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Trans. Amer. Geophysical Union* 35:463–467.
- Irvine, R.D. 1994. Canadian Industrial Minerals: Prospects 2000. *Proceedings of Industrial Minerals '94*. Sixth Annual Canadian Conference on Markets for Industrial Minerals, Toronto, Ontario, October 1994. 14 p.
- John, R.D. 1991. Observations on soil requirements for nesting bank swallows, *Riparia riparia*. *Canadian Field Naturalist* 105(2):251–254.
- NV 1993. *Ett miljöanpassat samhälle, Naturvårdsverkets aktionsprogram, Miljö 93*. Naturvårdsverket
- Rydh, O. & Berg, Å. 1998. *Aggregates and industrial minerals – Production and resources, 1994*. Geological Survey of Sweden. 73 p.
- SGU 2000. *Aggregates – Production and Resources*. Swedish Geological Survey, Publ. 2000:3.
- Sieber, Von O. 1980. Kausale und funktionale Aspekte der Verteilung von Uferchwalbenbruten (*Riparia riparia* L.). *Z. Tierpsychol.* 52:19–56. Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg.
- SIND 1980. *Grus och sand på land och i hav*. Utredning från Statens Industriverk, SIND 1980:1. 418 p.
- Szép, T. 1995. Relationship between west African rainfall and the survival of central European Sand Martins, *Riparia riparia*. *Ibis* 137(2):162–168.
- Svensson, S. 1969. Häckningsbiologiska studier i en koloni av backsvala, *Riparia riparia*, vid Ammarnäs år 1968. *Vår fågelvärld* 28:236–240.
- Todd, K.D. 1959. *Ground Water Hydrology*. John Wiley & Sons, Inc. New York, London. 336 p.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. *Birds in Europe, their conservation status*. Bird Life International.
- Vagt, G.O. & Irvine, R.D. 1998. Construction aggregates in Canada – An overview. In Bobrowsky (ed.), *Aggregate*

Resources, global perspective. A.A. Balkema/Rotterdam/
Brookfield/1998.
Wahlström, B.1968. *Bygg, Materiallära, huvuddel 2.* AB
Byggmästarnas förlag. Stockholm

Sammanfattning

Sedimenttyp och häckningsstrategi hos backsvalan Riparia riparia i västra Sverige

Denna uppsats redovisar en undersökning av de sediment som backsvala *Riparia riparia* utnyttjat för sina bohål i fyra häckningslokaler i västsverige. Kornstorleksfördelning, skrymdensitet och hydraulisk konduktivitet undersöktes på prover från både sedimentlager med häckningstunnlar och från omgivande lager utan tunnlar. Undersökningen visade på ett mycket konsekvent val av ett snävt intervall av finkornig sand för sina tunnlar. 90 procent av häckningstunnlarna var lokaliserade i finsand–mellansand med huvudsaklig kornstorlek 0,125–0,5 mm

och övriga 10 procent i grov sand med huvudsaklig kornstorlek 0,5–1,0 mm. Inga tunnlar hittades i andra huvudfraktioner än sand. Finkornig sand har egenskapen att kunna hålla stabila tunnelväggar även under våta perioder med stor infiltration av regnvatten. Den hydrauliska konduktiviteten varierar mellan ca 10^{-4} och 10^{-3} m/s och skrymdensitetet mellan ca 1510–1575 kg/m³.

Grävda slänter i sand- och grustag har länge varit den dominerande häckningslokalen för backsvala i Sverige. Under de senaste två decennierna kan man emellertid se en tydlig minskning av häckningslokaler för backsvala, huvudsakligen av fyra orsaker: (1) minskat behov av grusresurser, (2) efterbehandling av gamla grustag och stabilisering av naturliga erosionsslänter, (3) en övergång mot bergtäkter för att täcka grus- och makadambehovet och (4) koncentration av grusexploateringen till färre men större täkter. Ovanstående faktorer bedöms vara orsak till en minskande backsvalepopulation i Sverige och troligen också i övriga Europa och USA.

Korta rapporter *Short communications*

A pair of the Redpoll *Carduelis flammea* with two clutches in Finnmark, North Norway

SVEIN HAFTORN

On 21 July 1999 I found, together with Per J. Tømmeraas, a nest of the Redpoll *Carduelis flammea* with four eggs 4 m high up in a birch at Virdnejavvri in the Alta-Kautokeino water system in Finnmark, North Norway, north of the Arctic Polar Circle. The nest was situated about 310 m above sea level and above the conifer tree limit. The female was incubating four eggs.

The nest was evidently a second brood, since several young of another brood were still around and begged both the female and the male intensively for food. When the female left the nest for a period-off she was followed by at least one young in hot pursuit. On one occasion a young perched on the nest rim for about five minutes, vibrated the wings and begged for food. However, the female, which was incubating, ignored the fledgling completely. On another occasion the male visited the nest and then both the female and the young vibrated the wings. During our short stay (about one hour) at the nest we did not see any of the young being fed by the parents.

This observation strongly indicates that the pair in question laid two clutches in the alpine birch above the conifer tree limit.

Based on data from Sweden, Finland and Norway, Swanberg (1936), Peiponen (1957) and Hildén (1969) put forward the hypothesis that the Redpolls after an early nesting in coniferous forests in the lowland (with egg-laying in March–May) move up to the mountains and nest for the second time there. Such a phenomenon would explain the June “invasions” of yearlings observed in the mountains. However, a

few species are evidently able to carry out double-brooding in the northern Scandinavian mountain regions. Swanberg (1955) mentions the Shore Lark *Eremophila alpestris*, the Dunnock *Prunella modularis* and the Redwing *Turdus iliacus*. There is now good evidence that the Redpoll also occasionally raises double broods in the mountain regions in North Scandinavia.

References

- Hildén, O. 1969. Über Vorkommen und Brutbiologie des Birkenzeisigs (*Carduelis flammea*) in Finnish Lappland im Sommer 1968. *Ornis Fennica* 46:93–112.
- Peiponen, V. A. 1957. Wechselt der Birkenzeisig, *Carduelis flammea* (L.) sein Brutgebiet während des Sommers? *Ornis Fenn.* 34:41–64.
- Swanberg, P. O. 1936. *Fjällfåglars Paradis*. Natur och Kultur, Stockholm.
- Swanberg, P. O. 1955. Om dubbla kullar i fjällen norr om polcirkeln. *Vår Fågelvärld* 14:89–96.

Sammenfatning

Et par av gråsisik Carduelis flammea med dobbeltkull i Finnmark

Et reir av gråsisik *Carduelis flammea* ble 21. juli 1999 funnet i bjørkeregionen ved Alta Kraftverk i Finnmark, 310 m over havet. Hunnen ruget på 4 egg. Dette var åpenbart parets 2. kull, idet utfløyne unger holdt seg nær reiret og tigget mat fra begge foreldre. Tidligere er dobbeltkull i fjellregionen nord for Polarcirkelen påvist hos jernspurv *Prunella modularis*, fjellerke *Eremophila alpestris* og rødvingetrost *Turdus iliacus*. Observasjonen i Alta tyder på at også gråsisiken er istand til å fostre 2 kull i fjellregionen i N-Skandinavia.

Svein Haftorn, Målsjøen, N-7540 Klaebu, Norge

Dobbelt kuld og polygami hos torsangeren *Sylvia communis* og rørspurven *Emberiza schoeniclus*

HENNING JENSEN

Jeg har med stor interesse læst, at der er observeret det hidtil stærkeste indicium for dobbelt kuld hos uringede torsangere i det sydvestlige Sverige, hvilket anses for at være sjældent i Sverige, fordi det måske er sjældent, at de betingelser er til stede som kræves for et nyt kuld, når det første kuld er lykkedes (Enemar 2001). Enemar er klar over, at det er problematisk at konstatere forekomsten af dobbelt kuld og polygami ved at observere uringede fugle, men alligevel vælger han at fortolke sine observationer som et tilfælde af dobbelt kuld hos samme par. Jeg har stor erfaring med torsangeren, som har et meget kompliceret territorie- og pardannelsessystem, og jeg ved derfor, at det næsten er umuligt at fortolke observationerne af uringede individer korrekt. Derfor er Enemars konklusioner usikre og kan, som jeg viser i denne artikel, lige så godt fortolkes på en anden måde.

En uringet fugl er ikke velegnet til ret mange undersøgelser, f.eks. pardannelser, socialt liv og dødelighed, fordi kun en individuelt farveringmærket fugl bliver et individ, som man kan studere, idet fugle er individualister ligesom mennesker. H. Chr. C. Mortensen, ringmærkningens fader, indså allerede i 1903 vigtigheden af at kunne kende det enkelte individ, hvor han malede ringene og lavede forskelligt formede klip i halefjerene på ynglende store *Sturnus vulgaris* (Mortensen 1912).

Hanström (1963) beskrev et hurtigt andet kuld hos torsangeren, hvor der gik 33 dage mellem begge kulds udflyvning, hvilket er et normalt tidsforløb. Diesselhorst (1968) studerede ringmærkede fugle, og han fandt, at første æg i gennemsnit blev lagt 12 maj (N=15) og ungerne fløj af reden efter 24–25 dage. Andet kuld blev påbegyndt hurtigt efter, at det første kulds unger fløj af reden, idet der hos fire undersøgte par gik 4, 5, 6 og 12 dage til det første æg blev lagt. Med to kuld kunne hele opholdet i yngleterritoriet gennemføres på 75 dage efter hannens ankomst. Spitznagel (1978) fandt, at til redebygning, lægning af fem æg, ruge- og redetid, gik der 30–32 dage.

Enemar begyndte først sine observationer i den første uge i juli, hvor udflyvne unger blev madet, hvilket teoretisk kunne have været andet kuld. 27 juli

fandt han en rede med 3 uegale unger, som altså er født omkring 20 juli. Hvis det er det samme par, har de haft mindre end 3 uger til at bygge rede, lægge mindst tre æg og udruge æggene, hvilket jeg finder er noget i underkanten af, hvad der er realistisk.

Enemar kom i den forbindelse ind på polygami, men anser denne fortolkning for noget anstrengt, fordi han aldrig så mere end to voksne fugle samtidig i territoriet, men han gør opmærksom på, at de to territorier kan ligge med en afstand på 250 m fra hinanden (Armington 1951). Enemar ved således ikke med sikkerhed, om en anden hun havde rede 250 m eller 600 m borte.

Da fuglene ikke var ringmærkede, har Enemar heller ingen garanti for, at der kun var to voksne fugle i territoriet samtidig. Jeg har set fem hanner synge på samme sangpost, men jeg så aldrig mere end én han ad gangen, hvilket andre også har konstateret (Persson 1971). Enemar nævner også, at en ny uparret hun måske blev mage med hannen til et nyt kuld, men så ville han også kun se to voksne fugle samtidig i territoriet. Han ved heller ikke, om hunnen fik en ny han til andet kuld, eller om det var et helt nyt par som besatte territoriet, efter at de måske havde mistet første kuld langt borte, hvilket der er flere eksempler på (Diesselhorst 1968). Et nyt par kan let etablere sig i et territorium, medens et andet par mader unger, uden at man opdager det!

Torsangerens ynglebiologi er meget kompliceret med "storterritorier" uden territoriegrenser, og jeg har set to reder med unger samtidig 8 m fra hinanden. Selvom man iagttager farveringmærkede fugle flere timer dagligt fra ankomsten til afrejsen, kan det ofte være svært at finde den endegyldige sandhed, så Enemar kan slet ikke udelukke, at han har observeret et tilfælde af polygami.

