

Migration patterns, population trends and morphometrics of Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* passing through Ottenby in south-eastern Sweden

Flyttningmönster, populationstrender och morfometri hos roskarlar Arenaria interpres vid Ottenby i sydöstra Sverige

ANDERS HELSETH, MARTIN STERVANDER & JONAS WALDENSTRÖM

Abstract

We analysed 57 years' uninterrupted trapping data of autumn migrating Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* at Ottenby, south-eastern Sweden (1593 full-grown birds in 1947–2003; of them 574 birds with standardised trapping in 1976–2003). Numbers trapped decreased significantly for both adult and juvenile birds in the total dataset (–0.34 and –0.57 ringed birds per year), and for juveniles in the 1976–2003 dataset (–0.51 per year). Median date for adults was 27 July and for juveniles 6 August. Adult females passed on average three days earlier than adult males (females 27 July, males 30 July). The mean body masses (juveniles 108.0 g, adults 108.4 g) correspond to a fuel load of 21–22% in relation to lean

body mass (89 g). Length of stay of retrapped birds was only 3.6 days. Thus, they continued the migration with small to moderate fat loads, comparable to reported fat loads elsewhere. Forty-four recoveries illustrate a narrow migration route along the western coasts of Europe, south to the wintering areas in tropical West Africa.

Anders Helseth and Martin Stervander, Ottenby Bird Observatory, Pl. 1500, SE-380 65 Degerhamn, Sweden. E-mail: ottenby@post.utfors.se
Jonas Waldenström, Department of Animal Ecology, Ecology Building, Lund University, SE-223 62 Lund, Sweden

Received 7 June 2004, Accepted 13 January 2005, Editor: A. Hedenström

Introduction

Waders have been a focal group for many ornithological studies, because of their spectacular migrations and fascinating behavioural adaptations (Piersma et al. 1996). Most species inhabit wetlands during breeding, migration and wintering, and with increasing human pressures on these habitats, many wader species are currently showing declining trends in Europe (Piersma et al. 1996). To correctly assess long-term trends, especially for the less common species, there is an urgent need for quantitative datasets covering many years. Unfortunately such data are rare. The present paper is one of four recent ones analysing the migration of waders at Ottenby Bird Observatory, south-eastern Sweden (Waldenström & Lindström 2001, Blomqvist et al. 2002, Hedenström 2004). At Ottenby, trapping of waders for ringing has been carried out since 1946, in a small area and with nearly the same trapping effort over the years. This material enables analysis of population trends in several species of waders, as well as detailed studies on migratory strategies and the timing of migration.

The Ruddy Turnstone *Arenaria interpres* is a wader with circumpolar breeding range, from the temperate regions into the high-Arctic (Cramp & Simmons 1983). The nominate subspecies (*A. interpres interpres*), which is the subject of this study, breeds from Ellesmere and Axel Heiberg Islands in the Canadian Arctic (c. 90° W) along the coasts of northern and north-eastern Greenland, Scandinavia and Siberia, east to Alaska (c. 135° W; Summers et al. 1989). The most likely breeding areas for the populations passing Ottenby on autumn migration are Sweden, Finland and the Russian arctic, possibly east to the Taymyr Peninsula (e.g. Kistchinski et al. 1985). The autumn migration in northern Europe typically takes place from mid July to early September (e.g. Branson et al. 1978, Summers et al. 1989). In the non-breeding season, Ruddy Turnstones of the nominate race winter along the coasts of Western Europe down to West Africa, with a predominance of Canadian and Greenlandic birds in Europe, and Scandinavian birds predominantly in Africa (Branson et al. 1978, Summers et al. 1989). During spring migration Ruddy Turnstones, like several other Arctic breeding waders, often perform long-distance

migratory flights between traditional stopover sites, and their passage is generally much more concentrated in time during spring than during the autumn migration (Gudmundsson et al. 1991). For example, Ruddy Turnstones probably mostly migrate in one step from Iceland to Ellesmere Island in the Canadian Arctic, and from the Pribilof Islands in the Bering Strait to the Midway Islands, or even the Marshall Islands in the Pacific (Alerstam 1990, Gudmundsson et al. 1991). The distance to the latter is c. 5500 km, which means that the birds must gain extremely high fat loads to manage the flights. Migration strategies and distances flown, however, differ between populations of this widely distributed species (e.g. Cramp & Simmons 1983, Summers et al. 1989).

We analyse the trapping figures of Ruddy Turnstones at Ottenby, a migratory stopover site in south-eastern Sweden, situated on the southern point of the island Öland in the Baltic Sea. Ottenby Bird Observatory has ringed and observed birds from 1946 until present, providing a 57-year long time series, allowing analyses of long-term population trends in the Ruddy Turnstone and other waders. The ringing of Ruddy Turnstones has resulted in several recoveries, which we use to discern migratory flyways and wintering areas of the populations passing Öland. Furthermore, we describe the age- and sex-dependent migration pattern during autumn migration at Ottenby, with special reference to changes in body mass in re-trapped individuals.

Material and methods

Ringling

Ottenby Bird Observatory (56°12'N, 16°24'E) is situated on the southern point of Öland, an island c. 10 km off the coast in south-eastern Sweden. It was founded in 1946 following pilot studies in 1937–1938 (Bergström & Svärdsön 1938). The large aggregation of migrant waders in this area in autumn was described already by Kolthoff (1896), and was one of the reasons to start a bird observatory here – and waders were ringed already during the first year of the observatory's activity. Since then, ringling of waders has been carried out annually (Edelstam 1972, Waldenström & Lindström 2001). During all years the same trapping area has been used: a c. one km shoreline that surrounds the bird observatory. However, the water level and the amount of seaweed changes between years, as does the shape of the shoreline with build-up or erosion of gravel and sand after extreme weather

conditions. There is virtually no tide in this part of the Baltic Sea.

Different variants (all using the same principle) of walk-in funnel traps of the "Ottenby model" (Bub 1991) have been used, and in varying numbers during the years. From 1972 onwards standardised trapping has involved between 80 and 120 traps each year. These are operated from dawn to dusk and from around 10 July to mid or late September, depending on the availability of staging waders.

There are a few (usually 1–5) breeding pairs of Ruddy Turnstones in the vicinity of the trapping area (e.g. Pettersson et al. 1986a), so in order not to mix breeding and migratory birds in our sample, birds ringed before 10 June and birds ringed as pulli were excluded from our analyses. Following these criteria, a total of 1593 full-grown Ruddy Turnstones ringed in 1947–2003 were available for analysis. When calculating trends in median passage date, adults and juveniles were analysed separately. Years in which fewer than five birds of the specific age-class were ringed were excluded in order to reduce the possible impact of non-representative outliers.

Morphometrics

Aged birds were only available for the periods 1947–1956, and again from 1976–2003. A total of 341 birds were classified as adults and 725 as juveniles. The plumage differences between these age-classes are distinct (Prater et al. 1977). Since 1976, birds in their second calendar year have also been identified, according to the criteria described by Prater et al. (1977). Since 1990, the body mass, measured to the nearest 0.1 g, has been recorded using either a Pesola spring balance or an electronic balance. Wing length has been measured on trapped individuals, using the maximum chord method (Svensson 1992), read to the nearest mm.

The lean body mass (LBM) was estimated at 89 g for adults and 87 g for juveniles, by averaging the five lowest body masses recorded in each group. In adult birds, these leanest individuals did not differ in wing length from others (155.2 ± 3.3 mm compared to 157.1 ± 4.2 , one-way ANOVA $F_{1,58} = 0.96$, $p = 0.33$). In juvenile birds, however, the five lightest birds had significantly shorter wings than other individuals (150.2 ± 6.1 mm compared to 154.6 ± 4.5 , one-way ANOVA $F_{1,49} = 4.05$, $p = 0.05$). Therefore, we used 89 g as an estimate of LBM for both adult and juvenile Ruddy Turnstones. Normality of data and the homogene-

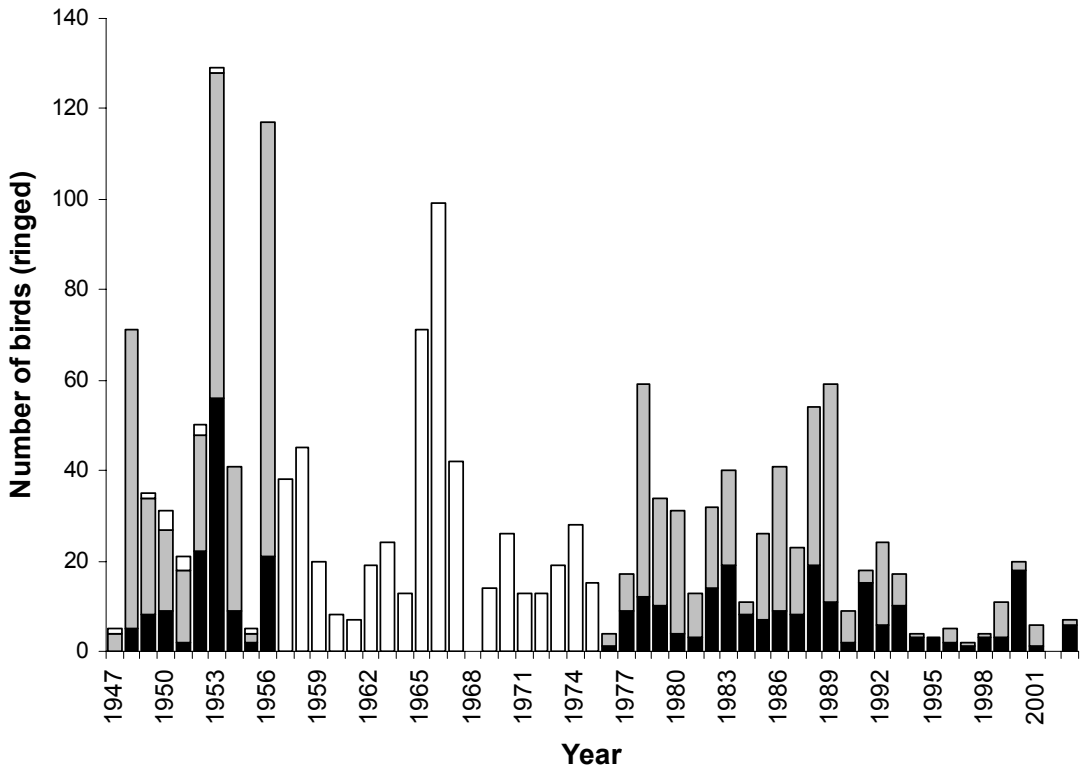


Figure 1. Annual ringing figures, from 1946 to 2003, of full-grown Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* on autumn migration at Ottenby, Sweden ($n = 1593$). Adults are shown by black columns, juveniles by grey, and white columns represent birds of unknown age.

*Antal ringmärkta flygga rosorlar *Arenaria interpres* på höstflyttning vid Ottenby ($n = 1593$). Adulta fåglar representeras av svarta kolumner, juvenila av gråa samt fåglar av okänd ålder av vita.*

ity of variances in the different groups were tested with Levene's and Kolmogorov-Smirnov's tests, respectively. This estimate of LBM is equal to, or slightly lower than body mass recorded during the breeding season (e.g. Cramp & Simmons 1983, Summers & Waltner 1979).

Migration routes and wintering areas

The locations of all recoveries of Ruddy Turnstones ringed at Ottenby were analysed in the Oriana software (Kovach 2003).

Results

Long-term population trends

The number of birds ringed during one autumn varied between 0 (1968 and 2002) and 129 (1953), with an average of 27.9 (Figure 1). From 1976–

2003, when trapping has been standardised and individuals have been assigned to age-classes, on average 7.4 adult ($n = 207$) and 13.1 juvenile ($n = 367$) Ruddy Turnstones were trapped annually. The number of adults and juveniles were positively correlated (1947–2003: Pearson $R = 0.593$, $n = 57$, $p < 0.001$; 1976–2003: Pearson $R = 0.476$, $n = 28$, $p = 0.010$), thus a year with high trapping numbers of adult birds also yielded high numbers of juveniles.

Both the total number of individuals trapped from 1947–2003 (Pearson $R = -0.393$, $n = 57$, $p = 0.002$, Figure 1), and the age-specific trapping figures showed a marked decrease with time (adults: Pearson $R = -0.339$, $n = 37$, $p = 0.040$; juveniles: Pearson $R = -0.571$, $n = 37$, $p < 0.001$, Figure 1). The same general pattern was also found in the restricted dataset from 1976–2003, with standardised trapping and the separation of age-classes,

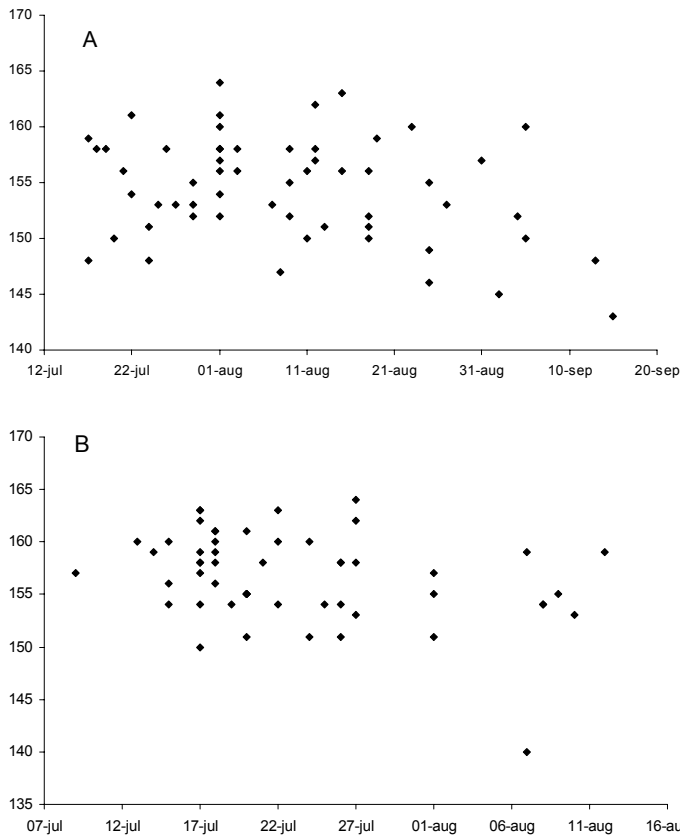


Figure 2. Variation in wing length (y-axis; measured in mm) with date for (A) juvenile ($n = 57$), and (B) adult Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* ($n = 73$) ringed at Ottenby, Sweden.

*Vinglängdsvariation (y-axeln; mätt i mm) över tid hos (A) juvenila ($n = 57$) och (B) adulta roskarlar *Arenaria interpres* ($n = 73$) ringmärkta vid Ottenby.*

both for the total number of trapped birds and for juveniles (1976–2003 total: Pearson $R = -0.502$, $n = 28$, $p = 0.007$; juveniles: Pearson $R = -0.509$, $n = 28$, $p = 0.006$), but only with a weak tendency for decreased number of adults with time (adults: Pearson $R = -0.285$, $n = 28$, $p = 0.141$). The mean number of adults caught per year from 1990–2003 (5.2 ± 5.4) was 46% lower than the mean number caught from 1976–1989 (9.6 ± 5.3 , Mann-Whitney $U = 47.5$, $n = 28$, $p = 0.02$), and the mean number of juveniles caught from 1990–2003 (4.1 ± 4.8) was 82% lower than the mean number caught from 1976–1989 (22.1 ± 14.5 , $U = 16.0$, $n = 28$, $p < 0.001$).

Mass gain and stopover

In the restricted dataset of sexed adult birds, body mass did not differ significantly between the sexes (females 105.8 g, males 111.1 g; T-test $t = -1.192$, d.f. = 40, $p = 0.240$) and neither did wing length (females 156.8 mm, males 156.4 mm; T-test $t =$

0.243, d.f. = 51, $p = 0.809$). For both adults and juveniles, wing length showed a negative trend over the season (adults: Pearson $R = -0.319$, $n = 73$, $p = 0.006$; juveniles: Pearson $R = -0.298$, $n = 57$, $p = 0.024$; Figure 2). In adult birds, there was no effect of sex (ANOVA $F = 0.005$, d.f. = 1, $p = 0.945$) or the interaction of sex and date on wing length (ANOVA $F = 0.810$, d.f. = 5, $p = 0.553$). For body mass, adult Ruddy Turnstones showed no trend with date (Pearson $R = 0.127$, $n = 60$, $p = 0.332$) while juveniles showed a tendency towards a seasonal decline in mass (Pearson $R = -0.273$, $n = 51$, $p = 0.053$). Ruddy Turnstones thus had on average shorter wings, and juveniles tended to weigh less, with the progress of the season. There were no long-term trends in body mass (adults: Pearson $R = 0.09$, $n = 60$, $p = 0.475$; juveniles: -0.01 , $n = 51$, $p = 0.942$).

The mean body mass of adult birds was 108.4 g ($n = 63$) and for juveniles 108.0 g ($n = 55$). Using the estimated LBM of 89 g, the average fuel load (relative to LBM) was 22% in adult and 21% in

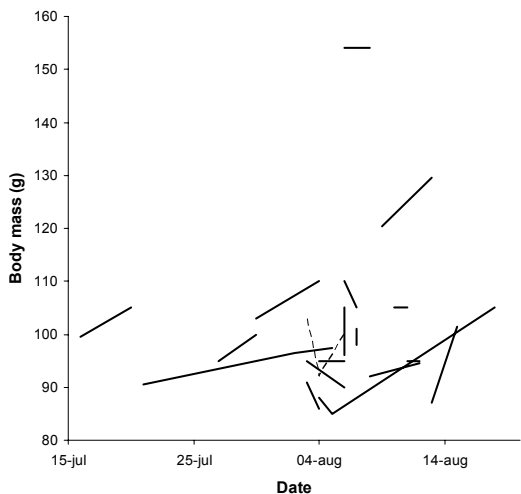


Figure 3. Changes in body mass (g) over time in recaptured full-grown Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* on autumn migration at Ottenby, Sweden, 1987–2003 (n = 18). The dashed line indicates an adult, all other birds are juvenile.

Förändring i vikt (g) över tid hos flygga roskarlar *Arenaria interpres* på höstflyttning vid Ottenby, under perioden 1987–2003 (n = 18). Den streckade linjen visar en adult, alla andra är juvenila.

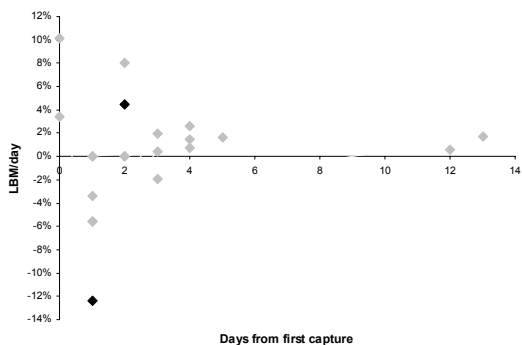


Figure 4. Rate of change in percent of lean body mass in recaptured full-grown Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* on autumn migration at Ottenby, Sweden, 1987–2003. Black quadrangles indicate an adult, grey quadrangles indicate juveniles.

Viktförändringar i procent av den fettfria vikten per dag hos återfångade flygga roskarlar *Arenaria interpres* på höstflyttning vid Ottenby, 1987–2003. Svarta fyrkanter avser en adult fågel medan gråa avser juvenila fåglar.

juvenile Ruddy Turnstones. The heaviest bird, a juvenile, had a fuel store corresponding to 74% of LBM.

Eighteen birds were recaptured within the same season in 1987–2003 (Figure 3). One of those was adult, the remaining were juveniles. The time between first capture and last recapture varied between 0 and 15 days, with an average of 3.6 days. The mean body mass change was positive for two birds recaptured on the same day as they were first captured (6.8% of LBM), but was negative (−2.8% of LBM per day) for birds recaptured the day following first capture (n = 4). Birds recaptured from day two onwards (n = 12) showed a positive trend in mean body mass change (1.3% of LBM per day; Figure 4). The highest recorded mass gain rate (over two days or more) was 8.0% per day. However, the average body mass change, summed over all retrapped individuals, in relation to LBM was not significantly different from zero (One sample T-test, $t = 1.128$, d.f. = 17, $p = 0.275$).

Migration and wintering areas

The median ringing date for adults was 27 July (n = 341) and for juveniles 6 August (n = 725; Figure 5; T-test $t = 6.45$, d.f. = 1578, $p < 0.001$). Thus the average difference in passage between adult and juvenile Ruddy Turnstones was 10 days. Adult females passed through on average three days earlier in autumn than males (females 27 July, males 30 July; T-test $t = -2.178$, d.f. = 174, $p = 0.031$). No significant trends over time in the median autumn passage date were found, for neither adults (Pearson $R = -0.356$, n = 23, $p = 0.130$) nor juveniles (Pearson $R = -0.193$, n = 25, $p = 0.356$).

A total of 44 Ruddy Turnstones ringed at Ottenby have been recovered elsewhere. Apart from three recoveries on presumed wintering sites (with a mean direction of 216° from Ottenby, n = 3, circular s.d. = 11.3° , Rayleigh test $Z = 2.88$, $p = 0.04$), all recoveries were from birds recovered either during spring or autumn migration (Figure 6). Birds ringed as juveniles at Ottenby and recovered elsewhere the same autumn had a mean direction of 236° (n = 16, circular s.d. = 14.7° , Rayleigh test $Z = 14.98$, $p < 0.001$), and the mean direction of adult birds (at the time of the recovery) recovered south of Ottenby during spring migration was 237° (n = 20, circular s.d. = 6.4° , Rayleigh test $Z = 19.75$, $p < 0.001$). There was no difference between the directions of the recoveries in spring and autumn (Watson-Williams F-test, $F = 0.04$, d.f. = 1, n = 36, $p = 0.84$), but juvenile birds in autumn had

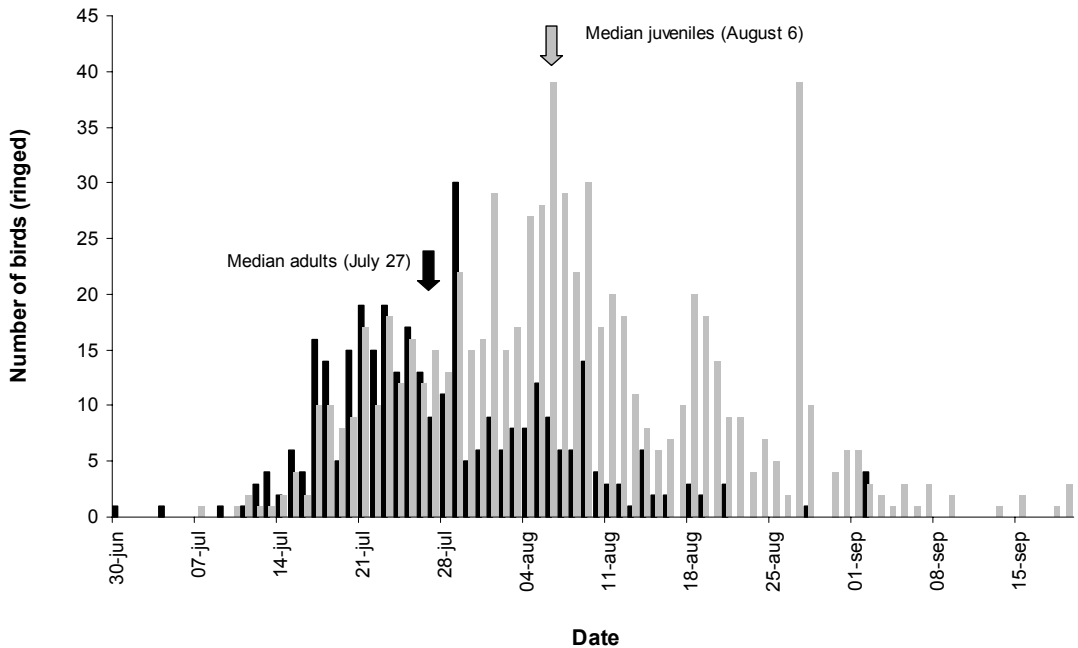


Figure 5. Age-dependent distribution of Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* ringed during autumn migration at Ottenby, Sweden. Median dates are indicated for adults ($n = 341$; black columns) and juveniles ($n = 725$; grey columns). *Aldersfördelning hos roskafl *Arenaria interpres* på höstflyttning vid Ottenby. Mediantdatum är markerade för adulta ($n = 342$; svarta staplar) och juvenila ($n = 725$; gråa staplar).*

a more scattered distribution compared to adult birds in spring (Marida-Watson-Wheeler test, $W = 5.68$, $n = 36$, $p = 0.058$). One bird was found during spring migration in the former Soviet Union. This pattern of recoveries suggests that the Ruddy Turnstones passing through Ottenby follow the European coastline during the autumn migration (although one juvenile bird was recovered on Sicily) and spend the winter in tropical West Africa (cf. Cramp & Simmons 1983, Summers et al. 1989).

Discussion

Long-term population trends

In the total dataset, from 1946–2003, the Ruddy Turnstone trapping numbers of adults, juveniles and combined age-classes decreased. This pattern held true also for juveniles and combined age-classes when restricting the analysis to the standardised period 1976–2003. Adult birds in that period did, however, only show a tendency of decrease using correlative analysis. If instead

non-parametric comparisons of the mean number of birds trapped during 1976–1989 and 1990–2003 are carried out, both adults and juveniles showed significant declines in numbers (equivalent to a 46% reduction for adults and 82% for juveniles). Given the assumption that the conditions for trapping Ruddy Turnstones at Ottenby have not changed significantly over the study period, these data imply either that the species has decreased in numbers, or that Ruddy Turnstones utilise Ottenby more infrequently as a stopover site in recent years. It should be noted that a strict standardisation of trapping conditions could never be fully attained at a site such as Ottenby. The amount of seaweed at the shoreline, the condition of the seaweed (*i.e.* how dry the seaweed is, how much invertebrate prey it contains), the local and global weather and the quality of alternative foraging sites outside the study area, are all likely to affect the number of trapped birds. Furthermore, trapping effort measured as numbers of days with active trapping per season is dependent on the number of staging birds. Late in the season, or during extreme high pressure weather situations,

there are few, if any, foraging waders at the point and traps have not been used. We could not, however, see any obvious systematic biases in the trapping effort that could explain the declining trends of Ruddy Turnstones at Ottenby.

The recoveries of birds ringed at Ottenby give few clues to the origin (breeding areas) of the populations migrating past Ottenby in autumn, as very few have been recovered during the breeding season (Figure 6). However, Ruddy Turnstones trapped at Ottenby most likely originate from Sweden, Finland and the Russian arctic. From Finland and Sweden, the Ruddy Turnstone has been reported to having declined in some areas during the last decades (Väisänen et al. 1998, Svensson et al. 1999, SOF 2002), but the large Norwegian population has apparently been stable in numbers (Bakken et al. 2003).

Mass gain and stopover

The average fuel loads for Ruddy Turnstones at Ottenby (22% in adults and 21% in juveniles) were similar to those observed during the same period in Broad-billed Sandpipers *Limicola falcinellus* (24% in adults and 29% in juveniles; Waldenström & Lindström 2001) and Temminck's Stints *Calidris temminckii* (32% in adults and 21% in juveniles; Hedenström 2004) at Ottenby. Fuel loads of around 20–30% are relatively low for many migrating wader populations, where they can be as high as 100% of LBM (Alerstam & Lindström 1990). Note, however, that lean body mass generally increases with fat mass, e.g. from changes in flight muscle and intestinal organ sizes, which will underestimate LBM and thus slightly overestimate fuel loads with the method used here (Landys-Ciannelli et al. 2003). During 1987–2003, only 6.8% of the ringed birds were recaptured in the same season, indicating that most of the Ruddy Turnstones only stay for a short time in the study area. The mean time between first capture and last recapture was 3.6 days, which is similar to the stopover time for Ruddy Turnstones at the Gulf of Gdańsk in Poland (3.9 days; Meissner & Koziróg 2001). Furthermore, adults seemed to stay shorter periods at Ottenby, although alternatively, they may have been harder to retrap than juveniles (57.9% of ringed individuals 1987–2003 were adults, but only one, 5.6%, of the retrapped birds was adult). Note, however, that the stopover duration times were censored and thus could have been overestimated; birds that stayed for shorter periods experience a lower probability of

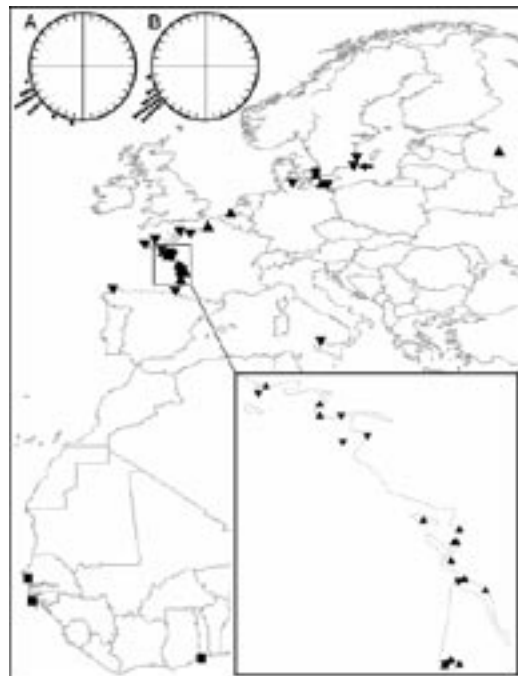


Figure 6. Recoveries of Ruddy Turnstones *Arenaria interpres* ringed at Ottenby, Sweden ($n = 44$). The symbols indicate during what period of the year a bird is found (■ = winter, November–February, $n = 3$; ▲ = spring, April–May, $n = 21$; ▼ = autumn, July–October, $n = 20$). The arrow points out the ringing site. The inset circular figures show (A) directions of recoveries from birds ringed as juveniles at Ottenby and recovered elsewhere the same autumn (mean direction = 236° , $n = 16$, circular s.d. = 14.7° , Rayleigh test $Z = 14.98$, $p < 0.001$), and (B) directions of adult birds (at the time of the recovery) recovered south of Ottenby during spring migration (mean direction = 237° , $n = 20$, circular s.d. = 6.4° , Rayleigh test $Z = 19.75$, $p < 0.001$). The dots representing the recoveries are shown in the direction of the closest 5° .

Återfynd av roska! *Arenaria interpres* ringmärkta vid Ottenby ($n = 44$). Symbolerna visar under vilken tid på året fågeln är återfunnen (■ = vinter, november–februari, $n = 3$; ▲ = vår, april–maj, $n = 21$; ▼ = höst, juli–oktober, $n = 20$). Pilen utmärker ringmärkningslokalen. De infällda cirkeldiagrammen visar (A) riktningar för återfynd av roska! arlar ringmärkta som juvenila vid Ottenby och återfunna annorstädes samma höst (medelriktning = 236° , $n = 16$, cirkulär standardavvikelse = $14,7^\circ$, Rayleigh test $Z = 14,98$, $p < 0,001$), och (B) riktningar för adulta roska! arlar (vid tiden för återfynd) återfunna söder om Ottenby under vårflyttning (medelriktning = 237° , $n = 20$, cirkulär standardavvikelse = $6,4^\circ$, Rayleigh test $Z = 19,75$, $p < 0,001$). Punkterna som representerar återfynden är angivna i riktning från närmaste 5° .

being retrapped. Retrapped birds at Ottenby had on average lost mass the first day after first capture, but later increased in body mass. The initial drop could be due to handling effects at trapping, or to settling costs for newly arrived individuals (Thompson 1974, Alerstam & Lindström 1990). The rate at which retrapped individuals gained mass (maximum 8.0% of LBM per day) shows that at least some Ruddy Turnstones have the potential of rapid mass gain at Ottenby, even if the average body mass change of all retrapped individuals did not differ from zero.

The body masses at Ottenby were approximately 10 g higher than for Ruddy Turnstones on autumn migration in northern Poland (adults 98.9 g, juveniles 99.0 g; Meissner & Koziróg 2001), but c. 60 g lower than for birds ready for spring departure northwards in Victoria, Australia (Houston & Barter 1991) and c. 50 g lower than for birds ready to leave Iceland for NE Canada in spring (Gudmundsson *et al.* 1991). Similarly, birds departing on autumn migration from the Pribilof Islands towards the Hawaiian Islands had mean body mass of 153 g, with the heaviest recorded individual weighing 195 g (Thompson 1974). From Ottenby during spring migration, eight Ruddy Turnstones trapped 23 May–3 June 2004, individual body masses ranged between 105.1 and 162.2 g (mean 126 ± 18.5 g). The heaviest individual thus had 54 g higher body mass than the mean body mass observed at the same site in autumn. Ruddy Turnstones at Ottenby during autumn thus only seem to prepare themselves for short- to medium-distance migrations to the next stopover site.

There was a decreasing trend in wing length with the progress of the autumn for both age-classes, and a tendency to lower body masses in late migrating juveniles. Shorter wings later in the autumn could be due to wear of the tips of the longest primaries, females migrating earlier than males, or, it could indicate a shift in which population of Ruddy Turnstones that was trapped. We did not find that differential passage of the sexes could have influenced the results, at least not in the adult birds which are easy to sex. Nor did we find a clear pattern in the literature regarding population-specific differences in wing lengths, and, thus, we cannot conclusively tell what factors that are responsible for the observed trend.

Migration routes and wintering areas

The difference between median ringing dates for ringed adults and juveniles was 10 days, which is

shorter than the differences seen in Temmink's Stints (23 days; Hedenström 2004) and Broad-billed Sandpipers (27 days; Waldenström & Lindström 2001) at the same locality, and juvenile Ruddy Turnstones occurred already in mid July (Figure 5). Perhaps these early juveniles belonged to local populations breeding close to Ottenby? Adult females migrated on average three days earlier than adult males. Both the females and the males care for the young in this species, but females may leave before the young are fledged, hence leaving the males behind (Nettleship 1973).