Normalt anses torsangeren for at være en monogam art hvilket bør revideres. Jeg skal ikke her komme nærmere ind på fordele og ulemper ved monogami, men blot give nogle almene betragtninger.

I lang tid anså man monogami for at være det mest udbredte pardannelsessystem hos fugle, hvor 92% af verdens arter skulle være monogame, fordelt på 93% med redefaste unger, og 83% med redeflyvende unger, men påstanden om at gæs danner par for livet var ikke velvalgt (Lack 1968). Nye undersøgelser viser, at disse tal er for høje. Man har foreslået, at grænsen mellem monogami og polygami kan være, at mindst 5% af hannerne i en population er polygame (Verner & Willson 1966, 1969, Carey & Nolan 1979), hvilket er blevet kritiseret (Murray 1985). Over halvdelen af de undersøgte polygame europæiske spurvefugle overskrider denne grænse (Møller 1986).

I henhold til dette kan tornsangeren ikke henregnes til en monogam art, hvor jeg fandt, at mindst 25% var polygame (Jensen et al. 1971, Jensen 1971).

Jeg har gennemgået en del litteratur om, hvor mange kuld tornsangeren har, og som ikke skal anses for at være komplet. De fleste angivelser er baseret på sangperioder og ikke konkrete undersøgelser af enkelte individer, hvor samme fejl kan gentages i årtier eller århundreder, uden at nogen søger og finder sandheden, "citation inbreeding" (Rahbek 1995).

To kuld om året (Kjærbølling 1852, hvor tornsangeren hed *Sylvia cinerea*), Holstein 1926, Dybbro 1972).

Sædvanligvis to kuld (Niethammer 1937, Heilmann & Mannicke 1939, Witherby et al. 1940, Helms 1942, Harrison 1975, Makatsch 1976, Pfoff & Limbrunner 1982, Rutschke 1983, Simms 1985).

Siefke (1962) fandt ikke to kuld, selvom det anses for at være almindeligt. To kuld forekommer (Diesselhorst 1968 (ringmærkning), Emmrich 1971, Bairlein et al. 1980).

Sell & Odderskær (1990) fandt både omlagte kuld og to kuld. Et til to kuld (Ehrlich et al. 1994). Muligvis to kuld (von Haartman 1969, Staav & Fransson 1991, Steffens et al. 1998).

Nogle forfattere giver oplysninger som tyder på to kuld uden at nævne det (Wüst 1970, Haftorn 1971, Schelper 1976, Spitznagel 1978). Hvis der er tale om omlagte kuld i samme territorium, kan man normalt ikke registrere to adskilte sangperioder.

Der fandtes mig bekendt kun få konkrete undersøgelser over farveringmærkede tornsangere på dette tidspunkt. da Prato & da Prato (1983) fandt, at 14,8% havde to kuld, hvor fem hanner og tre hunner skiftede mage til andet kuld. Hansen (1976, 1977) fandt, at henholdsvis at 27–55% og 33% af populationen havde to kuld, men færre toårige fugle end ældre fugle. I 1970 og 1971 fandt jeg, at 47,1% med sikkerhed havde to kuld baseret på sangperioder og redefund (Jensen 1971). Diesselhorst (1957) har også beskrevet tre kuld, hvor hunnen dog ikke blev identificeret ved det tredje kuld. Jeg formoder, at tre kuld ofte forekommer i det sydlige Europa.

Der var på dette tidspunkt også kun konstateret få sikre eller formodede tilfælde af polygami (Armington 1951, Hansen 1976, 1977, da Prato & da Prato 1983). Herefter har jeg ikke været ajour med tornsangerlitteraturen. Jeg konstaterede flere tilfælde af polygami hvert år i Kagsmosen, hvor en farveringmærket han endog havde tre farveringmærkede hunner på rede samtidig, hvilket jeg aldrig har set beskrevet. To af dem rugede med 10 meters mellemrum og den

tredje var ca. 300 meter borte (Jensen et al. 1971). En polygam han blev kun hørt synge seks gange i løbet af sommeren, hvor de to gange var flere hundrede meter fra de to reder. Han sang fire gange i det samme territorium og blev således slet ikke hørt i territorium nr. 2, hvor han til gengæld hjalp hunnen med at fodre ungerne, medens den første hun med fem unger blev overladt til opfostringen af ungerne alene. Alle unger forlod reden. Hos en anden polygam han lå rederne 600 meter fra hinanden. Man kan roligt konkludere, at tornsangerens territoriale forhold varierer stærkt fra, hvad der normalt er kendt hos mange andre småfuglearter, men det er måske fordi, at de ikke er undersøgt grundigt nok! En undtagelse er jernspurven *Prunella modularis*, der har et meget kompliceret familieliv (Davies 1992). Jeg farveringmærkede også denne art, og fandt store problemer med at fastslå territorier og parforhold, som jeg aldrig fik det fulde overblik over, fordi jeg ikke brugte nok tid på denne art. Nu forstår jeg det bedre!

Jeg formoder, at mængden af føde er afgørende for, om fugle har to kuld eller er involveret i polygami, hvilket andre også har konstateret (Crook 1964), ligesom der er langt flere polygame arter i moser med rigelig føde (Verner & Willson 1966).

Jeg vil omtale et par interessante tilfælde af polygami hos rørsparv *Emberiza schoeniclus*. 1971 farveringmærkede jeg en han, og jeg fangede ham aldrig mere. Han havde lært nettenes placering at kende, og nogle gange sad han og gyngede på nettet! Han levede i mindst fem år, og hans adfærd var ret interessant. 1971 havde han to normale kuld. 1972 blev han den første rørsparv i Danmark og formentlig i hele verden, som var både vært for gøg *Cuculus canorus* og polygam samme år. Rørsparven var ikke tidligere konstateret som gøgevært og polygam i Danmark. Det er endvidere sjældent, at arten er gøgevært i Europa. Den første hun opfødte gøgeungen alene, hvilket også må anses for bemærkelsesværdigt. Den anden hun hjalp han med at opføde tre unger, og i dette territorium hørte jeg ham aldrig synge. 1973 kom han ikke tilbage. Nogle rørsparve forlader området efter at have ynglet ét eller flere år, og vender tilbage senere år. 1974 var han igen på banen og muligvis polygam igen. Han havde to normale kuld, men i tiden der imellem optrådte han i et tredje territorium, hvor han ikke sang, og måske har haft en hun på rede som ikke blev fundet. 1975 blev han kun set som gennemtrækker en enkelt dag og blev ikke set mere (Jensen 1979). I de tre år han yngede skete det næsten overalt i mosen, i modsætning til andre småfugle som jeg har studeret, der normalt kommer tilbage til det samme territorium.

Det har jeg konstateret hos et par kærsangere *Acrocephalus palustris* og et par sivsangere *Acrocephalus schoenobaenus*, der dannede par to år i træk i samme territorium (Jensen 1972b, 1974).

Andre rørspurve var endnu mere avancerede (Jensen 1980). Hvis et par småfugle overlever til næste år, har de en stor chance for at danne par igen, hvis de begge samtidig, eller inden for få dage, vender tilbage til det gamle territorium. 23.5.1970 ringmærkede jeg bl.a. fire rørspurve samtidig, og to af dem var et par, der ynglede normalt med to kuld. 1971 ankom hannen 1.5 til hans gamle territorium og 3.5 ankom naboens hun fra 1970, som havde rede 10 meter fra hans rede. Han blev set med deres unger, når forældrene ikke var til stede, og det skulle såmænd ikke undre mig, hvis han havde part i dem! Denne adfærd er omtalt af (Dybbro 1972). De dannede par og fik fem unger. 6.5. ankom hans gamle hun fra 1970 og fandt ham optaget, for omkostningerne for ham kunne i givet fald blive meget store, hvis han valgte at afvente den gamle mages eventuelle tilbagekomst til det gamle territorium. Hun tog en anden mage, som hun ynglede med. Der er ingen tvivl om, at hvis hun var ankommet før naboens hun, havde det gamle par dannet par igen.

1972 dannede han igen par med naboens hun og de fik fem unger. 13.6 så jeg ham komme med føde til ungerne i en anden rede ca. 30 meter fra hans egen rede. Jeg holdt reden under observation for at se hunnen. Det var hans mage fra 1970, som var kommet ubemærket og nu havde halvstore unger, så nu havde han både magen fra 1970 og 1971. Rørspurven er også en meget vanskelig art at inventere (Jensen 1972a).

1973 kom han tilbage, men ingen af hunnerne kom. Han tog en ny mage og opvartede en hun i den anden ende af mosen, men reden blev ikke fundet. Der er nok ingen tvivl om, at han igen var involveret i polygami. 1974 kom han ikke tilbage, men det gjorde naboens hun fra 1971, og som også var hans ene mage i 1972, og hun ynglede efter 1 års fravær. Disse eksempler kan nok give grundlag for nogle fundringer over rørspurvens ynglebiologi, som afveg stærkt fra de andre arter, som jeg studerede.

Jeg tror, at de fleste ornitologer har den opfattelse, at tornsangeren ofte har dobbelt kuld, så det var derfor overraskende at læse, at man anser det for at være sjældent i Sverige, hvilket jeg formoder kun beror på manglende detaljerede undersøgelser. Enemar har ret i, at det ikke kan diskuteres, at tornsangeren kan have dobbelt kuld, men det kræver meget tidsrøvende undersøgelser for at finde ud af, hvor ofte det sker. Den svenske tornsanger population

skønnes at være på 500.000–1.000.000 par (Svensson et al. 1999). Det er ikke urimeligt at antage, at mindst 200.000 par har dobbeltkuld i Sverige, for i største delen af udbredelsesområdet formoder jeg, at de klimatiske forhold ikke er nogen hindring for, at den kan opholde sig i yngleterritoriet og have dobbeltkuld på 75 dage (Diesselhorst 1968).

Referencer

- Armington, S. 1951. Polygami och polyterritorialism hos törnsångaren (*Sylvia communis* LATH.). *Vår Fågelvärld* 10:26–31.
- Bairlein, F., Berthold, P., Querner, U. & Schlenker, R. 1980. Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und N-Europa. *J. Orn.* 121:325–369.
- Carey, M. & Nolan, V. Jr. 1979. Population dynamics of Indigo Buntings and the evolution of avian polygyny. *Evolution* 33:1180–1192.
- Crook, J.H. 1964. The evolution of social organisation and visual communication in the Weaver Birds (Ploceinae). *Behaviour Supp.* 10:1–178.
- Davies, N.B. 1992. *Dunnock behaviour and social evolution*. Oxford University Press, Oxford.
- Diesselhorst, G. 1957. Drei Bruten bei einer Dorngrasmücke. *Vogelwelt* 78:102–103.
- Diesselhorst, G. 1968. Struktur einer Brutpopulation von *Sylvia communis*. *Bonn. zool. Beitr.* 19:307–321.
- Dybbro, T. 1972. *Fuglene i vore søer og moser*. Rhodos, København.
- Ehrlich, P.R., Dobkin, D.S., Wheye, D. & Pimm, S.L. 1994. *The birdwatcher's handbook. A guide to the natural history of the birds of Britain and Europe*. Oxford University Press, Oxford.
- Emmrich, R. 1971. Beobachtungen zur Brutbiologie und -ökologie der Dorngrasmücke (*Sylvia communis* Lath.). (Aves, Sylviidae). *Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden* 30:285–296.
- Enemar, A. 2001. Dubbla kullar hos törnsångaren *Sylvia communis* i sydvästra Sverige? *Ornis Svecica* 11: 93–95.
- von Haartman, L. 1969. The nesting habits of Finnish birds I. Passeriformes. *Comm. Biologicae* 32:1–187.
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Hansen, K. 1976. *Tornsangeren (Sylvia communis Lath.) på Hjelm. – en foreløbig rapport*. Kjeld Hansen, Januar 1976.
- Hansen, K. 1977. Hjelm fuglestation 1976. *Feltornithologen* 19:52–56.
- Hanström, B. 1963. Snabb andrakull hos törnsångare. *Fauna och Flora* 58:176.
- Harrison, C. 1975. *A field guide to the nests, eggs and nestlings of European birds with North Africa and the Middle East*. William Collins Sons & Co Ltd, London.
- Heilmann, G. & Mannicke, A.L.V. 1939. *Danmarks fugle*. 2. udgave. Vol. 3. Gyldendals Boghandel, Nordisk Forlag, København.
- Helms, O. 1942. *Danske fugle i skov, mark og mose*. G. E. C. Gads Forlag, København.
- Holstein, V. 1926. Fuglelivet på Einsidelsborg gods. Iagttagelser fra 1922 til 1925. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 20:33–147.

- Jensen, H., Stensig, S.H. & Trolle-Hansen, G. 1971. *Kagsmosen. Feltpatologiske undersøgelser 1. Fugle m.v.* Dansk Ornithologisk Central's forlag, Borris.
- Jensen, H. 1971. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. III. Tornsanger. *Danske Fugle* 23:115–124.
- Jensen, H. 1972a. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. IV. Rørspurv. *Danske Fugle* 24:147–156.
- Jensen, H. 1972b. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. V. Kærsanger. *Danske Fugle* 24:186–193.
- Jensen, H. 1974. Sivsangerens forekomst, mål og vægt i Kagsmosen (*Acrocephalus schoenobaenus* (LINNAEUS)). *Danske Fugle* 26:199–205.
- Jensen, H. 1979. Fugle jeg har kendt 2: Rørspurv 9298501. Beskrivelse af polygami samt konstatering af arten som gøgevært samme år. Ingen af delene er tidligere konstateret i Danmark. *Danske Fugle* 31:21–24.
- Jensen, H. 1980. Fugle jeg har kendt 3: Rørspurvne 9259597 / 9259600 samt 9259740 og 9258936 med beskrivelse af polygami. *Danske Fugle* 32:209–211.
- Kjærboelling, N. 1852. *Danmarks Fugle*. Forfatterens forlag, Kjøbenhavn.
- Lack, D. 1968. *Ecological adaptations for breeding in birds*. Methuen & Co Ltd, London.
- Makatsch, W. 1976. *Die Eier der Vögel Europas. Eine Darstellung der Brutbiologie aller in Europa brütenden Vogelarten*. Band 2. Neumann Verlag, Leipzig.
- Mortensen, H.C.C. 1912. From the bird marking station at Viborg, Danmark. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 6:98–127. (In Danish with English Summary).
- Murray, B.G. Jr. 1985. The influence of demography on the evolution of monogamy. Pp. 100–107 in *Avian monogamy* (Gowaty, P.A. & Mock, D.W. eds). Ornithological Monographs 37.
- Møller, A.P. 1986. Mating systems among European passerines: a review. *Ibis* 128:234–250.
- Niethammer, G. 1937. *Handbuch der deutschen Vogelkunde*. Band 1. Akad. Verlagsges., Leipzig.
- Persson, B. 1971. Habitat selection and nesting of a South Swedish Whitethroat *Sylvia communis* Lath. population. *Ornis Scand.* 2:119–126.
- Pfaff, M. & Limbrunner, A. 1982. *The breeding birds of Europe 2. A photographic handbook. Sandgrouse to Crows*. Croom Helm, London.
- da Prato, S.R.D. & da Prato, E.S. 1983. Movements of Whitethroats *Sylvia communis* ringed in the British Isles. *Ring-ing & Migration* 4:193–210.
- Rahbek, C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* 18: 200–205.
- Rutschke, E. 1983. *Die Vogelwelt Brandenburgs – Bezirke Potsdam, Frankfurt/Oder, Cottbus und Berlin, Hauptstadt der DDR*. Avifauna der Deutschen Demokratischen Republik. Band 2. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Schelper, W. 1976. Beobachtungen an einer Population der Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) bei Holzminden (Süd-niedersachsen). *Vogelkdl. Ber. Niedersachsen*. 8:11–14.
- Sell, H. & Odderskær, P. 1990. The breeding biology of the Whitethroat *Sylvia communis* in Danish hedges. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 84:21–29. (In Danish with English summary).
- Siefke, A. 1962. *Dorn- und Zaungrasmücke. Sylvia communis Latham, S. curruca (Linné)*. Die Neue Brehm – Bücherei 297. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Simms, E. 1985. *British warblers*. Collins, London.
- Spitznagel, A. 1978. Zur Brutbiologie einer süddeutschen Population der Dorngrasmücke *Sylvia communis*. *Anz. orn. Ges. Bayern* 17:99–123.
- Steffens, R., Saemann, D. & Gröbler, K. 1998. *Die Vogelwelt Sachsens*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Staab, R. & Fransson, T. 1991. *Nordens fåglar*. 2:upplagan. G. E. C. Gads Forlag, Köpenhamn och Norstedts Förlag, Stockholm.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.
- Verner, J. & Willson, M.F. 1966. The influence of habitats on mating systems of North American passerine birds. *Ecology* 47:143–147.
- Verner, J. & Willson, M.F. 1969. Mating systems, sexual dimorphism, and the role of male North American passerine birds in the nesting cycle. *Ornithological Monographs* 9:1–76.
- Witherby, H.F., Jourdain, F.C.R., Ticehurst, N.F. & Tucker, B.W. 1940. *Witherby's Handbook of British Birds*. Vol.II. H.F. & G. Witherby Ltd., London.
- Wüst, W. 1970. *Die Brutvögel Mitteleuropas*. Bayerischer Schulbuch-Verlag, München.

Summary

Second clutches and polygamy in Whitethroat *Sylvia communis* and *Reed Bunting* *Emberiza schoeniclus*

Enemar (2001) reported two clutches of the Whitethroat by the same pair in the same territory, which is assumed to be rare in Sweden. Enemar began his observations in the first week of July, when the male was singing at the same time as fledged young were seen being fed in the territory. Theoretically, this could have been a second brood. On 27 July he found a nest with three young that were about one week old. If both broods belonged to the same pair, it would have had less than three weeks to build a nest, lay at least three eggs and hatch the young, which I consider to be somewhat less than is realistic. Enemar also considered polygamy, but excluded this possibility as unlikely. The birds were not ringed, but in spite of being aware of the difficulty of interpreting observations of unringed birds, he based his conclusion on the fact that more than two adults were never seen in the territory.

I have studied the Whitethroat in detail during many years using ringed birds. I have found that this species often produces two broods but has a complicated mating system with frequent changes of mates or shifts of territory between the broods. The rate of polygamy I have found to be as high as

25%. I argue in this note that no safe conclusions can be drawn from observations of birds that are not individually ringed. Thus, in Enemars case, it could very well have been a new pair that established itself in the territory, being responsible for the "second" clutch. It could also have been more than two birds in the territory without this being observed. I have seen up to five different individually ringed males singing from the same post but never more than one bird at the same time. The Whitethroat often has large territories with several song posts far from each other which are used by several males. The territories often overlap and have no real territory borders. I have found one colour-ringed male with three colour-ringed female on nests at the same time. Two of the nests were 10 m. from each other and the third 300 m. away. Another male had two females nesting 600 m. from each other.

From the literature it is apparent that most ornithologists consider that it is normal that the Whitethroats lay at least two clutches per season, although this statement in most cases seems to be based on the existence of more than one song period rather than actual proofs of true second broods. It was therefore surprising to read that this is assumed to be rare in Sweden. I believe that this is only a consequence of the paucity of careful studies of individually ringed birds, because without this it is almost impossible to determine whether late clutches are true second or late replacement clutches. In most parts of southern Sweden the climatic conditions certainly permit two broods to be raised since this takes about 75 days. The conditions in southernmost Sweden ought to be about the same as near Copenhagen where I have made my studies.

I also report an interesting case of polygamy in a male Reed Bunting. In the first year, when he was colour-ringed, the male had two normal clutches. Next year he was the first Danish Reed Bunting that was both host for a Cuckoo and polygamous. His first female raised the Cuckoo nestling alone while he helped the second female to raise three young. In the third year he was not seen, but such temporary absence between two seasons of presence I have observed also for other Reed Buntings. In the fourth year he was possibly polygamous again. He had two normal clutches but during a period between them he used another territory where he did not sing. He may have had a female there whose nest was not found. In the fifth year he was only seen once and then never again.

Henning Jensen, Tolstojs Alle 26, DK-2860 Søborg, Denmark.

Vikt och storlek hos skrattnåsens *Larus ridibundus* ägg

SÖREN SVENSSON

Skrattnåsen *Larus ridibundus* uppvisar ingen eller obetydlig geografisk variation inom sitt vidsträckt utbredningsområde. Detta gäller även äggstorleken enligt både Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) och Cramp (1983). Denna brist på geografisk variation är i överensstämmelse med artens tendens till vidsträckt ungfågelspridning och även nomadism genom att adulta fåglar som tidigare häckat på en plats kan etablera nya kolonier på stora avstånd från den tidigare häckningsplatsen (Bengtsson & Blomquist 2001). Spridningen av arvsanlag är därför sannolikt nära nog panmiktisk över stora regioner.

Hos praktiskt taget alla fåglar är variationen i äggstorlek liten inom en kull men stor mellan olika honors kullar. Minst 70% av den totala variationen beror i regel på variation mellan kullarna i en population. En och samma hona lägger genom hela sitt liv ägg av nästan exakt samma storlek och äggstorleken synes därför vara en svagt miljöbetingad men starkt genetiskt befast egenskap. Den s.k. upprepningfaktor, d.v.s. andelen av den totala variationen hos en egenskap som beror på variation mellan i stället för inom individer, är för äggstorleken ofta runt 60% eller till och med högre. Även ärftligheten för äggstorlek är hög, ofta högre än 50%. En översikt om äggstorlekens variation hos fåglar har nyligen presenterats av Christians (2002).

Det är också konstaterat för många arter, bl.a. skrattnås, att det finns en stark selektion för stora ägg genom att stora ägg resulterar i märkbart förhöjd vitalitet och överlevnad för de ungar som kläcks ur dessa ägg. Trots detta har man inte observerat några betydande lokala skillnader mellan äggstorleken (orsakade av olika lokala selektionstryck) eller någon ökande äggstorlek med tidens gång (orsakad av en fortlöpande selektion för stora ägg). Detta diskuteras för skrattnås av Lundberg & Väisänen (1979), som konstaterar att orsaken måste vara motverkande selektion för andra egenskaper, av vilka man framhåller fördelen med att starta häckningen tidigt (då födobrist för äggbildningen kan råda), nackdel med ökande kroppstorlek (därmed också ökande äggstorlek eftersom det råder korrelation mellan kroppstorlek och äggstorlek), nackdel med större ägg genom att större ungar kräver mera föda samt negativ selektion mot ökande kropps- och äggstorlek genom att det då krävs mera föda även åt de adulta fåglarna.

Tabell 1. Längd (mm), bredd (mm) och vikt (g) för ägg hos skrattnås. Antal ägg: 319. Volym = $0,45923 \times \text{längd} \times \text{bredd}^2 + 1,333$ (Lundberg & Väisänen 1979).

Length (mm), breadth (mm), and weight (g) of eggs of Black-headed Gull. No. of eggs: 319. Volume = $0.45923 \times \text{length} \times \text{breadth}^2 + 1.333$ (Lundberg & Väisänen 1979).