Only five of the adult birds since 1976 ($n = 207$) were aged as first summer individuals. This low proportion supports the hypothesis that most first-summer birds remain south of their breeding range (Prater *et al.* 1977, del Hoyo *et al.* 1996).

Ringing recoveries of Ruddy Turnstones trapped during autumn migration at Ottenby and later recovered elsewhere are strongly concentrated on the coastlines of Western Europe and West Africa (Figure 6). All except one recovery seem to be from birds that have continued the autumn migration route by following the European coastline, and there were no differences in routes between spring and autumn – mean angle for birds recovered south of Ottenby was nearly identical, c. 236° , in both seasons. Only one autumn recovery was made outside the Atlantic coast – a juvenile bird recovered on Sicily, Italy. Juvenile birds during autumn tended to have a larger scatter in migratory directions as detected from the recoveries. However, the recoveries of juvenile birds also showed a remarkable level of concentration, in comparison to other wader species (e.g. Pettersson *et al.* 1986b). Some birds of the eastern populations of Ruddy Turnstone migrate across the European continent to the Mediterranean area and onwards to East Africa (Summers *et al.* 1989), and it is possible that the recovery from Italy came from such an eastern bird. Furthermore, there was a single recovery of a bird in the former Soviet Union which additionally indicates that, at least sometimes, eastern birds also pass through Ottenby.

Unfortunately, we have no recoveries of Ottenby Ruddy Turnstones from breeding areas or vice versa, which makes it difficult to identify what populations pass Ottenby. However, given the species' general distribution, and the known recruitment areas for other waders passing Ottenby, these Ruddy Turnstones most likely belong to the Swedish, Finnish and arctic Russian populations.

Acknowledgements

We are very grateful to all the people who have taken part in the wader trappings at Ottenby Bird Observatory throughout the years. We would like to acknowledge Oskar Brattström, who helped with circular statistics, and Åke Lindström, Christian Hjort and Anders Hedenström who commented on earlier drafts of this article. This is contribution no. 201 from Ottenby Bird Observatory.

References

- Alerstam, T. 1990. *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge. 301–303 pp.
- Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: The relative importance of time, energy and safety. Pp. 331–351 in *Bird Migration* (Gwinner, E., ed.). Springer, Berlin.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. *Norsk ringmerkningsatlas. Vol. 1*. Stavanger Museum, Stavanger. 311–315 pp.
- Bergström, U. & Svårdson, G. 1938. Ringmärkning och fågeliakttagelser vid Ölands södra Udde under höststräcket 1937. *Fauna & Flora* 33: 1–16.
- Blomqvist, S., Holmgren, N., Åkesson, S., Hedenström, A. & Pettersson, J. 2002. Indirect effects of lemming cycles on sandpiper dynamics: 50 years of counts from southern Sweden. *Oecologia* 133: 146–158.
- Branson, N. J. B. A., Ponting, E. D. & Minton, C. D. T. 1978. Turnstone migrations in Britain and Europe. *Bird Study* 25: 181–187.
- Bub, H. 1991. *Bird Trapping & Bird Banding*. Cornell Univ. Press, Hong Kong. 66–69 pp.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds) 1983. *The birds of the Western Palearctic Vol. III*. Oxford University Press, Oxford.
- Edelstam, C. 1972. *The Visible Migration of Birds at Ottenby, Sweden*. Vår Fågelvärld, suppl. 7.
- Gudmundsson, G. A., Lindström, Å. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140–152.
- Hedenström, A. 2004. Migration and morphometrics of Temmink's Stint *Calidris temminckii* at Ottenby, southern Sweden. *Ringning & Migration* 22: 51–58.
- Houston, P. & Barter, M. 1991. Morphometrics of Ruddy Turnstone *Arenaria interpres* in Australia. *The Stilt* No 17: 17–23.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds) 1996. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions, Barcelona. 515–516 pp.
- Kistchinski, A. A. (ed.) 1985. *Migration of Eastern Europe and Northern Asia (Gruiformes – Charadriiformes)*. Nauka, Moskva. 143–153 pp.
- Kolthoff, G. 1896. Zur Herbstwanderung der nordischen Sumpfvogel über die Insel Öland. Festschrift Wilhelm Lilljeborg, Upsala.
- Kovach, W. L. 2003. *Oriana – Circular Statistics for Windows, ver. 2*. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Landys-Ciannelli, M. M., Piersma, T. & Jukema, J. 2003. Strategic size changes of intestinal organs and muscle tissue in the Bar-tailed Godwit during fat storage on a spring stopover site. *Functional Ecology* 17: 151–159.
- Meissner, W. & Koziróg, L. 2001. Biometrics of Ruddy Turnstone *Arenaria interpres* migration in autumn through the Gulf of Gdańsk region. *Ornis Svecica* 11: 181–188.
- Nettleship, D. N. 1973. Breeding ecology of Turnstones *Arenaria interpres* at Hazen Camp, Ellesmere Island, N.W.T. *Ibis* 115: 202–217.
- Pettersson, J., Person, O. & Hjort, C. 1986a. *Wader populations at Ottenby – status 1986 and a comparison with the 1965–1979 census*. Special report from Ottenby Bird Observatory No. 9.
- Pettersson, J., Sandström, A. & Johansson, K. 1986b. *Wintering areas of migrants trapped at Ottenby Bird Observatory*. Special report from Ottenby Bird Observatory No. 6.
- Piersma, T., van Gils, J. & Wiersma, P. 1996. Family Scolopacidae (sandpipers, snipes and phalaropes). Pp. 444–533 in *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks*. (del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J., eds.) Lynx Edicions, Barcelona.
- Prater, A. J., Marcant, J. H. & Vuorinen, J. 1977. *Guide to the Identification and Ageing of Holarctic Waders. B.T.O. Field Guide 17*. British Trust for Ornithology, Tring.
- SOF 2002. *Sveriges fåglar*. 3:e uppl. Stockholm.
- 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 (2). 145–168.
- Summers, R. W. & Waltner M. 1979. Seasonal variations in the mass of waders in southern Africa, with special reference to migration. *Ostrich* 50: 21–37.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. 4th Ed. Svensson, Stockholm.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld, suppl. 31*.
- Thompson, M. C. 1974. Migratory patterns of Ruddy Turnstones in the Central Pacific region. *Living Bird* 12: 5–23.
- Väisänen, R. A., Lammi, E., Koskimies, P. 1998. *Distribution, numbers and population changes of Finnish breeding birds*. Helsingissä, Otava (In Finnish with Swedish and English summary).
- Waldenström, J. & Lindström, Å. 2001. Migration and morphometrics of the Broad-billed Sandpiper *Limicola falcinellus* at Ottenby, southern Sweden, 1950–2000. *Ornis Fennica* 78: 184–192.

Sammanfattning

Roskarlen *Arenaria interpres* tillhör en av de vadare som årligen fångas vid Ottenby fågelstation i sydöstra Sverige. Den ringmärks aldrig i några större antal, men eftersom vadarfångsten på stationen startade redan 1946 har ringmärkningssiffrorna byggts på med tiden. Många vadare minskar i antal. Roskarlen hör till de mindre drabbade ar-

terna, men uppgifter om minskande antal kommer från både Finland och Sverige. Det är dock svårt att övervaka populationsförändringar hos vadare, eftersom de ofta förekommer i låga tätheter över stora områden. Ringmärkningsserien vid Ottenby spänner över hela 57 år och kan därför användas som ett mått på antalsförändringar över tiden. Fångsten har bedrivits inom samma geografiskt begränsade område, stränderna runt Ölands södra udde, och är sedan 1972 standardiserad med avseende på fångstinsatsen. Morfometriska och biometriska data har också samlats in och analyseras här.

Under åren 1947–2003 ringmärktes 1593 flygga roskarlar under höstflyttning vid Ottenby, i genomsnitt 27,9 per år (Figur 1). Både adulta och juvenila roskarlar minskade signifikant i antal under hela undersökningsperioden. Under delperioden 1976–2003, då samtliga roskarlar har åldersbestämts, uppvisade de juvenila roskarlarna en signifikant minskning jämfört med delperioden 1947–1956, medan de adulta endast visade tendens till en nedgång. Om man istället för korrelationer använder ickeparametriska test är minskningen mellan perioderna 1976–1989 och 1990–2003 signifikant även för aduler. I procent motsvarar minskningen 46% för gamla fåglar och 82% för ungfåglar.

Medelvikten för adulta roskarlar var 108,4 g och 108,0 g för juvenila. Medelfettmängden i relation till den fettfria vikten (89 g) var 22% hos adulta och 21% hos juvenila. Detta är något lägre än hos många andra flyttande vadare. Även myrsnäppa *Limicola falcinellus* och mosnäppa *Calidris temminckii* som studerats vid Ottenby under hösten

flyttar med relativt låga fettreserver, och tvingas därmed göra fler stopp längst vägen till övervintningsområdena. Möjligheter för snabb fettupplagring finns dock vid Ottenby, vilket visas av den snabba viktökningen som en del återfångade fåglar uppvisade (Figur 3 och 4). En juvenil roskarl som återfångades hade ett fettlager motsvarande 74% av den fettfria vikten.

Arton roskarlar återfångades minst en gång under samma säsong under åren 1987–2003. Av dessa var sju ton juvenila och endast en adult, trots att det under angivna period ringmärktes fler adulta än juvenila roskarlar. Medel mellan första och sista fångst var 3,6 dagar. Från andra dagen och framåt kunde vi konstatera en daglig ökning i vikt med i snitt 1,3% av den fettfria vikten. Högsta noteringen var en juvenil fågel som ökade i vikt med 8,0% per dag i relation till den fettfria vikten.

Mediandatum för ringmärkta adulta roskarlar var 27 juli och 6 augusti för juvenila. Adulta honor flyttade i genomsnitt tre dagar tidigare än adulta hanar. Detta kan bero på att honorna ofta lämnar ungarna innan de är helt flygga, medan hanarna väntar med att flytta tills ungarna är flygga.

Totalt har ringmärkningen av roskarl vid Ottenby resulterat i 44 återfynd. Såväl höst- som vårsträcket är starkt koncentrerat till Atlantkusten. Ett höstfynd från Sicilien, Italien, kan indikera att ett fåtal väljer att flytta över kontinentala Europa. De tre rena vinterfynden som gjorts härstammar från västra Afrika. Vart roskarlarna som fångas vid Ottenby häckar är delvis oklart, men troligen kommer de flesta från Skandinavien och arktiska Ryssland.

The roost-feeding area complex of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* in the Ume River Delta Plains, Sweden – foraging patterns in comparison with Greylag Goose *Anser anser*, Whooper Swan *Cygnus cygnus* and Eurasian Crane *Grus grus*

Komplexet av rast- och betesmarker för taigasädgås Anser f. fabalis i Umeälvens deltaområde, Sverige – födosöksmönster i jämförelse med grågås Anser anser, sångsvan Cygnus cygnus och trana Grus grus

ULF SKYLLBERG, PER HANSSON, PER BERNHARDTSON & EMMANUEL NAUDOT

Abstract

In spring 2004, numbers of staging Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis*, Greylag Goose *Anser anser*, Whooper Swan *Cygnus Cygnus*, and Eurasian Crane *Grus grus* were counted at the roost and at feeding grounds in and adjacent to the NATURA 2000 site Ume River Delta and Plains, Umeå, Sweden (SE0810475). For the Taiga Bean Goose a significant, negative relationship was found between total feeding time and the distance to the only roost. The most attractive feeding sites were stubble and non-harvested fields on moist or inundated soil within 2 km from the roost. The geese chose fields to minimize flight distances and disturbances from human activities. The Whooper Swan showed similar preferences as the Taiga Bean Goose, but it showed even a higher preference for inundated fields close to the roost.

The Eurasian Crane showed a higher preference for the large central area of the plains, likely because of its sensitivity to disturbance. The Greylag Goose showed a very different foraging pattern with a greater preference for dryer uplands with cut hay fields.

Ulf Skyllberg, Department of Forest Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, S-901 83 Umeå, Sweden.

Per Hansson, Ferievägen 66, 918 32 Sävar, Sweden.

Per Bernhardtson, Häradsövdingegatan 28, S-903 62 Umeå, Sweden.

Emmanuel Naudot, Uppförbacken 4B, S-913 41 Obbola, Sweden.

Received 27 October 2004, Accepted 14 December 2004, Editor: S. Svensson

Introduction

Estimates derived from counts at staging sites along the Swedish coast of the Bothnian Bay suggest that maximum 1500 pairs of the Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* breed in northern Scandinavia (Nilsson & Persson 1984, Skyllberg et al. 2003), corresponding to 2.7% to 3.3% of the world population of 90,000–110,000 individuals (Nilsson et al. 1999). Counts along migration routes and at wintering grounds suggest that the population of Taiga Bean Goose has declined in the last 40 years, both in Scandinavia (Nilsson & Persson 1984, Skyllberg et al. 2003) and globally (Nilsson et al. 1999). In order to secure a positive development of the Taiga Bean Goose population in Scandinavia, and to understand factors that may influence the status of the population, knowledge about the needs of the subspecies and how the

most important staging sites are utilized prior to breeding is essential.

Studies of wintering Taiga and Tundra Bean Geese *Anser f. rossicus* in the Lower Rhine valley show that the geese are divided into smaller groups along the river valley, each group having one roost and several feeding sites close to the roost (Mooij 1993). The functional unit of a roost plus the surrounding feeding sites is called a “roost-feeding area complex” (Mooij 1993) or a “core-arena system” (Frederick et al. 1987). Most often there is only one roost within each “roost-feeding area complex”, and according to Mooij the distance between the roost and feeding sites in the Lower Rhine area seldom exceeds 10 km. Furthermore, 40% of the main feeding sites are situated within 500 m from open water (for drinking), and less than 10% were situated more than 4 km away from open water. Similarly, studies in southern

Sweden have shown that the distance between the roost and feeding areas in no case (out of 21 sites) exceeded 10 km. At sites situated outside the large agricultural plains, having only one “complex”, the distance often is 0–4 km (Nilsson & Persson 1984). The only information reported in scientific literature for spring staging sites in northern Sweden is that the Taiga Bean Goose generally moves only small distances between the feeding areas and the roost, which often is situated on ice (Nilsson & Persson, 1984).

Current knowledge about the habitats used and food requirement of the Taiga Bean Goose is highly restricted to conditions at autumn staging sites and at wintering grounds (e.g. Nilsson & Persson 1984, Mooij 1993), and at this point very little is known about pre-breeding requirements (Pirkola & Kalinainen 1984). Lampio (1984) reported the Taiga Bean Goose to utilize mainly stubble fields of hay and barley at the spring staging sites in Liminka, Oulo, NW Finland, and from NE Sweden Nilsson & Persson (1984) reported feeding mainly on stubble fields at Gärdefjärden, Löfvånger, and on arable fields and grassland at Ostträsket, Skellefteå, and when the water was open possibly on *Equisetum* spp.

It is known from studies of Greater Snow Geese *Anser caerulescens atlanticus* that, in addition to quality and abundance of food, undisturbed conditions during spring staging prior to nesting is of significant importance for the breeding success (Gauthier et al. 1992, Féret et al. 2002). Studies of the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus* at spring staging sites in northern Norway have shown a rapid increase in the abdominal profiles (fattening) of geese at sites without human disturbance, whereas at disturbed sites the fattening was significantly less. Subsequently, geese that had utilized undisturbed sites reproduced better than geese that were affected by disturbance (Madsen 1995). Thus, repeated disturbance at important staging sites during the period prior to breeding may result in decreasing breeding populations.

The Ume River delta plains is the most important last spring staging site for a number of wetland birds, before they reach their breeding grounds in northern Scandinavia. In addition to the Taiga Bean Goose, BirdLife International has recognized 27 bird species with IBA-status at the NATURA 2000 site Ume River Delta and Plains (SE0810475) (<http://www.birdlife.net/index.html>). During spring staging, maximum daily counts of 1500 to 2200 Taiga Bean Geese have been reported in the last eight years, and on the

basis of conservative estimates of turnover rates, it is suggested that approximately 65% of the Scandinavian Taiga Bean Goose population use the Ume River delta plains in spring (Skjyllberg et al. 2003). The food supply and undisturbed feeding conditions during spring staging likely is critical for the breeding success of the Taiga Bean Goose in Scandinavia, and therefore management of the NATURA 2000 site Ume River Delta and Plains should be optimized to meet the demands of the subspecies.

In this study the “roost-feeding area complex” of the Taiga Bean Goose is described and foraging patterns are reported for the spring staging period 2004. The main aim of the study is to get a relative measure of the importance of different feeding sites within the area and to identify factors behind the choice made by the geese. As a comparison, foraging patterns for the Greylag Goose *Anser anser*, Whooper Swan *Cygnus cygnus* and Eurasian Crane *Grus grus* also are presented.

Materials and methods

Inventory of land use and counts of feeding and roosting birds

After snowmelt and before the farmers started to plough their fields, the agricultural land use (crop) was inventoried. In Figure 1 crops and land use are illustrated for most fields in and adjacent to the NATURA 2000 site Ume River Delta and Plains (63°45'N, 20°17'E).

Numbers of feeding Taiga Bean Goose, Greylag Goose, Whooper Swan and Eurasian Crane were counted systematically by covering all known feeding localities at five occasions during the staging period in late April. Between one and four persons covered the whole area during 2–3 hours time (in order to minimize redistribution of birds within the area and subsequent multiple counts of individuals) on 12 April (local time 14:00–16:30), 17 April (17:00–20:00), 21 April (19:00–21:00), 24 April (13:30–16:00), and 28 April (18:00–20:30). On 17 April and 28 April, simultaneous observations from the traffic tower at Umeå airport confirmed a minimal amount of redistribution of birds (less than 2–3%) between feeding localities during the complete period of counting. In addition, for the Taiga Bean Goose, total counts of incoming birds to the night roost were performed in the evening (often at 20:30–21:30).

Additional counts were made by individual ornithologists of one or several of the selected bird species at one or several feeding sites, at differ-

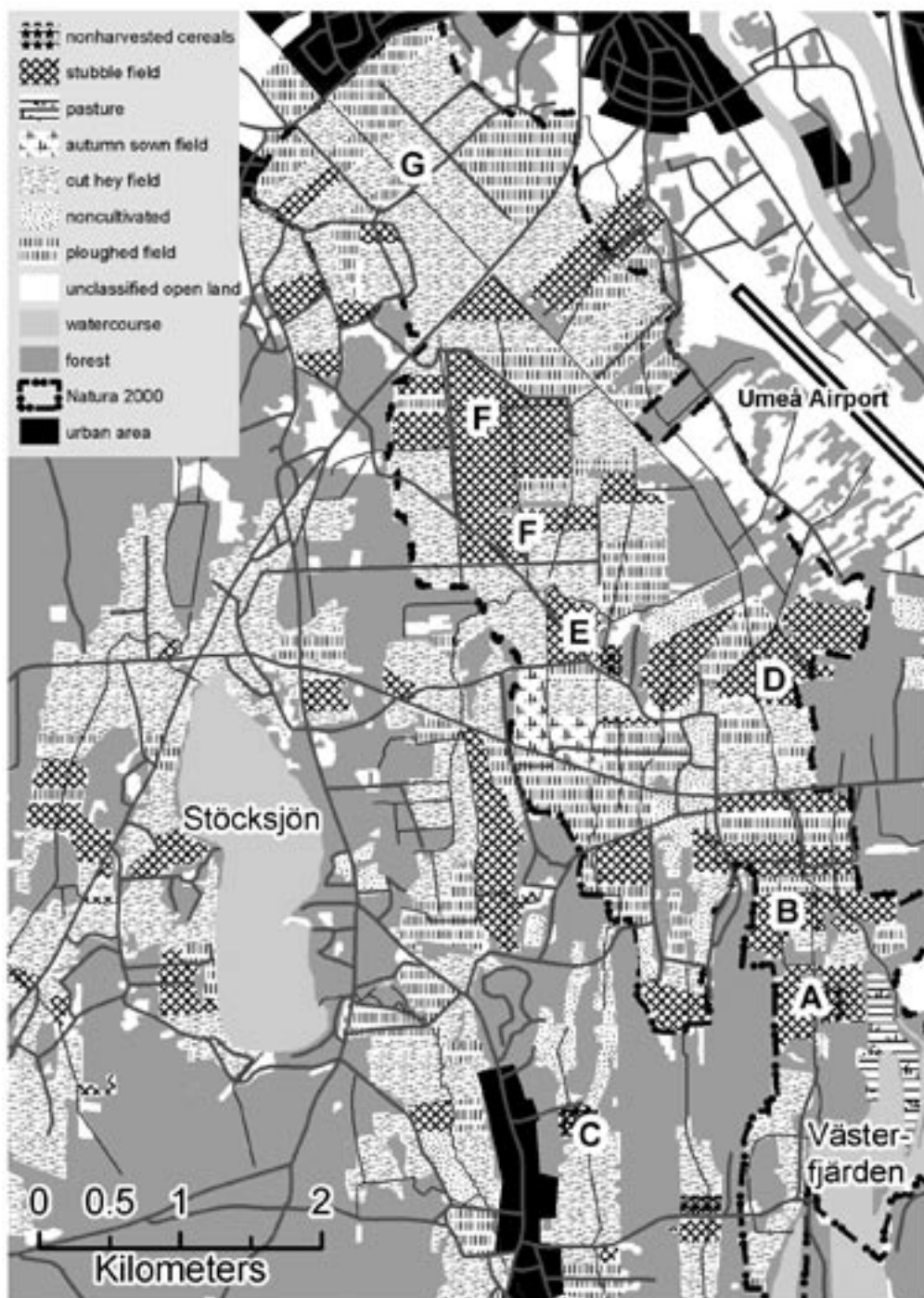


Figure 1. Agricultural land use in the Ume River Delta Plains in 2004. The seven feeding sites are indicated with letters A–G.

Jordbrukets markanvändning in slättlandet vid Umeälvens delta 2004. De sju födosöksområdena indikeras med bokstäverna A–G.

ent times of the day. These counts were reported directly to the authors or to the database "Svalan" (<http://svalan.artdata.slu.se/rappsyst/index.htm>), administrated and owned by the Swedish Environmental Protection Agency, the Swedish University of Agricultural Sciences and the Swedish Ornithological Society. These counts were used to calculate a daily average number at a certain feeding site during days not covered by systematic counts. For Taiga Bean Goose the total sum obtained for the whole area during days without systematic counts were compared with night roost counts. In the few cases when night roost counts deviated significantly from the sum of feeding birds the latter were adjusted proportionally at each feeding site to get a good match with the total count at the night roost. For sites without counts a certain day, linear inter- and extrapolations were made and numbers were rounded off to multiples of ten. In some cases information about changes (or no changes) in numbers at counted sites were used to estimate the most realistic number of birds on a non-counted site. Systematic counts, counts of individual feeding sites made by individual ornithologists and inter- and extrapolated values are reported for each day in Appendix.

Depending on factors such as cloudiness and disturbances, the swans, geese and cranes generally left the night roost between 4:00 and 5:00 (a.m.), and returned for the night at 20:30–22:00 (8.30–10.00 p.m.). An estimated mean night sleep of eight hours and one hour of day-time roost resulted in nine hours of "roosting" and 15 hours of "feeding". On the basis of these assumptions, the feeding time at a certain feeding site was calculated by multiplying the mean number of birds per day with 15 hours of feeding. The total feeding time for a given site was obtained by a summation of feeding time per day during the staging period. Even if the absolute number of feeding hours is not absolutely correct, the relative importance of different feeding sites can easily be compared and quantified.

Description of roosts and feeding sites

Roost at Västerfjärden

In the beginning of April the estuary bay Västerfjärden is covered by more than half a metre of ice, often overlain by several decimetres of snow. Depending on weather conditions, the ice is getting porous with scattered potholes, providing drinking water for the geese and swans at earliest 15–25

April. During the period 25 April–5 May, the ice breaks up and larger areas of open water becomes available for the roosting birds. The mean water depth of the area used as roost is about 0.5 m and the maximum depth is rarely greater than 1 m. Because of the late snow and ice melt, potentially important food supply provided by plants such as *Scirpus*, *Carex*, *Equisetum* spp. are seldom available for grazing on land before the majority of the geese have left for their breeding areas. However, observations of feeding swans and geese in the shallow water at the roost late in the staging period suggest that they may feed on shoots of these and related species under water.

Västerfjärden is the only roost in the area for the Taiga Bean Goose and the Eurasian Crane during spring staging. Young cranes spending the summer in the Ume River delta plains (maximum numbers of 400) use several other roosts, which are covered by snow during early spring. Västerfjärden is also the major roost for the Greylag Goose, but in 2004 unusually high numbers of this species followed Whooper Swans to their major roost in Österfjärden. Occasionally also small groups of Taiga Bean Geese and Eurasian Cranes may follow Whooper Swans to Österfjärden. This may occur in the very beginning of the spring staging period, but when the number of Taiga Bean Geese increases, practically all birds of this species use Västerfjärden as day and night roost throughout the rest of the spring staging period. Västerfjärden has been used as the only major roost by the Taiga Bean Geese as long as any living ornithologist knows (back to at least 1930). Taiga Bean Geese have never with certainty been seen staying in flooded feeding fields at night, even if they some evenings may fly to the night roost when it is dark.

Roost at Österfjärden

The roost is located east of the island Tuvan, where the current of Ume River is as strongest and creates an ice-free area at a water depth of several meters. Some years open water is available already in the first week of April. In spring 2004 this was the major roost for the Whooper Swan, and the Greylag Goose was split between this roost and the roost in Västerfjärden. In the springs of 2001–2003, however, a majority of the Whooper Swans and all Greylag Geese used Västerfjärden as their major roost. The reason for this could have been thicker ice at Österfjärden and lack of open water when the Whooper Swans arrived, concen-

trating all four species of this study to the roost at Västerfjärden.

Feeding site A – Skäret

Because of the low-lying position in the landscape, the agricultural fields at site A (Figure 1) are partly inundated during spring snow melt. This holds mainly for the western part of the area where the soil surface is positioned only a couple of decimetres above the average water surface level in the Ume River estuary. Thus, high water levels in the estuary due to strong southern winds and spring flood have a profound effect on the ground-water table at Skäret. During extensive flooding this area may be used by up to several thousands of dabbling ducks. Due to the rise of the land (approximately 0.8 cm every year), this area was a wetland about 70 years ago, and before that it was part of the bay Västerfjärden. Aerial photographs show that the whole area of 21 ha was cultivated in 1954. In spring 2004 the area was covered by stubble fields after barley, except in SE where some plots (in total approximately 75 by 75 m) with non-harvested barley were left. The site is free from disturbance from human activities and is the only agricultural area of the Ume River delta having an intact connection with the estuary without barriers such as roads and other infrastructure.

Feeding site B – Degernäs SE

The low-lying southwestern part of this area is annually inundated to a similar extent as the western part of site A. During springs with a rapid snowmelt, a pond of several hectares extension is formed here. During spring 2004 the pond reached an intermediate extension, in comparison with the springs 2000–2003. The rest of the area is generally very moist throughout the staging period of swans and geese. The area is used for agricultural production of cereals and hay. In spring 2004 more than half of the area was covered with stubble fields after barley (Figure 1). The area with the pond in southwest was used as a hay field and the rest of the area was ploughed. Sources of disturbance of the site are mainly traffic at the paved road in the north and activities at houses along the gravel road to the western part of the area.

Feeding site C – Stöcke

In spring 2004, cut hay fields covered the southern two thirds of the area, and the northern one third

was covered by mainly non-harvested hay mixed with oats (Figure 1). There was a small plot of pasture with grazing horses close to the fields in the western part. The area close to the small stream was partly flooded during the peak staging period in spring 2004. The site is narrow in east-west direction, but quite extensive in north-south direction. The disturbance is restricted to activities by the farmer living west of the site. Forest edges and a small ridge shelter the area from houses in the village Stöcke.

Feeding site D – Degernäs N

Only occasionally, during springs with a rapid snowmelt in short time, the fringes along the stream Degernäsbäcken are inundated at this slightly higher positioned area. In the northern part about half of the area was covered by stubble fields after harvesting barley and the other half was covered by ploughed fields (Figure 1). Closer to the road in the south, hay fields were mixed with ploughed fields. The fields in the area are situated quite far away from gravel roads and houses along these roads, and the human disturbance is considered low. The eastern part may be negatively impacted by noise from Umeå airport.

Feeding site E – Degernäs W

This upland is almost never inundated. The area was covered by mainly cut hay fields and autumn sown cereal fields north of the paved road, and ploughed fields south of the road (Figure 1). There were some small plots of non-harvested hay fields mixed with oats in the northern part of the area. The area is quite large and except from disturbance from traffic on the paved road, and some smaller gravel roads with occasional human activity, the absence of nearby houses results in a quite small rate of disturbance from humans.

Feeding site F – Obsladan/T-vägen

This is a large area that is highly exposed to wind and sunshine, and therefore its soils become bare early in the staging period. Often there is an extensive flooding in the central part of the area, along a major ditch, and up to several thousands of dabbling ducks may use the area during early spring. Often the wet fields cannot be ploughed in autumn, and therefore stubble fields and/or hay fields in general cover the low-lying terrain. This was also the case in spring 2004 (Figure 1). The

Table 1. Total feeding time (number of birds multiplied by 15 hours of estimated feeding time per day) at seven sites at the Ume River Delta Plains.

Total födosökstid på sju födosöksplatser i Umedeltat.

Locality (ha ^b)	<i>A. f. fabalis</i>		<i>C. cygnus</i>		<i>G. grus</i>		<i>A. anser</i>		Total "bigfour"		
	km ^a	1000 hours	%	1000 hours	%	1000 hours	%	1000 hours	%	1000 hours	%
A Skäret (21)	0.9	91.6	32	47.3	33	35.2	31	8.2	12	182.3	30
B Degernäs SE (46)	1.4	58.5	21	37.1	26	26.2	23	4.1	5.8	125.9	21
C Stöcke (7)	2.1	51.3	18	23.5	16	0	0	5.6	7.9	80.4	13
D Degernäs N (8)	3.0	12.2	4.3	0.7	0.5	16.4	14	5.5	7.9	34.8	5.7
E Degernäs W (16)	3.1	7.4	2.6	8.8	6.2	0.09	0.1	5.6	8.0	21.9	3.6
F Obsladan /T-vägen (91)	4.8	47.7	17	12.6	8.8	36.2	31	22.1	32	118.5	20
G Röbbäcksdalen (4)	7.6	10.1	3.6	13.4	9.3	0.9	0.8	18.9	27	43.2	7.1
			100		100		100		100	606.9	100

^a Distance to night roost in Västerfjärden. *Avstånd till nattplatsen i Västerfjärden.*

^b Estimated area in ha utilised for feeding during spring staging 2004. *Beräknad areal i hektar som nyttjades för födosök under vårrastningen 2004.*

exposure to wind and sun restricts the flooding generally to a very short period of time and in the second half of the staging period the land is generally quite dry. The site is the by far largest open area without major roads in the whole Ume River delta plains, and except for farming activities the rate of disturbance from humans is low.

Feeding site G – Röbbäcksdalen

This upland area situated north of the E4 highway is the first to show snow-free patches in spring, but it is never inundated. Because the area is large and highly exposed to wind and sun it dries up early. In spring 2004 cut hay fields and ploughed fields highly predominated, with only a couple of small stubble fields close to the village of Röbbäck (Figure 1). Apart for the high noise level from the highway, the major source of disturbance is riding and hiking people along the gravel roads.

Results

In Table 1 numbers of total feeding hours for the four studied bird species are reported for the seven most important feeding sites (A–G). The locations of feeding sites are illustrated in Figure 2. The most important site for the Taiga Bean Goose (32% of total feeding time), the Whooper Swan (33%) and the Eurasian Crane (31%) was Skäret (site A). For Greylag Goose the site F (Obsladan/

T-vägen) was most important (32% of total feeding time).

Taiga Bean Goose

The total number of spring staging Taiga Bean Geese in spring 2004 was quite similar to the springs of 2002–2003, and a conservative estimate suggests that at least 2500 individuals used the area in 2004 (Skyllberg et al., unpublished material). The Taiga Bean Goose showed a strong preference for feeding sites A, B, C and F (Table 1). In Figure 2, these numbers of feeding hours at different sites are illustrated.

During the first week of staging, a maximum of 115 Taiga Bean Geese were feeding at site G. The geese utilize this area since it gets snow free early, but later, when bare ground is visible at sites A, B and F, they abandon site G. As can be seen in the Appendix (Table A), locality F was the most important feeding site on 17–18 April, but numbers dropped quite dramatically during the period 21–24 April. This pattern, with larger number of Taiga Bean Geese at the major northern feeding site (F) in the first half of the staging period, followed by a concentration to the southern sites (A and B) when the spring proceeds, is more or less pronounced every year. The reason is that the snow melts first at the northern, more open and exposed feeding sites. Flooded areas appear at site F when the snow cover is still quite deep at fields of

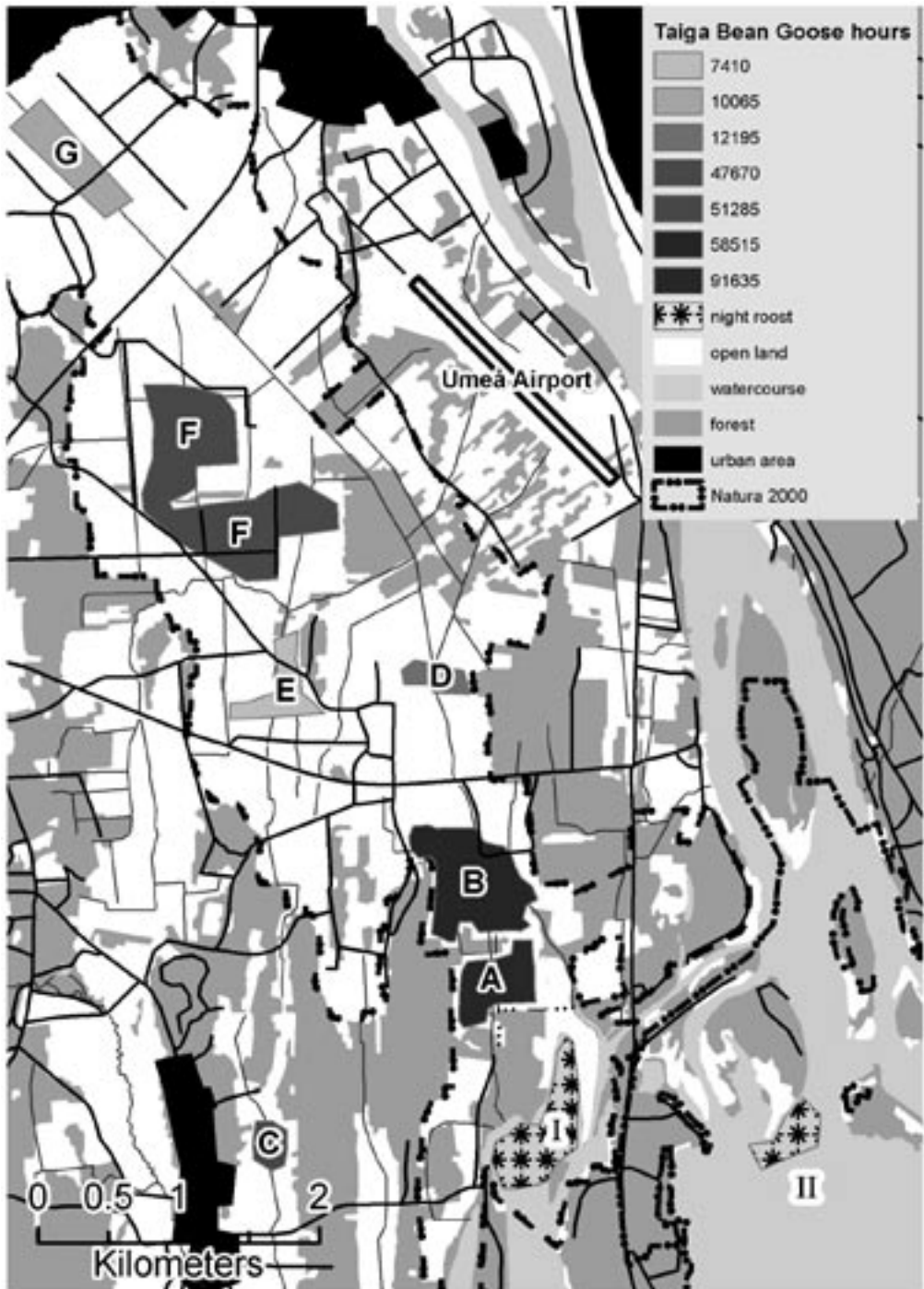


Figure 2. Roosts in the Ume River Delta: Västerfjärden (I) and Österfjärden (II), and feeding sites (A–G) in the plains used by Taiga Bean Goose, Whooper Swan, Greylag Goose, and Eurasian Crane during spring staging in 2004. *Nattplatser i Umedeltat, Västerfjärden (I) och Österfjärden (II) samt födosöksplatser (A–G) för taigasädgås, sångsvan, grågås och trana inom det angränsande slättlandet.*

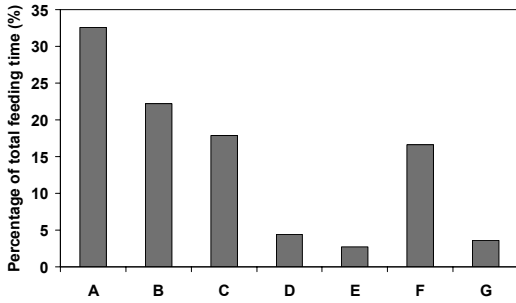


Figure 3. Relative importance of the different sites A–G for feeding Taiga Bean Goose. A = Skåret, B = Degernäs SE, C = Stöcke, D = N. Degerbäcken, E = Degernäs W, F = Obsladan/T-vägen, and G = Röbbäcksdalen.
De olika födosöksplatsernas (A–G) relativa betydelse för taigasädgås. A = Skåret, B = Degernäs SE, C = Stöcke, D = Degernäs N, E = Degernäs W, F = Obsladan/T-vägen, and G = Röbbäcksdalen.

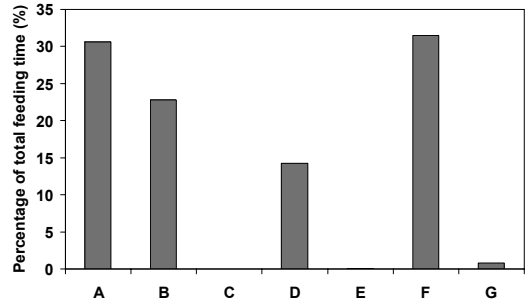


Figure 5. Relative importance of the different sites A–G (explained in Figure 3) for feeding Eurasian Crane.
De olika födosöksplatsernas (A–G; förklarade i Figur 3) relativa betydelse för trana.

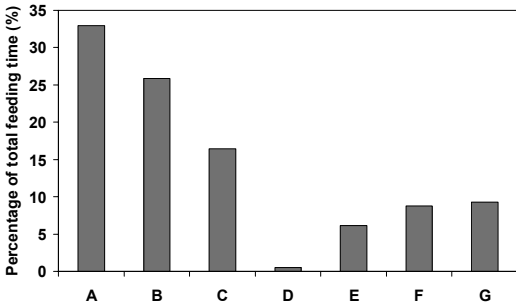


Figure 4. Relative importance of the different sites A–G (explained in Figure 3) for feeding Whooper Swan.
De olika födosöksplatsernas (A–G; förklarade i Figur 3) relativa betydelse för sångsvan.

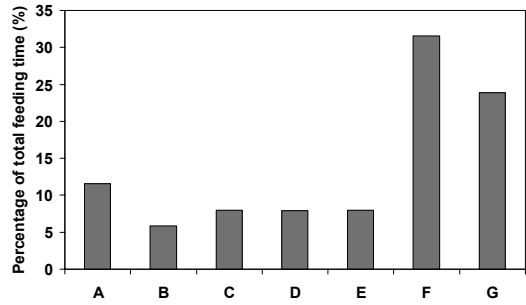


Figure 6. Relative importance of the different sites A–G (explained in Figure 3) for feeding Greylag Goose.
De olika födosöksplatsernas (A–G; förklarade i Figur 3) relativa betydelse för grågås.

sites A and B which are shadowed by forest edges. Also site E could be frequently used early in the staging period in some years. After some time the frost in the soil disappears at the northern sites and the sun and wind dries up the ground, making the sites less attractive, especially for the Taiga Bean Goose and the Whooper Swan. These two species therefore concentrate their foraging to the southern parts, where the late snow melt keeps parts of the fields moist and partly flooded a longer period of time. Despite this general pattern, it should be noted that localities A and B hold a significant portion of Taiga Bean Geese throughout the whole staging period (c.f. Appendix, Table A).

At site B the geese utilized the stubble fields with a marked concentration to the southwest part which is quite inundated. This part of feeding site

B is quite remotely situated and sheltered from possible sources of disturbance (roads and houses). Note that the stubble fields in the northern part of site B, which was situated within 200 m from the paved road, were not utilized by any of the four species. At site C the number of Taiga Bean Geese (as well as of Whooper Swans) was greater than normal in 2004. The reason for this was probably local hydrological variations, resulting in more extensive flooding than normal. Part of the area in addition had non-harvested hay mixed with oats that might have been attractive for the birds. The geese were, however, mostly seen on the inundated parts of the cut grassland (cf. Figure 1 and 2). The relative importance of the different sites for the Taiga Bean Goose is illustrated in Figure 3.

Whooper Swan

The choice of feeding sites of the Whooper Swan followed a similar pattern as the one for the Taiga Bean Goose, but with an even more pronounced concentration to the southern part of the plains. At the feeding sites A, B and C, 75% of all “Swan hours” were encountered (Table 1). The relative importance of the different sites for Whooper Swans is illustrated in Figure 4.

Eurasian Crane

The Eurasian Crane mainly utilised two parts of the plains: sites A+B and site F. The Eurasian Crane is easily disturbed by man and therefore chose large, open fields like sites F and B, or intermediately sized fields surrounded by sheltering trees/forests, like site A and site D. Interesting to note is that site C did not attract any cranes at all, except for a pair of local breeders. This field likely was too small for the cranes, thus making them feel insecure when feeding. The sensitivity of Eurasian Cranes for disturbance by roads and human activities is clearly seen by the low number of feeding time at sites E and G. The relative importance of the different sites for the Eurasian Crane is illustrated in Figure 5.

Greylag Goose

The Greylag Goose had very different preferences when it comes to foraging in the Ume River delta plains, as compared to the other three species. The Greylag Goose is the only species of the “big four” that is concentrated to the northern part of the area throughout the staging period. It apparently prefers to feed on relatively dryer land, preferentially with cut hay fields. Furthermore, the Greylag Goose is not so easily disturbed by human activities and may use fields closer to houses and roads. These demands and tolerances made sites F and G most attractive for the Grey-lag Goose (Figure 6).

Discussion

Comparison with previous springs

The high concentration of the Taiga Bean Goose at feeding sites A and B, as well as at the roost Västerfjärden, was even more pronounced in the three preceding years 2001–2003 (Skyllberg & Hansson 2001; Hansson & Skyllberg 2002; Skyllberg et al. 2003; Skyllberg & Hansson 2004). Even if systematic daily counts of feeding birds

were not conducted on a regular basis 2001–2003, complete counts were conducted each year during the peak migration (Table 2), as well as regular counts at the night roost.

The unusually warm spring in 2002 dried up the northern and central parts of the plains quickly. Because of that almost no Taiga Bean Geese were using the northern feeding sites during the peak of the staging period (Table 2). As a matter of fact, the latest observation of foraging Taiga Bean Geese at site F was seven individuals as early as on 20 April in spring 2002. In 2003, the staging period was later and extended longer than in 2004, due to variable and cold weather, and 1020 Taiga Bean Geese were counted at the night roost as late as on 2 May (Skyllberg et al. 2003). In the beginning of the staging period the geese were spread out and 238 were counted at site F on 17 April, 500 at site E on 18 April, and 204 at site D on 18 April. After that date, however, almost all Taiga Bean Geese were concentrated to feeding sites A

Table 2. Maximum day-counts of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* in the Ume River Delta Plains during the peak migration in spring 2001–2003. Percentage of individuals using sites A, B, and the roost at Västerfjärden is given in parenthesis.

Dagsmaximum av taigasädgäss i Umedeltat under sträcktoppen våarna 2001–2003. Procent individer som nyttjade födosökslokalerna A, B och nattplatsen i Västerfjärden anges inom parentes.

	April 28 2001 ^a	April 23 2002 ^b	April 26 2003 ^c
Västerfjärden roost	30	930	823
A Skäret	360	675	303
B Degernäs SE	272	310	118
C Stöcke	110	?	?
D Degernäs N	68	0	0
E Degernäs W	360	0	0
F Obsladan /T-vägen	195	0	26
G Röbbäcksdalen	0	0	0
Total	1395 (47)	1915 (100)	1270 (98)

^a Inventory by the regional ornithological society VOF 6:30–8:00 local time. *Inventering utförd av Västerbottens Ornitologiska Förening 6:30–8:30 lokal tid.*

^b Inventory by 3–4 persons 11:00–13:00 local time. *Inventering utförd av 3–4 personer 11:00–13:00 lokal tid.*

^c Inventory by the regional ornithological society VOF 6:30–8:00 local time. *Inventering utförd av Västerbottens Ornitologiska Förening 6:30–8:30 lokal tid.*

and B, and to the roost at Västerfjärden. Thus, the pattern reflected by the count at peak migration during 2003 (26 April) was quite representative for two thirds of the staging period. In 2001 the weather was colder and the Taiga Bean Goose utilised a larger area of the plains also during peak migration. Note especially that site E was used in 2001 to a larger extent than the other years, due to moister conditions (late snow melt and several days with rain) and presence of more stubble fields in that area.

Another major difference in the geographical distribution of the Taiga Bean Goose between 2004 and previous springs was the more intensive use of the roost in Västerfjärden during daytime in 2001–2003 (Table 2). During spring 2004, the roost at Västerfjärden was covered with ice (without potholes) and cold snow during most of the staging period, and Taiga Bean Geese were only occasionally seen at the roost during daytime. Only in the very end of the staging period, when maximum 500 birds were left, Västerfjärden was used for longer stays during daytime. This was quite different from springs in the period 2001–2003, when large numbers of Taiga Bean Geese were seen roosting and drinking at Västerfjärden several times a day during peak migration (Skyllberg & Hansson 2001; Hansson & Skyllberg 2002, Skyllberg et al. 2003).

Selection of feeding crops by the Taiga Bean Goose

Results from spring 2004 suggest that the Taiga Bean Goose prefers stubble fields during its springtime roost in the Ume River Delta, but also non-harvested, partly flooded fields of barley and hay mixed with oats attracted the Taiga Bean Goose. At feeding site A, a small plot (approximately 75 by 75 m in size) with non-harvested barley was left. This plot was the first to be exposed during spring (snow melting was enhanced by the standing straws), and there was a concentration of mainly Whooper Swans and Eurasian Cranes to the spot initially. However, when the snow disappeared from the rest of the feeding site A, no difference in feeding intensity could be observed between the area with non-harvested barley and ordinary stubble fields.

Even if the Taiga Bean Goose seems to prefer stubble fields and non-harvested fields, the composition of the actual food intake at the fields is still uncertain. Very little is known about the food demand of Taiga Bean Goose prior to the breed-

ing period (Pirkola & Kalinainen 1984). In a study from lake Tåkern, Sweden, stubble fields (27%), fields with autumn sown cereals (35%) and fields with wheat that had not been harvested (36%) were the most frequently used feeding habitats in spring (Nilsson & Persson 1984). At lake Östen, southern Sweden, stubble fields (10% one year 57% the following year), fields with non-harvested oats (44% and 0%), autumn sown cereals (22% and 16%), and grassland (8% and 24%) were the most commonly used habitats in spring. Based on these results, Nilsson & Persson (1984) concluded that the Taiga Bean Goose seems to adapt to the feeding habitats available, even if the food itself has not been identified. Furthermore, the big variation (seasonal and spatial) in types of sites available for the geese, in the material from Nilsson & Persson (1984), makes generalisations very difficult. Also, more recent studies at wintering sites confirm that the Taiga Bean Goose is very adaptive and may feed on different crops depending on what is available (Nilsson & Persson 2000). However, these results cannot easily be extrapolated to northern spring staging sites since the food requirement for the geese may be very different in the crucial period prior to breeding.

Distance between feeding sites and roost of the Taiga Bean Goose

Given that stubble fields were quite evenly spread all over the cultivated part of the Ume River delta plains in 2004 (Figure 1), the significant ($r^2=0.42$, $p<0.05$), negative relationship obtained between the distance of feeding site to roost and the total number of feeding time (Figure 7) reflects other needs or demands of the Taiga Bean Goose. On the basis of the results from 2004, as well as of observations in 2001–2003, we hypothesize that these needs are:

- 1) a minimum distance between feeding sites and the night roost
- 2) a minimum of disturbance by man
- 3) a certain degree of moisture or flooding at feeding sites

All three properties are very well expressed at Skäret (feeding site A). Also sites B and C are situated quite closely to the roost, both sites are quite undisturbed, and parts of the fields at both sites were inundated in 2004. Based on subjective, visual observations, the inundation should not necessarily create large flooded areas. Better is a patchy, mosaic structure with small areas or pools of open

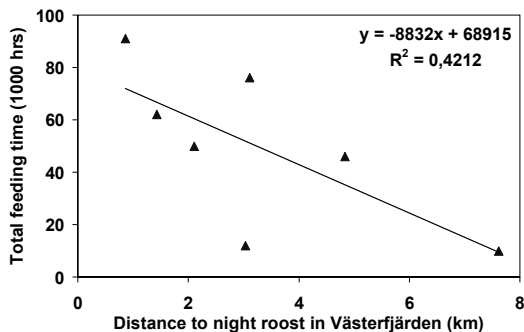


Figure 7. Relationship between total feeding time for Taiga Bean Goose and distance to the roost in Västerfjärden. *Samband mellan total födosökstid för taigasädgås och avstånd till nattplatsen i Västerfjärden.*

water mixed with moist and dryer parts on the stubble fields. Likely, the lack of inundated, moist soils was the main reason for only small numbers of Taiga Bean Geese using feeding site D, despite its large area of stubble fields (Figure 1). Another factor at site D may be noise impact from Umeå airport. Apart from temporary inundation, the large size, with a good overlook, likely makes site F advantageous from a disturbance point of view. The fact that this feeding site is abandoned when it dries up clearly indicates that the distance and/or the wetness are crucial factors. Maybe the absence of feeding Taiga Bean Geese in the area south-west of feeding site E and west of lake Stöcksjön is the best indication for the distance to the roost being a critical factor. In both these areas there are many stubble fields with varying moisture. Perhaps the fields west of lake Stöcksjön are too small for species sensitive for disturbance such as the Taiga Bean Goose, and surrounded by too many houses? It should be noted that the utilized site at greatest distance from Västerfjärden (feeding site G) is located 8 km away from the night roost. Again, this site is only used when there are few other sites available due to snow cover.

The importance for the geese to minimize the distance between feeding site and roost has been verified in several studies. In the Vomb-sjön-Krankesjön wintering areas in Skåne, south Sweden, Nilsson & Persson (1984) found that the Taiga Bean Geese not only adjusted the feeding according to availability of food supply, but also selected feeding areas depending on the distance to the night roost. On average the distance was shortest in spring and longest in winter. In May,

the mean distance was 2.5 km, in April 3.2 km, and in January–February 7.4–10.6 km. Out of 20 areas in southern Sweden with wintering and spring staging Taiga Bean Goose, all except one had major feeding grounds within 2 km from the roost. Eight areas showed a maximum distance of 4 km between roost and feeding grounds, and only eight areas showed a distance to the most remotely situated field of 8–10 km. No area had an identified feeding site situated more than 10 km away from the roost. In a recent study from lake Tåkern, conducted during spring staging in 2003 and 2004, the distance between the lake and the feeding site for Taiga Bean Geese was maximum 3 km for 15 out of 17 feeding sites. The remaining two feeding sites were situated 3.5 and 6 km from the lake (Anon. 2004). The distance was on average slightly longer in autumn. Based on these data, it can be concluded that the distances between the roost and feeding areas is a key factor for the selection of roost/feeding areas. One obvious reason for this is that the loss of time for feeding is smaller the shorter the distance the birds need to cover between roost and feeding areas. Furthermore, longer flights cost energy. This holds both for flights caused by disturbances and flights caused by needs (for water and rest).

As stressed by Mooij (1993), the night roost is probably the single most important factor for the geese in a staging and wintering area. Based on the very strong link between roost and neighbouring feeding sites Mooij states: “Any kind of human disturbance at the night roost can chase the geese away for weeks. Because there are very few sites suitable for roosting geese, disturbing the goose roost means that a whole area will be deserted by the geese. Several complexes have only one roost. Every kind of human activity must be forestalled”. Based on these experiences, it is obvious that proper management of the roost site at Västerfjärden and the frequently used feeding sites close to the roost is of utmost importance for the Taiga Bean Goose in the Ume River delta plains, as well as for maintenance of the population.

Disturbance and local movements

In this study, movements of the birds during the day were not considered. Of course, giving each feeding site one number of feeding birds each day is a simplification of a more complicated pattern. Even if birds were observed to move during daytime, mainly because of disturbances, the number of birds using a certain feeding site over time was

quite stable, as reflected by counts made several times during a day, or subsequent days. After strong disturbance, Taiga Bean Geese and Eurasian Cranes most often fly to the roost and stay there for a period of time (often 20–30 minutes), and then return to the feeding site again. Thus, the birds most often return to the same feeding site after disturbance, a pattern also seen for Taiga and Tundra Bean Geese in the Lower Rhine area (based on studies of 2 million geese in 800 flights; Mooij 1993). A similar pattern has been observed for Brent Geese feeding on pasture (Riddington et al. 1996). Whooper Swans and Greylag Geese are not as easily disturbed as the other two species, and movements among or within feeding sites, especially for the Whooper swans, are therefore often only for short distances. Thus, based on several years of experience from our area, we believe that even if data on the diurnal variation had been incorporated and used to determine an integrated number for each feeding site each day, the results of the relative importance of the different feeding sites would not have changed significantly.

The distribution pattern of the Taiga Bean Goose in the Ume River delta plains may be interpreted in terms of minimizing the distance to the roost and maximizing the distance to the nearest source of disturbance. In the Lower Rhine valley, the White-fronted Goose *Anser albifrons* and the Bean Goose actively select feeding sites situated as far away as possible from disturbances such as regularly used roads and buildings (Mooij 1993), with a threshold at approximately 800–900 m. At the Ume River delta plains this distance is fulfilled at site A and F, and largely at site B, C and D. The distance to nearby houses is only approximately 600 m at site C, but forest edges in between may function as a shelter. An inspection of the map in Figure 1 reveals that there are very few fields with a distance of 500 m and more from regularly used roads and houses that are not already utilised by the geese in the Ume River delta plains. If also the need for the geese to minimize the flight distance is taken into consideration, the demand for proper management and protection of the area from new sources of disturbance is obvious.

Conclusions

On the basis of the results from 2004, as well as from observations in 2001–2003, we conclude that the Taiga Bean Goose choose stubble fields, non-harvested fields, and occasionally cut hay fields that are: (1) located at a minimum distance from

the roost, (2) have a certain degree of moisture (inundation), and, most importantly, (3) is affected by a minimum of human disturbance. Based on the detailed inventory in spring 2004, as well as on experiences from previous years, we conclude that sites A and B for many reasons are the most important localities for the Taiga Bean Goose and the Whooper Swan in the NATURA 2000 site Ume River Delta and Plains. For the Eurasian Crane sites A, B and F are of equal importance, and for the Greylag Goose, site F is the single most important feeding area. A recommendation of the cultivation activities in the Ume River Delta plains should be directed towards maintenance of sufficient availability of stubble fields in these localities, and that no action is taken to improve the drainage. On the opposite, it would be very beneficial for wetland birds if the drainage is temporarily restricted during spring staging. The limited number of non-disturbed feeding sites requires that no additional sources of disturbance should be allowed in the NATURA 2000 site.

Acknowledgements

We are grateful to Micael Jonsson and P-O Nilsson who helped us with the inventory of land use and crops. Two anonymous reviewers considerably improved the quality of the manuscript.

References

- Anonymous, 2004. *Habitatval hos tranor, gäss och sångsvanar kring Tåkern*. Rapport 2004:14, Länsstyrelsen Östergötland. (In Swedish).
- Féret, M., Gauthier, G., Béchet, A., Giroux, J.-F. & Hobson, K.A. 2003. Effects of spring hunt on nutrient storage by greater snow geese in southern Quebec. *Journal of Wildlife Management* 67: 796–807.
- Frederick, R.B., Clark, W.R. & Klaas, E.E. 1987. Behaviour, energetics and management of refuging waterfowl: a simulation model. *Wildlife Monographs* no. 96: 1–35.
- Gauthier, G., Giroux, J.-F. & Bédard, J. 1992. Dynamics of fat and protein reserves during winter and spring migration in greater snow geese. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2077–2087.
- Hansson, P. & Skyllberg, U. 2002. Inventering av Umeälvens deltaområde våren 2002. *Fåglar i Västerbotten* 27: 80–84. (In Swedish)
- Lampio, T. 1984. On the spring migration of the bean goose, *Anser fabalis*, in Finland. *Swedish Wildlife Research* 13 (1): 59–72.
- Madsen, J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137: 67–74.
- Mooij, J.H. 1993. Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia/Germany. *Die Vogelwarte* 37: 55–77.

- Nilsson, L. & Persson, H. 1984. Non-breeding distribution, numbers and ecology of Bean Goose *Anser fabalis* in Sweden. *Swedish Wildlife Research* 13 (1): 107–170.
- Nilsson, L. & Persson, H. 2000. Changes in field choice among staging and wintering geese in southwestern Scania, south Sweden. *Ornis Svecica* 10: 161–169.
- Nilsson, L., van den Bergh, L. & Madsen, J. 1999. Taiga bean goose (*Anser fabalis fabalis*). Pp. 20–36 in *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. (Madsen, J., Cracknell, G.S. & Fox, A.D., eds.). Wetlands International Publication No. 48.
- Riddington, R., Hassall, M., Lane, S.J., Turner, P.A. & Walters, R. 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269–279.
- Skyllberg, U., Bernhardtson, P., Naudot, E. & Hansson, P. 2003. Taigasädgåsen (*Anser f. fabalis*) i Umedeltat och Norra Norrlands kustland. *Fåglar i Västerbotten* 28: 54–64. (In Swedish)
- Skyllberg, U. & Hansson, P. 2001. Inventering av Umeälvens deltaområde våren 2001. *Fåglar i Västerbotten* 26: 93–98. (In Swedish)
- Skyllberg, U. & Hansson, P. 2004. Umedeltat – viktig rastplats för Skandinavien taigasädgåss. *Vår Fågelvärld* 63 (2): 18–22. (In Swedish)
- Pirkola, M.K. & Kalinainen, P. 1984. The status, habitats and productivity of breeding populations of Bean goose, *Anser fabalis fabalis*, in Finland. *Swedish Wildlife Research* 13 (1): 9–48.

Sammanfattning

Både den skandinaviska populationen och världspopulationen av taigasädgåss *Anser f. fabalis* har under de senaste 50 åren visat en vikande trend (Nilsson m.fl. 1999), även om kunskapen om storleken på den skandinaviska populationen begränsar sig till kvalificerade gissningar. Under ca tre veckor i april och maj hyser Natura 2000-området Umeälvens delta och slätter regelbundet ca 65% av de taigasädgåss som under vårsträcket rastar i norra Norrlands kustland (Skyllberg m.fl. 2003). Kunskapen om de krav som taigasädgåsen ställer på de rastplatser som nyttjas under vårsträcket, speciellt på nordliga latituder, är mycket knapp. Det gäller både födokrav, krav på nattplats samt störningskänslighet. Studier av spetsbergsgås *Anser brachyrhynchus* och snögås *Anser caerulescens atlanticus* under vårperioden innan häckningen har visat att god tillgång på föda och ostörda rastbetingelser är avgörande för häckningsframgången (t.ex. Gauthier m.fl. 1992, Madsen 1995). Mooij (1993) har dessutom poängterat betydelsen av att nattplatsen är ostörd samt närheten mellan rastplats och goda födosökslokaler. Studier i övervintringsområden i södra Sverige och i Rhendalen visar att avståndet mellan nattplatsen och huvudsakliga betesfält vanligen understiger 4 km.

I syfte att öka kunskapen om taigasädgåsens krav och behov under den kritiska vårastningsperioden, kartlades taigasädgåssens val av betesfält i Umedeltats slättområde under 2004. Som jämförelse studerades även grågås *Anser anser*, sångsvan *Cygnus cygnus* och trana *Grus grus*. De fyra arterna räknades systematiskt på samtliga kända födosökslokaler vid fem tillfällen. Dagar däremellan insamlades data från födosökslokaler på ett mer osystematiskt vis; dessutom nyttjades kontrollerade uppgifter rapporterade till Svalan. Dagar utan noterat antal på en specifik lokal angavs ett värde genom linjär intra- eller extrapoleering. Samtliga data redovisas i Appendix. Antalet individer multiplicerades med 15 timmar av födosök per dag vilket resulterade i en totalsumma per födosökslokal och art (Tabell 1). Uppträdandet av födosökande gåss, svanar och tranor på de sju identifierade födosökslokalerna inom området analyserades i relation till typ av markanvändning och gröda (Figur 1), avstånd till nattplatsen, markfuktighet samt störningsbild.

Taigasädgåsen visade en hög preferens för tre områden (lokal A, B och C) som alla är lokaliserade inom 2 km från artens enda nattrastplats i området (Västerfjärden). Den bästa födosökslokalen (lokal A – Skäret) stod för 32%, lokal B stod för 21% och lokal C för 18% av den totala födosökstiden i slättområdet (Tabell 1, Figur 2 och Figur 3). Samtliga tre lokaler var fuktiga med inslag av mindre översvämmade områden längs diken och vattendrag. Fälten inom lokal A och B dominerades av stubbåkrar efter korn, medan lokal C bestod i huvudsak av skördad vall samt inslag av oskördad vall med inblandad havre. Utöver dessa tre områden nyttjades de största sammanhängande fälten i Umedeltats slättområde (lokal F), vilka i hög grad täcktes av stubbåkrar efter korn. Även detta område översvämmas regelbundet i början av rastperioden. Områdets öppna karaktär gör dock att marken snabbt torkar ut, vilket gör fälten mindre attraktiva för taigasädgåsen. Generellt utnyttjar taigasädgåsen de nordliga betesfälten (G och F) tidigt under rastperioden, medan en allt större koncentration sker till de södra betesfälten efter hand (A, B och C). Detta mönster följer i stort snösmältningens förlopp i området.

Sångsvanen visade ett liknande mönster som taigasädgåsen, men tyngdpunkten till lokalerna A, B och C var ännu mer markant med 75% av den totala födosökstiden (Figur 4). Tranan nyttjade i princip två delområden av slättområdet: lokalerna A+B samt lokal F (Figur 5). Troligen väljer tranan betesfält i hög grad utifrån dess störningskänslig-

het. Fälten inom område A+B är avsidet belägna eller avskärmade från vägar och hus, dessutom är fälten ganska stora och faror upptäcks lätt. Lokal F är det största sammanhängande området med fält, där stora flockar av tranor kan känna sig trygga. Grågåsen uppvisade ett mönster som avvek från de tre andra arternas. Även om grågäss sågs i utkanten av sädgåsflockar här och var, föredrog arten de nordliga betesfälten, och då företrädesvis slagen vall (Figur 6). Denna art är mindre störningskänslig och visar en preferens för vall där gräs är den viktigaste födan.

En jämförelse med vårarna 2001–2003, då organiserade räkningar gjordes i Västerbottens ornitologiska förenings regi vid några tillfällen bekräftar taigasädgåsens preferens för betesfält inom område A och B. Faktum är att vid de räkningar som utfördes under kulminationen av vårrastningen 2001, 2002 och 2003 uppehöll sig 47%, 100% respektive 98% av taigasädgåssen inom område A, B och på rastplatsen i Västerfjärden (Tabell 2). En skillnad mot våren 2004 var att rastplatsen i Västerfjärden utnyttjades mer dagtid under vårarna 2001–2003, troligen beroende på att isen spruckit upp i fler vakar dessa år då gässen rastade lite senare i april.

Taigasädgåsens totala födosökstid per födosökslokal visar en signifikant ($p < 0.05$), negativ korrelation med avståndet till nattplatsen i Västerfjärden (Figur 7). Eftersom det fanns gott om stubbfält med varierande fuktighet i hela slättområdet indikerar sambandet att andra omständigheter än födovallet var avgörande för val av betesfält. Analys av de faktorer som överensstämmer eller skiljer sig mellan lokaler som nyttjas och inte nyttjas utmynnar i hypotesen att taigasädgåsen: (1) minimerar avståndet till nattplatsen, (2) kräver viss grad av fuktighet på betesfälten, samt (3) väljer fält med minimal störning.

Vi rekommenderar att skötseln av Natura 2000-området inriktas mot att bibehålla en tillräcklig andel stubbåkrar (d.v.s. undvika höstplöjning), speciellt för de födosökslokaler som ligger närmast nattplatsen, samt att ytterligare dränering av området förhindras. Tvärtom borde åtgärder som begränsar avrinningen under vårrastningsperioden ekonomiskt stimuleras. Det redan idag begränsade antalet betesfält som är ostörda från vägar och hus måste bibehållas och vår bedömning är att nya störningskällor inte kan accepteras i Natura 2000-området om taigasädgåsen skall kunna vidmakthålla sin status i området

Appendix

Table A. Counts and intra-/extrapolations of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* roosting and foraging in the Ume River Delta Plains in April 2004.

Räkningar och intra-/extrapoleringar av övernattande och fjödösökande taigasädgås Anser f. fabalis i Umeälvens delta och slätter under april 2004.

April	6-8	9-10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	1.5	Sum	Hours %	hours								
A	0	77	139	175	200	250	300	390	300	290	450	300	257	250	310	307	450	400	400	476	250	123	15	6109	91635	32,54								
B	0	0	0	0	40	80	115	140	260	720	400	311	440	400	320	285	200	120	70	0	0	0	0	0	3901	58515	20,78							
C	0	0	0	0	0	0	0	30	90	100	200	400	405	450	500	574	340	179	150	23	5	3	0	3419	51285	18,21								
D	0	0	0	0	0	0	0	20	40	40	100	50	47	150	120	100	94	50	2	0	0	0	0	813	12195	4,33								
E	0	0	0	0	0	0	20	40	75	160	85	50	24	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	494	7410	2,63								
F	0	30	30	30	30	100	200	520	425	420	420	300	100	47	35	26	15	0	0	0	0	0	0	3178	47670	16,93								
G	15	50	65	115	108	100	75	60	45	26	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	671	10065	3,57								
Sum	45	314	234	320	378	480	650	935	1385	1746	1582	1502	1712	1520	1330	1307	1075	727	635	499	255	126	15	18772	281580	100,00								
Total counts	290																							1293	1307	917	797	730	566	249	126	15		

Table B. Counts and intra-/extrapolations of Whooper Swan *Cygnus cygnus* roosting and foraging in the Ume River Delta Plains in April 2004.

Räkningar och intra-/extrapoleringar av övernattande och fjödösökande sångsvan Cygnus cygnus i Umeälvens delta och slätter under april 2004.