Mått <i>Measurement</i>	Längd <i>Length</i>	Bredd <i>Breadth</i>	Vikt <i>Weight</i>	Volym <i>Volume</i>
Medelvärde <i>Mean</i>	51,92	36,66	35,82	33,44
95% konfidensintervall	51,68–52,17	36,54–36,78	35,48–36,16	33,14–33,74
Standardavvikelse <i>S.D.</i>	2,229	1,122	3,128	2,72
Minsta <i>Minimum</i>	44,5	32,3	24,42	23,28
Största <i>Maximum</i>	57,5	39,2	44,21	40,73
Variationskoefficient <i>C.V.%</i>	4,29	3,06	8,73	8,14
Typvärde <i>Modal value</i>	51,50	36,40	38,25	34,34
Snedhet <i>Bias</i>	–0,15	–0,42	–0,28	–0,33

I de större handböckerna (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1983) refereras till flera stora måttserier, som alla visar på en genomsnittlig ägg-längd på mellan 51 och 52 mm och en genomsnittlig äggbredd på mellan 36 och 37 mm. Det finns också en del uppgifter om äggens vikt. Dessa är dock svåra att använda för jämförelser eftersom äggen blir lättare allt eftersom ruvningen fortskrider. För korrekta jämförelser krävs i princip att äggen är vägda som alldeles nylagda. Dessutom visar flera studier att äggvikten är väl korrelerad med äggvolymen, som med stor precision kan beräknas med hjälp av längden, bredden och en formfaktor.

Utförda mätningar

Våren 1965 insamlades en stor mängd ägg från en skrattnåskoloni vid Sjölanda nära Malmö. Avsikten var att reducera kolonins storlek. Jag fick tillgång till de insamlade äggen, varefter jag mätte och vägde dem. Äggen var nyligen lagda och de flesta innehöll ännu inte några embryon av nämnvärd storlek. Vikterna torde därför vara endast obetydligt lägre än vikterna hos alldeles nylagda ägg, men eftersom en del ägg var ruvade ett okänt antal dagar kan vikterna ändå inte användas som korrekta och exakta mått på färsk äggvikt.

Tyvärr var äggen blandade när jag fick dem. Det går alltså inte att separera ägg från olika kullar, utan materialet måste behandlas i sin helhet. Jag kan alltså inte separera variationen mellan och inom kullar, och givetvis inte heller studera skillnader mellan äggen i läggningsordningen så som Enemar (1999) gjort för flera tättingar. Det är dock känt för skrattnåsen att det inte är någon skillnad mellan de två första äggen. Däremot är det tredje ägget i

genomsnitt aningen mindre. Lundberg & Väisänen (1979) fann att andra ägget bara var 0,9% mindre medan det tredje ägget var 2,30% mindre än det första. Endast den sistnämnda skillnaden var signifikant. Samma förhållande har noterats hos andra måsar, t.ex. för gråtrut (Kilpi 1995).

De nämnda bristerna i möjligheten till djupare analys gör således mitt material mindre värdefullt. Då materialet ändå är någorlunda stort och då det, så vitt jag vet, inte finns några sentida mätningar av ett stort antal skrattnåsägg från en svensk koloni, torde publicering av mätten ändå ha ett värde. De ger ytterligare en mätpunkt i tid och rum, som kan tjäna framtida jämförelser med andra mätningar. Den enda svenska uppgift jag funnit är den som Rosenius (1942) ger. Han ger medelvärden för 205 ägg huvudsakligen från Sydsverige och säkerligen från många olika lokaler. Uppgifterna i Curry-Lindahl (1961) är identiska med Rosenius' värden och därför säkerligen hämtade från dennes arbete även som uppgift om källa inte anges.

Totalt vägde och mätte jag 319 ägg. I jämförelse med en del andra mätserier är det ett relativt litet stickprov, men, som framgår, är det ett fullt tillräckligt stickprov för att karaktärisera en lokal population.

Resultat

Resultaten presenteras i Tabell 1. Den största bredden var 29% större än den minsta, och den största längden 21% större än den minsta. Vad gäller vikten var det tyngsta ägget hela 81% tyngre än det lättaste, d.v.s. nästan dubbelt så tungt. Denna höga variation är något högre än vad man skulle vänta sig, vilket säkerligen beror på att en del ägg blivit lättare på

Tabell 2. Jämförelse mellan äggmått (mm) för skrattnås från olika platser.
Comparison of egg measurements (mm) in Black-headed Gull from different sites.

Plats <i>Site</i>	N	Längd <i>Length</i>	Bredd <i>Breadth</i>	Källa <i>Source</i>
Norge <i>Norway</i>	624	51,40	36,31	Ytreberg 1956
Texel	1246	51,50	36,72	Van Bree 1957
Oberschwaben	1428	52,02	36,69	Glutz & Bauer 1982
Kroatien	1000	51,1	35,7	Tadic i Glutz & Bauer 1982
Mecklenburg	196	51,13	36,41	Holz & Starke 1984
Kristinestad	468	52,07	36,76	Lundberg & Väisänen 1979
Tjeckien & Slovakien	360	51,18	36,22	Guthová 1993
Sverige <i>Sweden</i>	205	52,48	37,29	Rosenius 1942
Malmö	319	51,92	36,66	Denna studie <i>This study</i>

grund av viss ruvning. Den förväntade storleksvariationen för färnska ägg torde kunna beräknas genom att volymen uppskattas med formeln $\text{volymen} = 0,45923 \times \text{längden} \times \text{bredden} \times \text{kvadrat} + 1,333$ (enligt Lundberg & Väisänen 1979). Det minsta ägget hade en sålunda beräknad volym på 23,28 och det största 40,73 kubikcentimeter, d.v.s. det största var 75% större än det minsta. Samtliga mått hade en något negativ snedhet, d.v.s. det vara fler mindre ägg än vad som förväntades från en normalfördelning. Detta kan möjligen bero på att, som ovan nämnts, det tredje ägget i treäggsullar (de allra flesta) ofta är något mindre än de andra två.

Diskussion

I Tabell 2 jämförs resultaten från denna undersökning med uppgifter från några av andra studier. Tabellen visar att det bara fanns obetydlig skillnad mellan medelvärdena för de ägg som mättes i denna studie och ägg som mätts i andra studier. Det är i stället mycket stor likhet mellan måttuppgifterna från de olika studierna, som gjorts på olika platser och under olika år. Av detta kan man dra slutsatsen att det hos skrattnåsen inte finns några nämnvärda geografiska eller tidsmässiga skillnader i äggstorlek. Variationsbredden varierar naturligtvis mera eftersom den beror på hur många ägg man mätt. Exempelvis var det längsta ägget 38% längre än det kortaste och det bredaste ägget 30% bredare än det smalaste i materialet från Ytreberg (1956), som då dock uteslutet två s.k. "dvärgägg". I ett extremt stort material (7560 ägg; Andersen & Nørgaard 1947) faller naturligtvis extremerna vida isär. I det materialet var det största ägget 133% längre än det kortaste och 95% bredare än det smalaste (63 × 43 mm resp.

27 × 22 mm). Dock mättes bara tio av de mest extrema äggen varför inget kan sägas om fördelningen. Det går alltså inte att säga om de små äggen var avvikande små eller de minsta i en kontinuerlig svit av allt mindre ägg. Sannolikt bör de betraktas som avvikande "dvärgägg". Dock gör författarna noteringen att även de små äggen oftast hade en normal fördelning mellan gula och vita, och avvек således inte i detta avseende.

Den ringa variationen i medelvärdena bekräftar ytterligare de uppgifter som tidigare givits i de ovannämnda handböckerna. Den ringa variationen i äggstorlek mellan olika populationer förstärker också skrattnåsens position som en generellt starkt monomorf art med ingen eller ringa storleksvariation inom sitt utbredningsområde.

Referenser

- Andersen, H. C. & Nørgaard, E. 1947. Iakttagelser under Indsamling af Hættemaageæg (*Larus ridibundus* L.). *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 41:287–289.
- Bengtsson, K. & Blomquist, L. 2001. Ursprung, rörelser och ortstrohet för skrattnåsar *Larus ridibundus* märkta i Malmö. (Eng. summ.: Origin, migration, and site fidelity of Black-headed Gulls *Larus ridibundus* ringed at Malmö.) *Ornis Svecica* 11:59–77.
- Christians, J. K. 2002. Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. *Biol. Rev.* 77: 1–26.
- Cramp, S. (ed.) 1983. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. 3. Oxford Univ. Press.
- Curry-Lindahl, K. 1961. *Våra fåglar i Norden*. 2:a uppl., vol. 3. Natur och Kultur, Stockholm.
- Enemar, A. 1999. Egg sizes of nine passerine bird species in a subalpine birch forest, Swedish Lapland. *Ornis Svecica* 9:1–10.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 8/I. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

- Guthová, Z. 1993. Variations in reproduction parameters of Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) living in different conditions in the Czech and Slovak Republics. *Environmental Conservation* 20:347–351.
- Holz, R. & Starke, W. 1984. Biometrie, Geschlechtsdimorphismus und Eimasse mecklenburgischer Lachmöwen (*Larus ridibundus*). *Beitr. Vogelkd., Jena* 30:297–304.
- Kilpi, M. 1995. Egg size asymmetry within Herring Gull clutches predicts fledging success. *Colonial Waterbirds* 18:41–46.
- Lundberg, C.-A. & Väisänen, R. 1979. Selective correlation of egg size with chick mortality in the Black-headed Gull (*Larus ridibundus*). *Condor* 81:146–156.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Band 5. Gleerups, Lund.
- Van Bree, P. J. H. 1957. Variations in length and breadth of eggs from a colony of black-headed gulls (*Larus r. ridibundus* Linnaeus) on the island of Texel. *Beaufortia* 5:245–255.
- Ytreberg, N.-J. 1956. Contribution to the Breeding Biology of the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.) in Norway. *Nytt Magazin for Zoologi* 4: 5–106.

Summary

Weight and size of eggs in the Black-headed Gull Larus ridibundus

The Black-headed Gull *Larus ridibundus* is a monomorphic species with little size variation over its wide distribution range. This is in agreement with the wide dispersal of young birds and change of breeding sites of adults between years, which probably means an almost panmictic dispersal of genes.

In 1965 I measured and weighed 319 eggs collected at Sjölundan near Malmö, southern Sweden. When I got the eggs they were mixed so I could not distinguish variation within from variation between clutches. But this is the first report on egg size of the species in Sweden since Rosenius (1942; 205 eggs collected at different sites in southern Sweden), and it adds a new point estimate for comparison with other data sets.

The measurements are given in Table 1. Most of the eggs were without embryos or with small embryos, but the weights can still not be taken as representing those of fresh eggs since eggs loose weight during incubation. The volume calculated by the formula $\text{volume} = 0,45923 \times \text{length} \times \text{breadth square} + 1,333$ (Lundberg & Väisänen 1979) hence gives a better estimate of the size.

My sample is compared with a selection of other studies in Table 2. It can be seen that there are only small differences between the data sets that come from different sites and different years. This strengthens the property of monomorphy in the

Black-headed Gull and supports the view of Lundberg & Väisänen (1979) that any selection for larger eggs must be counteracted by other selection forces.

Sören Svensson, *Ekologiska institutionen, Ekologihuset, 223 62 Lund*

Dvärgägg hos fjällabb *Stercorarius longicaudus*

SÖREN SVENSSON

Uppgifter om diverse märkligheter när det gäller fågelägg förekommer rikligt i litteraturen, särskilt från fordom, då många var intresserade av att samla och studera ägg. En läsvärd uppsats i ämnet har skrivits av Dahlgren (1947). Den handlar främst om ägg som påträffats inuti andra ägg, men också om dvärgägg och jätteägg samt om märkliga främmande föremål som påträffats inuti intakta ägg, föremål som måste ha sugits upp eller själva arbetat sig upp (t.ex. parasitmaskar) genom äggladaren och antingen inkluderats i ett normalt ägg eller fungerat som bildningskärna för ett ägg. Märkligast var nog en femton centimeter lång ankpenis i ett ankägg. Dahlgren konstaterar dock att "En sådan olycka, *penis captus et ruptus (atque inclusus)*, som drabbat den stackars ankbonden, behöver emellertid en tupp aldrig råka ut för, då han tjänstgör i sitt harem. Han saknar nämligen ... ett särskilt parningsorgan ...".

Dvärgägg är en sällsynt avvikelse bland fågeläggen. Sådana ägg är påtagligt mindre än de minsta äggen inom en arts normala storleksvariation, vanligen bara hälften så stora eller ännu mindre. Fenomenet är rätt välkänt hos tamhöns, men dvärgägg förekommer också med varierande andel men alltid sällsynt hos många vilda fågelarter. Dvärgägg omnämns i regel inte i samband med de måttangivelser som ges i de stora oologiska verken, t.ex. Rosenius (1942) och Makatsch (1974). Däremot finns spridda notiser i äldre litteratur och en del även i senare tid, t.ex. för stare (Ricklefs 1975), björktrast (Krätke 1987) och svartvit flugsnappare (Amundsen 1990). Enligt de få fall då antalet dvärgägg rapporterats utifrån större material tycks frekvensen ligga i storleksordningen ett dvärgägg per tusen normala ägg (Fournier m.fl. 1986, hos dykänder *Aythya*; Ricklefs 1975, 2 av 2000 ägg hos stare). Hos skedand *Anas clypeata* fann Dittberner & Dittberner (1987) en något högre andel (1 dvärgägg av 301 normala ägg).

Min egen erfarenhet av dvärgäggs är mycket begränsad, men jag kan dra mig till minnes något enstaka fall i kullar av fisktärna *Sterna hirundo* och fiskmås *Larus canus*. Våren 1965 mätte jag 319 ägg av skrattmås *Larus ridibundus* från en koloni vid Sjölundan nära Malmö, men inget av äggen hade mått utanför den normala variationsbredden (Svensson 2002). Anders Enemar meddelar i brev att han endast minns några enstaka fall i 100 mesholkar under tjugo år. Han meddelar också att han inte registrerat något dvärgägg bland 3805 ägg i 731 kullar av trädkryppare *Certhia familiaris* under åren 1982–2001. Dessa observationer stämmer således väl överens med de värden som ges i referenserna ovan.

Sommaren 2001 fann jag ett bo med dvärgägg hos fjälllabb *Stercorarius longicaudus* i Ammarnäs. Jag har inte funnit någon uppgift om dvärgägg hos denna art varken i de stora handböckerna (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1983) eller i labbmonografien av Furness (1987). Tyvärr mätte jag inte äggen i boet, men dvärgäggets relativa storlek i förhållande till det normala äggets har mätts med hjälp av foton (Figur 1). Längden var 81,5% (medelvärde från fem foton) och bredden 74,2% (medelvärde från två

foton) av det normala äggets motsvarande mått. Det normala äggets bredd var 66,4% av dess längd, medan dvärgäggets bredd var 60,8% av dess längd (medelvärde från två foton). Dvärgägget var således något långsmalare. Formen var dessutom något mindre avsmalnande i den smala ändan, d.v.s. aningen mera jämntjockt. Jag har också beräknat volymen av de två äggen genom att använda formeln i Lundberg & Väisänen (1979) för skrattmås. Jag satte in i formeln de äggmått för fjälllabb som Haftorn (1971) anger. Resultatet blev att dvärgäggets volym bara var 45% av det normala ägget. I verkligheten kanske det var något större genom sin aningen mera jämbreda form, men med säkerhet hade det en volym som var mindre än hälften av det normala äggets.

Sommaren 2001 var det gott om sorkar och lämlar i Ammarnästrakten och de flesta labbparen häckade. Endast enstaka par, förmodligen yngre fåglar, upprätthöll temporära revir i luckor mellan de häckande paren under säsongens första hälft för att sedan lämna reviret utan äggläggning. Boet med dvärgägg var ett helt normalt bo med två ägg och var placerat på en plats där fjälllabb häckat regelbundet under många år.



Figur 1. Boet av fjälllabb med ett dvärgägg.
The nest of the Long-tailed Skua with a dwarf egg.

Totalt påträffade jag år 2001 17 bon av fjällabb, vilka innehöll sammanlagt 33 ägg (ett av bona hade bara ett, de övriga två ägg), av vilka således endast ett var dvärgägg (3%). I projektets bokortregister samt i mina egna anteckningar från de två senaste åren har jag funnit noteringar för totalt 90 bon med 172 ägg av fjällabb i Ammarnästrakten. Inget ytterligare dvärgägg har registrerats. Andelen dvärgägg måste därför vara betydligt lägre än 1% hos fjällabben. Detta ringa stickprov säger naturligtvis inget om den verkliga andelen, som säkerligen ligger i paritet med den som registrerats hos andra arter, d.v.s. minst en tiopotens lägre.

Det är välkänt att variationen i äggstorlek för en enskild fågelhona är ytterst ringa (Christians 2002). Det finns ingen anledning att tro att detta inte också skulle gälla för fjällabben, varför ett ägg som är avsevärt mindre än det andra i ett bo alltid måste betecknas som ett dvärgägg. Ägget var dessutom så litet att det klart faller utanför den normala variationsamplituden, varför det knappast heller finns någon anledning att tro att det skulle ha varit någon annan hona, med egenskapen att lägga ovanligt små ägg, som skulle ha varit framme och "parasitlagt".

Det framgår av fotot att dvärgägget skilde sig i färg från det normalstora ägget. Dvärgäggets grundfärg var mörkare. Möjligen var också antalet fläckar färre, men det är svårt att avgöra eftersom ljusare fläckar inte kontrasterar lika väl mot den mörkare grundfärgen. Att det skulle ha varit någon annan art som lagt ägg i boet är uteslutet. Den tänkbara art som uppträder regelbundet i området och som också häckat i närheten är fiskmåsar *Larus canus*, men dess ägg är också väsentligt större än dvärgägget. Det har även tidigare noterats att äggen i samma kull kan ha olika färg. Haftorn (1971) anger just den skillnad som förelåg i det aktuella fallet, nämligen olivbrunt respektive ljusgrått. Allt talar således för att ägget var ett dvärgägg av fjällabb som lagts av samma hona som lagt det andra ägget.

Enligt Gill (1989) är dvärgägg resultat av en avvikande stimulering av äggladaren av något ovidkommande föremål såsom en blodlever (blodpropp?) och de flesta saknar eller har starkt reducerad gula, vilket innebär att de inte kan ge upphov till några ungar även om ett dvärgägg undantagsvis skulle kunna vara ett ordinärt, befruktat ägg och innehålla ett embryo som av någon anledning fått för litet matsäck med sig.

Tack. Anders Enemar tackas för det litteraturtips som inleder rapporten.

Referenser

- Amundsen, T. 1990. Dwarf egg of titmouse *Parus* spp. laid in a pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* nest. *Fauna nov. Ser. C. Cinclus* 13:47–48.
- Christians, J. K. 2002. Avian egg size: variation within species and inflexibility within individuals. *Biol. Rev.* 77:1–26.
- Cramp, S. (ed.) 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 3:675–685. Oxford Univ. Press.
- Dahlgren, K. V. O. 1947. Ägg i ägg och andra underliga ägg. *Fauna och Flora* 42:28–40.
- Dittberner, H. & Dittberner, W. 1987. Zur Brutbiologie der Löffelente (*Anas clypeata*). *Vogelwelt* 108:81–98.
- Fournier, M. A. & Hines, J. E. 1996. Anomalies in the eggs of diving ducks of the genus *Aythya*. *Canadian Field Naturalist* 110:700–701.
- Furness, R. W. 1987. *The Skuas*. Poyser.
- Gill, F. B. 1989. *Ornithology*. Freeman, New York.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 8/I. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Krätke, E. 1987. Zwergei bei der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). *Beiträge zur Vogelkunde* 33:126.
- Lundberg, C.-A. & Väisänen, R. A. 1979. Selective correlation of egg size with chick mortality in the Black-headed Gull (*Larus ridibundus*). *Condor* 81:146–156.
- Makatsch, W. 1974. *Die Eier der Vögel Europas*. Band 1. Neuman Verlag, Radebeul.
- Ricklefs, R. E. 1975. Dwarf eggs laid by a Starling. *Bird-Banding* 46:169.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Band V. Gleerups, Lund.
- Svensson, S. 2002. Vikt och mått hos skratmåsans *Larus ridibundus* ägg. *Ornis Svecica* 12:00–00.
- Vesterskov, K. 1950. Methods for determining the age of game bird eggs. *J. Wildl. Manage.* 14:56–67.

Summary

Dwarf egg in Long-tailed Skua Stercorarius longicaudus

Dwarf eggs, e.g. eggs that are very much smaller than normal eggs, are occasionally found among normal eggs in nests of birds. Although they are not often mentioned in the handbooks, the frequency of dwarf eggs seems to be about one per thousand, or less. In 2001 I found one dwarf egg in a nest with two eggs of the Long-tailed Skua *Stercorarius longicaudus* at Ammarnäs in Swedish Lapland. I did not measure the eggs but have estimated the relative size from photographs. The length was 81.5% and the breadth 74.2% of the normal egg. The volume was calculated to be about 45% of a normal egg. I have not found any note about dwarf eggs in this species. In the nest record material from the Ammarnäs area I have found 90 clutches of the Long-tailed Skua

with a total of 172 eggs, and among them the dwarf egg that I found is the only one. The sample is, however, too small to give the true frequency of dwarf eggs in the species.

Sören Svensson, Ekologiska institutionen, Ekologihuset, 223 62 Lund.

Nya böcker *New books*

Menno Schilthuizen, 2002: **Frogs, flies & dandelions. Speciation. The Evolution of New Species.** Oxford University Press. ISBN 0-19-850392-X. 245 sid. Pris: GBP 12.50.

Få amatörornitologer kan väl ha undgått att märka att det pågår en våldsamt debatt kring frågan om hur nya arter uppstår, det som Darwin kallade "the mystery of mysteries". En strid ström av forskningsrapporter publiceras med resultat från studier av bl.a. bananflugor, afrikanska ciklider, europeiska klockgrodor, diverse skalbaggar, sniglar och snäckor, en del maskrossläktingar och andra växter men även åtskilliga fågelfamiljer. Den intresserade amatören kan känna sig frustrerad över svårigheten att få reda på vad som händer, och det är därför med ett gott mått av förtjusning som jag noterar att det nu kommit ut en populärvetenskaplig översikt av forskningen kring artbildning, på engelska "speciation", i Oxfords serie *Popular Science*. Vetenskapsjournalisten och forskaren Menno Schilthuizen gav år 2001 ut boken *Frogs, flies & dandelions*, i vilken han klart och elegant summerade en rad experiment och studier, inklusive intervjuer med flera forskare. Boken har nu även kommit i paperback, och det är bara att konstatera att det är en mycket intressant och underhållande genomgång, alltigenom välskriven och tillgänglig även för den biologiske amatören.