April	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	Sum	Hours %	hours		
A	51	60	86	145	161	258	395	300	300	300	270	270	190	130	70	39	35	30	30	15	10	5	2	3152	47280	33,0		
B	0	30	60	50	50	50	160	273	270	270	270	241	175	160	140	100	66	38	20	0	0	0	0	2473	37095	25,9		
C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	60	90	120	150	187	190	210	220	150	96	50	16	1569	23535	16,4			
D	0	0	0	0	0	10	26	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	690	0,5		
E	0	0	0	0	7	10	10	10	20	50	70	90	21	87	70	60	55	30	0	0	0	0	0	590	8850	6,2		
F	0	0	3	20	40	30	40	50	60	70	80	80	46	57	80	111	50	20	2	0	0	0	0	839	12585	8,8		
G	0	0	10	18	25	32	30	60	100	116	115	110	109	110	55	0	0	0	0	0	0	0	0	890	13350	9,3		
Sum	51	90	159	240	286	390	551	600	783	826	855	811	763	662	575	532	405	326	290	185	106	55	18	9559	143385	100,0		
Total counts	465																							701	532	290		

Table C. Counts and intra-/extrapolations of Greylag Goose *Anser anser* roosting and foraging in the Ume River Delta Plains in April 2004.

Räkningar och intra-/extrapoleringar av övernattande och fjödösökande grågås Anser anser i Umeälvens delta och slätter under april 2004.

Locality	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	Sum	Hours %	hours		
A	0	0	0	0	3	3	30	40	40	50	55	30	80	50	30	12	15	20	17	31	13	12	12	546	8190	11,7		
B	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	0	65	60	40	30	20	10	6	0	0	0	0	271	4065	5,8		
C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	30	40	40	40	40	40	40	44	20	5	8	8	370	5550	7,9		
D	0	0	0	0	0	0	20	10	10	10	10	0	35	71	50	30	30	31	40	20	0	0	0	367	5505	7,9		
E	0	0	0	0	0	0	0	10	20	40	60	120	60	14	10	10	5	5	0	5	7	5	0	371	5565	8,0		
F	0	0	0	0	0	0	0	20	45	80	120	160	170	180	190	192	150	95	48	20	0	0	0	1470	22050	31,6		
G	14	14	14	60	60	60	100	93	100	120	150	150	150	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1260	18900	27,1		
Sum	14	14	14	63	63	63	150	190	218	290	390	490	600	565	435	314	260	201	155	96	25	25	20	4655	69825	100,0		
Total counts	150																							340	314	155		

Appendix continued

Table D. Counts and intra-/extrapolations of Eurasian Crane *Grus grus* roosting and foraging in the Ume River Delta Plains in April 2004. *Räkningar och intra-/extrapoleringar av övernattande och födosökande irana Grus grus i Umeåhavens delta och slätter under april 2004.*

Locality	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	Sum	Hours %	hours																																		
A	6	15	24	55	40	133	180	280	250	250	220	177	150	80	60	50	100	0	10	5	5	4	2344	35160	30,59																																			
B	0	0	0	10	10	131	120	50	300	150	120	91	54	50	75	87	150	150	78	50	0	0	0	1746	26190	22,79																																		
C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00																																		
D	0	0	0	0	0	50	100	80	80	80	80	62	180	140	80	0	100	50	10	0	0	0	0	1092	16380	14,25																																		
E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	90	0,08																																		
F	0	0	30	75	70	200	150	150	120	200	300	345	200	130	150	142	100	50	0	0	0	0	0	2412	36180	31,48																																		
G	0	0	8	10	10	10	14	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	930	0,81																																		
Sum	6	15	72	150	190	524	564	570	750	680	750	724	611	470	385	289	400	350	88	60	5	5	4	7662	114930	100,00																																		
Total counts												259												724												239												88												4

Feeding sites: A - Skäret, B - Degermäns SE, C - Stöcke, D - Degermäns N, E - Degermäns W, F - Obslidan+T-vägen, G - Röbbäcksdalen

Underlined numbers = actual counts. Other numbers represent intra- and extrapolations.

Total counts are summations of systematic counts at feeding sites and for Taiga Bean Goose counts made in the evening at the night-roost at Västerfjärden (italics).

Differences between Sum and Total counts are due to corrections based on counts outside the time for systematic counts

Hours are total numbers of birds multiplied by 15 hours of feeding per day

Födosöksplatser: A - Skäret, B - Degermäns SE, C - Stöcke, D - Degermäns N, E - Degermäns W, F - Obslidan+T-vägen, G - Röbbäcksdalen

Understrukna värden = fältobservationer. Övriga värden representerar intra- och extrapoleringar.

"Total counts" är summan av systematiska observationer på födosöksplatser och för Taigasädgås räkningar vid kvällsinfloget till nattplatsen i Västerfjärden (kursivt).

Skillnader mellan "Sum" och "Total counts" hänförs till korrigeringar av antal baserat på räkningar utförda före eller efter den systematiska räkningen

"Hours" anger totalt antal fåglar multiplicerat med 15 timmars födosök per dygn

Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och trampskador av betesdjur

Nest survival among waders breeding on coastal meadows: the relative importance of predation and trampling damages by livestock

RICHARD OTTVALL

Abstract

Nest survival among eight wader species *Charadrii* in relation to densities of grazing livestock (0–2 livestock/day/ha) was investigated on Öland, southeastern Sweden in 2004. When analysing a pooled data set of 173 nests, nest survival was not related to densities of livestock. Only six nests were destroyed from trampling by livestock and the estimated trampling risk of nests was low. Another analysis of 122 nests produced significantly negative relationships between nest survival and initiation of incubation. Nests were depredated more often later in the season. Nest survival was not related to livestock density or to vegetation height at nests. May-field estimates of hatching success were 2–21% for four of the different wader species. The highest hatching success was found in Lapwing *Vanellus vanellus* (21%)

and Ringed Plover *Charadrius hiaticula* (20%), and the lowest in Oystercatcher *Haematopus ostralegus* (2%), while Redshank *Tringa totanus* had intermediate hatching success (11%). This study indicates that, at current grazing management, predation has a higher relative impact on nest survival of waders breeding on coastal meadows compared to direct and indirect effects of grazing animals.

*Richard Ottvall, Ekologihuset, Lunds universitet, 223 62 Lund och Höskolan på Gotland, Cramérgatan 3, 621 67 Visby. Nuvarande adress: 26, Bd de la Perruque Bat 1, F-34000 Montpellier, Frankrike.
E-mail: richard.ottvall@zoekol.lu.se.*

Received 27 October 2004, Accepted 11 January 2005, Editor : S. Svensson

Inledning

Många av de vadare som häckar på strandängar har minskat i antal i södra Sverige under senare tid (t.ex. Johansson 2004). Strandängarna har ofta en lång historia som betesmarker, främst för sommarbete för kor. Betestrycket skapar förutsättningar för en rik fågelfauna och flera arter är helt beroende av betade strandängar för deras fortsatta existens i landet. För andra arter har betade strandängar framstått som en viktig biotop allteftersom jordbruksmarken har intensifierats genom utdikningar och sammanslagningar till större brukareheter. Ingen annan biotop i landet kan uppvisa liknande höga tätheter av olika vadare som betade strandängar.

Förvaltande myndigheter har gjort stora insatser för strandängarnas bevarande i form av olika skötselåtgärder och betesstöd. De nationella betesstöden har sedan 1995 ersatts av EU-stöd, vilket till hälften finansieras av medlemslandet självt. Miljöstöd till betesmarker och slåtterängar uppgick 2003 för hela landet till ca 700 miljoner

kronor och arealen betesmarker och slåtterängar som uppbringade miljöstöd ökade med 40.000 ha till sammanlagt drygt 430.000 ha mellan 2001 och 2003 (Jordbruksverket 2004). Trots detta är detaljkunskaperna bristfälliga om hur strandängarna skall skötas för att uppnå de bästa förutsättningarna för fågelfaunan (Johansson m.fl. 1986, Jordbruksverket 1998).

Vegetationshöjden påverkar tätheten av häckande vadare och det är därför viktigt att skapa de rätta betesförutsättningarna för att åstadkomma bra bo- och födosöksplatser (Jordbruksverket 1998). Rekommenderade tätheter av betesdjur för svenska förhållanden är maximalt 2–2,5 betande kor/ha, med tillägget att djuren inte bör släppas ut på ängarna förrän tidigast i slutet av maj, efter det att en stor andel vadarkullar har kläckt (Alexandersson m.fl. 1986). Men för arter såsom rödbena *Tringa totanus* och brushane *Philomachus pugnax* överlappar betesperioden med respektive arts ruvningsperiod.

Det är ett känt faktum att betande djur ibland orsakar skador på bon hos markhäckande fågelarter.

En omfattande studie från Nederländerna (Beintema & Müskens 1987) visade på en nästintill obefintlig kläckningsframgång hos flera arter vadare vid tätheter av 4–6 betande kor/ha. Den låga boöverlevnaden orsakades främst av trampskador från de betande djuren. Huruvida indirekta effekter av betesdjur kan påverka boöverlevnad och reproduktion hos vadare är mer oklart; möjligen kan betesdjuren störa fåglarna under ruvningen, vilket kan leda till en lägre kläckningsframgång p.g.a. ökad predation eller att bon övergivs (Shrubbs 1990, Hart m.fl. 2002). Betestrycket kan också påverka vegetationens struktur och höjd, och bon kan vara mer sårbara för predation i en homogen och kortvuxen miljö jämfört med en heterogen miljö med varierande vegetationshöjder (Baines 1990).

Med utgångspunkt i den generella kunskapsbrist för strandängshäckande vadare som finns i Sverige ville jag undersöka betesdjurens direkta och indirekta effekter på boöverlevnad hos vadare. Studieområdet utgjordes av havsstrandängar på Öland med olika tätheter av betesdjur (0–2 djur/ha). Sammantaget noterades en mycket låg andel kläckta kullar, men merparten av boförlusterna orsakades av predation som inte var relaterad till tätheten av betesdjur. Endast ett fåtal vadarbon trampades sönder av betesdjuren och tramprisken uppskattades som låg. Den låga kläckningsframgången är oroväckande och kan vara en bidragande orsak till observerade populationsminskningar hos strandängshäckande vadare.

Material och metoder

Studieområdet och metodik

I den här studien eftersträvades fållor med olika betesregim, d.v.s. olika tätheter av betesdjur, samt med varierande tid för betespåsläpp. Trettiofem betesfällor valdes ut på öländska strandängar, men eftersom vadarbon inte kunde hittas i samtliga fållor vid det första besöket, återstod 27 olika betesfällor/hagar som besöktes vid flera tillfällen. Detaljer kring de olika fållorna finns i Tabell 1. Startdatum varierade mellan fållorna eftersom de besöktes vid olika dagar, men eftersträvades att vara så lika som möjligt. Återbesök gjordes med 5–13 dagars mellanrum. I flertalet fållor eftersöktes vadarbon vid tre eller fyra tillfällen, i Ottenby naturreservat gjordes upp till sju besök. I några fållor kunde inga aktiva bon hittas vid det första återbesöket och därmed gjordes inga fler försök att hitta bon. Arealen för fållorna beräknades från satellitbilder eller med hjälp av en GPS (Global Positioning System).

I varje fålla letades några lämpliga observationsplatser upp där ett bärbart gömsle kunde placeras för bra översikt. Efter det att ruvande fåglar skrämts upp från boet gjordes observationer från gömslet av återvändande fåglar. Minst 30 min spenderades i gömslet vid varje tillfälle och beroende på vadarnas beteenden flyttades eventuellt gömslet. För mindre fållor med få vadarbon kunde ett besök vara i två timmar. I större områden, som Ottenby och Stora Ören, krävdes åtminstone en heldag för att uppnå tillfredsställande täckning. För att minimera störningarna spenderades maximalt två timmar på samma utsiktsplats, därefter flyttades gömslet. En del bon upptäcktes när ruvande fåglar stöttes från boet, andra bon hittades av en ren slump när observatören passerade boet. Dessutom hittades flera rödbenebon när ett område kring ett funnet bo av tofsvipa *Vanellus vanellus* fingranskades.

Vid alla funna bon noterades antalet ägg, och för flertalet bon också vegetationshöjden vid boet och kullens ruvningsstadium. Vegetationshöjden mättes genom att en träskiva placerades vid boet och från fem meters håll noterades knästående den höjd som var till hälften täckt av vegetationen (Ekstam & Forshed 1996). Därefter vändes träskivan 180 grader och en liknande mätning gjordes från andra hållet. Medelvärden av dessa två mätningar användes vid senare analyser. Ruvningsstadiet noterades genom att ett ägg från varje kull placerades i ett glas med vatten vartefter äggets lutning i vattnet visade hur långt ruvningen var gången. På så sätt kunde ett datum för ruvningsstart respektive kläckning uppskattas utifrån en skala utarbetad på rödbena, men vilken fungerar även hos andra vadares ägg (Van Paassen et al. 1984). Återbesök gjordes 5–13 dagar efter första besöket och framåt tills dess äggen var kläckta, försvunna eller förstörda. Boets läge markerades inte ut på något särskilt sätt i terrängen, men detaljerade kartskitser för varje bo samt nyttjande av GPS underlättade återbesöken.

Statistiska analyser

Som enhet för betestryck användes antalet betande djur/ha/dag. I flertalet hagar var antalet djur konstant, men i några hagar varierade antalet djur vilket i dessa fall försvårade bedömningen av betestrycket. Ottenby naturreservat var det område som var mest besvärligt i detta avseende och där betraktades all betesmark som en fålla. Stora Örens fågelskyddsområde var ett annat problematiskt område, där vissa delar av arealen betades

Tabell 1. Datum för utsläpp av betesdjur och uträkning av antal djur/dag/ha, tidsperiod för studien samt antal analyserade vadarbon i respektive betesfälla.

Release date of livestock and number of livestock/day/ha, start and end dates for the study and number of wader nests used in analyses for each meadow, respectively.

Område	Utsläpp	Start	Slut	Yta (ha)	Djur	Täthet	Djur/ dag/yta	Bon
<i>Locality</i>	<i>Release</i>	<i>Start</i>	<i>End</i>	<i>Area</i>	<i>Livestock</i>	<i>Density</i>	<i>Livestock/ day/area</i>	<i>Nests</i>
Beteby	10 maj	10 maj	14 jun	29,9	23	0,8	0,8	15
Bondängen	<21 maj	21 maj	2 jun	88,0	68	0,8	0,8	2
Bröttorp A	16 maj	12 maj	20 maj	6,7	4	0,6	0,3	1
Bröttorp B	16 maj	12 maj	2 jun	11,0	19	1,7	1,4	2
Bröttorp C		12 maj	20 maj		0	0	0	2
Bröttorp D	<20 maj	20 maj	14 jun	22,7	23	1	1	4
Frösslunda	16 maj	6 maj	3 jun	105,0	51	0,5	0,3	4
Gräsgård	13 maj	13 maj	14 jun	6,6	13	2	2	3
Gräsgård		13 maj	4 jun		0	0	0	1
Hulterstad		11 maj	19 maj		0	0	0	1
Hulterstad	<11 maj	11 maj	19 maj	10,0	8	0,8	0,8	1
Hulterstad	15 maj	11 maj	3 jun	13,7	9	0,7	0,6	1
Kapelludden		12 maj	14 jun		0	0	0	6
Ottenby – slätter		2 maj	15 jun	0,0	0	0	0	5
Ottenby – betesmark	6 maj	2 maj	15 jun	295,0	460	1,6	1,3	62
N.Seby	<18 maj	18 maj	4 jun	15,0	23	1,5	1,5	1
S.Seby	4 maj	4 maj	18 maj	59,2	115	1,9	1,9	3
S.Segerstad A	10 maj	10 maj	14 jun	17,8	21	1,2	1,2	1
S.Segerstad B	14 maj	10 maj	14 jun	16,5	17,5	1,1	1,1	6
S.Segerstad C	10 maj	10 maj	14 jun	34,8	29	0,8	0,8	4
Skärlöv	22 maj	6 maj	3 jun	10,2	21	2,1	0,4	5
Skärlöv	9 maj	6 maj	14 jun	18,0	28,5	1,6	1,5	8
St.Ören		9 maj	2 jun		0	0	0	2
St.Ören	11 maj	9 maj	22 maj	11,3	12	1,1	1	2
St.Ören	9 maj	9 maj	22 maj	20,2	13	0,6	0,6	2
St.Ören	12 maj	9 maj	15 jun	70,0	70	1	1	27
St.Ören	12 maj	9 maj	15 jun	12,0	16	1,3	1	2

i mycket mindre utsträckning än övriga delar. I dessa fall gjordes därför en uppskattning av betesstrycket i samråd med respektive djurhållare. Det vanligaste betesdjuret var olika raser av nötkreatur, men i några hagar förekom också hästar eller fårtackor med lamm. Jag gjorde följande omräkning för att få enheten i betesdjur/ha/dag: 5 får=2 kalvar=1 häst=1 nötkreatur. Ungdjur är generellt mer rörliga och lekfulla och kan därför tänkas trampa sönder mer bon än vuxna kor (Beintema & Müskens 1987) men här har dessa betraktats likvärdigt.

Vid analyser av kläckningsframgång användes en metod utarbetad av Mayfield (1975), där sannolikheten, S , för att ett bo överlever från en dag till nästa räknades ut enligt $S=1-A/B$, där A =antal prederade bon och B =antal observerade bodagar (summan av alla dagar med aktiva bon). Kläck-

ningsframgången för enskilda arter uppskattades som S^{botid} där botiden (tid för äggläggning + ruvning fram till kläckning) antogs variera mellan 26 och 30 dagar (Tabell 2). Bon antogs som kläckta eller misslyckade halvvägs mellan de två sista besöken oavsett om detta resulterade i att två besök med en veckas mellanrum räknades som 3,5 dag. Vid analyser av predationseffekter på boöverlevnad räknades bon som förstördes p.g.a. trampskador som lyckade fram till det uppskattade tillfället för misslyckandet. Aktiva bon vid studiens slut räknades också som lyckade fram till sista observationstillfället. Standardfel för S , från vilka 95 % konfidensintervall erhålls, beräknades enligt Johnson (1979) som kvadratroten ur det inverterade värdet av $B^2/A(B-A)$.

Vid uträkning av daglig trampskaderisk, T , användes endast bon som var placerade i fällor med

Tabell 2. Artfördelning för de bon som användes i analyserna där n står för antal bon (totalt 173 bon), KL för antal kläckta bon, P för antal prederade bon, T för antal söndertrampade bon, KV för antal kvarvarande bon vid studiens slut, obsdag för antal dagar som bon varit exponerade, S för daglig överlevnadssannolikhet för ett bo, SE för standard fel, botid för uppskattad tid för äggläggning samt ruvning, kläck för skattad kläckningsframgång uträknat som S upphöjt till artens ruvningsperiod inkl äggläggning samt inom parentes 95 % konfidensintervall.

Species distribution of nests used in the analyses where n is number of nests, KL is number of hatched nests, P is number of predated nests, T is number of trampled nests, KV is number of nests left at the end of the study, Obsdag is number of exposed days, S is daily survival probability, SE is standard error, botid is estimated nest time and kläck is estimated hatching success.

Art Species	n	KL	P	T	KV	Obsdag	S	SE	botid	Kläck
Strandskata	25	1	22		2	182	0,879	0,0242	30	2,1 (0,4-10,4)
<i>Haematopus ostralegus</i>										
Skärfläcka	7	1	5	1		41,5	0,879	0,0505	30	2,1 (0,0-58,3)
<i>Recurvirostra avosetta</i>										
Större strandpipare	16	4	10	1	1	166	0,940	0,0185	26	19,9 (7,0-54,2)
<i>Charadrius hiaticula</i>										
Tofsvipa	74	27	44		3	866	0,949	0,0075	30	20,9 (13,0-33,4)
<i>Vanellus vanellus</i>										
Roskarl	1				1	9				
<i>Arenaria interpres</i>										
Kärrensäppa	6	2	4			61,5	0,935	0,0314	26	17,4 (2,8-94,6)
<i>Calidris alpina schinzii</i>										
Rödspov	4		4			21	0,809	0,0857	30	0,2 (0,0-56,1)
<i>Limosa limosa</i>										
Rödbena	40	7	27	4	2	366,5	0,921	0,0141	27	10,8 (4,7-24,4)
<i>Tringa totanus</i>										

djur. Bon som prederades bedömdes som lyckosamma fram till tillfället för misslyckandet. Däremot bedömdes bon som förstördes genom tramp som misslyckade vid det uppskattade tillfället. Daglig trampskaderisk, T, räknades ut som $T=C/B$, där C=antal trampskadade bon.

Vid jämförelser av S för olika arter användes Z-test enligt Hensler & Nichols (1981). För att kunna relatera S till olika variabler användes en metod av Aebischer (1999). Denna metod är en utveckling av Mayfield-metoden där S kan modelleras med logistisk regression (GLM, Generalized Linear Models). Vid analyser var boet en enhet och responsvariabeln var s (antal lyckosamma dagar för ett enskilt bo) $=t+y-1$ där t=obsdagar för ett bo och y=boets öde; kläckning=1 och predation=0. Den fulla modellen som användes för bon där data för samtliga variabler insamlades såg ut på följande sätt där t fortfarande var antal obsdagar (antal binomiala försök): s/t =djurtätheter (djur/ha/dag)+vegetationshöjd vid boet+såsong (ruvningsstart).

Jag använde modulen PROC GENMOD i pro-

grammet SAS 8.2 (SAS Institute 1996) med logitmodell och binomial felstruktur. Eftersom skalparametern (devians/frihetsgrader>1) indikerade att data behövde justeras med en dispersionsparameter användes tillvalet PSCALE i GENMOD-modulen. För att testa signifikansvärdet av variabler i en modell användes TYPE 3 kontraster.

Tabell 3. Medelvegetationshöjd (cm) med standardavvikelse (Sd) vid 122 vadarbon på Öland.

Average vegetation height (cm) with standard deviation at 122 wader nests on Öland.

Art	Medelhöjd	Sd
Kärrensäppa	7,9	2,7
Rödbena	7,3	3,3
Rödspov	5,9	4,1
Skärfläcka	0,1	0,2
Större strandpipare	0,7	1,0
Strandskata	0,6	1,1
Tofsvipa	2,0	1,5

Tabell 4. Effekter av olika variabler på överlevnad hos vadarbon på Öland, 2004 vid modellering med GLM (Generalized linear models). Estimat, standardfel, χ^2 och P-värden presenteras för signifikanta respektive icke-signifikanta variabler. Icke-signifikanta variabler inkluderas i modellen endast när effekten av den variabeln uppskattas.

Generalized linear models of effects of different variables on wader nest survival on Öland. Estimate, standard errors, χ^2 and P-values are presented for significant and non-significant variables. Non-significant variables are included in model only when estimating the effect of that variable.

Oberoende variabler <i>Independent variables</i>	Df	Estimat	SE	χ^2	P
Variabler i modellen <i>Variables in model</i>					
Ruvstart <i>Initiation of incubation</i>	1	-0,036	0,016	4,66	0,031
Ej inkluderade variabler <i>Variables not included in the model</i>					
Djurtäthet <i>Densities of livestock</i>	1	0,554	0,352	2,37	0,12
Vegetationshöjd vid boet <i>Vegetation height at nest</i>	1	-0,006	0,044	0,02	0,90

Resultat

Två bon som övergavs under ägglägningsstadiet togs bort innan några analyser gjordes. Därefter återstod 173 bon av sju olika arter till uträkning av kläckningsframgång (Tabell 2). Medelvärdet av vegetationshöjden vid boet varierade för de olika arterna mellan 0 och 7,9 cm (Tabell 3). För fyra fågelarter var materialet tillräckligt stort för en uppskattning av kläckningsframgången enligt Mayfield-metoden: tofsvipa, rödbena, strandskata *Haematopus ostralegus* samt större strandpipare *Charadrius hiaticula*. Den uppskattade kläckningsframgången varierade mellan 2–21% för de fyra arterna. Konfidensintervall för *S* överlappade mellan samtliga artpar utom mellan tofsvipa och strandskata där *S* var signifikant skilda åt ($Z=2,14$, $p<0,05$; $p>0,10$ för övriga kombinationer av artpar). Eftersom jag för kommande analyser var tvungen att slå ihop alla bon för samtliga arter, kunde en skev fördelning mellan bon av tofsvipa och strandskata för olika djurtätheter påverka analysresultaten. Majoriteten av strandskatebona hittades i Ottenby-området (17 av 25) och sex bon (24%) hittades i fållor med djurtätheter $<1,0$ ha. Motsvarande siffra för tofsvipa var 26 bon (35%) i tätheter $<1,0$ ha. Därmed så verkade bona vara någorlunda jämnt fördelade mellan olika tätheter.

Totalt trampades sex bon sönder av betesdjur. Dessutom trampades ett av fyra ägg sönder i ett rödbenebo, där resterande ägg överlevde fram till kläckning. Tätheter av betande djur där bon blev

söndertrampade varierade mellan 0 och 1,9 djur/dag/ha, utan någon tendens till mönster. I det enda fallet med täthet=0 blev ett rödbenebo söndertrampat vid en förflyttning av kor mellan två intilliggande fållor. Den dagliga trampskaderisken uppskattades för 143 bon till $5/1407=0,0036$. För rödbena med tre söndertrampade bon var risken $3/286=0,0105$. Det motsvarar en kläckningsframgång hos rödbena på ungefär 75% i fållor med betesdjur och utan någon predation.

Eftersom data på olika variabler saknades för vissa bon testades först sambandet mellan boöverlevnad och djurtäthet för att utnyttja ett så stort material som möjligt. Det fanns ingen signifikant relation mellan boöverlevnaden och tätheter av betande djur ($n=173$, $\chi^2=0,41$, $p=0,52$). För de bon där samtliga uppgifter insamlats ($n=122$, Tabell 4) var boöverlevnaden inte signifikant relaterad till djurtätheter ($\chi^2=2,37$, $p=0,12$) eller till vegetationshöjd vid boet ($\chi^2=0,02$, $p=0,90$). Däremot var boöverlevnaden negativt signifikant relaterad till ruvstart, d.v.s. bon där ruvningen inleddes senare på häckningssäsongen överlevde sämre än tidigt på säsongen ($\chi^2=4,66$, $p=0,031$).

Diskussion

I den här studien noterades en mycket hög bo-predation och den uppskattade kläckningsframgången varierade mellan 2% och 21% för de fyra arter vadare (tofsvipa, strandskata, rödbena och större strandpipare) med någorlunda stora mate-

Tabell 5. Kläckningsframgång enligt Mayfield metoden hos vadare på Tipperne, Danmark och i Yttre Hebriderna, Skottland. Trend visar om vadarbeståndet ökade signifikant (+), var stabilt (0) eller minskade signifikant (-) under periodens gång eller under en längre period fram till studieperioden.

Hatching success according to Mayfield of waders at Tipperne, Denmark and in the Outer Hebrides, Scotland. Trend denotes a significant increase (+), stable numbers (0) or significant decrease (-) in population numbers.

Art <i>Species</i>	Lokal <i>Locality</i>	Period <i>Period</i>	Kläckningsframgång <i>Hatching success</i>	Trend <i>Trend</i>
Rödbena	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	72	+
Tofsvipa	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	55	+
Strandskata	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	73	+
Kärrensäppa	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	47	+
Brushane <i>Ruff</i>	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	61	+
Rödspov	Tipperne, Danmark ¹	1985-1992	55	+
Strandskata	Yttre Hebriderna ²	1996-1997	68	0
Rödbena	Yttre Hebriderna ²	1996-1997	3	-
Större strandpipare	Yttre Hebriderna ²	1996-1997	14	-
Tofsvipa	Yttre Hebriderna ²	1996-1997	31	-
Kärrensäppa	Yttre Hebriderna ²	1996-1997	9	-

¹ Thorup 1998

² Jackson & Green 2000

rial. Liknande predationsnivåer år 2002 och 2003 på Öland indikerar att 2004 inte var ett exceptionellt år (egna data; för t.ex. rödbena noterades en kläckningsframgång på 3% 2002, Grönstöl m.fl. 2003). Huruvida dessa predationsnivåer är representativa för de flesta år är okänt, men det finns anledning att diskutera predationens potentiella betydelse för de populationsminskningar som observerats för flera arter vadare på Öland (Johansson 2004).

Hög predation på vadarbon har noterats i flera studier (t.ex. Jönsson 1991), men det är oklart vilken betydelse predation av ägg och ungar har för observerade populationsminskningar. I ett fåtal studier kan en koppling mellan predationsnivå och populationstrend göras och i några stabila eller ökande vadarpopulationer har kläckningsframgången legat på 47–79%, medan kläckningsframgången varit 3–31% hos några minskande populationer (Tabell 5). Dessa siffror indikerar när predationsnivån är oroväckande hög. På Yttre Hebriderna i Skottland finns starka indicier för att introducering av igelkott kan förklara en dramatisk minskning av kläckningsframgången hos ett flertal arter vadare (Jackson & Green 2000). På öar med förekomst av igelkott var kläckningsframgången för flera vadararter lägre än 32% under åren 1996–1997 och vadarbestånden minskade med 39% mellan 1983 och 2000 (Jackson m.fl. 2004).

Samtliga fyra arter där kläckningsframgången

uppskattades i den här studien hamnade på en mycket låg kläckningsframgång. Men det var endast strandskatan som minskat signifikant på Öland sedan strandängsinventeringen 1988; övriga tre arter uppvisade stabila nivåer (Johansson 2004). Därmed är det inte sannolikt att bopredationen legat på lika höga nivåer som i den här studien för samtliga dessa arter under den senaste 15-årsperioden. Däremot så finns indicier på att flera generalistpredatorer (kråka, korp, räv och grävling) ökat i antal på Öland (t.ex. kråka och korp i Ottenby-reservatet; Ottenby fågelstation, opublicerade data), och den här studien kan vara ett tecken på att detta också ger utslag i en låg kläckningsframgång hos vadare. För att vi inte skall uppleva samma utveckling hos vadarbestånden på Öland som på Yttre Hebriderna krävs kanske åtgärder där vi kontrollerar bestånd av viktiga predatorer av vadarägg.

Det skall fastslås att det är förenat med vissa problem att uppskatta effekter av betesdjur på vadares boöverlevnad. I min studie har jag antagit att ödet för enskilda bon varit oberoende av de för närliggande bon. Dessutom är det svårt att använda antal betande djur/dag/ha som ett relativt mått på hur djurtätheter kan påverka boöverlevnaden. Detta värde antar att betesdjuren fördelar sig likvärdigt över den aktuella ytan vilket ej är sannolikt. Betesdjuren går ofta i flock och den lokala tätheten kan då vara betydligt högre än fällans täthet. I den här studien fanns emellertid

ingen tendens till sämre boöverlevnad vid högre djurtätheter. Detta tyder på att inom de studerade tätheterna av betesdjur (<2 djur/ha) så var indirekta effekter av betesdjur på boöverlevnad av marginell betydelse.

Samtidigt var de direkta effekterna i form av trampskador på boöverlevnad mycket låga. Den dagliga trampskaderisken uppskattades i den här studien till 0,4 % för hela materialet. För rödbena som var den art med högst risk för trampskador var den dagliga risken 1,0 %. Vid tätheter av 3,5 betesdjur/ha på Tipperne i Danmark noterades en daglig tramprisk på 13,6 % för kärnsnäppa (Thorup 1998). I Holland var daglig trampskaderisk 40 % för rödspov och 12,6 % för rödbena vid liknande höga tätheter av betesdjur (Beintema & Müskens 1987). Dessa studier visar hur viktigt det är att hålla tätheter av betesdjur på nivåer lägre än 3 djur/ha för att minimera trampskador.

Trots vissa brister är denna studie unik i sitt slag där mig veterligen för första gången den relativa betydelsen av predation och effekter av betesdjur på vadarens boöverlevnad studerats för svenska förhållanden. Resultaten från denna studie tyder på att under rådande tätheter av betesdjur är trampskador inget allvarligt problem på havsstrandängar på Öland. Snarare visar studien på att predationen är ett potentiellt mycket större problem än möjliga negativa effekter av betesdjur. Variationen i predationstryck mellan olika fållor är sannolikt större än variationen i boöverlevnad mellan olika betesregimer. Dessutom visar den här studien att det är av yttersta vikt att predationens betydelse för vadarnas framtida beståndsutveckling på Öland undersöks mer i detalj.

Tack

Stort tack till Lotta Larsson och Brita Fahlström på Länsstyrelsen i Kalmar län samt Jan Pettersson som bidrog med fältkartor, tips och råd om lämpliga betesmarker för studien. Kjell Larsson och Jonas Waldenström kommenterade manuskriften och Gabriel Norrvik på Ottenby fågelstation hjälpte till med fältarbete. Ekonomiskt stöd har erhållits från Naturvårdskedjan. Detta är meddelande nummer 202 från Ottenby Fågelstation.

Referenser

Aebischer, N.J. 1999. Multi-way comparisons and generalized linear models of nest success: extensions of the Mayfield method. *Bird Study* 46: 22–31.
Alexandersson, H., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. *Stränder vid fågelsjöar. Om fuktängar, mader och vassar i od-*

lingslandskapet. Naturvårdsverket och LT:s förlag.
Baines, D. 1990. The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the lapwing (*Vanellus vanellus*). *J. Anim. Ecol.* 59: 915–929.
Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743–758.
Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. *Äldre fodermarker*. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
Grönstöl, G., Blomqvist, D. & Wagner, R. 2003. Tovsvipor. *Calidris* 32(2–3): 18–27.
Hart, J.D., Milsom, T.P., Baxter, A., Kelly, P.F. & Parkin, W.K. 2002. The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marshes. *Bird Study* 49: 67–78.
Hensler, G.L. & Nichols, J. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.* 93: 42–53.
Jackson, D.B. & Green, R.E. 2000. The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (Charadrii) on machair in South Uist, Scotland. *Biol. Conserv.* 93: 333–348.
Jackson, D.B., Fuller, R.J. & Campbell, S.T. 2004. Long-term population changes among breeding shorebirds in the Outer Hebrides, Scotland, in relation to introduced hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Biol. Conserv.* 117: 151–166.
Johansson, O., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. *Havsstrandängar*. Naturvårdsverket och LT:s förlag.
Johansson, T. 2004. Häckande fåglar på Ölands sjömarker. *Calidris* 33(2): 6–7.
Johnson, D.H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651–666.
Jordbruksverket 1998. *Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärden*. Jordbruksverket, Jönköping.
Jordbruksverket 2004. *Jordbruksstatistisk årsbok 2004*. Jordbruksverket, Jönköping.
Jönsson, P.-E. 1991. Reproduction and survival in a declining population of the Southern Dunlin *Calidris alpina schinzii*. *Wader Study Group Bulletin* (supplement) 61: 56–58.
Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456–466.
Van Paassen, A.G., Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173–178.
SAS Institute. 1996. *SAS/STAT user's guide*. Release 6.12 – SAS Inst. Inc., Cary, NC.
Shrubbs, M. 1990. Effects of agricultural change on nesting Lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales. *Bird Study* 37: 115–127.
Thorup, O. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928–1992. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 92: 1–192.

Summary

Monitoring programmes have shown troubling population declines among wader species breeding on coastal meadows in southern Sweden (e.g. Johansson 2004). Grazing is the main management option to preserve meadows as suitable habi-

tats for a diverse wader community. To promote grazing, different agri-environmental schemes have been implemented. In 2003, the economical support to grazed and mowed meadows in Sweden was approximately 75 million Euro (Jordbruksverket 2004). Furthermore, the area of these meadows included in the agri-environment scheme increased with 40,000 ha to 430,000 ha between 2001 and 2003.

It has been shown that the damage of wader nests by trampling can be substantial when grazing animals are released into meadows in high densities (Beintema & Muskens 1987). Whether indirect effects of livestock might affect nest survival and reproductive success is unclear; the presence of livestock might disturb the incubating birds and thus affect predation or desertion rates (Shrubb 1990, Hart et al. 2002). In Sweden, the knowledge of the effects of present management prescriptions on wader communities is rather limited. Therefore, I wanted to investigate direct and indirect effects of livestock on survival of wader nests. The study area was coastal meadows on Öland, southeast Sweden with different densities of livestock (0–2 livestock/ha).

Searches of wader nests were conducted in 27 meadow enclosures with different livestock densities (Table 1). Densities were calculated as livestock/ha/day, where 5 sheep=2 calves=1 horse=1 beef cattle. Each enclosure was revisited every 5–13 days. At each visit, previously found nests were checked and new nests were searched for. Nests were mainly found from a hide when observing incubating birds returning to their nests. At all nests, number of eggs was counted, and for most nests the vegetation height at nest and incubation stage of the brood were estimated. Nests were visited until eggs had hatched, were depredated or destroyed.

When estimating hatching success I used the Mayfield method (1975), where the probability, S , for a nest to survive from one day to another, was calculated as $S=1-A/B$, where A =number of predated nests and B =number of exposure days. Hatching success for each species was estimated as S times number of days for egg-laying+incubation (Table 2). Standard errors for S , from which 95% confidence intervals was produced, was calculated according to Johnson (1979). Daily trampling risk, T , was calculated for nests in enclosures with grazing livestock as $T=C/B$, where C =number of trampled nests. When calculating T , predated nests were treated as successful until the estimated time of failure. I compared S between pairs of

species by using a Z-test according to Hensler & Nichols (1981). When relating S to different explanatory variables I used the method described by Aebischer (1999). The PROC GENMOD module in SAS 8.2 (SAS Institute 1996) with logit link function and binomial error was used to analyse data. I used the PSCALE option of the GENMOD procedure as data was found to be overdispersed (deviance/df>1). Type 3 contrasts were used to test the significance of variables in the model.

In total, 173 nests of eight species were used in the analyses (Table 2). The average vegetation height at nest ($n=122$) varied between 0 and 7.9 cm for different species (Table 3). For four species (Oystercatcher *Haematopus ostralegus*, Ringed Plover *Charadrius hiaticula*, Lapwing *Vanellus vanellus* and Redshank *Tringa totanus*) it was possible to calculate Mayfield-estimates of nest success. Among these species, the Mayfield nest success varied between 2% and 21%. Only six nests were destroyed by trampling, and the daily trampling risk was estimated for 143 nests to be $5/1407=0.0036$. For Redshank, the trampling risk was estimated at $3/286=0.0105$. When analysing the whole data set, there was no significant relation between nest survival and livestock density ($n=173$, $\chi^2=0.41$, $p=0.52$). For nests where data of all variables were collected ($n=122$, Table 4), nest survival was neither related to livestock density ($\chi^2=2.37$, $p=0.12$), nor to vegetation height ($\chi^2=0.02$, $p=0.90$). Nest survival was, however, significantly negatively related to start of incubation. Nests initiated later in season had lower survival ($\chi^2=4.66$, $p=0.031$).

Low levels of wader nest success were also found on Öland in 2002 and 2003 (own data, for Redshank nest success in 2002 was estimated at 3%, Grönstöl et al. 2003). In Table 5, hatching success among waders in two studies with positive and negative population trends is shown. These data indicate when predation rate is too high for sustainable population levels. However, among the four waders in the present study with very low hatching success, only the Oystercatcher has decreased significantly on Öland since 1988 (Johansson 2004). The results presented in this study might imply that predation rates have increased recently. In conclusion, hatching success was low due to predation not related to densities of livestock. Only few nests were destroyed by trampling and the estimated trampling risk was low. The low nest success observed is worrying and might have contributed to observed population declines of wader species.

Seasonal changes in body size and mass of Red Knots *Calidris canutus* during autumn migration through southern Baltic

Säsongsförändringar i storlek och vikt hos kustsnäppor Calidris canutus under höstflyttning genom södra Östersjön

WŁODZIMIERZ MEISSNER & PIOTR KAMONT

Abstract

Body size and mass of 1458 juvenile and 558 adult Knots were measured during autumn migration in Puck Bay, Poland, between 1983 and 1999. The measurements fit well with those gathered along the migration route of Siberian Knots *Calidris c. canutus*. All linear measurements of adults, except body mass adjusted for size, were significantly higher than those of juveniles. Shorter wing in juveniles than in adults seems to be a general rule regardless of geographical region. Adult females migrated ahead of males, confirmed by decreasing mean measurements. Juveniles carried larger relative energy stores than adults. Puck Bay may be an emergency feeding place for adult Knots, whereas juveniles may use it as one of many stop-over sites. Juveniles were significantly smaller, but had higher adjusted

body mass, in late September than earlier, indicating a behavioural difference between late and early birds during preceding stages of migration. Late juveniles probably follow a time-minimising strategy with larger fuel stores and fewer stop-over sites, whereas birds passing in August migrate with very small energetic reserves, making only short flights and stops.

Włodzimierz Meissner, Avian Ecophysiology Unit, Department of Vertebrate Ecology & Zoology, University of Gdańsk, Al. Legionów 9, 80-441 Gdańsk, Poland.

e-mail: w.meissner@univ.gda.pl

Piotr Kamont, The Polish Society for the Protection of Birds, ul. Hallera 4/2, 80-401 Gdańsk, Poland. e-mail: piotr.kamont@otop.org.pl

Received 8 November 2004, Accepted 11 January 2005, Editor: S. Svensson

Introduction

In autumn, Knots *Calidris c. canutus* appear regularly in the Baltic region during their migration from Siberia to the African wintering grounds (Piersma et al. 1992). There is some evidence that also Icelandic Knots *C. c. islandica* occur in southern Baltic in autumn (Gromadzka 1985, 1992, Nehls 1987, Diershke 1995), but in rather small number.

The number of Knots ringed in Poland exceeds 4000 (Gromadzka 1998, Meissner & Remisiewicz 1998). However, biometrical data have only been published to some extent (Gromadzka 1992, Meissner 1992, 2004). Among other things, there is a lack of analysis concerning energetic reserves carried by adults and juveniles in different periods of autumn migration. Here we present results from an analysis of data collected by WRG KULING with special emphasis on differences of fuel stores in juvenile and adult birds.

Material and methods

Knots were caught between 1983 and 1999 mainly in walk-in traps (Meissner 1998) at three sites along the Puck Bay coast (westernmost part of the Gulf of Gdańsk): Jastarnia, the Reda river mouth, and Rewa (Meissner & Remisiewicz 1998) (Figure 1). Mist-nets were used occasionally. Every year fieldwork started in mid-July and was finished in the end of September. This period covered almost the whole period of Knot migration in the study area (Meissner & Sikora 1995). In total, 1458 juvenile and 558 adult Knots were caught. Data from all sites were combined. Every year the accuracy and the repeatability of the measurements taken by different ringers were checked as described by Busse (2000).

Each Knot was aged (Prater et al. 1977). The following measurements were taken: wing length (Evans 1986), total head length (Green 1980), bill length (Prater et al. 1977), tarsus length (Svensson 1992), and tarsus plus toe length (Piersma 1984). Before 1991, total head length and bill length were

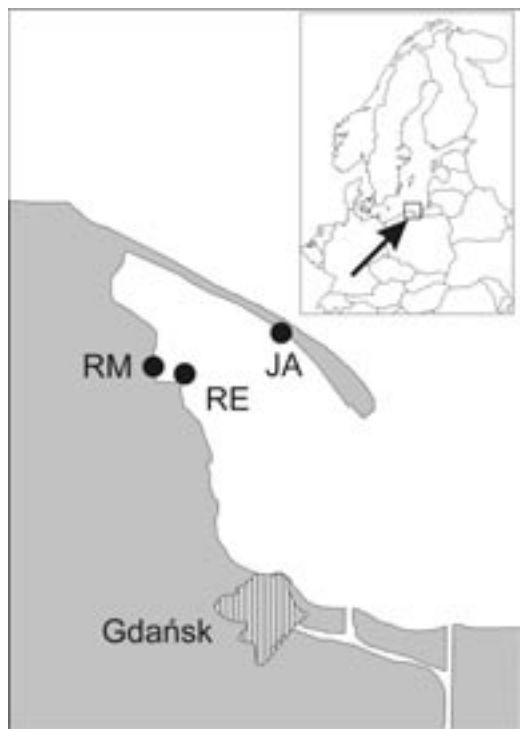


Figure 1. Localisation of the ringling sites of WRG KULLING within a study area. RE – Rewa, RM – Reda mouth, JA – Jastarnia.

Ringmärkningsplatserna inom studieområdet: RE – Rewa, RM – Redas mynning, JA – Jastarnia.

measured to the nearest 1 mm with a ruler with a stop, later on with callipers to the nearest 0.1 mm. To combine these less and more precise measurements, the latter were rounded to the nearest 1 mm. The birds were also weighed with an accuracy of 1 g.

The body mass of each bird was adjusted for body size. A principal component analysis (PCA) was conducted for juveniles and adults separately. Wing length, total head length, and tarsus length were put into the model to obtain a single value representing the overall size of the bird. These three measurements were taken simultaneously in 850 juvenile and 224 adult birds. The equations for calculating this overall size factor were as follows:

$$SF=0.433THL+0.422TL+0.382WL, R^2=0.63 \text{ (juveniles)}$$

$$SF=0.450THL+0.444TL+0.398WL, R^2=0.60 \text{ (adults)}$$

In the equations, SF=body size factor, WL= wing length, THL=total head length, TL=tarsus length. Subsequently, the observed body mass (BM) was regressed against the calculated body size factor. The following linear regression equations were obtained:

$$BM=2.33SF-128.55, R^2=0.10, p<0.0001 \text{ (juveniles)}$$

$$BM=1.37SF-38.93, R^2=0.11, p<0.0001 \text{ (adults)}$$

The slopes of these equations were applied for calculating the size-adjusted body mass (BMA):

$$BMA=BM+4.27(103.22-SF) \text{ (juveniles)}$$

$$BMA=BM+1.37(110.93-SF) \text{ (adults)}$$

Table 1. Comparison of mean measurements of adult and juvenile Knots caught in Puck Bay region during autumn migration.

Jämförelse av medelvärden för adulta och juvenila kustsnäppor fångade i Puck Bay under höstflyttningen.

Measurement	Adults			Juveniles			t-test or t'-test	p	Difference	
	Mean	SD	N	Mean	SD	N			absolute	relative
Total head length <i>Total huvudlängd</i>	63.6	2.02	528	61.8	2.18	1427	t'=16.4	p<0.01	1.8	2.9%
Bill length <i>Näbblängd</i>	34.5	1.83	530	32.8	1.99	1424	t'=17.9	p<0.01	1.7	5.2%
Tarsus length <i>Tarslängd</i>	32.35	1.38	288	31.61	1.47	923	t=7.6	p<0.01	0.7	2.3%
Tarsus + toe length <i>Tars + tållängd</i>	58.6	2.03	181	57.7	2.15	396	t=4.9	p<0.01	0.9	1.6%
Wing length <i>Vinglängd</i>	169.7	4.22	421	165.0	3.69	1419	t'=20.9	p<0.01	4.7	2.8%
Body mass <i>Kroppsmassa</i>	109.9	12.03	482	110.4	17.97	1362	t'=0.8	p>0.05	-0.5	-0.5%
Adjusted body mass <i>Justerad kroppsmassa</i>	108.2	9.42	224	111.9	16.7	850	t'=4.4	p<0.01	-3.7	-3.3%

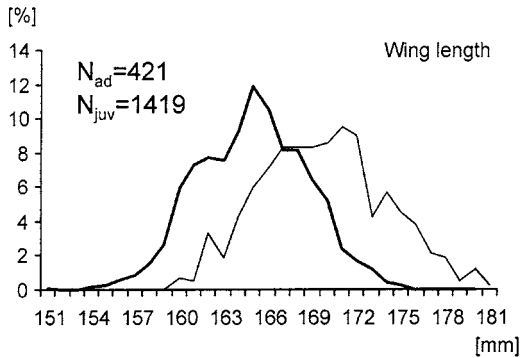
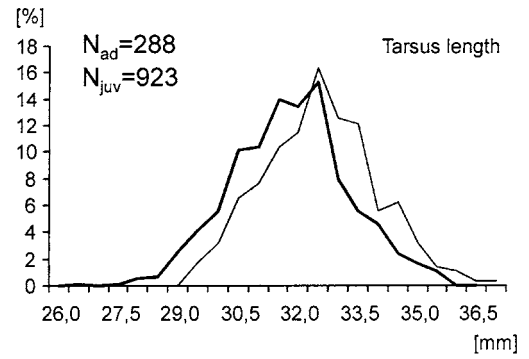
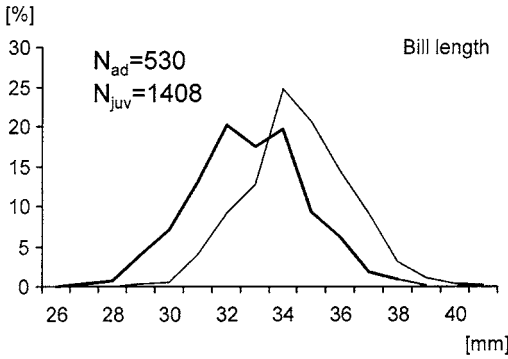
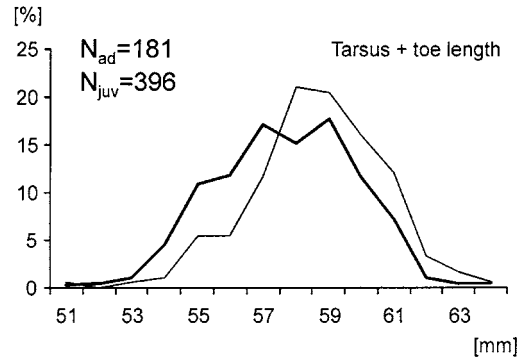
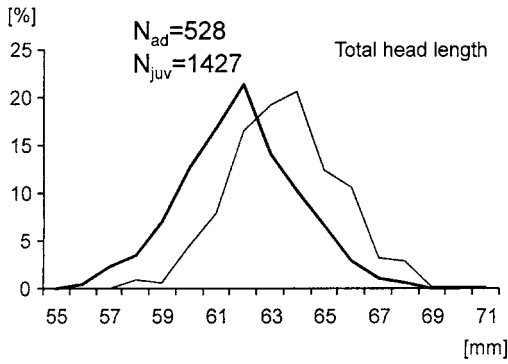


Figure 2. Frequency distributions of different measurements of Knots caught in Puck Bay region. Thick line – juveniles, thin line – adults.
Frekvensfördelning för olika mått hos kustsnäppor fångade i Puck Bay. Tjock linje – juvenila, tunn linje – adulta fåglar. Diagrammen visar längden för huvudet totalt, tars plus tå, näbb, tars och vinge.

Here, 103.22 and 110.93 are the mean size factors calculated for all of 850 juvenile and 224 adult Knots, respectively. All other statistical methods used in this study followed Zar (1996). The analyses were done in STATISTICA 6.0 software (StatSoft 2001).

Results

There was no apparent bimodality in the distribution of any measurement (Figure 2). All linear measurements were significantly larger in adults

than in juveniles, and the greatest relative difference was found for bill length (Table 1). The mean body mass was almost the same in both age classes, but juveniles had significantly higher body mass after adjustment for size (Table 1).

Adults caught in subsequent half-month periods differed significantly in total head length (ANOVA, $F_{3,522}=4.53$, $p=0.004$), bill length (ANOVA, $F_{3,524}=5.25$, $p=0.001$), wing length (ANOVA, $F_{3,416}=7.72$, $p=0.0001$), and adjusted body mass (ANOVA, $F_{3,220}=2.79$, $p=0.04$), but not in tarsus plus toe length (ANOVA, $F_{3,175}=0.74$, $p=0.53$) and

in tarsus length (ANOVA, $F_{3,284}=2.38$, $p=0.07$). Birds migrating in the second half of July had linear measurements significantly higher than those from the second half of August (Newman-Keulis post-hoc test, $p<0.05$). Adjusted body mass of adults from the first half of September (the latest migrants of this age class) was higher than in birds at the beginning of the migration period (the second half of July) (Newman-Keulis post-hoc test, $p<0.05$).

Differences between the early and latest juvenile migrants were detected in all linear measurements (total head length: ANOVA, $F_{2,1398}=7.58$, $p=0.0005$, bill length: ANOVA, $F_{2,1395}=3.67$, $p=0.03$, tarsus length ANOVA, $F_{2,904}=18.27$, $p<0.0001$, tarsus plus toe length: ANOVA, $F_{2,379}=9.39$, $p=0.0001$ and wing length: ANOVA, $F_{2,1390}=4.75$, $p=0.009$). Birds migrating in the second half of September had lower mean values of every measurement than those from the second half of August and first half of September (Newman-Keulis post-hoc test, $p<0.05$). Juveniles migrating in the second half of August had much lower adjusted body mass (102.8 g) than birds caught in the next half-month periods (116.2 g and 117.2 g respectively). This difference is highly significant (ANOVA, $F_{2,831}=68.90$, $p<0.0001$ and Newman-Keulis post-hoc test, $p<0.05$). The earliest arriving juveniles caught in the first half of August were omitted in the statistical analysis due to small sample size ($N=16$), but the mean adjusted body mass of these birds was even lower (mean=99.0, $SD=8.66$).

Discussion

In Knots, males are smaller than females (Cramp & Simmons 1986). Quite conspicuous between-year variability in the measurements of juvenile Knots (Meissner 2004) and the possibility of even a small occurrence of Icelandic Knots among the birds caught in the Puck Bay region (Gromadzka 1992, 1985) might be responsible for the absence of an expected binominal distribution in both age classes. On the other hand, the obtained result might be caused by overlap of two unimodal distributions with means lying not far from each other. The difference between mean bill length of males and females of Siberian Knots caught during spring migration is only 0.9 mm, and for wing length only 1.0 mm (Prokosch 1988). Larger differences were revealed in birds sexed during the breeding season in Taimyr: 2.1 mm and 4.2 mm, respectively, but the sample size, especially for females, was rather small (Tomkovich & Soloviev

1996). Within adult Knots caught in the Puck Bay region, 238 males and 164 females were recognised according to the formula given by Tomkovich & Soloviev (1996). The occurrence of a sex-bias in this sample may also have contributed to the lack of bimodality in linear measurement distributions.

Although adults had worn primaries, the average wing length of juveniles, which migrated in fresh plumage, was significantly shorter. Similar results were obtained in France (Fournier & Spitz 1970), in Dutch Wadden Sea (Koopman 2002), in Vistula mouth, Poland (Gromadzka 1992), and in Australia (Barter et al. 1988). Thus, it seems that relatively short wing length may be a general rule in juvenile Knots regardless of geographical region. Shorter wings in juveniles than in adults were found in autumn also in Turnstone *Arenaria interpres* and in Grey Plover *Pluvialis squatarola* (Meissner & Koziróg 2001, Krupa & Krupa 2002). Shorter bill in juvenile waders caught during autumn migration is probably caused by a not finished growth (Meissner 1997, Meissner & Ściborski 2002, Meissner & Górecki in press). Juveniles in Puck Bay had shorter tarsus and tarsus plus toe than adults despite of transitory higher content of cartilage in joints of young birds (Cymborski & Szulc-Olechowa 1967, Meissner 1997, Meissner & Górecki in press). This indicates that the growth of leg bones in juveniles has not been finished yet.

In this study, adult females migrated ahead of adult males, which was confirmed by decreasing mean size measurements as time proceeded. This is a general rule in this species, where the females leave the breeding grounds before the males, which are involved in brood rearing (Cramp & Simmons 1986). Sexual segregation of migration periods in juveniles cannot be expected. However, smaller juveniles were found during the latest phase of the passage. Recently, Meissner (2004) showed considerable between-year variation in linear measurements of juvenile Knots caught during autumn migration. However, the data in the present study were pooled over many years, and annual differences should then be smoothed out. Small, late migrating juveniles may come from late broods, which did not have enough time to reach final dimensions before bad weather forced them to depart from the breeding grounds.

Body mass of adult Knots caught in autumn in southern Baltic is one of the lowest noted in the subspecies *C. c. canutus* (Piersma et al. 1992), and it was confirmed in this study. This suggests that this area is an emergency feeding place rather than

Table 2. Comparison of the average wing and bill length of adult Knots measured alive or freshly collected in different localities within the range of *Calidris c. canutus*.

Jämförelse mellan genomsnittlig ving- och näbblängd hos adulta kustsnäppor som mätts levande eller nyligen insamlade på olika lokaler inom området för Calidris c. canutus

Area	Juveniles		Adults		Source
	Wing length	Bill length	Wing length	Bill length	
Område	Ving-längd	Näbb-längd	Ving-längd	Näbb-längd	Källa
Taimyr			170.2	34.3	Tomkovich & Soloviev (1996) ¹
Puck Bay	165.0	32.8	169.7	34.5	This study
Vistula mouth	164.1	32.8	170.4	34.3	Gromadzka (1992) ²
Langenwerder	165.5	33.3	170.6	34.2	Nehls (1987)
The Netherlands	164.1	33.2	170.8	34.4	Koopman (2002) ³
Mauritania	163.8	35.6	169.6	35.1	Wymenga et al. (1990)

¹ Means recalculated from table 8. *Medelvärden omräknade från tabell 8.*

² Means recalculated from tables 5, 6 and 7. *Medelvärden omräknade från tabellerna 5, 6 och 7.*

³ Only non-moulting adults were taken into account. *Endast icke ruggande aduler medtagna.*

a regular stop-over site on the route between Siberia and Africa. Adult males, passing the study area at the end of the migration period, accumulated larger energetic reserves than birds arriving earlier. It might be a kind of insurance against deteriorating weather and thus feeding condition. Greater energetic reserves could also allow them to make longer flight to the next destination.

In general, juveniles had significantly higher adjusted body mass than adults. It means that they carried larger relative energetic stores than adults. Autumn ringing recoveries of juvenile Knots are dispersed along the migration route, not concentrated around traditional stop-over sites of this species (Gromadzka 1992, Dierschke 1995). Probably, inexperienced juveniles migrate by small steps, not by long distance flights as adults. Thus, Puck Bay may be an emergency feeding place for adult Knots, whereas juveniles may use this place as one of many stop-over sites along their migration route.

The earliest migrating juveniles arriving in the Puck Bay region in August had adjusted body mass about 15% lower than birds making a stop in September. Thus it seems that early and late migrants may behave in different ways during the preceding stages of their migration. Fuel stores of juvenile waders before departure from Arctic breeding grounds are very low (Lindström 1998, Lindström et al. 2002). The first part of their migration is probably carried out in short flights. Time-minimisers are expected to carry larger fuel

stores between fewer stop-over sites along the migration route (Gudmundsson et al. 1991, Lindström et al. 2002). It might be a case of later migrating juvenile Knots, whereas juveniles passing the study area in August probably migrated all the way with very small energetic reserves making only short flights and short stops.

Icelandic Knots have on average shorter bills and longer wings than Siberian Knots (Cramp & Simmons 1986). The mean measurements of adult Knots obtained in this study correspond to data gathered along the migration route of the subspecies *C. c. canutus* (Table 2). It is worth noticing that due to different migration periods of adult males and females, such samples may be sex biased (Nebel et al. 2000). Thus, only data collected in the period covering the whole time of adult migration were included in Table 2. Icelandic Knots appear in autumn in the Baltic area, but owing to the considerable overlap of the wing and bill length ranges, and between-year variability (Meissner 2004), these measurements are not useful in recognising to which subspecies an individual bird belongs. Even if a few Icelandic Knots were included into the analysed sample, they could not be detected by analysing the distribution of a single measurement. A correlogram of wing and bill length distribution (Figure 3) revealed that the biometrics of some of the birds fit with measurements of Icelandic Knots. However, their number seems to be very low.

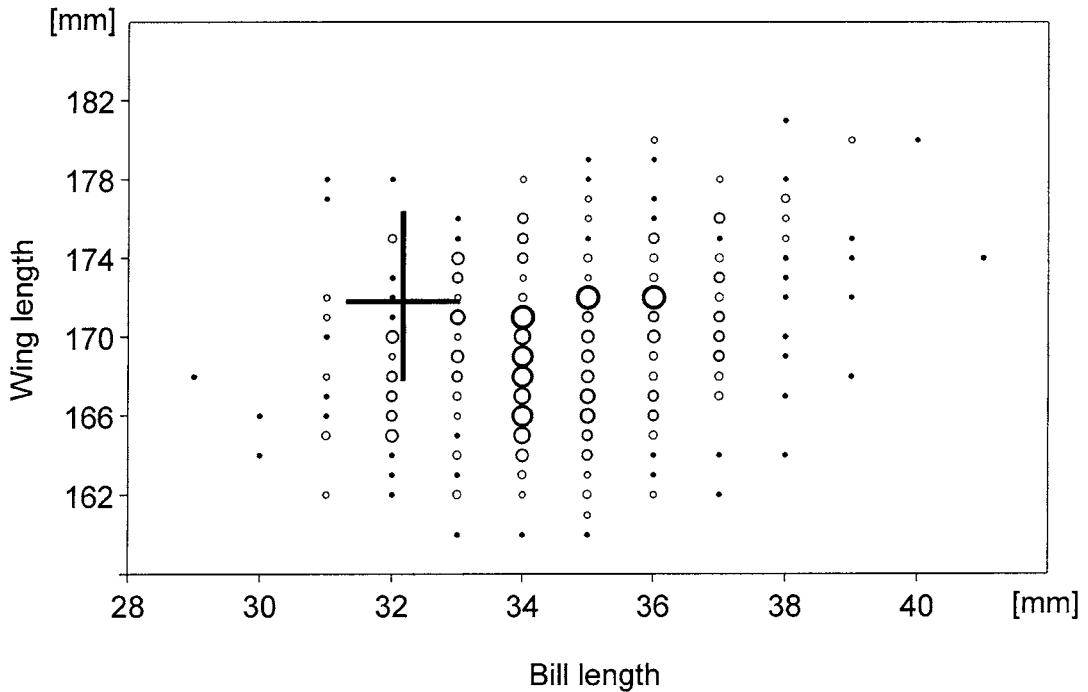


Figure 3. Relationship between bill length and wing length of adult Knots caught in Puck Bay region. Mean values (\pm SD) for Icelandic Knots wintering in Dutch Delta were indicated by crossed thick lines (according to Schekkerman et al. 1992).

Förhållandet mellan näbbblängd och vinglängd hos adulta kustsnäppor fångade i Puck Bay. Medelvärden (\pm SD) för isländska kustsnäppor som övervintrat i Nederländerna har markerats med tjocka korsade linjer (enligt Schekkerman et al. 1992).

Acknowledgements

This study was conducted by the Waterbird Research Group KULING (paper no. 111). We are grateful to all colleagues from WRG KULING and to many volunteers who helped in collecting the data in the field.

References

- Barter, M., Jessop, A. & Minton, C. 1988. Red Knot *Calidris canutus rogersi* in Australia. Part 2. Biometrics and moult in Victoria and North-western Australia. *Wader Study Group Bull.* 56: 28–35.
- Busse, P. (ed.) 2000. *Bird station manual*. SE European Bird Migration Network. Gdańsk University Press. Gdańsk.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds.) 1986. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. 3. Oxford University Press. Oxford.
- Cymborski, B. & Szulc-Olechowa, B. 1967. Comparison of postembryonal development of Common Tern, *Sterna hirundo* L. in natural and artificial conditions. *Acta orn.* 10: 213–225. (In Polish with English summary)
- Dierschke, V. 1995. Der Knutt *Calidris canutus*. *Ber. Vögelw. Hiddensee* 12: 129–132.
- Evans, P. R. 1986. Correct measurements of the wing length of waders. *Wader Study Group Bull.* 48: 11.
- Fournier, O. & Spitz, F. 1970. Etude biométrique des Limicoles. III. Le becasseau maubeche (*Calidris canutus*). *L'Oiseau et R.F.O.* 40: 69–81.
- Green, G. H. 1980. Total head length. *Wader Study Group Bull.* 29: 18.
- Gromadzka, J. 1985. Knot – *Calidris canutus* (L.). Pp. 221–229 in Migration of birds of Eastern Europe and Northern Asia (Viksne, J. A. & Michelson H. A., eds.) (In Russian.)
- Gromadzka, J. 1992. Knots on the Polish Baltic coast. *Wader Study Group Bull.* 64, Suppl.: 161–166.
- Gromadzka, J. 1998. Wader ringing at the Vistula mouth (Baltic coast, Poland) – a summary of the long-term studies. *Ring* 20: 5–20.
- Gudmundsson, G. A., Lindström, Å. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140–152.
- Koopman, K. 2002. Mass, moult, migration and subspecific status of Red Knots *Calidris canutus* on the Frisian Wadden Sea coast, The Netherlands. *Wader Study Group Bull.* 97: 30–35.
- Krupa, M. & Krupa, R. 2002. Biometrics and primary moult of the Grey Plover (*Pluvialis squatarola*) caught

- during autumn migration through the Puck Bay. *Ring* 24: 91–103.
- Lindström, Å. 1998. Mass and morphometrics of Little Stints *Calidris minuta* on autumn migration along the Arctic coast of Eurasia. *Ibis* 140: 171–174.
- Lindström, Å., Klaassen, M., Piersma, T., Holmgren, N. & Wennerberg, L. 2002. Fuel stores of juvenile waders on autumn migration in high arctic Canada. *Ardea* 90: 93–101.
- Meissner, W. 1992. Knots' autumn migration in the western part of the Gulf of Gdańsk, Poland: preliminary results. *Wader Study Group Bull.* 64, Suppl.: 167–171.
- Meissner, W. 1997. Autumn migration and biometrics of the Common Sandpiper *Actitis hypoleucos* caught in the Gulf of Gdańsk. *Orn. Fennica* 74: 131–139.
- Meissner, W. 1998. Some notes on using walk-in traps. *Wader Study Group Bull.* 86: 33–35.
- Meissner, W. 2004. Variability in the size of juvenile Red Knots *Calidris canutus canutus*. *Wader Study Group Bull.* 103: 71–74.
- Meissner, W. & Górecki, D. in press. Biometrics and body mass variation of Curlew Sandpiper (*Calidris ferruginea*) caught on the Puck Bay coast (Poland) during autumn migration. *International Wader Studies*.
- Meissner, W. & Koziróg, L. 2001. Biometrics of Turnstone *Arenaria interpres* migrating in autumn through the Gulf of Gdańsk region. *Ornis Svecica* 11: 181–188.
- Meissner, W. & Remisiewicz, M. 1998. Wader Studies of the Waterbird Research Group "KULING" in 1983–1998. *Ring* 20: 21–33.
- Meissner, W. & Sikora, A. 1995. Spring and autumn migration of waders (Charadrii) on the Hel Peninsula. *Not. Orn.* 36: 205–239. (In Polish with English summary)
- Meissner, W. & Ściborski, M. 2002. Autumn migration of the Bar-tailed Godwit (*Limosa lapponica*) in the Gulf of Gdańsk region. *Ring* 24: 3–15.
- Nebel, S., Piersma, T., van Gils, J., Dekinga, A. & Spaans, B. 2000. Length of stopover, fuel storage and sex-bias in the occurrence of Red Knots *Calidris c. canutus* and *C. c. islandica* in the Wadden Sea during southward migration. *Ardea* 88: 165–176.
- Nehls, H. W. 1987. Does the Nearctic Knot *Calidris canutus islandica* migrate through the south-western Baltic? *Wader Study Group Bull.* 51: 53–55.
- Piersma, T. 1984. International wader migration studies along the East Atlantic Flyway during spring 1985. Final announcement of a Wader Study Group project. *Wader Study Group Bull.* 42: 5–9.
- Piersma, T., Prokosch, P. & Bredin, D. 1992. The migration system of Afro-Siberian Knots *Calidris canutus canutus*. *Wader Study Group Bull.* 64, Suppl.: 52–63.
- Prater, A. J., Marchant, J. H. & Vuorinen, J. 1977. *Guide to the identification and ageing of Holarctic waders*. BTO Tring.
- Prokosch, P. 1988. Das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer als Frühjahrs-Aufenthaltsgebiet arktischer Watvogel-Populationen am Beispiel von Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatarola*, L. 1758), Knutt (*Calidris canutus*, L. 1758) und Pfuhlschnepfe (*Limosa lapponica*, L. 1758). *Corax* 12: 274–442.
- Schekkerman, H., Meininger, P. L. & Lambeck, R. H. D. 1992. Knots in the Delta area, southwest Netherlands. *Wader Study Group Bull.* 64, Suppl.: 175–181.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. Stockholm.
- Tomkovich, P. S. & Soloviev, M. Y. 1996. Distribution, migrations and biometrics of Knots *Calidris canutus* on Taimyr, Siberia. *Ardea* 84: 85–98.
- Wymenga, E., Engelmoer, M., Smit, C. J. & van Spanje, T. M. 1990. Geographical breeding origin and migration of waders wintering in West Africa. *Ardea* 78: 83–112.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3rd ed. Prentice-Hall. London.