Den fråga som framför allt delat upp många biologer i två läger har gällt ifall det förekommer sympatrisk artbildning bland djur, dvs om en djurart kan klyvas i två arter trots att den förekommer sympatriskt, dvs inom samma geografiska område. Den tyskamerikanske biologen Ernst Mayr har med nästan fundamentalistiskt nit hävdat att det krävs att en art splittras i två områden av en istid, en sänkning av vattennivån (t.ex. Mellanamerikas tillkomst) eller dylikt för att den ska förvandlas till två arter. Två populationer inom en art måste alltså vara skilda åt,

dvs existera allopatriskt, under en mycket lång tidrymd för att de ska förvandlas till goda arter.

Många biologer hävdar idag att Mayrs och hans kollegers omedgörlighet i denna fråga försinkade forskningen inom ämnet artbildning med åtskilliga decennier. I själva verket visade en av Mayrs doktorander, Guy Bush, tidigt att sympatrisk artbildning troligtvis skett, när en population av fruktflugan *Rhagoletis pomonella* övergav hagtornsbär och i stället började para sig och lägga ägg på äpplen i amerikanska fruktodlingar. Sedan dess har en uppsjö av liknande exempel forskats fram. Bland annat har forskare kunnat visa att en enda invandrad fiskart i geologiskt sett nybildade sjöar (mindre än 10 000 år gamla) kunnat splittras upp i ett halvdussin arter. Sådana fall har beskrivits från kratersjöar i Kame-run, från relativt sent översvämmade områden i Victoriasjöns utkanter men även från bergssjöar i Alperna och i Canada.

Den amerikanske ekologen Tom Smith har bl.a. studerat hur snabbt olika populationer börjar uppvisa genetiska skillnader inom en s.k. "ecotone", ett randområde mellan två vitt skilda biotoper, t.ex. skog och savann, utomhusmiljö och ett stort grottsystem. Han har studerat estrilder i Afrika och ödlor i Australien och kunnat konstatera att genetiska skillnader uppstår, trots att två populationer lever nära varandra och trots att ett visst utbyte av gener sker – om bara deras respektive habitat är mycket annorlunda.

Även andra ornitologiska studier än av Smiths estrildfinkar, tillsammans med forskning kring bl.a. insekter, fiskar, sniglar och virus, redogör Schilthuizen för i denna alltigenom fascinerande bok. Att den utgör nöjsam och lärorik läsning för en amatör, kan jag intyga. Gissningsvis innehåller den åtskilligt av intresse även för naturvetare av facket.

LENNART NILSSON

Magnus von Wright. Dagbok. Volym 4: 1850 – 1862. Svenska litteratursällskapet i Finland. Helsingfors 2001. 496 sid.

Jag har aldrig sett Magnus von Wrights målning ”Utsikt från Suopeltoberget” i original men var gång jag möter en reproduktion av den grips jag lika starkt. Tavlan visar en liten grupp människor som har uppsökt en höjd från vilken man har en vidsträckt utsikt över det finländska insjölandskapet. Omsorgsfullt utarbetade bildelement i förgrunden, såsom urbergsknallar och högväxta träd, ställda mot stora lugnvatten med skogstäckt bergsrygg som sträcker sig mot synranden i en avtonande färgskala, ger en stark djupdimension i bilden. Människorna är vända bort från tavlans betraktare och ut mot stillheten. En tidlös ro tycks omsluta dem och de ser ut att sugas upp av natursceneriets storslagenhet, ingå i en organisk helhet. Detta är en romantisk målning och samtidigt en samvetsgrann skildring av ett Finland vars nationalkänsla blev en angelägenhet för konstnärer, litteratörer och vetenskapsmän vid 1800-talets mitt. Sådant ”stämningmåleri” var emellertid inte en finsk specialitet utan en riktning inom tysk måleri genom den s.k. Düsseldorfskolan. Många nordiska konstnärer sökte sig dit, bland dem Magnus von Wright som 1857 fick 300 rubel av Konstnärsförbundet för en sådan resa.

”Utsikt från Suopeltoberget” ingår i bildmaterialet till fjärde delen av Magnus von Wrights dagbok, vilken omfattar åren 1850–1862. Projektet att utge konstnärbröderna von Wrights dagböcker har pågått sedan 1996 och var ursprungligen menat att uppta fyra, eventuellt fem volymer. Svenska litteratursällskapet i Finland som lägger ner den yttersta omsorg på företaget meddelar nu att det kommer att omfatta sju volymer. Av dessa skall fem ägnas Magnus dagböcker, en skall gemensamt innehålla Wilhelms och Ferdinands och slutligen skall en utförlig registervolym utkomma. Den wrightska brödraskaran har som bekant utövat ett bestående inflytande på ornitologin i såväl Sverige som hemlandet Finland. De tidigare utgivna delarna av Magnus dagbok har recenserats i den skånska tidskriften *Anser*.

Också i volym 4 upptar fåglarna ett betydligt utrymme. Inte minst därigenom att Magnus 1859 utgav första delen av sitt arbete *Finlands foglar hufvudsakligen till deras dräkter beskrifna*. Boken är den första som behandlar Finlands alla fåglar och kom i det hänseendet att bli banbrytande, såsom utgivarna påpekar. Till sin uppläggning är *Finlands foglar* annars en trogen efterföljare till Sven Nilssons *Skandinavisk fauna*, vilket Magnus själv fram-

håller i dess förord. För att göra sin bok mer användbar har han också i registret hänvisat till de sidor i Nilssons tredjeupplaga (1858) där arterna finns behandlade. De omsorgsfulla dräktbeskrivningarna är gjorda efter Magnus egna och brodern Wilhelms fågelmålningar, kompletterade med uppgifter ur Naumanns *Naturgeschichte der Vögel Deutschlands* (1822–1844).

Vad Sven Nilsson beträffar så erinrar vi oss att Magnus och Wilhelm i ungdomen hade engagerats för att måla planscher till dennes *Illuminerade figurer till Skandinavisk fauna* men avbrutit samarbetet efter ett lynnesutbrott av professorn. Nu, långt senare, skickar Magnus ett exemplar av sin fågelbok till Nilsson och glädjer sig åt det myckna beröm han inhöstar för den.

Att skriva en bok om Finlands fåglar innebar dock inte, dess titel till trots, att endast ge dräktbeskrivningar. Skildringar från den fria naturen ingick också och det kan särskilt omnämnas att Magnus gjort värdefulla iakttagelser av sommargyllingen beteen-de. Arten var vid denna tid endast tillfälligt anträffad på den skandinaviska halvön men en inte alltför sällsynt häckfågel i Finland. I denna del av dagboken finns originalnoteringarna till de uppgifter angående sommargyllingen, ”Gulingen” eller ”Gultrasten”, som ingår i *Finlands foglar*. De flesta av dem gjordes vid Medvast i Kyrkslätt socken ungefär två mil väster om Helsingfors, där Magnus med familj vistades sommaren 1858. Anteckningarna är av stort intresse. Intill denna dag är skildringar av vilda gyllingar endast fragmentariska i den internationella litteraturen.

Redan när man anlände 16 juni kunde det konstateras att ett par av ”Oriolus galbula” bodde alldeles vid gården där inkvarteringen gjordes. Snart konstaterades det att flera fåglar fanns i trakten, bland annat fler än tre hannar. Den 10 juli badade en hel gyllingfamilj. Man kunde se ”huru de från en löfträdsgrupp vid stranden, flögo ned och flaxande öfver vattnet, repeterade gångor (*sic*) doppade sig däri”. Som ett barn av sin tid och för sin fågelboks skull sköt Magnus ett par, tre fåglar av bägge könen. I samband med att han stoppade upp en av hannarna 14 juli gjorde han även följande vetenskapliga noteringar: ”Uti dess mage fanns kvarlevor af insekter och af en gräshoppa – Vingarna inunder mörkt gråa med stark sidenglans. Undre vingtäck. skönt gula. Äfven denna har börjat rugga inunder”. Ett flertal ljudyttringar från gyllingarna uppmärksammades. Bland annat påpekas att när hannarna jagade och högg efter varandra lät de höra ett läte som liknar lärkfalkens ”då den är i nöd”. Det är en god jämförelse som också

har gjorts av flera efter Magnus. Mindre bekant är det läte som han nämner såhär: "Ett som liknar dubbel Trastens Zirrrrrrrrr, hördes från förmodl. gamla honan ..." Därtill fogar han en iakttagelse som långt in i vår tid varit egendomligt förbisedd: "Ofta låta hannarna höra alldeles samma ljud som S. hypolais (härmsångare) vid början av sin sång".

Magnus von Wrights dagböcker ger ett brett kulturhistoriskt perspektiv såväl som en inblick i en enskild människas levnadsöde. För en fågelintresserad berör de dessutom den period då ornitologin övergår från ett förmoderat till ett modernt stadium. När det gäller de år som avhandlas just i denna volym kan det påpekas att Magnus finska fågelbok utkom med sin första del samma år som Darwins "Origin". En jämförelse mellan de två verkens karaktär visar tydligt vilket som var centrum respektive periferi i Europa, inte bara ur geografisk synpunkt. Det förra är ännu i huvudsak naturalhistoriskt, d.v.s. faktsamlade och beskrivande. Darwins bok presenterar ett av de största teoribygggen naturvetenskapens historia känner.

BO EKBERG

Janet Radcliffe, 2000: **Human Nature after Darwin. A Philosophical Introduction**. Routledge, London & New York. 313 sid. Pris, paperback: GBP 13.

James Robert Brown, 2001: **Who Rules in Science? An Opinionated Guide to the Wars**. Harvard University Press. 236 sid. Pris, bunden: GBP 18.

Evolutionsbiologi i Darwins efterföljd fungerar, har det sagts, som ett kungsvatten, ett universellt lösningsmedel. Lägg ett besvärligt problem i en bägere med denna syra, och vips upplöses det i sina hanterliga beståndsdelar.

En naturvetenskaplig teori med denna kraft får genomgripande konsekvenser för mänskligt tänkande och vetande och mänskliga trosföreställningar. Ingen som försöker sätta sig in i denna teoribygnad kommer opåverkad ut ur sitt studium. Evolutionsbiologin mer än andra vetenskaper har effekter på vars och ens livsinställning och förhållningssätt.

En lysande presentation av den darwinska evolutionsbiologin och dess filosofiska konsekvenser ger Radcliffe i sin lika tankeväckande som elegant formulerade bok. En läsupplevelse även för oss som inte är yrkesfilosofer.

För den kategorin är däremot Browns bok inte avsedd. Den är svårtuggad för vanliga dödliga.

Browns beskriver olika sätt att nalkas vetenskapen och diskuterar olika uppfattningar om vad vetenskapen faktiskt duger till respektive inte duger till, trots dess egna påståenden. Utan att förringa problematikens betydelse får jag bekänna att den här boken var det motigt att ta sig igenom.

STAFFAN ULFSTRAND

J. Jukema, T. Piersma, J. B. Hulscher, E. Brunsko- eke, A. Koolhaas & A. Veenstra, 2001: **Goudple- vieren en wilsterflappers eeuwenoude fascina- tie voor trekvogels**. Fryske Academy/KNNV Uitgeverij, Ljouwert/Utrecht, 2001. Pris: 23:25 euro direkt från förlaget.

En bok på nederländska om ljungpipare och gammaldags nätfångst, kan det vara något för svenska ornitologer? Den elvasidiga sammanfattningen på engelska är bra men hjälper inte mycket för att tränga in i bokens cirka 230 fylliga sidor. Att översättningen av bildtexterna levereras i ett separat häfte gör inte heller saken bättre. Detta är synd, för boken utgör ett kulturhistoriskt och naturvetenskapligt dokument av stort intresse för fler än bara nederländare.