Sammanfattning

Kustsnäppor från Sibirien (*Calidris canutus canutus*) rastar regelbundet längs södra Östersjöns stränder under höstflyttningen till de afrikanska vinterkvarteren. Enstaka individer av den isländska rasen *C. c. islandica* förekommer också, men i små antal. Trots att det ringmärkts över 4000 kustsnäppor i Polen har biometriska data analyserats i bara begränsad omfattning. Åren 1983–1999 fångades, mättes och vägdes 1458 juvenila och 558 adulta kustsnäppor på tre lokaler i Puckviken (västra delen av Gdańskbukten, Polen; Figur 1). I denna uppsats presenterar vi en analys av detta material med särskild betoning på skillnader i energireserver mellan olika delar av hösten och mellan gamla och unga fåglar.

De mått som togs och de genomsnittliga resultat som erhöles framgår av Tabell 1. Mätvärdenas fördelning visas i Figur 2. Vi gjorde en principalkomponentanalys för unga och gamla fåglar separat med vinglängd, total huvudlängd och tarslängd i modellen för att få ett sammanfattande storleksindex för varje fågel. Regressionen mellan detta index och kroppsvikten beräknades därefter. Regressionens lutning användes därefter för att beräkna en kroppsvikt som var justerad för fågelns storlek. Detaljer och formler finns i den engelska texten.

Figur 2 visar att den sedvanliga tågordningen mellan honor och hanar inte framgår i form av tvåtoppiga kurvor, vilket beror på att så många år slagits samman. Tabell 1 visar att alla linjära mått var signifikant större hos adulta än hos juveniler. Däremot fanns ingen signifikant skillnad för vikten, men efter det att vikten justerats för kroppsstorleken, var adulta signifikant tyngre än juvenila.

Mellan olika delar av flyttningssäsongen fanns signifikanta skillnader för adulta beträffande total huvudlängd, näbbblängd, vinglängd och justerad kroppsvikt, men inte för längden av tars eller

tars plus två. Det var de tidiga flyttarna som hade de högre värdena. De adulta fåglarnas justerade kroppsvikt var högre i september än i början av flyttningen.

Hos de juvenila fanns det tidsskillnader för alla linjära mått, och det var de sena flyttarna hade de lägre värdena. För den justerade kroppsvikten gällde att de tidiga flyttarna hade mycket lägre värden än de sena.

De gamla kustsnäpporna flyttade med slitna medan de unga flyttade med nybyggade handpennor. Trots detta hade de unga kortare vingar. Samma sak har man funnit i andra studier och hos vissa andra arter, och detta tycks alltså vara en allmän regel oberoende av varifrån fåglarna kommer. Att unga vadare har kortare näbbar än gamla är också känt och tros bero på att näbbarna ännu inte är färdigvuxna vid första höstflyttningen.

Bland de adulta flyttade honorna före hanarna, vilket framgick av att fåglarnas genomsnittliga storlek successivt minskade. Detta är en allmän regel som beror på att hanarna stannar en tid i häckningsområdet för att ta hand om ungarna. Någon sådan tidsskillnad är inte att vänta bland ungfågglarna. Vi fann dock att de senast passerande ungfågglarna var mindre än de tidigare. Detta kan bero på att de kommer från sena kullar och att de inte hunnit bli fullvuxna innan de tvingades iväg av dåligt väder.

Kroppsvikten hos adulta kustsnäppor i södra Östersjön har tidigare visat sig vara bland de lägsta som uppmätts någonstans för den aktuella underarten, något som bekräftades av denna studie. Det antyder att området mera är en rastplats för krislägen än en normal plats för födosök under flyttningen.

Eftersom ungfågglarna hade större kroppsmassa i förhållande till sin storlek än gamla fåglar hade de därmed större relativa energireserver. Återfynden av ungfågglar visar att dessa är spridda längs hela flyttningssvågen och inte koncentrerade till stora traditionella rastlokaler. Sannolikt är det så att de oerfarna ungfågglarna flyttar i små etapper och inte genomför de långdistansflygningar som de gamla fåglarna gör. Södra Östersjön kan således vara en av många normala rastplatser för ungfågglarna.

I augusti hade de anländande ungfågglarna en justerad kroppsmassa som var 15% lägre än fåglarna som kom i september. En förklaring kan vara olika beteende under färden mellan häckningsområdet och rastplatsen. Man vet att ungfågglar har mycket låga energireserver när de lämnar sina arktiska häckningsplatser. De tidiga fåglarna kan ha flyttat korta etapper och lagt upp bara en liten mängd fett på varje plats, medan de senare fåglarna kan ha haft tid att lägga upp en större reserv och sedan flyttat en längre sträcka.

Isländska kustsnäppor har kortare näbbar och längre vingar än de från Sibirien. Data från några olika rastlokaler för rasen *canutus* ges i Tabell 2. Figur 3 visar fördelningen av vinglängd och näbb-längd för de adulta kustsnäpporna som fångades i Puckviken. I denna figur har motsvarande mått för isländska kustsnäppor lagts in. Som synes faller många fåglar inom variationen för de isländska men det är ett stort överlapp, vilket innebär att enskilda individer inte med säkerhet kan föras till den ena eller andra rasen. Antalet isländska kustsnäppor i Puckviken är dock troligen mycket lågt.

Long-term population trends in the Lesser Black-backed Gull *Larus f. fuscus* at Stora Karlsö and Lilla Karlsö, and initial results on breeding success

Populationstrender och häckningsframgång hos silltrut Larus f. fuscus på Stora och Lilla Karlsö

MATTIAS LIF, MÅNS HJERNQUIST, OLOF OLSSON OCH HENRIK ÖSTERBLOM

Abstract

Censuses of the breeding population of the nominate race of Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus* were performed on the islands Lilla Karlsö and Stora Karlsö in the Baltic Sea in 2003 and 2004. At Lilla Karlsö, 126 and 136 nests were found, whereas the figures for Stora Karlsö were 532 and 477. These figures were evaluated together with previous censuses and the conclusion is that the population of both islands has recovered from the decrease that took place during the eighties and early nineties. The breeding success was found to be very low in 2003 and 2004 – about 0.11 respectively 0.02 fledglings/nest at Stora Karlsö and 0.16

respectively 0.07 at Lilla Karlsö. The reasons for the reproductive failure are not clear.

Mattias Lif, Banérgatan 16A, S-752 37 Uppsala, Sweden.

Måns Hjernquist, Sproge Snoder 806, S-620 20 Klintehamn, Sweden.

Olof Olsson, Mistra, Gamla Brogatan 36–38, S-111 20 Stockholm, Sweden.

Henrik Österblom, Department of Systems Ecology, Stockholm University, S-106 91 Stockholm, Sweden. E-mail: silltruten@hotmail.com

Received 13 December 2004, Accepted 20 January 2005, Editor: Å. Lindström

Introduction

The populations of the nominate race of Lesser Black-backed Gull *Larus f. fuscus* have declined drastically throughout its entire breeding range – the Baltic Sea, the inland of Finland, northern Norway, Estonia and Russian Karelia – during the second half of the 20th century. At Græsholmen, near Bornholm in the Baltic Sea, the breeding pairs of Lesser Black-backed Gull numbered 1200 in 1940 whereas in 1990 the number was down at 4–5 pairs (Lyngs 1992), showing no sign of recovery (P. Lyngs, personal communication). Declining numbers are also reported from Finland (e.g. Bergman 1982, Hario 1990) and northern Norway (Strann & Vader 1992, Lorentsen 2003). The Swedish population of nominate Lesser Black-backed Gull has been estimated at 17,000 pairs in the late seventies and about 4000–5000 in the late nineties (Svensson et al. 1999). As a consequence of the decline, the nominate race *fuscus* has been put on Red List of Swedish Species under the category “Endangered” (Gärdenfors 2000). The reasons for the declines are not fully understood, but several (probably interacting) factors have been suggested (Bergman 1982, Kilpi 1983, Hario 1990,

1994, Lyngs 1992, Strann & Vader 1992, Hario & Rudbäck 1996, 1999, Svensson et al. 1999, Hario et al. 2004): (1) competition with Herring Gull *Larus argentatus*, (2) scarcity of food in the breeding area, (3) negative factors in the winter quarters, (4) predation, and (5) diseases.

Stora Karlsö and Lilla Karlsö together hold the largest breeding concentration of the Lesser Black-backed Gull in the proper Baltic Sea. The five censuses that have been performed at the largest colony, Stora Karlsö, between 1976 and 1998 show a decreasing trend in the number of breeding pairs (Hedgren & Kolehmainen 2000). The number of breeding pairs at Lilla Karlsö have been monitored continuously since the early seventies.

The aim of our study was to follow up and evaluate the previous censuses of the Karlsö populations and to make a pilot study of different population parameters, to be able to forecast the future of the nominate race of Lesser Black-backed Gull in the Baltic Sea area.

Material and methods

The study was carried out between May and August in 2003 and 2004 on the islands Stora Karlsö

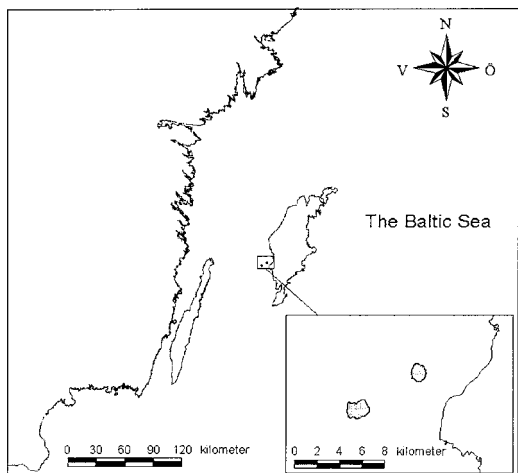


Figure 1. Map showing the location of Stora Karlsö (left) and Lilla Karlsö (right) in the Baltic Sea.

Karta som visar Stora och Lilla Karlsös position i Östersjön.

(57°17'N, 17°58'E) and Lilla Karlsö (57°19'N, 18°04'E), located on the west coast of Gotland in the Baltic Sea (Figure 1).

Censuses were performed at Stora Karlsö and Lilla Karlsö where the numbers of nests were counted. One part of each island (the "study area", Figure 2) was studied more thoroughly. At Stora

Karlsö, the nests in the study area were censused between mid-May and mid-June. Most of the remaining parts of the colony at the island were censused 3 and 4 June in 2003 as well as 2004. During these two days two persons were thoroughly searching for nests at localities where birds had been breeding earlier and where individuals had been observed from distance earlier in the breeding season. The different breeding areas were just visited once for nest counting (except for the study area) and in the order from west to east along the southern part of Stora Karlsö. While approaching a breeding area the number of Lesser Black-backed Gull individuals in the air was counted, thereafter the nests were located and marked (to avoid double counting) and the content noted. At Lilla Karlsö all nests were counted and in the study area the nests were marked as well.

The study area at Stora Karlsö was visited with 1–3 days intervals during the incubation and chick rearing periods, and the content of the nests was controlled. Chicks were ringed and weighed the first time they were found and thereafter weighed each time they were found. Observational studies were performed from hides, using telescopes, between 9 and 26 June at Stora Karlsö and between 14 and 30 June at Lilla Karlsö in 2003. During the second part of July and throughout August, fledglings were counted repeated times by walking around the islands in a way that the whole shoreline (and the sea surface outside the shoreline) were surveyed in as short time as possible.

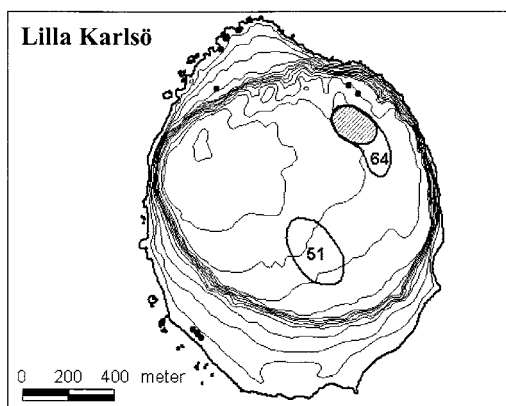
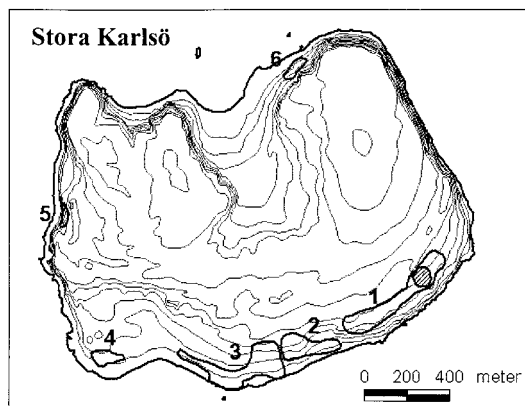


Figure 2. The breeding areas at Stora Karlsö and Lilla Karlsö. Number 1–6 at Stora Karlsö represent the areas in Table 1. The figures in the two breeding areas at Lilla Karlsö show the number of nests in 2003 while the dots mark individual nests outside the main breeding areas the same year. The striped parts of the islands represent the "study areas".

Häckningsområdena på Stora och Lilla Karlsö. Område 1–6 på Stora Karlsö motsvarar de som anges i Tabell 1. Siffrorna i de två häckningsområdena på Lilla Karlsö anger antalet bon år 2003 och prickarna representerar bon utanför häckningsområdena samma år. De streckade fälten markerar "studieområdena" på öarna.

Table 1. Number of breeding pairs of Lesser Black-backed Gulls in different areas at Stora Karlsö (cf. Figure 2). Data from 1976, 1985 and 1998 originate from Hedgren & Kolehmainen (2000). *Antal häckande par silltrut i olika områden under olika år på Stora Karlsö (jämför Figur 2). Data för åren 1976, 1985 och 1998 är från Hedgren & Kolehmainen (2000).*

Area Område	Number of breeding pairs <i>Antal häckande par</i>				
	1976	1985	1998	2003	2004
1 (Fanterna-Lilla Äske)	303	93	199	277	246
2 (Lilla Äske, vik och udde)	77	52	16	43	65
3 (Stora Äske-Suderhamn)	121	110	62	146	108
4 (S och SO Lauphargi)	153	95	44	49	36
5 (Ramroir)	-	-	2	10	12
6 (NO Stora Förvar)	-	-	-	7	10
Total	654	350	323	532	477

Results and discussion

Censuses and trends in colony size

A total of 658 and 613 nests were found at the two islands in 2003 respectively 2004. The Lesser Black-backed Gulls at Lilla Karlsö are breeding in open sheep pasture land which made the nest counting easy. Therefore, the 126 respectively 136 nests (Figure 3) found at Lilla Karlsö are most likely close to the true number. In contrast, most of the Lesser Black-backed Gulls at Stora Karlsö breed in dense vegetation, preferably under shrubs of Mahaleb cherry *Prunus mahaleb* or Juniper *Juniperus communis*. The 532 and 477 nests located at Stora Karlsö (Figure 3) are underestimates. Several nests were probably not found because some breeding areas (area 4 and western part of area 1, Figure 2) had very dense vegetation of Mahaleb cherry that were difficult to survey completely during the limited time of searching. Area 5, with 15–20 nests (of which 10 were observed from distance), was situated close to breeding auks. To avoid disturbance this breeding area was not visited at all. In addition some late pairs had not started to breed at the time of the nest counting. Hence, we estimate the true number of breeding Lesser Black-backed Gull pairs at Stora Karlsö in 2003 to be 600. The population of both Karlsö islands in 2003 was therefore about 730 pairs.

In 2004, the nests in the breeding areas with dense vegetation at Stora Karlsö were even more difficult to locate. The reason was that the herb Garlic Mustard *Alliaria petiolata* this year grew exceptionally frequent and dense under the Mahaleb cherry shrubs. This might partly explain the lower number of nests found in area 1 and 4 (Figure 2, Table 1). However, area 3, which is relative-

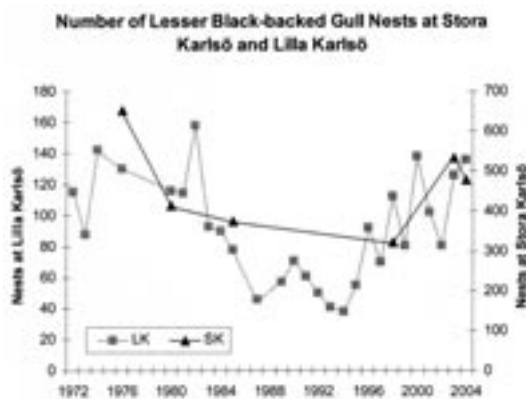


Figure 3. The number of Lesser Black-backed Gull nests at Lilla Karlsö and Stora Karlsö between 1972 and 2004. Data have been collected at Lilla Karlsö in all years, except for 1976, 1977–79, 1986 and 1988. At Stora Karlsö censuses have been made in 1976, 1980, 1985, 1998, 2003 and 2004. *Antal silltrutsbon på Lilla Karlsö och Stora Karlsö mellan 1972 och 2004. Från Lilla Karlsö finns uppgifter för samtliga år utom 1975, 1977–79, 1986 och 1988. Uppgifter från Stora Karlsö finns för åren 1976, 1980, 1985, 1998, 2003 samt 2004.*

ly easy to survey, had 146 nests in 2003 compared to 108 nests in 2004 indicating an actual decrease between the years. The other areas (2, 5 and 6) held slightly more nests in 2004.

The number of breeding pairs of Lesser Black-backed Gulls at Stora Karlsö has been estimated through nest counting in 1976, 1980, 1985 and 1998 (Fredriksson 1977, Fredriksson 1992, Hedgren & Kolehmainen 2000). At these occasions 654, 414, 375 and 323 nests were found (Figure 3). These

figures show a clearly decreasing trend over the years, whereas the result of the censuses in 2003 and 2004 show a breeding population of Lesser Black-backed Gulls that is comparable with figures of the late 1970s (Figure 3, Table 1). Compared to 1998 the number of nests was higher at all different breeding areas at Stora Karlsö in 2003 (Table 1). Seven nests were also found at a new site on the northern part of the island (area 6, Figure 2). An interesting finding was that 114 out of the 146 nests found in area 3 (Figure 2) were located at slopes of cobblestones near the seashore, which has not been noted in the earlier censuses. The amount of time allocated for the censuses have been varying between the occasions, which might have resulted in different quality of the estimates. Nevertheless, the much higher number of nests found in 2003 and 2004 can probably not only be explained by differences in census methodology. A real increase in the number of nests has most likely occurred.

The breeding population at Lilla Karlsö decreased from about 140 pairs in the mid seventies to about 40–60 pairs in late eighties and early nineties and thereafter increased to numbers similar to the mid seventies (Hjernquist 1972–2003). Thus, the trend of a substantial decline and a recent increase is similar at both islands. Notice that

the breeding number at Lilla Karlsö does sometimes vary a lot between adjacent years (Figure 3). We do not know if the population at Stora Karlsö has varied in the same manner. Even though the number of nests of Lesser Black-backed Gulls found at Lilla Karlsö varies between years, the number of adult birds staying at the island during the breeding season does not fluctuate in the same manner from year to year (Hjernquist M, personal observation). It might be that in some years several pairs fail to breed at an early stage (or even do not try to breed) and consequently few nests are found. Taking the results of the censuses from both islands in consideration, the overall conclusion is that the population of Lesser Black-backed Gull in the Karlsö area has increased and is now close to the figures of the 1970s. Whether this increase is a result from internal recruitment or an influx of individuals from other areas is unclear.

Breeding parameters

The average clutch size in the study area at Stora Karlsö was 2.81 eggs in 2003 and 2.91 eggs in 2004, whereas the figures for the study area at Lilla Karlsö were 2.75 and 2.82, respectively (Table 2). These clutch sizes are comparable with data from other studies (e.g. Hario 1990, Hario & Rudbäck

Table 2. Breeding parameters of Lesser Black-backed Gulls at Lilla Karlsö (LK) and Stora Karlsö (SK) in 2003 and 2004.

Häckningsdata för silltrut på Lilla Karlsö (LK) och Stora Karlsö (SK) åren 2003 och 2004.

Year	Location	No. of Nests	Average clutch size ± s.d.	Unhatched eggs ¹ nests/eggs/%	Predated eggs nests/eggs/%	Hatched eggs %	Fledglings per nest ²
År	Lokal	Antal bon	Medelkullstorlek	Okläckta ägg ¹ bon/ägg/%	Prederade ägg bon/ägg/%	Kläckta ägg %	Flygga ungar per bo ²
2003	LK	53	2.75 ± 0.52	2/2/1.3	1/1/0.6	98.1	0.16
2003	SK	108	2.81 ± 0.42	6/7/2.5	≥8/21/6.5	≤91.0 ⁴	0.11
2004	LK	45	2.82 ± 0.44	4/5/4.4	6/6/4.4 ³	91.1	0.07
2004	SK	23	2.91 ± 0.29	2/2/2.9	3/9/13.0 ³	84.1	0.02

¹ Including eggs/chicks that “died at pipping”. *Inkluderar ägg/ungar som dog i samband med kläckningen.*

² Calculated from the number of fledglings found on respective island divided by the total number of nests found on the island. *Beräknat från antalet flygga ungar funna på respektive ö delat med antalet funna bon på ön.*

³ Including eggs that “disappeared” during the time of incubation. *Inkluderar ägg som oförklarligt försvann under ruvningen.*

⁴ The fate of many eggs in the 108 nests are unknown during the time of hatching, the hatching rate of 91 % assumes all these eggs being hatched. See the text for discussion. *Ödet för många av äggen i de 108 bona vid tidpunkten för kläckning är okänt. Uppskattningen om 91 % kläckningsframgång bygger på att alla äggen faktiskt kläckte.*

1996, Bukacinski et al. 1998). The percentages of unhatched and predated eggs were low and varied between 1.3% and 4.4% respectively 0.6% and 13%, giving hatching frequencies between 84% and 98% (Table 2). At the study area at Stora Karlsö in 2003 many of the 108 nests were not visited frequently during the time of hatching (partly due to rainy days that prevented visits but also because the more chicks that hatched the more of the limited time had to be allocated to searching and handling of chicks resulting in fewer number of nests that could be controlled during a visit). Therefore the exact fate of the eggs in many clutches at the time of hatching are unknown. However, the majority of the eggs with unknown fate were most likely hatched. Assuming all these eggs to be hatched gives a hatching rate of 91%, the true value is probably slightly lower provided that some of the eggs may have been predated shortly before hatching (Table 2).

Repeated counting of fledged juveniles along the whole shoreline of Stora Karlsö in 2003 gave a figure of about 60, suggesting a breeding result of 0.11 fledglings/nest if calculated with 532 as the number of nests (or 0.10 fledglings/nest for 600 nests). In 2004 only 11 fledged juveniles were found at Stora Karlsö, suggesting a fledging rate of 0.02. At the time of counting at Stora Karlsö in 2004 about half of the fledged juveniles at Lilla Karlsö had left the island. If the same amount had left Stora Karlsö the fledging result should be 0.05 juveniles/nest instead. The fledging rates for Lilla Karlsö were 0.16 and 0.07 in 2003 respectively 2004 (Table 2). The breeding results for both islands in 2003 and 2004 are very low and can not compensate for the adult mortality in the long run. Hario (1994) calculated a minimum fledging rate of 0.45 juveniles/pair to maintain the population (assuming 10% annual loss of adults and 44% survival from first winter to maturity).

Predation

During 52 observation hours in the study area at Stora Karlsö in 2003, where about 30 nests could be surveyed regarding predation, 10 young chicks (younger than 7 days) were predated by Herring Gull and 4 older chicks (15–18 days) predated by Great Black-backed Gull *Larus marinus*. At another location (Area 5, see Figure 2) at Stora Karlsö in the same year where 10 nests were surveyed, no predation was observed during 12.5 observation hours. At Lilla Karlsö (in 2003) only one chick was predated, by a Lesser Black-backed Gull,

during in total 41 observation hours (36 nests observed) in the study area.

Chick growth

Figure 4 shows the body weights of Lesser Black-backed Gull chicks at different ages at Stora Karlsö. Comparison with chick weights from the archipelago of the Gulf of Finland in 1981–1989 (Hario 1990, his figure 7) shows that the chicks at Stora Karlsö gained weight at least as good as the Finnish chicks did during what Hario call “better-quality years”. The average weight gain during the first 7 days of the chicks’ life in Gulf of Finland varied between 50 g and 105 g in the years 1981 to 1989. The chicks weighed at Stora Karlsö gained more than 100 g during the first 7 days (Figure 4). This indicates that the food situation for Lesser Black-backed Gull in the Karlsö area was good in 2003 and 2004 and that the chicks did not suffer from starvation.

Diseases

Hario et al. (2004) concluded that the observed population decline of Lesser Black-backed Gull in the Gulf of Finland (eastern Baltic Sea) was due to high chick mortality as a result of disease. In addition, the high chick mortality in the Gulf of Finland was associated with elevated DDE/PCB ratio in Lesser Black-backed Gull (Hario et al. 2004). Occurrence of diseases among the chicks at the Karlsö islands is possible, in 2003 just one chick was found dead without any signs of predation (or being eaten upon after death) whereas in 2004 several chicks were found and collected for examination. However, the autopsies were not able to clarify the reason for the high chick mortality since the majority of the collected chicks were severely degraded.

Conclusions

The breeding population of Lesser Black-backed Gull at Stora Karlsö and Lilla Karlsö has recovered from the decrease that took place during the eighties and early nineties. This recent recovery might be due to an influx of adult individuals from other breeding areas or due to successful internal recruitment. However, a very low breeding success was found at the islands in 2003 and 2004. The reasons for the breeding failures are not clear. Predation could be a contributing factor in some of the localities (e.g. the study area at Stora Karlsö),

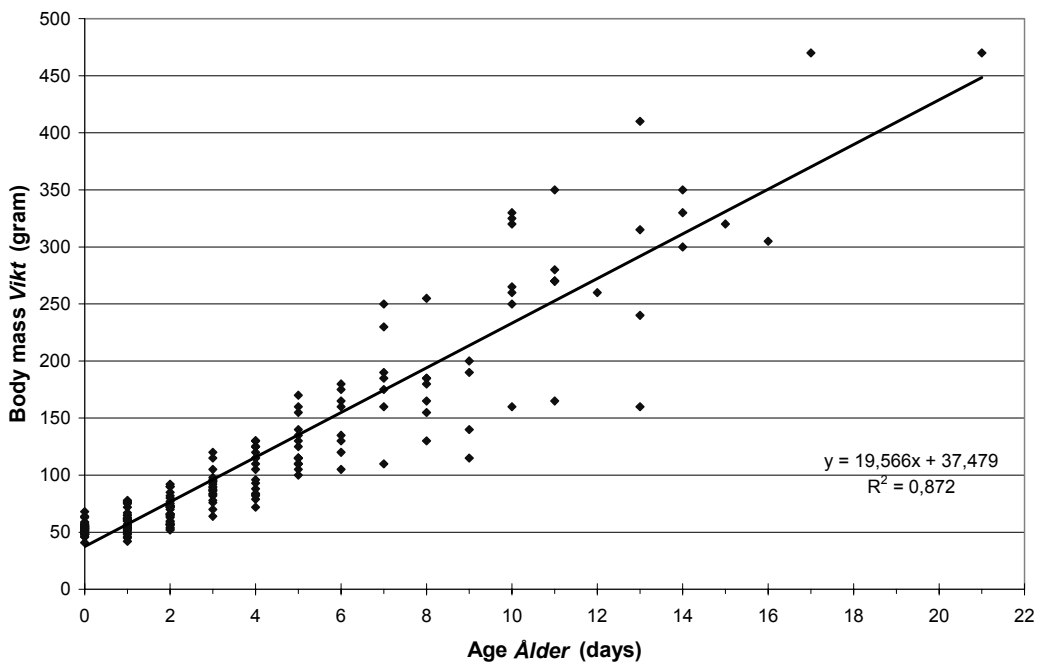
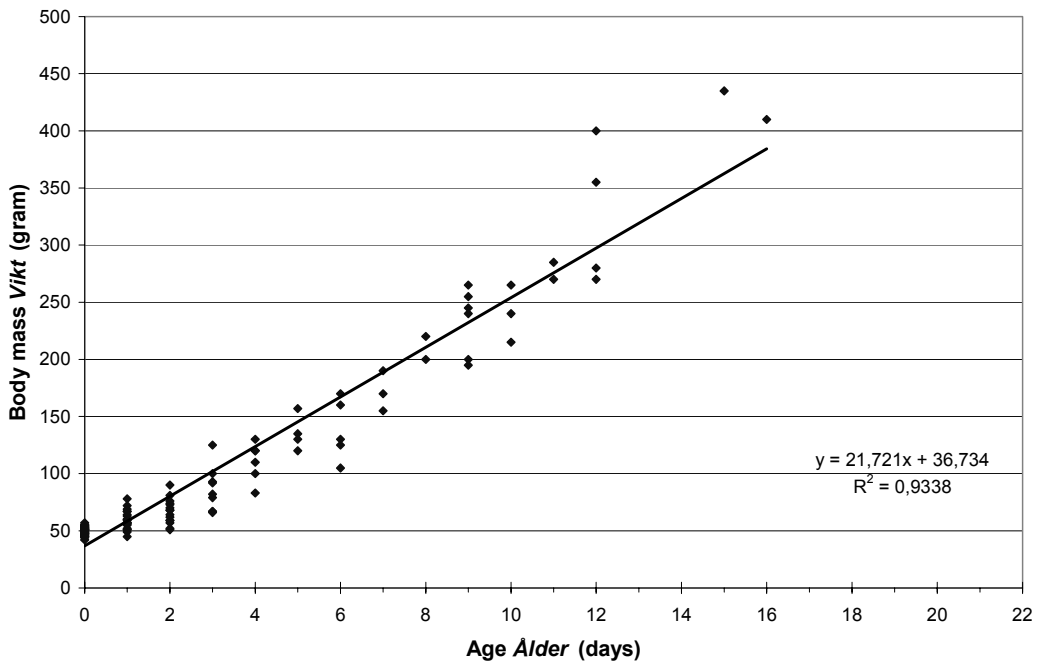


Figure 4. Body weights of Lesser Black-backed Gull chicks with known age at Stora Karlsö in 2003 (upper graph) and 2004 (lower graph), several chicks are weighed at two or more occasions (2003: 116 weights, 52 chicks; 2004: 210 weights, 48 chicks). Regression lines are fitted to the data sets.

Samtliga vikter på silltrutsungar på Stora Karlsö med känd ålder, flera ungar är vägda vid två eller flera tillfällen (2003: 116 vikter, 52 ungar, övre figuren; 2004: 210 vikter, 48 ungar, nedre figuren). Regressionslinjer är anpassade till datapunkterna.

but this seems not to be the main reason for the large number of “disappearing” chicks. Diseases, starvation or bad weather conditions are also possible factors for the low chick survival, but neither of these seemed to be the obvious (or only) cause of the poor fledging success observed in this study.

Acknowledgement

We thank Björn Hjernquist for giving us access to data rigorously collected by himself as part of the annual environmental monitoring programme at Lilla Karlsö. We also thank Jonas Sundberg, Fredrik Sigsarve and Erik Rudstedt for assistance in the field. The land-owners of Stora Karlsö, Karlsö Jagt- och Djurskyddsforenings AB, and of Lilla Karlsö, The Swedish Society for Nature Conservation, are acknowledged for allowing us to perform this study on their property. The latter also for providing wages for the persons involved at Lilla Karlsö. This project was financed by the Lindberg foundation for bird research through WWF Sweden.

References

Bergman, G. 1982. Population dynamics, colony formation and competition in *Larus argentatus*, *fuscus* and *marinus* in the archipelago of Finland. *Annales Zoologici Fennici* 19: 143–164.

Bukacinski, D., Bukacinska, M. & Spaans, A. L. 1998. Experimental evidence for the relationship between food supply, parental effort and chick survival in the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. *Ibis* 140: 422–430.

Fredriksson, R. 1977. Rapport om påbörjad undersökning av silltrut (*Larus fuscus*) på Stora Karlsö 1976. Fältbiologerna Sörmland-Östgöta distriktskansli. Norrköping.

Fredriksson, R. 1992. Silltruten på Stora Karlsö och dess status på övriga Gotland. *Bläcka* 18:21–31.

Gärdenfors, U. (ed) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000–The 2000 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Hario, M. 1990. Breeding failure and feeding conditions of Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus* in the Gulf of Finland. *Ornis Fennica* 67: 113–129.

Hario, M. 1994. Reproductive performance of the nominate Lesser Black-backed Gull under the pressure of Herring Gull predation. *Ornis Fennica* 71: 1–10.

Hario, M. & Rudbäck, E. 1996. High frequency of chick diseases in nominate Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus* from the Gulf of Finland. *Ornis Fennica* 73: 69–77.

Hario, M. & Rudbäck, E. 1999. Dying in the midst of plenty – the third-chick fate in nominate Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus*. *Ornis Fennica* 76: 71–77.