Wilsterflapper är namnet på de fångstmän som med hjälp av slagnät fångade rastande ljungpipare i de öppna landskapen i Nederländerna, främst Friesland. Liknande slagnät har använts på många håll i världen för att fånga en lång rad olika fågelarter. Den imponerande kulturhistoriska beskrivningen av hantverket ("wilsterflappen") och dess utövare ("wilsterflappers") omfattar inte bara närmare hälften av sidantalet utan även en CD med intervjuer och videosekvenser.

Från början fångades naturligtvis ljungpiparna för den egna eller den lokala konsumtionen. Under 1800-talet och början av 1900-talet gick däremot en stor del av fångsten på export, främst till England och Tyskland men även till länder som Belgien, Frankrike och Italien. Wilsterflappen var en mycket utbredd sysselsättning. På grund av minskande fångster och ett nytt samhällsklimat återstår numera ett litet antal wilsterflappers som endast fångar för vetenskapliga ändamål. Detta förvandlingsnummer är ett bra exempel på hur gamla traditioner och erfarenheter kan gagna modern vetenskap och naturvårdsarbete. Boken visar också tydligt skillnaderna mellan gamla tiders anekdoter och modern naturvetenskaplig forskning. Tänk om dessa fångstmän hade dokumenterat sina erfarenheter "ordentligt"! Samma sak gäller för övrigt dagens jägare.

Drygt tjugo år av vetenskaplig wilsterflappen har

genererat en stor mängd kunskap om ljungpiparens flyttning, ruggning, fysiologi, demografi, m.m. Även den gamla frågan om underarterna berörs utförligt.

Noggranna studier av fjäderdräkten visade att hanarna under försommaren (efter parbildningen) genomför en partiell ruggning av fjädrarna på magen och bröstet för att bryta de skarpa kontrasterna och bli bättre kamouflerade.

En annan upptäckt var att ljungpiparnas vintervikt (dec–jan) har minskat markant mellan åren 1977–85 och 1989–99. Minskningen korrelerar väl med ökningen av antalet rovfåglar (främst pilgrimsfalk!) mellan dessa två perioder. Hotet från rovfågeln gör att ljungpiparna inte längre har råd att bära på en livförsäkring i form av några tiotals gram fett.

Även tofsvipor, brushanar, storspovor och myrspovor fångas och studeras. Hos brushanarna har studiet av ruggning och färgmönster stått i centrum. De fångade myrspovarna har ingått i en lång rad olika studier varav flera med svensk anknytning.

Problemet med gamla tiders bristfälliga dokumentation blir extra tydligt i avsnitten om forna förekomster av sibirisk tundrapipare och smalnäbbad spov. Båda arter verkar ha övervintrat i rejäla antal i tidvattenområdena kring den forna Zuiderzee (numera IJsselmeer). Förekomsten av dessa arter ”missades” av den spirande fältornitologin i början av 1900-talet och kunskaperna måste nu rekonstrueras utifrån främst minnesbilder från gamla fångstmän.

Berättelserna om smalnäbbad spov och sibirisk tundrapipare visar också att överlevnaden av populationer eller rentav arter kan hänga på skyddet av relativt begränsade naturområden. I detta fall var det en stor havsvik som stängdes av från havet med hjälp av en vall (Afsluitdijk). Biotopförändringen har varit ödesdiger för dessa arter.

Under perioden 1980–2000 har wilsterflappers inom Wilsterwerkgroep fångat i genomsnitt cirka 3000 ljungpipare per år, ett viktigt bidrag till miljöövervakningen. Minskat jakttryck har gjort att förekomsten av ljungpipare i Nederländerna har ökat de senaste femtio åren och för yngningen är god. Bokens avslutande kapitel om ljungpiparens framtidsprognos innehåller dock en del orosmoln. Inte oväntat utgör de tänkbara följderna av växthuseffekten ett av dessa men även ändrad markanvändning och vindkraftanläggningar ger anledning till oro.

Med 271 sidor, en CD, ett fantastiskt fint bildmaterial och 454 referenser är *Goudplevieren en wilsterflappers* en rik källa till kunskap, väl värd att forcera språkbarriären. Att den snygga layouten har några missar som ord som bryts över sidgränser och

sidotexter som är svåra att skilja från huvudtexten, kan vara förlåtet.

ADJAN DE JONG

Staffan Börjesson, 2002: **Fågelmusik: Ett tema med variationer.** Atlantis, Stockholm. ISBN 91-7486-607-9. Pris i Naturbokhandeln: cirka 140:–

Är fågelsång musik? Eller ett språk? Eller om inte någondera, vad är fågelsång? Denna lilla trevliga bok av Staffan Börjesson handlar om fågelsång ur lyssnarens perspektiv, men inte den lyssnande fågelns utan människans. Som fågelskådare är ju våren med dess fågelsång en av höjdpunkterna under året, och det är härligt att plocka ut olika arter från kören av röster. Vissa arter sjunger enkelt och repetitivt och till och med monotont, medan andra, som t ex kärrensångaren, bubblar över i kaskader av varierande motiv och infall.

Den här boken behandlar fågelsången som en musikalisk prestation där olika arter beskrivs som olika stämmor i en orkester av instrument. Fåglar kan vara allt ifrån sparsmakade oboer till virtuosa bebopmusiker à la Charlie Parker. Börjesson ger många och träffande beskrivningar av olika arters sång. Man får även information om vilka bland de stora kompositörerna som lät sig inspireras av fågelsång för sitt skapande. I några av deras verk kan man försöka hitta vilka arter som förekommer, vilket kanske kan vara en trevlig vinterförströelse.

Som biolog kan man anlägga en annan infallsvinkel då man studerar fågelsång, där stor variation hos sången inom en art anses vara ett sexuellt attribut kopplat till kvalitet och hälsa, vilket gör att honorna kan välja vem av hanarna som skall befrukta deras ägg. Detta gäller självfallet inte hos arter som inte varierar sin sång. Här kanske ihärdighet är ett viktigt attribut? Men den ena utgångspunkten (den vetenskapliga) utesluter inte den andra (den humanistiska) när man närmar sig fågelsången. Jag läste den här boken med stor behållning och hoppas att många fler skall göra så.

ANDERS HEDENSTRÖM

Lisbeth Koerner, 2001: **Linnaeus: Nature and Nation.** Harvard University Press, paperback edition. 298 sid. ISBN 0-674-00565-1. Pris: GBP 12.95.

Lisbeth Koerner arbetar vid Department of the History of Science, Harvard University, men är ursprung-

ligen från Sverige. Hon har skrivit en biografi om Carl von Linné baserad på sin avhandling om den svenske vetenskapsmannen, vilken publicerades 1993. Det klassifikationssystem som gjort Linné berömd sätts i relation till tidigare försök till en systematisering av växt- och djurlivet. Boken koncentrerar sig dock än mer på mindre kända, men för Linné kanske viktigare verksamheter. Bland annat beskrivs hans ambitioner att förädla inhemska och utländska naturresurser och därmed bidra till att göra Sverige självförsörjande. Te, saffran och ris skulle kunna "läras" att växa i Norrland!

Det är i allmänhet ingen smickrande bild som målas av "blomsterkonungen". Linné porträtteras som en egocentrisk, provinsial akademiker. Enligt Koerner framhöll och överdrev han ständigt sina bedrifter. Lapplandsresan blev mer strapatsrik och även dubbelt så lång i redovisningen till Uppsala vetenskapsakademi jämfört med Linnés egna dagböcker, kanske för att han fick betalt i relation till hur långt han färdades.

Sammanfattningsvis är detta lika mycket en vetenskapshistorisk och nationalekonomisk avhandling som en Linnébiografi. Tonen är uttalat akademisk, för att inte säga en smula tråkig. För den som är specialintresserad av Linnés liv och verk innehåller boken åtskilligt av värde. Inte minst intressant är det ju att få Linné belyst ur en annan vinkel än den traditionellt svenska.

CHRISTER NILSSON

Miguel Ferrer, 2001: **The Spanish Imperial Eagle**. Lynx Edicions, Barcelona. 224 sid. Pris: c:a 32 euro.

Den spanska rovfågelsforskningen har expanderat kraftigt under senare årtionden och är nu ledande i Europa. Det här kom till uttryck på den internationella rovfågelskongressen i Sevilla i september 2001, som lockade närmare 400 deltagare. Miguel Ferrers bok om den spanska kejsarörnen hade just kommit från trycket, som väl var på engelska för oss icke spanskkunniga.

Den spanska kejsarörnen ansågs länge vara en ras av nominatformen *Aquila heliaca*, som häckar i Sydösteuropa, men DNA-studier har visat att den spanska kejsarörnen började separeras för 900 000 år sedan och att den idag uppfyller alla kriterier för att klassificeras som en egen art, *Aquila adalberti*. Med en stam om ca 130 par anses den vara en av de mest sällsynta örnarna på jorden med en ytterst begränsad utbredning till sex områden i Spanien. Arten har

tidigare även häckat i Portugal och Marocko.

Säkraste området att skåda kejsarörnen är nationalparken Coto Donana och det är också här Miguel Ferrer under 11 år lett ett omfattande forskningsprojekt. Vill man veta mera om kejsarörnen är Miguel's bok ett måste men den är inte lika lättillgänglig som många artmonografier i t.ex. T.& D. Poysers serie. Miguel vill greppa om allt och då kan det bli lite tröttande att läsa 17 sidor fyllda med primärdata om kejsarörnars blodkemi. Lite mer spännande blir det att följa artens häckningsbiologi. Tidigare var kejsarörnen akut hotad i nationalparken Coto Donana med några fåtal par men genom olika naturvårdsåtgärder har man ökat stammen till ca 15 par. Populationen är nu stabil men sannolikt isolerad från de andra spanska delpopulationerna.

De optimala reviren som producerar flest ungar är belägna i pinje eller korkekräd med kort avstånd till strandängarna och våtmarkerna. Basfödan för kejsarörnarna är under sommarhalvåret kaniner medan grågäss tas i högre omfattning om vintern. Örnarna börjar häcka vid ca fem års ålder och har en maximal livslängd beräknad till 21–22 år. Liksom hos många andra rovfågелarter uppvisar kejsarörnen "siblicide", dvs syskonmord, och tidigare försökte man öka ungroproduktionen genom att flytta över "dömda" ungar till andra bon med bättre överlevnadschanser men metoden gav inte avsett resultat. Man prövade också att öka ungroöverlevnaden genom att skydda boplatser och bygga om bon men Ferrer visade att det var viktigare att försöka minska dödligheten bland de adulta fåglarna. Den vanligaste dödsorsaken både bland subadulta och gamla kejsarörnar är kraftledning och honorna uppvisar en högre dödlighet än hanarna, möjligtvis beroende på att de har längre vingar och därmed lättare kan komma i kontakt med strömförande ledningar när de slår till på stolparna. Genom att ändra konstruktioner och isolera ledningarna har man minskat dödligheten. Den näst vanligaste dödsorsaken är illegal påskjutning. Av de flygga ungarna överlever ca 16% till reproduktiv ålder.