Hario, M., Hirvi, J.-P., Hollmén, T. & Rudbäck, E. 2004. Organochlorine concentrations in diseased vs. healthy

gull chicks from the northern Baltic. *Environmental Pollution* 127: 411–423.

Hedgren, S. & Kolehmainen, T. 2000. Häckande fåglar på Stora Karlsö 1998. *Länsstyrelsen i Gotlands län. Livsmiljöheten – rapport nr 2*, 2000.

Hjernquist, B. 1972–2003. *Årsrapporter. Lilla Karlsö*. Svenska Naturskyddsforeningen.

Kilpi, M. 1983. Population trends and selection of nest-sites in *Larus argentatus* and *L. fuscus* on the Finnish coast. *Ornis Fennica* 60: 45–50.

Lorentsen, S. H. 2003. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultat til og med hekkesesongen 2003. *NINA Oppdragsmelding* 803, 34 pp.

Lyngs, P. 1992. Ynglefuglene på Græsholmen 1925–90. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 86: 28–33.

Strann, K.-B. & Vader, W. 1992. The nominate Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus*, a gull with a tern-like feeding biology, and its recent decrease in northern Norway. *Ardea* 80: 133–142.

Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld*, supplement 31. Stockholm.

Sammanfattning

Nominatrasen av silltrut *Larus fuscus fuscus* har under 1900-talets andra hälft minskat drastiskt i hela dess utbredningsområde, d.v.s. Östersjöområdet, det finländska inlandet, Estland, ryska Karelen och norra Norge (Bergman 1982, Hario 1990, Lyngs 1992, Strann & Vader 1992, Lorentsen 2003). Den svenska populationen av nominatrasen har minskat från ca 17 000 par i slutet av 1970-talet till 4 000–5 000 par i slutet av 1990-talet (Svensson et al. 1999). Som en följd av denna minskning är rasen upptagen på den Svenska Rödlistan under kategorin ”Hotad” (Gärdenfors (ed), 2000). Orsaken till tillbakagången är inte helt kartlagd, men flera faktorer har föreslagits (Bergman 1982, Kilpi 1983, Hario 1990, 1994, Lyngs 1992, Strann & Vader 1992, Hario & Rudbäck 1996, 1999, Svensson et al. 1999, Hario et al. 2004): 1) konkurrens med gråtrut *Larus argentatus*, 2) födobrist i häckningsområdet, 3) negativa faktorer i övervintringsområden, 4) predation och 5) sjukdomar.

Stora och Lilla Karlsö hyser tillsammans det största beståndet av silltrut i egentliga Östersjön och de boinventeringar som genomförts på Stora Karlsö mellan 1976 och 1998 visar på en neråtgående trend (Hedgren & Kolehmainen 2000). På Lilla Karlsö har antalet silltrutsbon räknats kontinuerligt sedan början på 1970-talet. Syftet med denna studie var att följa upp och utvärdera de tidigare inventeringarna av Karlsöarnas silltrutspopulation samt att göra en pilotstudie av grundläggande häckningsparametrar.

Studien utfördes från maj till augusti 2003 och 2004 på öarna Stora Karlsö (57°17'N, 17°58'E) och

Lilla Karlsö (57°19'N, 18°04'E), utanför Gotlands västkust (Figur 1). Boinventering genomfördes på båda öarna där ett område på respektive ö ("studieområdena", se Figur 2) studerades mer noggrant. Ungar ringmärktes och vägdes första gången de hittades och därefter vägdes de vid varje tillfälle de återfanns. Observationsstudier utfördes från gömslen med hjälp av tubkikare. Flygga ungar räknades i slutet av häckningssäsongerna på båda öarna.

Totalt hittades 658 (2003) och 613 (2004) bon på öarna. De 126 respektive 136 bon (Figur 3) som hittades på Lilla Karlsö är sannolikt väl överensstämmande med det verkliga antalet eftersom silltrutarna där häckar i öppen fårbetad mark som är relativt lättinventerad. Till skillnad från Lilla Karlsö häckar de flesta silltrutarna på Stora Karlsö i tät och svårinventerad vegetation, framförallt under buskar som vejskel *Prunus mahaleb* eller en *Juniperus communis*. Därför tror vi att de 532 och 477 lokaliserade bona (Figur 3) är en viss underskattning av antalet häckande par silltrut på Stora Karlsö.

Antalet häckande par silltrut på Stora Karlsö har tidigare bestämts genom boräkningar gjorda 1976, 1980, 1985 och 1998 (Fredriksson 1977, Fredriksson 1992, Hedgren & Kolehmainen 2000) då man fann 654, 414, 375 samt 323 bon. Dessa siffror visar på en tydlig neråtgående trend, men resultatet av 2003 och 2004 års inventeringar tyder på ett häckande bestånd i nivå med det på slutet av 70-talet. Den tid som avsatts för att söka efter bon har varierat mellan de olika tillfällena vilket kan resultera i olika kvalitet på inventeringarna. Den stora ökningen av funna bon 2003 kan dock inte bara förklaras av skillnader i inventeringsmetodik – en verklig ökning av populationen har sannolikt skett.

På Lilla Karlsö har den häckande populationen av silltrut minskat från ca 140 par i mitten på 70-talet till ungefär 40–60 par i slutet av 80-talet och början av 90-talet. Därefter har den åter ökat till en nivå jämförbar med 70-talets mitt (Figur 3). Antalet bon varierar dock mycket mellan vissa år. Det är osäkert om populationen på Stora Karlsö har varierat på ett liknande sätt mellan enskilda år.

Den övergripande slutsatsen av inventeringarna för båda öarna är att silltrutspopulationen i Karlsöområdet har ökat de senaste åren och är nästan i nivå med 1970-talets siffror.

Kullstorleken i studieområdet på Stora Karlsö var i genomsnitt 2,81 (2003) och 2,91 (2004)

ägg, motsvarande siffror för studieområdet på Lilla Karlsö var 2,75 respektive 2,82 (Tabell 2). Frekvensen okläckta och prederade ägg var låg och varierade mellan 1,3 och 4,4 % respektive 0,6 och 13 %, kläckningsfrekvenserna varierade mellan 84 och 98 % (Tabell 2). Upprepade räkningar av flygga ungar utefter stränderna på Stora Karlsö 2003 gav en totalsiffra på ca 60, vilket antyder ett häckningsresultat på ca 0,1 flygga ungar/bo. Säsongen 2004 hittades endast 11 ungar i flygg ålder vilket gav ett resultat på 0,02 flygga ungar/bo. På Lilla Karlsö var häckningsframgången 0,16 och 0,07 flygga ungar/bo under 2003 respektive 2004.

Under 52 observationstimmar i studieområdet på Stora Karlsö, där ca 30 bon kunde övervakas med avseende på predation, blev 10 silltrutsungar tagna av gråtrut och 4 ungar tagna av havstrut. I ett annat område på Stora Karlsö (område 5, Figur 2), där 10 bon studerades, noterades ingen predation under 12,5 observationstimmar. På Lilla Karlsö sågs endast en unge bli prederad under 41 observationstimmar i studieområdet (36 bon övervakades) – av en silltrut.

Jämförelse med ungvikter hos silltrut i skärgården i Finska Viken mellan åren 1981 och 1989 (Hario 1990, fig.7) visar att ungarna på Stora Karlsö ökar i vikt minst lika bra (Figur 4) som de finska ungarna gjorde under vad Hario kallar "goda år". Detta indikerar att födotillgången för silltrutarna i Karlsöområdet var bra under 2003 och 2004 och att ungarna inte led av svält.

Orsakerna bakom den mycket låga häckningsframgången hos silltrut på Lilla och Stora Karlsö under 2003 och 2004 är inte helt klarlagda. Predation kan vara en bidragande faktor i vissa områden, men orsaken till det stora "försvinnandet" av ungar är inte uttrött. Hario et al. (2004) konstaterar att den observerade populationsnedgången hos silltrut i Finska Viken beror på en hög ungdödlichkeit på grund av en sjukdom som verkar korrelera med en förhöjd DDE/PCB kvot. Sjukdom kan mycket väl förekomma hos silltrutsungarna på Karlsöarna. Säsongen 2003 hittades dock endast en död unge utan spår av predation medan det 2004 hittades flera ungar varav några samlades in för analys. Obduktion av ungarna gav dock inget svar på orsaken till den höga ungdödlichkeit då majoriteten av de insamlade ungarna var kraftigt förruttnade. Sjukdom, predation, svält och dåligt väder är möjliga faktorer till låg överlevnad hos ungar men ingen av dessa tycks vara den uppenbara (eller enda) orsaken till den dåliga häckningsframgången hos silltrut i denna studie.

Seasonal changes in the number of the Grey Heron *Ardea cinerea* occurring on Kolut fishponds in northern Serbia

Säsongsförändringar av antalet gråhägrar Ardea cinerea vid Kolut fiskdammar i norra Serbien

MARKO TUCAKOV

Abstract

The number of Grey Herons *Ardea cinerea* occurring at different times of the year on Kolut fishponds in northern Serbia was monitored between 1998 and 2003. With data pooled over the years, the number of birds occurring in the non-breeding period, August to April, varied significantly between months. The number of overwintering herons was low and then increased significantly to reach a spring peak in March. In April the number decreased before breeding, probably because migrating individuals left the area. In autumn there was an even higher peak in November compared to the spring peak. Significantly more herons occurred in au-

tumn (August to December) than in spring (January to April). There was no significant difference between the spring months in the number of herons while there was significantly more herons occurring in November than in the other autumn months. The number of Grey Herons correlated with the number of Great White Egrets *Egretta alba*, meaning that also the number of Great White Egrets increased when the number of herons did so.

Marko Tucakov, Marka Oreškovića 9, 25275 Bački Breg, Serbia and Montenegro; e-mail: mtucakov@eunet.yu

Received 3 January 2005, Accepted 25 February, Editor: A. Brodin

Introduction

In Europe, the Grey Heron is a migratory, partially migratory and dispersive species. Autumn migration lasts from early September to late October. In the northern and eastern parts of Europe the cold winters make the habitat unsuitable for herons, and large parts of the populations in such areas are migratory (Pineau 2000). Many birds spend the winter in the Mediterranean region and the Middle East, while others migrate to Northern Africa. Spring migration starts in February (Cramp & Simmons 1983).

After Little Bittern *Ixobrychus minutus*, the Grey Heron is the second most common breeding heron in Serbia, where 2100–2400 pairs were estimated to breed yearly between 1990 and 2003 (Puzović et al. 2003). Outside the breeding season this species occurs in a variety of habitats throughout the country (Puzović 1999). The stopover sites during migration include floodplains (e.g. Iršai 1997, Kanjo 1997), sodium lakes and temporarily wet saline meadows (e.g. Lukač & Ternovac 1990, Dević 2000), and eutrophic natural lakes (Hulo & Gergelj 2001). Nevertheless, fishponds appear to

be the most important type of stopover site, with numerous flocks of herons present at many locations outside the breeding season (Šoti & Dimitrijević 1974, Lukač et al. 1995). According to ringing studies, birds passing through, or wintering in Serbia originate from breeding colonies situated in northern, north-eastern (Novčić & Ivočić 2000) and central Europe (Kroneisl-Rucner 1960).

Even though the Grey Heron is such a numerous species in Serbia, its occurrence and variation in numbers on particular localities in the country has not been discussed at all. The aim of this work is to describe Grey Heron occurrence at different times of the year on a small fishfarm near Kolut in Serbia, and to discuss this in relation to the phases of fish production in this man-made wetland.

Study area and methods

The Kolut fishponds are situated on the edge of the village Kolut in the province of Vojvodina situated in north-western Serbia (UTM CR48, 45° 53'N 18° 57'E). The region has a Danubian type of continental climate with the highest mean temperature in July (20,9°C) and the lowest mean

temperature in January ($-0,9^{\circ}\text{C}$). The month with the highest mean precipitation is June (78 mm), the one with the lowest is February (33 mm) and the yearly average is 569 mm (Tomić 1996). The dominant fish species that is reared in the ponds is Carp *Cyprinus carpio*, but also small numbers of other species such as Grass Carp *Ctenopharyngodon idella*, Silver Carp *Hypophthalmichthys molitrix*, Bighead Carp *H. nobilis*, Wels Catfish *Silurus glanis*, Zander *Stizostedion lucioperca*, and Pike *Esox lucius* occur (Ržančanin et al. 1982). During the study period, 175 ha of ponds was in usage within the farm. Fish production takes place in 8 large ponds, while 10 smaller ones serve as wintering storage of fish (Barkjaktarov 2004). Ponds receive water from the nearby river Plazović. The fish is fed from boats, and after the winter, feeding starts in April. The production technique includes enhancement of the benthos production by addition of fertilizers, as well as water calcification throughout the year. Provisioning of food to the fish continues until late September, after which the larger ponds are emptied and the fish harvested. The emptying procedure lasts until late October and harvesting continues until mid December. The large ponds are not refilled again until late February and the ratio between empty and full ponds during the winter is approximately 50%–50%.

The banks and the small islets in the ponds are mainly covered by Reed *Phragmites communis* and Reedmace *Typha* spp. During the vegetation growth season, underwater vegetation covers most of the pond bottoms and this vegetation emerges over the surface only in some patches. Near the ponds the vegetation is dominated by Blackthorn *Prunus nigra*, White Willow *Salix alba*, White Poplar *Populus alba*, Goat Willow *S. caprea* and Grey Willow *S. cinerea*. The fishponds are surrounded by agricultural fields, marshy depressions of the river Plazović and the village Kolut.

I visited the fishponds 129 times between 13 February 1998 and 18 November 2003. During every excursion I surveyed the entire surface of the ponds from the embankments situated between the ponds. I made my observations from points from which all parts of the ponds were visible. I registered all individuals that I observed in or above the study area. When flocks were very large counting could be difficult, and I then assessed the number of Grey Herons using the “block method” (for an explanation see Simić & Tucakov 2003).

In the statistical analyses I used the Chi-square test, the Kruskal-Wallis one-way ANOVA test, the Spearman correlation test, and the Mann Whitney

U-test in the statistical package SPSS 8.0. I did not analyse possible differences in the numbers of herons between particular years. In order to increase the resolution in the figure and the analyses I divided each month into three ten day periods (“decades”) and assigned my observations to these. The first decade would then be the 1st to the 10th of the month, the second decade the 11th–20th and the third decade the 21st–31st day. I used the average number in every decade when I made the figures. Strictly, data are not independent between months since the same individuals may occur several months. However, such dependence is not a problem here since it can only decrease my chance to find significant differences. Grey Herons breed near the ponds, for example in a nearby colony near Bezdan (Puzović et al. 1999), but its occurrence during the breeding period (May, June and July) is excluded from the analyses in this article.

Results

I recorded Grey Herons during 122 (94.6%) of the visits to the ponds. It was the second most common bird species in the study period, after the Mallard *Anas platyrhynchos*. The number of individuals occurring on the ponds outside the breeding season (August to April) is given in Table 1. During this period the number of Grey Herons differed significantly between months (Kruskal-Wallis test, Chi-square = 34.1, df = 8, $P < 0.001$) as well as between spring (January to April) and

Table 1. Number of Grey Heron occurring on Kolut fishponds in Northern Serbia during migration and winter.

Antalet gråhäger vid Kolut's fiskdammsanläggning utanför häckningstid.

Month	No. of individuals (Mean \pm SD)	Maximum no. of individuals
<i>Månad</i>	<i>Antal individer</i>	<i>Max antal individer</i>
January	12.2 \pm 10.7	25
February	45.3 \pm 40.1	110
March	58.8 \pm 51.3	160
April	39.4 \pm 27.6	70
August	28.2 \pm 21.5	60
September	29.0 \pm 20.7	65
October	136 \pm 20.7	385
November	252 \pm 112	650
December	182 \pm 134	350
Total		85.2 \pm 83.5

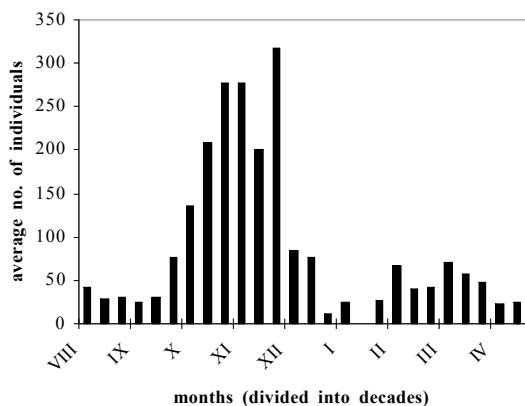


Figure 1. Average number of Grey Herons *Ardea cinerea* per ten-day period over the non-breeding season at the Kolut fishponds between 1998 and 2003.

Genomsnittligt antal hägrar vid Kolutdammarna per tiodagarsperiod utanför häckningstid under åren 1998–2003.

autumn (August to December) (Mann-Whitney U-test = 703.0, $P < 0.005$). Looking at the spring separately, the number of individuals did not differ significantly between months (Kruskal Wallis test, Chi-square = 4.2, $df = 3$, $P > 0.05$). In the autumn, on the other hand, the number of Grey Herons differed significantly between months (Kruskal Wallis test, Chi-square = 20.6, $df = 4$, $P > 0.001$).

In winter, from the third decade in December throughout January the highest record ever was 25 individuals on 20 January 2001. Spring migration begins immediately after the ice starts melting, as water fills the emptied ponds. Migration occurs throughout February and the number of individuals reaches a peak in early March (Figure 1). The maximum number of individuals recorded in spring was 160 individuals observed 28 March 2001. Spring migration ends in early April, after which only local breeders and individuals from a nearby breeding colony near Bezdan occur at the ponds. In early August up to 67 individuals has been recorded while more intensive autumn gathering starts in early October. The autumn peak occurs in late November with a maximum of 650 individuals recorded on 18 November 2000. High numbers still occur throughout much of December.

During the fish-rearing season, between April and September, Grey Herons forage on the edges of the ponds in emergent vegetation or in shallow water close to the banks. However, as emptying of the ponds progresses with the ongoing fish har-

vesting, birds use shallow water patches all over the ponds for foraging, especially the dikes and depressions that have been constructed to facilitate harvesting. The same foraging areas are regularly used also by large numbers of Great White Egrets *Egretta alba*, whose numbers were compared with the numbers of Grey Herons (Table 2).

Discussion

The increase in numbers in early August indicates post breeding aggregations. Grey Herons regularly occur on fishponds in northern Serbia (Purger 1989, Šoti & Šite 1983, Lukač et al. 1995), which holds true for my study area, as well. Grey Herons mainly eat small fish (Cramp 1998) and will thus benefit from the easily accessible food on fishponds throughout much of the year (Boldreghini et al. 1995). To some extent the species can be considered to be an indicator of the eutrophic status of these waterbodies (Vikstrøm 2003). Furthermore, it has been suggested that the recent increase of the population in Vojvodina and Serbia could depend on the improved feeding conditions provided by the construction of carp fishponds during the last 40 years (Puzović et al. 1999).

Outside the breeding season Grey Herons are primarily considered to be solitary foragers that aggregate in flocks only for resting or migration (Cramp & Simmons 1983). Still, they aggregate in large numbers on all surveyed fishpond establishments in province of Vojvodina, with yearly maxima recorded in the autumn. Despite the fact that the Kolut fishponds are relatively small compared to other fishponds in Vojvodina (Bugarić 1999), it boasts the highest yearly maxima of Grey Herons recorded in any surveyed establishments of this type (Lukač et al. 1995, Dević 1995). This suggests that the Kolut ponds are an important stopover and foraging site for this species.

Both during the breeding (Fasola & Barbieri 1978) and non-breeding seasons (Fasola & Ruiz 1996) herons aggregate on wetland sites where they can find good availability of food. At fishponds, the numbers of Grey Herons outside the breeding season is frequently positively correlated with the size of the fish farm (Lukač et al. 1995, Dević 1995, Šetina 1996, Vogrin & Vogrin 1999, Tadić pers. com). There are several possible reasons for this, for example larger fishfarms normally offer larger and more diversified foraging areas (pers. obs.). Also, larger fish farms have more ponds, which means that the emptying and fish harvesting processes last longer. At the same

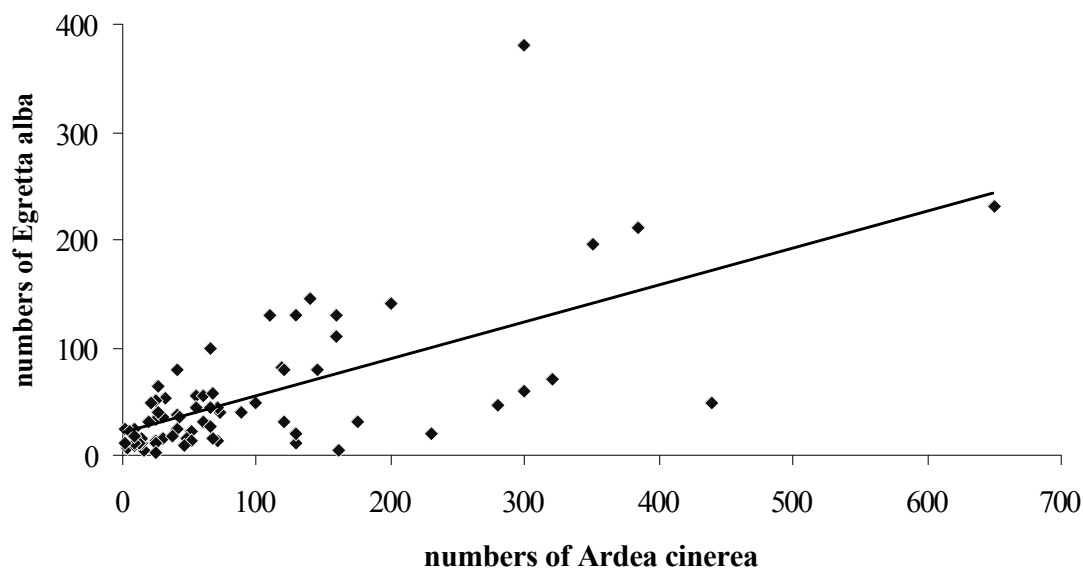


Figure 2. The relationship between the number of Grey Herons *Ardea cinerea* and Great White Egrets *Egretta alba* at the Kolut fishponds.

Förhållandet mellan antalet gråhäger och antalet äggretthäger vid Koluts fiskdammar.

time larger establishments may increase the birds' safety; flocks may rest in places that are less accessible for humans at the same time as the possibility to spot possible predators may be good (own data, Brooke & Birkhead 1991). Finally, fishponds situated along migration routes may attract bigger flocks. Since Kolut fish farm is relatively small this suggests that it must offer superb foraging possibilities to outweigh these benefits offered at larger fishponds.

For Grey Herons the food supply on Kolut fishponds peaks during the fish harvesting in late autumn. At this time fish and other aquatic animals will be concentrated in the depressions on the bottom of the ponds, prior to fish netting (own data). That must be one of the reasons for the high number of Grey Herons occurring from early October and onwards (Figure 1, see statistical analyses). An additional reason is that this period partly coincides with the autumn migration. Thus the number of Grey Herons reaches its autumn peaks in November (Figure 1) when many ponds are shallow or almost empty and their foraging value is highest. Thus the high number of birds in November probably depends on the combined effect of migration and suitable food conditions. The prolonged stay of high numbers of herons in

December suggests the overwintering sites may be available in the vicinity.

In late December the ponds usually freeze completely. The number of individuals then suddenly drops and remains low throughout January and early February (Figure 1). During that period, the role of the fishponds as a food source for piscivore birds is small since they are either frozen or empty (Bukacinska et al. 1996, Radović 1996). Besides the inaccessibility due to the ice cover, the supply of food for herons may now be low since the ponds have been heavily exploited during November and December, not only by Grey Herons but also by other fish-eating birds, the most numerous of them being the Great White Egret (see Results, Figure 2).

A similar autumn peak in November is recorded in the wetlands of western Banat in northern Serbia (Šoti & Dimitrijević 1974), as well as in the Pesnica valley in north-eastern Slovenia, where the August peak is more pronounced than in my study area (Gregori 1989). In Hungary, north of my study area, however, autumn migration peaks in late September and early October (Molnar 1998). On fishponds the timing of autumn concentrations of herons will not only depend on climate and geography, but also on the timing of fish har-

vesting. Especially semi-emptied ponds will offer plenty of accessible food (Kovács 1984, Gergelj & Šoti 1990, Lukač et al. 1995, Vogrin & Vogrin 1995, 1996, Molnar 1998, Vogrin & Vogrin 1999). In contrast to the conditions in Slovenia (Vogrin 1996), there were no pond emptying in spring in my study area. This is one reason for the smaller number of Grey Herons present during spring months in comparison to the autumn (see statistics, Figure 1).

In all studied years, Grey Heron numbers were low in January since feeding opportunities were poor. All individuals that were observed during that month foraged in channels located between the ponds. These channels were the only unfrozen water patches in the area in January and early February. In winter, Grey Herons will seek suitable foraging niches on unfrozen and bigger waterbodies (Novčić 2000, Gergelj, pers. comm.) or forage on arable land (Vogrin 1999a).

A similar correlation between the number of Great White Egrets and Grey Herons that I found (Figure 2) has been reported by Vogrin (1999b) for NE Slovenia. This suggests that competition for food between these species is not severe when they aggregate at fish ponds. This correlation supports my conclusion that the Kolut fishponds is an important foraging site for herons outside the breeding season.

Acknowledgements

I am most grateful to Milan Vogrin, whose help was crucial during the preparation of this article. Many thanks to those who sent me the literature.

References

- Barjaktarov, D. 2004. *Ecology and ethology of Great Crested Grebe (Podiceps cristatus L.) in Vojvodina*. Master thesis, Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Serbia and Montenegro. In Serbian with English summary.
- Boldreghini, P., Tinarelli, R. & Rizzoli, M. 1995. Feeding strategies of Grey Heron (*Ardea cinerea*) and Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) in a fish-farming area of the central Po Plain. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 22: 197–205
- Brooke, M. & Birkhead, T. 1991. *The Cambridge Encyclopedia of Ornithology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Bugarčić, P. 1999. *Artificial lakes of Vojvodina – geographical aspects and problems*. PhD thesis. Department of Geography, Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Serbia and Montenegro. In Serbian with English summary.
- Bukacinska, M., Bukacinski, D., Cygan, J., Dobrowolski, K. A. & Kaczmarek, W. 1996. The importance of fishponds to waterfowl in Poland. *Acta hydrobiologica* 37, Supplement 1: 57–73.
- Cramp, S. 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic on CR ROM*. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1983. *The Birds of the Western Palearctic* 8. Oxford University Press. Oxford.
- Dević, M. 1995. The ornithofauna of the fishpond «Uzdin». *Ciconia* 5:32–44. In Serbian with English summary.
- Dević, M. 2000. Observations on bird behaviour during the sun eclipse on August 11, 1999. *Ciconia* 9: 165. In Serbian with English summary.
- Fasola, M. & Barbieri, F. 1978. Factors affecting the distribution of heronries in Northern Italy. *Ibis* 120: 337–340.
- Fasola, M. & Ruiz, X. 1996. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds* 19: 108–114.
- Gergelj, J. & Šoti, J. 1990. Ornithofauna of the fishpond “Kapetanski rit”. *Ciconia* 2: 22–49. In Serbian with English summary.
- Gregori, J. 1989. Fauna and ecology of birds in Pesnica valley (NE Slovenia, Yugoslavia). *Scopolia* 19: 1–59. In Slovene with English summary.
- Hulo, I. & Gergelj, J. 2001. Checklist of birds of Special nature reserve of Ludas lake. *Ciconia* 10: 39–50. In Serbian with English summary.
- Iršai, A. 1997. Ornithological camp at Kovilj – Petrovaradin meadow. *Ciconia* 6: 11–14. In Serbian with English summary.
- Kanjo, B. 1997. Notes on ornithofauna of Ribarevo and surroundings. *Ciconia* 6: 96–99. In Serbian with English summary.
- Kovács, G. 1984. A comprehensive survey of the avifauna of fish-ponds in the Hortobágy puszta. *Aquila* 91: 21–46. In Hungarian with English summary.
- Kroneisl-Rucner, R. 1960. Bird-banding in 1957 and 1958. *Larus* 12–13: 7–35. In Croatian with English summary.
- Kushlan, J.A. 2000. Heron feeding habitat conservation. Pp. 219–235 in *Heron conservation* (Kushlan, J. & Hafner, H. eds). Academic Press, London.
- Lukač, Š. & Ternovac, T. 1990. Notes on ornithofauna of Slano Kopovo from 1987 to 1999. *Ciconia* 2: 50–63. In Serbian with English summary.
- Lukač, Ž., Gubik, D. & Kovač, S. 1995. Material for the ornithofauna of the fishpond “Futog”. *Ciconia* 5: 59–66. In Serbian with English summary.
- Molnar, L. 1998. Szürkegém. P. 26 in *Magyarország Madarai* (Haraszthy, L. ed). Mezőgazda, Budapest. In Hungarian.
- Novčić, I. 2000. *Veličina i trendovi zimskih subpopulacija čaplji Ardea cinerea i Egretta alba na Skadarskom jezeru*. Diploma work, Faculty of Sciences, University of Belgrade, Serbia and Montenegro. In Serbian.
- Novčić, I. & Ivočić, M. 2000. Report of Centre for Animal Marking. *Ciconia* 9: 9–31. In Serbian with English summary.
- Pineau, O. 2000. Conservation of wintering and migratory habitats. Pp. 237–250 in *Heron conservation* (Kushlan, J. & Hafner, H. eds). Academic Press, London.
- Puzović, S. 1999. Usklaćivanje intenzivnog gajenja riba i očuvanja raznovrsne faune ptica na šaranskim ribnjacima u Vojvodini. Pp. 164–179 in *Zaštita životne sredine*

- pri intenzivnom gajenju riba* (Šimić, S. & Ivanc, A. eds.). Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno – matematički fakultet, Institut za biologiju & Ekološki pokret grada Novog Sada, Novi Sad. In Serbian.
- Puzović, S., Simić, D., Saveljić, D., Gergelj, J., Tucakov, M., Stojnić, N., Hulo, I., Vizi, O., Šćiban, M., Ružić, M., Vučanović, M. & Jovanović, T. 2003. Birds of Serbia and Montenegro – sizes of breeding populations and trends: 1990–2002. *Ciconia* 12: 35–120. In Serbian with English summary.
- Purger, J. J. 1989. First data on ornithofauna of the fish pond near Srpski Miletić and its surroundings (western Bačka). *Larus* 40: 155–161. In Serbian with English summary.
- Radović, D. 1996. The importance of carp ponds for the Croatian ornithofauna. Pp. 36–38 in *Importance of carp ponds for the protection of waterbirds in Croatia* (Tutiš, V. & Radović, J. eds). Croatian Ornithological Society, Zagreb.
- Ržančanin, B., Turk, M., Volk, S., Drecun, Đ. & Habeković, D. 1982. Uzgoj slatkovodnih riba u ribnjacima. Pp. 217–248 in *Slatkovodno ribarstvo* (Bojčić, C. ed). Poslovna zajednica slatkovodnog ribarstva Jugoslavije & Jugoslavenska medicinska naklada, Zagreb. In Croatian.
- Simić, D. & Tucakov, M. 2003: Boat survey of waterbirds wintering on large rivers – experiences and guidelines. *Ciconia* 12: 137–145. In Serbian with English summary.
- Sovinc, A. 1994. *The Atlas of Wintering Birds in Slovenia*. Tehniška založba Slovenije. Ljubljana. In Slovene with English summary.
- Šetina, M. 1996. Jelas fish ponds – an ornithological reserve. Pp. 55–57 in *Importance of carp ponds for the protection of waterbirds in Croatia* (Tutiš, V. & Radović, J. eds). Croatian Ornithological Society, Zagreb.
- Šoti, J. & Dimitrijević, S. 1974. Beitrag zur Kenntnis der Wasservogel des west-Banats (*Gaviiformes*, *Podicipediformes*, *Ciconiiformes* und *Anseriformes*). *Proceedings for Natural Sciences of Matica Srpska* 46: 12–160. In Serbian with German summary.
- Šoti, J. & Šite, T. 1983. The first data of avi – fauna and its ecology in the surroundings of Jazovo (north Banat). Pp. 151–154 in *Proceedings from Second symposium of fauna of SR of Serbia*. Serbian Academy of Sciences, Beograd. In Serbian with English summary.
- Tomić, P. 1996. Klima. Pp. 16–25. in *Opština Sombor* (Đuričić, J. ed). Prirodno – matematički fakultet, Institut za geografiju and Prosveta, Novi Sad – Sombor. In Serbian.
- Vikström, T. 2003 Monitoring of bird population in lake Fure 2003. Amphib, Biologisk rådgivning og planlægning. <http://www.amphi-plan.dk>
- Vogrin, M. 1996. Birds of Vrbje pond in the Lower Savinja valley, and a look at its conservation complexity. *Acrocephalus* 74: 7–24. In Slovene with English summary.
- Vogrin, M. 1999a. Grey Heron *Ardea cinerea*, Common Buzzard *Buteo buteo*, and Hooded Crow *Corvus cornix*, in north eastern Slovenia during winter period. *Rivista italiana di Ornitologia* 69(2): 203–210.
- Vogrin, M. 1999b. The great White Egret *Egretta alba* during autumn and winter on Dravsko polje in northeastern Slovenia. *Ornis Hungarica* 8–9: 33–37.
- Vogrin, M. & Vogrin, N. 1995. Grey Heron *Ardea cinerea* in the lower Savinja valley. *Acrocephalus* 72: 159–161. In Slovene with English summary.
- Vogrin, M. & Vogrin, N. 1999: *Landscape park Rački ribniki – Požeg*. DPPVN – Society of Bird Research and Nature Protection. Rače. In Slovene with English summary.

Sammanfattning

Mellan åren 1998 och 2003 har jag studerat och räknat antalet hägrar *Ardea cinerea* utanför häckningssäsongen i en fiskodlingsanläggning vid Kolut i norra Serbien. Då jag var intresserad av variationen över året och anläggningens betydelse som rastlokal har jag slagit samman observationerna från de olika åren.