Med hjälp av radiosändare har man kunnat följa ungfågelnas frigörande från föräldrarna eller rätta sagt när föräldrarna kört iväg ungarna från reviret. Det finns en inneboende konflikt mellan föräldrar och avkomma. Föräldrarna vill se till att ungen får en god start i livet men samtidigt får det inte kosta så mycket att de minskar sina chanser för att genomföra ytterligare en häckning. För ungens del kan det vara bra att försöka snylta så länge som möjligt på föräldrarna. Successivt matar föräldrarna ungen allt längre bort från boträdet. När ungen efter ca 50 dagar

behärskar segelflykten bemöts den aggressivt av föräldrarna och drivs bort. Under den första flygturen från hemreviret förflyttar sig ungfågeln i medeltal 77 km. Riktningen är inte slumpartad utan ungfågeln väljer antingen en nordlig eller en sydlig rutt mot områden ca 10–15 mil norr och söder om nationalparken. Här upprättar de ett jaktrevir men ger de ger sig ändå regelbundet tillbaka på kortare turer till hemområdet, trots att de snabbt blir bortjagade. Det kan vara den bättre födotillgången inom nationalparken som lockar eller så försöker de hitta en ledig plats i något revir. Konkurrenten om de bästa reviren är hård och ju oftare man flyger dit (trots att det kostar massa energi), desto större är chansen att få en plats.

Kejsarörnen har en ganska låg reproduktion, som är typiskt för arter med lång livslängd och sen könsmognad. Kullstorleken är i medeltal 2,47 ägg, kläckbarheten 45% och antal flygga ungar/häckning 0,75. Möjligtvis kan den låga kläckbarheten bero på att populationen är inavlad men detta har man inte kunnat påvisa i de DNA-studier som genomförts. En intressant iakttagelse är att boungarna i Coto Donana visat sig vara mycket känsliga för stafylokockinfektioner, sannolikt överförda av forskarna och ornitologerna i samband med vägning och ringmärkning av ungar. När man började använda latexhandskar vid hanterandet försvann stafylokockinfektionerna. Att ungar var så känsliga för människornas stafylokocker kan också bero på en genetiskt betingad brist i immunförsvaret. Såvitt jag vet har det här inte studerats i någon större grad hos vilda rovfågelspopulationer – tänk om vi ringmärkar medverkar till ökad spridning av infektioner?

Miguel Ferrers bok platsar väl i hyllan bredvid Ian Newtons klassiker *Population Ecology of Raptors*, en bok han i övrigt ofta refererar till. Miguel ställer frågor, placerar dessa i sitt rätta evolutionära och beteende-ekologiska sammanhang, och testar den ena hypotesen efter den andra. Resultatet är ofta intellektuellt stimulerande men ibland kanske alltför detaljrikt. Boken borde ha språkgranskats och korrekturläst bättre – som det nu är finns det massor av felstavningar, omkastade årtal och konstiga fågelnamn, speciellt i den omfattande referenslistan. Men Wiklund kanske kan tålas att bli kallad Wildund etc. Bokförlaget Lynx Edicions är ju känt för sin höga kvalitet när det gäller *Handbook of the Birds of the World* – synd bara att man inte lagt ner lika mycket möda på boken om kejsarörnen.

PETER LINDBERG

D.C. Deeming (red.), 2002: **Avian Incubation: Behaviour, Environment, and Evolution**. Oxford Ornithology Series, Oxford University Press. 421 sid. ISBN 0-19-850810-7 (Hbk). Pris: GBP 45.

Först som sist: Heder åt dem som ger sig tid att producera vetenskapliga sammanfattningar av detta slag, mycket nyttiga i tider då "snuttifieringen" av forskningspubliceringen tagit orimliga proportioner som följd av de krav våra anslagsgivande överordnade ställer på publiceringstakten. Deeming har redigerat fram en välkommen monografi om fåglarnas ruvning, där han tillsammans med 26 andra specialister presenterar ämnets olika problemområden i 22 kapitel.

Deeming har en generös inställning till vad som kan räknas till ämnesområdet, men det mesta ligger dock mitt i prick. Det är spännande att läsa om äggvitans betydelse i olika utvecklingsfaser, om värmemängdens beteende i ägget vid ruvningsavbrotten, om kommunikationen mellan fågel och unge nära tiden för kläckning då sentida upptäckter om kväveoxidutveckling tycks spela viss roll, om ruvfläckens struktur och om dess funktion även då äggtemperaturen skall sänkas, om äggvändigens odiskutabla betydelse för bl.a. utvecklingen av blodkärlsmönstren utanför själva embryot, om fågelns hantering av miljön i fågelboet även från mikrobiologisk (!) synpunkt, om de speciella förhållandena hos mycket små ruvare som t.ex. kolibrier, allt detta nämnt som exempel på vad som kan vara nytt även för den häckningsbiologiskt allmänbildade. Ett par kapitel ägnas även åt arter som skyr egen ruvning såsom gökar och storfothöns. Däremot letar man t.ex. förgäves efter anvisning om vilken metod som skall tillämpas vid rutinmässig registrering av ruvningstider i fält. Detta är uppenbarligen "stenålder" numera, och därför saknas i boken referens till vår egen P.O. Swanbergs (1950) lilla klassiker i ämnet.

Av de tre begreppen i bokens undertitel blir man mest nyfiken på "Evolution". Stora delar av ruvningsprocessen är ännu inte tillräckligt genomforskade för att möjliggöra inträngande evolutionära tolkningar. Det blir där mest fråga om spridda fylogenetiska strandhugg. Följaktligen finner man bland tipsen om angelägna forskninguppgifter förvånande många av rent deskriptiv och utredande karaktär. Detta gäller även ett i sen tid så väl studerat och genomspulerat fenomen som kläckningsspridningen. Dock finns mer av evolutionär analys i andra avsnitt, t.ex. i de lysande kapitlen om ruvningsenergetik och om ruvningen i relation till reproduktion.

tionskostnaden. I dessa går det gängse evolutionära tolkningsmaskineriet på högvarv både skarpsinnigt och insiktsfullt i pedagogiskt klara framställningar.

I monografier av föreliggande slag förväntar man sig att litteraturgenomgången är nära nog fullständig för sentida arbeten, men också att äldre tiders genombrott av avgörande betydelse för den dagsaktuella forskningen får glimta till här och var. Referenslistan omfattar närmare 1.600 titlar vilket är vad man kan ungefär förvänta sig. Men som endast 25 är tyskspråkiga (två på franska och en på holländska) förstår man, att det forskningshistoriska i stort sett är satt på undantag. Även om några kapitel är skrivna under ett föredömligt sneglande i backspegeln, så ligger i övrigt mörkret tungt över den tyskspråkiga ruvningslitteraturen från tiden före andra världskriget. Så finns t.ex. endast en enda blek referens till Heinroth (1922), ingen till Groebels (1937). Därtill kan läggas, att av hänvisningar till de båda sentida stora handböckerna finner man referenser till sex av de nio delarna av den engelskspråkiga (BWP), medan helt stilenligt den överlägset faktaspäckade tyska motsvarigheten (Glutz) inte alls syns till. Flera av de tyskspråkiga referenserna är i litteraturlistan belastade med fel, några helt vanställda. Detta är rent slarv. I övrigt är dock korrekturfelen få, vilket gäller även uppenbara sakfel (så är t.ex. talgoxäggen inte mindre än lövsångaräggen (sid. 287)).

Som ovan antytts ligger vissa avsnitt på gränsen till eller strax utanför vad som egentligen tillhör

ämnet. Dit hör definitivt beskrivningen av utvecklingen från den befruktade äggcellen fram till det stadium, då embryot uppvisar vertebratkroppens grundplan. Avsnittet kunde ha strukits, eftersom det dessutom bara kan begripas av den som redan har kunskapen. Den okunnige kan knappast fatta något av värde, i synnerhet som illustrationer saknas helt. Däremot borde utvecklingen av fågelembryots "hjälporgan", nämligen gulesäcken och allantois, ha behandlats utförligare, eftersom dessa två hinnsystem mellan embryo och äggskal är med sina blodkärl funktionellt oumbärliga under ruvningstiden. Och mera kunde ha skrivits om gulans intressanta beteende under de första ruvningsdagarna.

Trots mitt lilla gnölande kan boken utan tvekan rekommenderas. Den är späckad med gedigen sakkunskap och bör vara till stor hjälp för varje häckningsbiologiskt intresserad ornitolog. Redaktören Deeming har av allt att döma haft mycket högt ställda ambitioner. Men hans bekymmer över att boken uppvisar så lite av molekylärgenetiska grepp i ruvningsstudierna är närmast rörande, liksom hans fromma förhoppning om att vetenskapliga anslag trots denna "brist" skall komma ruvningsforskningen till godo. Så är det ju knappast. Löper de vetenskapliga projekten vid sidan av gällande trendfårar i forskarvärlden, då blir det kärt ekonomiskt. Uppenbarligen inte bara i Sverige.

ANDERS ENEMAR

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 indexing 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. *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. Tables and Figures must be on separate sheets of paper. Manuscripts should be submitted in

three copies with at least 4 cm margin to the left, printed with at least double line spacing. Text and figures should preferably be provided on a floppy disk.

Contributions other than full length papers should not exceed 2 000 words (correspondingly less if they contain Tables or Figures). There should be no Abstract but a brief summary in the other language.

Authors will receive proofs that must be corrected and returned promptly. Fifty reprints of full length papers, but not of other contributions, will be free of charge.

References in the text should be given using name and year, and if there is more than one reference to the same author and year also letters (a, b, etc). How to write the reference list, see below.

Referenser *References*

I texten *In the text*: Andersson (1985), Bond (1913a, 1913b), Carlsson & Dennis (1956), Eriksson et al. (1989), (Andersson 1985), etc.

I referenslistan *In the reference list*:

Andersson, B. 1985. Populationsförändringar hos tranan *Grus grus* under 100 år. *Vår Fågelvärld* 50:211–221.

Bond, A. P. 1913a. A new theory on competitive exclusion. *Journal of Evolutionary Biology* 67:12–16. (Om 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 12, No 3, 2002

Innehåll – Contents

- 113 KARLSSON, L. Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, South Sweden, during 1980–1999, as reflected by ringing totals
EHNBOM, S. *Förändringar av antal flyttande fåglar vid Falsterbo, södra Sverige, 1980–1999, enligt ringmärkningssummor*
PERSSON, K.
WALINDER, G
- 139 KOKOREV, Y. I. Population dynamics of lemmings, *Lemmus sibirica* and *Dicrostonyx torquatus*, and arctic fox *Alopex lagopus* on the Taimyr peninsula, Siberia, 1960–2001
KUKSOV, V. A. *Populationsdynamik hos lämlar, Lemmus sibirica och Dicrostonyx torquatus, och fjällräv Alopex lagopus på Taimyrhalvön, Sibirien, 1960–2001*
- 147 SVENSSON, S. Duvhökens *Accipiter gentilis* beståndsutveckling i Sverige sedan 1975
Development of the Goshawk Accipiter gentiles population in Sweden since 1975
- 157 LIND, B.-B. Sediment type and breeding strategy of the Bank Swallow *Riparia riparia* in western Sweden
STIGH, J. *Sedimenttyp och häckningsstrategi hos backsvalan Riparia riparia i västra Sverige*
LARSSON, L.

Korta rapporter – Short communications

- 165 HAFTORN, S. A pair of Redpoll *Carduelis flammea* with two clutches in Finnmark, North Norway
Et par av gråsisik Carduelis flammea med dobbelt kull i Finnmark, norra Norge
- 166 JENSEN, H. Dobbelt kuld og polygami hos tomsangeren *Sylvia communis* og rørspurven *Emberiza schoeniclus*
Second clutches and polygamy in Whitethroat Sylvia communis and Reed Bunting Emberiza schoeniclus
- 170 SVENSSON, S. Vikt och storlek hos skrattnåsens *Larus ridibundus* ägg
Weight and size of eggs in the Black-headed Gull Larus ridibundus
- 173 SVENSSON, S. Dvärgägg hos fjällabb *Stercorarius longicaudus*
Dwarf egg in Long-tailed Skua Stercorarius longicaudus
- 177 **Nya böcker – New books**