Antalet hägrar uppvisade två toppar, en på våren och en på hösten. Vårtoppen kom i början av mars (Figur 1), men antalet hägrar var då inte signifikant större än under övriga vårmånader. Under hösten, däremot, var antalet signifikant större än under övriga höstmånader. Om vår och höst jämförs var antalet signifikant större under hösten (Tabell 1, Figur 1). Detta beror troligen på att dammarna töms under senare delen av hösten när fiskarna i dammarna ”skördas”.

Trots att Kolutanläggningen är relativt liten jämfört med andra liknande anläggningar i denna del av Europa är antalet rastande och furagerande hägrar utanför häckningstiden större än i någon annan sådan anläggning. Detta tyder på att Kolutdammarna är viktiga för flyttande och furagerade hägrar.

Ågretthäger *Egretta alba* furagerar också i dammarna och antalet sådana samvarierar med antalet gråhägrar (Figur 2).

Korta rapporter – *Short communications*

Kan häckningskonkurrens med sångsvan *Cygnus cygnus* orsaka en nedgång i den svenska populationen av taigasädgås *Anser fabalis fabalis*?

*Can nesting competition with Whooper Swan *Cygnus cygnus* cause a decline of the Swedish Taiga Goose *Anser fabalis fabalis* population?*

HAKON KAMPE-PERSSON, LEIF BILDSTRÖM & MATS BILDSTRÖM

Sädgåsen *Anser fabalis* är i Sverige rödlistad som *missgynnad* på grund av ett förhållandevis litet bestånd med osäker populationsutveckling (Gärdenfors 2000). Det svenska beståndet antas uppgå till cirka 1000 häckande par (Svensson m.fl. 1999). Världspopulationen av nominatrasen *fabalis* uppgick hösten 2003 till drygt 100.000 fåglar, men antalet gulnäbbade individer (vår form) minskar snabbt till förmån för svartnäbbade (Leo van den Bergh, i brev till HKP).

Nominatrasen har studerats flitigt under vinterhalvåret, men knappast alls under senare delen av vårsträcket och häckningen (för en sammanfattning, se Nilsson m.fl. 1999). För att fylla de mest akuta kunskapsluckorna under denna del av årscykeln krävs forskning baserad på individualmärkta fåglar. Med tanke på terrängen gässen vistas i kan det då inte bli frågan om annat än halsringmärkning. Dessutom visar tidigare projekt klart och tydligt att för häckningsstudier krävs att gässen märks i eller nära häckningsområdet och inte i vinterkvarteren.

För att utröna om det skulle vara möjligt att

framgångsrikt fånga häckande sädgäss för halsringmärkning i Malå kommun genomfördes en pilotstudie under 2003 och 2004 (Kampe-Persson m.fl. 2004). Under tre veckor i juli–augusti 2003 kontrollerades, med Byastugan i Sandfors som basläger, ett stort antal potentiella häcklokaler. Arten hittades på endast två lokaler, ett par med fem ungar på den ena samt en ensam unge och en rug-gande adult på den andra. Påföljande sommar koncentrerades fältarbetet till de lokaler där det skulle vara möjligt att genomföra fångstförsök med kort varsel om några familjer upptäcktes. Gammal spillning hittades på några lokaler, men ingen ny, och inte heller några andra tecken på att det fanns några familjer på dessa lokaler.

Den dåliga reproduktionen 2003 kunde bero på att en kall sen vår följdes av en varm och nederbördsfattig sommar, ty även sångsvan och trana hade ett dåligt år. Men mot bakgrund av att häckpopulationen av sädgås i Malå kommun sedan 1960–1975 minskat till 15–40 par (Bildström 2004a), och då även 2004 blev ett dåligt häckningsår, uppkom diskussion om vad orsaken kunde vara. Sångsvanens etablering och ökning inom kommunen befanns i det sammanhanget vara en viktig pusselbit.

Den första häckningen av sångsvan i Malå kommun konstaterades vid Dammtjärn, Sandfors 1982 (Bildström 2004a). Sedan dess, framförallt under det senaste decenniet, har arten ökat kraftigt, och idag häckar 25–40 par. Under senare år har flera personer bevitnat hur aggressiv sångsvanen kan vara under häckningen. Genom våldsamma attacker har sädgäss förhindrats landa i vatten som ockuperats av svanpar, till exempel i Rudtjejure våren 2003 (LB, pers. obs.), även då gässen försökt landa hundratals meter från svanarna. I Grundträskområdet häckade det tidigare sädgäss vid så gott som varje tjärn, till exempel påträffades åtta häckande par vid våtmarkerna väster om Grundträsk 1982 (Grahn 2003), men i takt med att sångsvanen

etablerade sig försvann gässen, först från de största tjärnarna men sedan även från de mindre, och det senaste decenniet har ingen sädgåshäckning skett i det området (Kurt-Olov Björk, muntligen till MB).

Sångsvanen är känd för att vara mycket aggressiv på häcklokalen, och länge trodde man att arten inte kunde häcka med mer än ett par i en sjö (Brazil 2003). Denna aggressivitet riktas inte endast mot artfränder utan även mot andra arter, t.ex. knölsvan, kanadagås, grågås, trana och jungfrutrana. Däremot har sångsvan och smålom setts häcka i samma sjö (LB, pers. obs.). I samtliga rapporterade fall av aggression mellan sångsvan och knölsvan har den förstnämnda avgått med segern, vilket fick Arvidsson (1987) att spekulera: "Kanske blir det så i framtiden att sångsvanen häckar i våra insjöar och knölsvanen blir hänvisad till våra kuster." Från Lycksele Lappmark rapporteras om hur sångsvanar brutalt jagat bort en kanadagåsfamilj från sin häckningssjö genom att helt enkelt jaga upp dem på land (Bildström 2004b). I Blausjaur var kanadagås stadig häckfågel tidigare, men sedan sångsvan etablerat sig har varken kanadagås eller sädgås setts (LB, pers. obs.). Det är kanske mer än en tillfällighet att kanadagåsens tillbakagång i Malå kommun i tid väl sammanfaller med sångsvanens uppgång (Bildström 2004a).

Bland alla de hotfaktorer som listats för sädgåsen återfinns inte häcklokalskonkurrens med sångsvan (Ahlén 1977). Och hade inte resultatet av fältarbetet i Malå kommun blivit så magert, är det inte säkert att saken hade uppmärksamats nu heller. Att den inte kommit upp tidigare beror troligen på en kombination av brist på ornitologer inom sädgåsens häckningsområde och sångsvanens snabba populationsuppgång. I de två nordligaste länen har antalet häckande sångsvanar ökat från något eller några tiotal par på 1930-talet (Rosenius 1937) till knappt 3000 par 1997 (Nilsson m.fl. 1998). Betydelsen av denna konkurrens om häcklokaler är idag okänd, men sädgåsens rödlistning kräver naturligtvis att frågeställningen tas upp till seriös behandling. Den bör dock ej ses isolerad, utan diskuteras i samband med andra hotfaktorer, såsom upphörd myrslätter, nedlagt silängsbruk, dikning av myrmark och sumpskog, skogsavverkning, utbyggnad av skogsbilvägsnätet och mänsklig störning, till exempel fritidsfiske, bärplockning och lågflygande sportflygplan/helikopter.

Att flera faktorer verkat samtidigt gör det ytterst vanskligt att dra slutsatser av historiska uppgifter. Upphörd myrslätter har ofta framförts som förklaring till en geografisk och antalsmässig tillbakagång hos sädgåsen under det senaste halvselet

(Mellquist & von Bothmer 1982). Andra har inte funnit något stöd för ett sådant samband (Pirkola & Kalinainen 1984) eller betvivlat dess betydelse (Svensson m.fl. 1999). I det undersökta området var god tillgång på myrar som kunde utnyttjas för slätter en grundförutsättning för att nybyggare skulle kunna etablera sig där för två århundraden sedan (Bildström 1997). Myrslättern upphörde i mitten/slutet av 1950-talet, vilket gör att ett svagt samband möjligen kan skönjas, ty sädgåsen hade en tätare stam under perioden 1960–1975 än idag (Bildström 2004a). Sambandet kompliceras dock av det faktum att sädgåsens ökade betydligt i antal mellan 1930- och 1960-talet. Malå kommun skiljer sig även i ett annat avseende, ty den stora renstammens bete har sannolikt medfört att effekterna av upphörd myrslätter ej blivit lika drastiska som på andra håll i Norrland.

Under häckning rör sig sädgåsen över ett område på 10–20 km² eller mer, varvid områdets olika delar av myrmark, småvatten, bäckar och bärrika skogsholmar utnyttjas i varierande grad under häckningscykeln (Pirkola & Kalinainen 1984). Sädgåsens biotopkrav under häckningstid är dåligt kända, men kan antas vara höga med tanke på att gässen vid våtmarksinventeringar oftast återfunns i de högst klassade områdena (Eriksson & Henriksen 1990). Vid häcklokalskonkurrens med sångsvan riskerar sädgåsen därmed att tvingas till områden som är mindre lämpade. Detta skulle i sin tur kunna leda till att betydligt färre flygga ungar produceras, ett samband som påvisats för grågås i Skåne (Nilsson m.fl. 2002). Kanske är det vad som sker, ty låg reproduktionsframgång har konstaterats hos sädgås (ArtDatabankens Artinformation). En naturvårdsmässig nackdel vid låg reproduktionsframgång hos långlivade arter är att allvaret i situationen ofta inte blir uppenbart förrän häckfåglarna börjar dö av ålderdom. För att få en tidig varning krävs övervakning som upplyser om såväl populationstrend som reproduktionsframgång. De nationella sädgåsinventeringar som sedan 1977 årligen genomförs i oktober och november (Nilsson 2000, 2003) kan inte fylla denna uppgift, ty av de inräknade sädgässen tillhör endast i storleksordningen tio procent den svenska häckpopulationen. Samordnade räkningar på vårrastlokaler i Västerbotten och Norrbotten ger viss vägledning om det svenska beståndets storlek (Skylberg & Hansson 2004). Men så länge man inte vet hur gässen rör sig mellan olika lokaler och hur länge de stannar på respektive lokal, kan dessa inte bidra med annat än minimisiffror. För att övervakningen skall bli effektiv tycks det därför oundvikligt att en del

av populationen förses med halsringar.

Den utvecklingsfas som den svenska sädgåspopulationen befinner sig i just nu påminner oroväckande mycket om den som den andra gåsen i Norrland gick igenom under 1900-talet. Trots att fjällgåsen *Anser erythropus* idag befinner sig på gränsen till utrotning i Fennoskandia (Aarvak & Timonen 2004), vet man inte vad som förorsakade den katastrofala utvecklingen. Om inte den redan konstaterade populationsminskningen, tillsammans med alla listade hotfaktorer, är tillräckligt för att något skall göras för sädgåsen i Sverige, borde fjällgåsens öde fungera som väckarklocka även för den mest svårväckta.

Referenser

- Aarvak, T. & Timonen, S. (red.) 2004. *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003*. WWF Finland Report No. 20, 56 sidor & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004.
- Ahlén, I. 1977. *Faunavård – om bevarande av hotade djurarter i Sverige*. 256 sidor. Skogshögskolan & Statens Naturvårdsverk, Stockholm.
- Arvidsson, B.L. 1987. Sångsvanens *Cygnus cygnus* utbredning och populationsstorlek i Sverige. *Vår Fågelvärld* 46: 248–255.
- Bildström, L. 1997. *Bygdehistoria över byarna Sandfors Småberg Lillås*. 121 sidor. Leif Bildström, Malå.
- Bildström, L. 2004a. *Fåglar i Malå*. Leif Bildström, Malå.
- Bildström, M. 2004b. Gäss tvingas ut av sångsvan. *Allt om Jakt & Våpen* 10/2004: 52–54.
- Brazil, M. 2003. *The Whooper Swan*. 512 sidor. T & A D Poyser, London.
- Eriksson, P. & Henricsson, T. 1990. Sädgåsen *Anser fabalis* i Åsele lappmark. *Vår Fågelvärld* 49: 7–14.
- Grahn, H. 2003. *Fåglar i Norsjö 2003*. 40 sidor. Henning Grahn, Norsjö.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. *Rödlistade arter i Sverige 2000. The 2000 Red List of Swedish Species*. 397 sidor. ArtData-banken, SLU, Uppsala.
- Kampe-Persson, H., Bildström, L. & Bildström, M. 2004. Halsringmärkning av taigasädgås i Västerbotten 2004. *Fåglar i Västerbotten* 29: 64–72.
- Mellquist, H. & von Bothmer, R. 1982. Sädgåsen som häckfågel i Sverige. Sidorna 23–28 i *De svenska gässen* (Svensson, S., red.). *Vår Fågelvärld, supplement 9*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Nilsson, L. 2000. Changes in numbers and distribution of staging and wintering goose populations in Sweden, 1977/78–1998/99. *Ornis Svecica* 10: 33–49.
- Nilsson, L. 2003. Internationella gäsinventeringar i Sverige. Sidorna 35–43 i *Fågelåret 2002. Vår Fågelvärld, supplement 40*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Nilsson, L., Andersson, O., Gustafsson, R. & Svensson, M. 1998. Increase and changes in distribution of breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in northern Sweden from 1972–75 to 1997. *Wildfowl* 49: 6–17.
- Nilsson, L., van den Bergh, L. & Madsen, J. (1999) Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis*. Sidorna 20–36 i *Goose populations of the Western Palearctic* (Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D., red.). Wetlands International Publication No. 48, 343 sidor. Wetlands International & National Environmental Research Institute, Wageningen & Rønde.
- Nilsson, L., Green, M. & Persson, H. 2002. Field choice in spring and breeding performance of Greylag Geese *Anser anser* in southern Sweden. *Wildfowl* 53: 7–25.
- Pirkola, M.K. & Kalinainen, P. 1984. The status, habitats and productivity of breeding populations of Bean Goose, *Anser fabalis fabalis*, in Finland. *Swedish Wildlife Research* 13(1): 9–48.
- Rosenius, P. 1937. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Fjärde bandet, 428 sidor. C.W.K. Gleerups Förlag, Lund.
- Skyllberg, U. & Hansson, P. 2004. Umedeltat – viktig rastplats för Skandinavien taigasädgås. *Vår Fågelvärld* 63(2): 18–22.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld, supplement 31*, 550 sidor. Stockholm.

Summary

In Malå, southern Lapland, the first breeding of Whooper Swan *Cygnus cygnus* was recorded in 1982. The species has increased markedly since then, especially during the last decade, and 25–40 pairs breed in the municipality now. In this area, several persons have witnessed how aggressive the Whooper Swan can be during breeding. By violent attacks Taiga Geese *Anser fabalis* have been prevented from landing in waters occupied by a swan pair, even when the geese have tried to land hundreds of metres from the swans. In the Grundträsk area, the Taiga Goose bred at almost every tarn earlier, but at the time of the establishment of the Whooper Swan the geese disappeared, first from the largest tarns but later also from the smaller ones, and during the last decade there has been no breeding of Taiga Goose in this area. In the light of these data, the urgency of obtaining knowledge about the ultimate outcome of nesting competition between these two species is stressed. The Taiga Goose is included as *near threatened* in the Swedish Red List.

Hakon Kampe-Persson, Zoekologiska avdelningen, Ekologihuset, 223 62 Lund. Epost: kampepersson@hotmail.com

Leif Bildström, Smultronstigen 33, 930 70 Malå. Epost: calidris55@hotmail.com

Mats Bildström, Rentjärnvägen 30, 930 71 Rentjärn. Epost: matsbildstrom@hotmail.com

Nya doktorsavhandlingar – *New dissertations*

Redaktör *Editor*: J. Waldenström

Henrik Lange, 2003: **Social dominance and agonistic communication in the great tit.** Filosofie doktorsavhandling, Etologi, Stockholms Universitet. ISBN 91-7265-631-X

Djur som lever i flock har många fördelar jämfört med de som lever ensamma. Även om ett rovdjur har lättare att upptäcka en flock än ett ensamt djur, så blir också rovdjuret i sin tur lättare upptäckt om det är många som är vaksamma på faror. Dessutom har det enskilda djuret i en flock större chans att klara sig när ett rovdjur väl väljer att anfalla eftersom det finns så många fler att välja på. Nackdelarna med ett liv i flock är lika uppenbara som fördelarna eftersom en flock intar sin föda på samma ställe och att tillgången på mat under vissa tidsperioder kan vara begränsad. Då uppstår förstas konkurrens och alla får inte tillräckligt. Det leder till konflikter och för att avgöra vem som ska få och inte få tillgång till maten måste individerna i flocken kommunicera. I flockar formas ofta dominanshierarkier som grundar sig på kommunikation av olika dominansbeteenden. Dessa kan vara attacker från aggressiva flockmedlemmar eller andra hotfulla beteenden. De individer som får säkrast tillgång till mat, eller andra resurser, får det genom att dominera de individer i flocken som har lägre rang.

Henrik Lange har studerat hur kommunikation och dominansbeteenden fungerar i flockar av talgoxar. Talgoxar tillhör en av våra vanligaste fåglar och under vintern lever de i hierarkiskt ordnade flockar. Vanligen är hannar dominanta över honor och äldre fåglar över yngre. I voljärer har Henrik studerat hur grupper av talgoxar samspelat under olika förutsättningar, såsom predationshot, flockstabilitet, individer med olika förutsättningar etc. Avhandlingen består av fyra studier: 1) hur predationsrisken påverkar hotfulla beteenden, 2) funktionen av hot, 3) flockstabilitet och viktökning samt 4) hur innehav av en resurs tillsammans med erfaren-

het av tidigare konflikter kan påverka dominans.

Fåglar som lägger tid på att attackera sina flockmedlemmar eller att göra hotfulla åtbörder riskerar att utsätta sig för en högre predationsrisk eftersom uppmärksamheten då är riktad mot den pågående konflikten. Ett hotfullt beteende i en riskabel situation är mera kostsamt för individen, eftersom den sätter sin överlevnad på spel och därför skulle konflikter under sådana situationer optimalt sett lösas med färre och kortare interaktioner mellan individer. Subdominanta individer har sämre chanser att få tillräckligt med föda och man vet att de därför tenderar att utsätta sig för större risker när de är hungriga. Dominanta individer har alltid säkrast tillgång till mat och kan undvika att utsätta sig för de större riskerna som subdominanta kanske tvingas ta. Därför kan man tänka sig att dominanta individer skulle tveka att engagera sig i konflikter under predationsrisk och därför skulle subdominanta vinna en större andel av konflikterna i dessa situationer. I den första delen av avhandlingen, när Henrik utsatte dominanta och subdominanta fåglar i flockar för predationshot (i form av en uppstoppad sparvuggla) minskade både antalet och längden på konflikterna märkbart, samtidigt som flockmedlemmarna uppmärksammade omgivningarna betydligt mer. Dominanta individer uppvisade liknande antal hotfulla beteenden oberoende av predationsrisken de utsattes för. Subdominanta individer däremot uppvisade betydligt färre hotfulla åtbörder när de utsattes för predationsrisk. Detta kan tolkas som en naturlig situation i en flock som plötsligt upptäcker en födokälla, t.ex. en samling frön, och där den eller de dominanta individerna behöver utnyttja sitt överläge för att verkligen försäkra sig om att vara den eller de som får tillgång till maten i första hand, även om det finns predatorer i närheten.

När man tittar på en grupp talgoxar verkar det som om vissa beteenden bara uppvisas vid vissa tillfällen. Vad är det då som signaleras med dessa beteenden av skiftande intensiteter? Hotfulla bete-

enden kan tolkas som ett sätt att avvärja en attack från en annan gruppmedlem, särskilt om graden av de hotfulla signalerna reflekterar individens förmåga att slåss. I så fall kan ett hotfullt beteende användas för att avvärja konflikter och vara ett sätt att värdera en motståndares eventuella styrka och signaler: slåss inte med mig! I den andra delen av avhandlingen videofilmade Henrik talgoxflockar och analyserade mönstret av signalerade hotfulla beteenden och förekomsten av attacker och konflikter. Det visade sig att majoriteten av konflikterna vanns av den dominanta individen, men att det inte berodde på att de var etablerade som dominanta utan på att de i de konflikter de vann också var de individer som uppvisade mest hotfulla beteenden och var de som initierade flest konflikter. För att behålla sin rang verkar således en individ vara tvungen att upprätthålla en viss aggressionsnivå. Aggressivitet visar sig vara extra viktig då subdominanta individer vann konflikterna, eftersom förlorande dominanter visade sig vara mer aggressiva än förlorande subdominanter. Således visar dominanta individer på en generellt sett hög aggressionsnivå, medan subdominanter verkar ha fluktuerande aggressionsnivåer som kan bero på motivationen för just det tillfället.

Att bära på, eller flyga omkring med, extra vikt är kostsamt för en fågel. Den extra vikten gör att det blir jobbigare att flyga och att fågeln inte kan lyfta lika snabbt och i vilken vinkel den önskar, något som kan göra den till presumtivt offer för ett rovdjur. När miljön eller födotillgången inte är förutsägbar kan det behövas ett extra tillskott för att försäkra sig om att överleva en kritisk period och beroende på vilken rang en individ har i flocken har den möjlighet att anpassa sin vikt därefter, vilket var vad som studerades i den tredje delen av avhandlingen. Vad händer när det sociala systemet i en flock störs samtidigt som födotillgången är begränsad? Efter att ha låtit flockar av talgoxar installera sig i voljärer, byttes de dominanta individerna mellan flockarna, så att de nya flockarna kom att bestå av samma subdominanter men med en ny dominant individ. Efter ändringen ökade alla individerna i vikt samtidigt som vikten på morgonen blev lägre. Flockmedlemmarna uppfattade således omändringen som en osäker situation och lade sig till med en extra fettreserv. Den lägre morgonvikten kan man kanske tolka som en förhöjning i ämnesomsättningen under natten, vilket ytterligare understryker att situationen är ett stressmoment. Effekten av ändringen hos de subdominanta individerna visade sig därutöver vara större än hos de dominanta, där viktökningen inte var lika generell

eller tydlig.

Att vara först på en plats och muta in sitt område har inte bara betydelse på våren när det är häckning utan också utanför häckningen i vinterflockarna. Liksom flyttfåglar har det lättare på vårens flyttningsresa efter att ha klarat av sin premiärflytt, kan det kanske också vara lättare att etablera sig högt i rangordningen i en vinterflock om man har erfarenheter av hög rang sedan tidigare. När dominanta talgoxar flyttades mellan flockar av subdominanter, i den fjärde och sista delen av avhandlingen, hade alla dessa fåglar tidigare erfarenheter av sin höga rang i den förra flocken medan subdominanterna hade fördelen av att vara först på platsen för den nyetablerade flocken. Det som visade sig vara viktigast för dominans i de nya flockarna var rang i den förra, dvs. tidigare erfarenheter. Alltså formar tidigare erfarenheter hos talgoxar dem för hur de klarar framtida prövningar, liksom våra upplevelser och tidigare erfarenheter formar oss tvåbenta varelser.

Slutligen, det vi framför allt lär oss från Henriks arbete är hur viktiga signaler är och att dominans påverkar flocklevande individer mer än vi kanske i vanliga fall tänker oss, men också att motivation och kanske också personlighet verkar ha stor betydelse för sociala system. Det som slår mig mest är att vi människor verkligen inte har ensamrätt på kommunikation, för likheterna med oss känns inte speciellt svåra att hitta i talgoxarnas sociala kommunikationssystem.

ANNA NILSSON

Zoekologiska Avdelningen, Lunds Universitet

Thomas Borge, 2004: **Genetics and the origin of two flycatcher species**. Filosofie doktorsavhandling, Institutionen för Evolution, Genomik och Systematik, Uppsala Universitet. SBN 91-554-5846-7

En av de mest centrala beståndsdelarna i Darwins utvecklingsteori, som vi fortfarande vet alldeles för lite om, är mekanismerna bakom bildandet av olika arter. Artbildning innebär att populationer som tidigare kunde reproducera sig fritt inte längre kan få fertil avkomma. Detta beror på att allt för stora genetiska skillnader mellan individer från de olika populationerna har utvecklats. Thomas Borge använder sig av de europeiska svartvita *Ficedula*-flugsnappare (svartvit flugsnappare, halsbandsflugsnappare, balkanflugsnappare och atlasflugsnappare) för att studera hur dessa arter har uppkommit samt mekanismerna bakom

artbildningen. Till sin hjälp har han haft ett antal molekylära metoder för att kunna studera olika delar av genomet, samt prover från ett antal områden i Europa, Afrika och Asien varav en del kommer från s.k. hybridzoner där utbredningsområdena för svartvit flugsnappare och halsbandsflugsnappare överlappar varandra.

De fyra *Ficedula*-arterna har idag utbredningsområden som sträcker sig över i stort sett hela Europa, en bit in i Asien i öster och norra Afrika i söder. Svartvit flugsnappare finns i kontinentens västra och norra delar, halsbandsflugsnappare i centrala och östra Europa, balkanflugsnappare runt Svarta havet och söder om Kaspiska havet samt atlasflugsnappare kring Atlasbergen i norra Afrika. Med hjälp av olika genetiska markörer, rekonstruerades fylogenetiska träd för de fyra *Ficedula*-arterna. Dessa visar att balkanflugsnapparen är den avlägsnaste släktingen av de fyra arterna och därefter verkar de tre andra arterna divergerat till olika arter ungefär samtidigt.

Den troligaste orsaken till att populationer av samma art divergerar till olika arter är att fysiska barriärer skiljer populationerna åt. Dessa barriärer kan vara bergspass, vattendrag eller ofördelaktiga habitat. Förekomsten av barriärer leder till att populationerna utvecklas oberoende av varandra tills de genetiskt skiljer sig åt så mycket att de inte längre kan få någon avkomma. Det är emellertid inte sällan som sådana populationer återigen kommer i kontakt med varandra innan de nått stadiet då populationerna inte kan reproducera sig med varandra. Hybridisering kan då ske. Hybridernas förekomst och fortlevnad beror dels på hur mycket populationerna hybridiserar, dels på hybridernas överlevnad och deras reproduktionsframgång. Om frekvensen av hybridisering och hybridernas reproduktionsframgång är tillräckligt hög kommer flödet av gener mellan de två populationerna sudda ut de genetiska skillnaderna, som byggts upp då populationerna var åtskilda. Alternativt, kommer hybridernas förekomst att begränsas av olika barriärer som dels hindrar deras uppkomst (t.ex. olika tidpunkter för häckning och förmågan att välja partner av samma art) samt fortlevnad (t.ex. överlevnad och reproduktionsframgång). Hybridzoner, det vill säga där olika arter (eller populationer) möts och reproducerar, utgör ett "mellansteg" i utvecklingen av två olika arter där de aktiva mekanismerna för artbildning kan studeras.

Svartvit flugsnappare och halsbandsflugsnappare har närliggande och ibland överlappande utbredningsområden på häckningsplatsen. Då dessa arter kommer i kontakt med varandra sker ibland att

par bildas mellan de olika arterna. Resultatet blir då hybrid-avkomma, där honorna oftast blir sterila och hanarna får nedsatt fertilitet. Orsaken till detta tros vara att de två olika arternas genom (genetiska uppsättning) inte är fullständigt kompatibla. Vid första anblicken verkar det alltså som en dålig strategi att bilda par med den andra arten. Egenskaper som hindrar förekomsten av hybridisering mellan de två arterna bör därför vara gynnsamma för varje individs reproduktionsframgång. En sådan egenskap skulle kunna vara en ökad förmåga att göra distinktion mellan den egna arten och andra arter. Om en sådan egenskap utvecklas och fixeras i någon av populationerna kommer i sin tur de genetiska skillnaderna mellan arterna att öka ytterligare. För att studera detta hos flugsnapparna har Borge och hans kollegor koncentrerat sig på en av fåglarnas könskromosomer, Z-kromosomen. Detta är en kromosom, varav honorna har en i varje cellkärna och hannarna har två. I enlighet med vissa teorier är det utvecklingen av Z-kromosomen hos fåglarna som orsakar avsaknandet och den nedsatta fertiliteten av hybrider mellan närbesläktade arter. Med andra ord är Z-kromosomen hos en art inte kompatibel med det övriga genomet i den andra arten. Om gener som påverkar "artvalet" av partner också skulle finnas på Z-kromosomen skulle detta gynna en gemensam utveckling av genetisk inkompatibilitet mellan de olika arterna och val av "rätt" art på partnern. Hos svartvit flugsnappare och halsbandsflugsnappare har Borge och hans kolleger hittat flera argument för att Z-kromosomen kan ha varit viktig vid divergeringen av de två arterna. Ett sådant argument är att Z-kromosomen har varit utsatt för kraftig selektion. Denna slutsats har kunnat dras från den relativt låga genetiska variation som observerats på Z-kromosomen hos båda arterna jämfört med andra kromosomer. Dessutom är gener som undersökts på svartvit flugsnappare och halsbandsflugsnappare mer differentierade om de befinner sig på Z-kromosomen jämfört med om de befinner sig på någon annan kromosom.

Som tidigare nämndes gynnas differentieringen av två arter om källan till inkompatibilitet mellan de olika arternas gener är kopplad till egenskaper som hindrar förekomsten av hybridisering. Detta verkar råda hos flugsnapparna och även här spelar Z-kromosomen en central roll. Z-kromosomens genotyp, det vill säga kromosomens genetiska sammansättning, visar sig till skillnad från övriga kromosomers genotyp kunna förklara en del av hybridernas låga fertilitet. Dessutom visar sig komponenter som är viktiga för partnerval vara kopplade till Z-kromosomen. Dessa egenskaper inkluderar både

hans specifika egenskaper såsom den vita pannfläcken, den vita kragen och fjäderdräktens färg samt även honans preferens för dessa karaktärer.

Trots den observerade differentieringen mellan svartvit flugsnappare och halsbandsflugsnappare sker ett flöde av gener mellan arterna. Detta beror troligen på att vissa av hybriderna kan få avkomma. Flödet av gener mellan arterna är dock asymmetrisk, med ett högre flöde av gener från svartvit flugsnappare till halsbandsflugsnappare än tvärtom. Vad detta beror på har ännu inte kunnat besvaras, men flera troliga förklaringar läggs fram, såsom att svartvit flugsnappare skulle vara känsligare för inkommande gener specifika för halsbandsflugsnapparen än tvärtom, eller att det skulle bero på det större antalet svartvitflugsnappare observerade i och omkring hybridzonerna.

Om det nu är en dålig strategi att bilda par med den andra arten kan man fråga sig varför det trots allt sker. Frågan är om det vid något tillfälle kan vara en bra strategi att bilda par med en partner av den andra arten. Det visar sig att kostnaderna att bilda par med den andra arten ibland kompenseras av att antalet utomäktenskapliga ungar (med den rätta arten som genetisk förälder) i boet är högre hos hybridpar än hos par av samma art. Dessutom kompenseras den låga fertiliteten hos honor jämfört med hanar med att antalet kläckta hanar i boet är högre än antalet kläckta honor. Trots dessa kompensationer finns det en observerad fitnesskostnad för honor av halsbandsflugsnappare. Vad man dock måste ta hänsyn till är att antalet flygga ungar från boet minskar kraftigt med senare läggdatum och att hybridparen utmärks av att det optimala antalet flygga ungar från boet sker vid ett senare datum än hos par med samma art. Alltså, honor som missar det optimala datumet för att para sig med den egna arten kommer, efter ett antal dagar, t.o.m. få ut fler ungar från boet med en hane av den andra arten än den egna. Valet att bilda hybridpar kan därmed vara en adaptiv strategi.

MIKAEL ÅKESSON

Zoologiska Avdelningen, Lunds Universitet

Andreas Seiler, 2003: **The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden.** Doktorsavhandling, Grimsö forskningsstation, Sveriges lantbruksuniversitet. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria* 295. ISSN 1401-6230.

Denna avhandling berör inte fåglar, utan tre däggdjur: älg, rådjur och grävling. Trots detta kan vissa resultat vara av intresse även ur ornitologisk synvin-

kel. Allmänt konstaterar författaren att för flertalet djurarter torde vägtrafiken inte stå för någon större andel av dödligheten, och den utgör inte något hot mot någon arts existens, i varje fall inte i vårt land. Detta gällde tveklöst för älg och rådjur, för vilka vägdöden var av mindre betydelse för populationernas storlek och tillväxt. Men beräkningarna för grävling visade en annan bild. Andreas Seiler fann nämligen att vägdöden är den största dödsorsaken för denna art. Den är av sådan omfattning att den troligen är större än den årliga föryngringen och att den således begränsar grävlingpopulationens storlek. Detta är ett nästan sensationellt resultat och avhandlingen kan mycket väl vara den första studie som visat att trafikdöden kan vara ett så stort hot.

För fåglar gäller nog Seilers generella slutsats överlag. Det är svårt att tänka sig att något nämnvärt antal arter skulle vara så hårt utsatta att bestånden är hotade eller tillväxten begränsad. Jag har heller inte sett någon studie som antyder detta konkret. Det är dock vissa arter som teoretiskt skulle kunna vara extra mycket exponerade för vägdöden, nämligen sådana som söker sig till vägar för att få mat, t.ex. glador och vråkar som äter av kadaver eller jagar sorkar i vägkanterna. Men den allmänna uppfattningen torde nog ändå vara att det positiva överväger det negativa. För glada har det till och med spekulerats om att trafikdödade djur varit av betydelse för beståndstillväxten. Kanske kan dock vägdöden vara av allvarlig negativ betydelse för en art, nämligen tornugglan. Av Naturhistoriska riksmuseets rapport över inlämnade döda fåglar, publicerad i SOFs årsbok, framgår att det nästan varje år kommer in några tornugglor, de flesta säkert trafikdödade. Med tanke på denna arts extrema sällsynthet är det förvånande att det lämnas in så många döda individer. Kan tornugglan vara ett undantag där trafikdöden utgör ett konkret hinder för etablering och spridning?

SÖREN SVENSSON