

Ornis Svecica

Vol. 25, 2015

Huvudredaktör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

Redaktörer *Editors*
**Robert Ekblom, Dennis Hasselquist,
Åke Lindström och Jonas Waldenström**



Swedish Ornithological Society

Ornis Svecica utges av Sveriges Ornitologiska Förening, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
Ornis Svecica is published by the Swedish Ornithological Society, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
ISSN 1102-6812

Wintering area and migration routes for Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* from Sweden determined with light-geologgers

Övervintringsområde och flyttvägar för svenska ortolansparvar bestämda med hjälp av ljusloggar

GUNNAR SELSTAM, JAN SONDELL & PETER OLSSON

Abstract

The decrease of Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in Western Europe over the last five decades has caused serious concern for the survival of this species in Sweden. In order to find out the migration routes and wintering location, we equipped several males with geologgers. Our data show annual cycles of migrations routes, wintering grounds and time schedules for seven re-trapped birds. The wintering area in West Africa is savannah woodland in a mountainous landscape in Mali and Guinea. The migration routes follow more or less the great circle between the breeding and wintering areas. Most birds were

likely to have passed the well-known Ortolan catching area in les Landes south of Bordeaux in France during autumn migration.

Gunnar Selstam, Köpmansgatan 40, SE-456 62 Hunnebostrand, gunnar.selstam@molbiol.umu.se

Jan Sondell, Rulleuddsvägen 10, SE-178 51 Ekerö, Sweden, jan.sondell@telia.com

Peter Olsson, Lindmätaregatan 2, SE-218 38 Bunkeflostrand, Sweden, peter.olsson.mail@gmail.com

Received 5 February 2015, Accepted 24 March 2015, Editor: R. Ekholm

Introduction

The Ortolan Bunting population in Western Europe has decreased dramatically during many decades (Claessens 1994, Tryjanowski 2000, Vepsäläinen 2005). In Eastern Europe the Ortolan Bunting has probably also decreased, although the extent is unknown since profound reviews are lacking. In southern Sweden the Ortolan Bunting has declined dramatically over several decades (Stolt 1996). Studies corroborating this decline have been going on at Kvismaren close to the town of Örebro in Sweden from the middle 1960s (Runesson 1996), managed by Kvismare Bird Observatory. Active measures to support the population at Kvismaren were started in 2009 (Sondell & Runesson 2010) when thinning of groves was made to create better habitats and singing posts in the open farmland. In 2011 the Kvismare Bird Observatory project merged with a newly started similar project within SOF BirdLife Sweden. Based on these studies, the following three factors are considered as the most likely causes of the decline (Sondell et al. 2011): (1) changes in the agricultural breeding habitat influencing production of offspring, (2) hunting or catching along the migration route, especially in France, and (3) factors affecting the survival at the

wintering grounds and during migration.

In a small region in SW France between the Bay of Biscay, the Pyrenees and the pine forests south of Bordeaux where many Ortolan Buntings are passing by, there is a limited agricultural area where catching of Ortolan Buntings is going on. The aim is human consumption after fattening up the birds. Before EU banned the actual hunt in 1999 some 50 000 birds were caught annually (JS, own observations, and Mount 2010). Today there are no catching figures available but it is probable that the catch is still substantial (bulletins from *Ligue pour la protection des oiseaux*, LPO).

Furthermore the location and possible detrimental influences on the wintering grounds was unknown. Stolt (1977, 1997) showed ring recoveries from southern Sweden and Finland that indicated a SW migration route towards Spain. However, no recoveries were found south of Morocco. Walther et al. (2010) showed in a simulation aiming to point out areas for special protection in Africa that suitable wintering areas for Ortolans followed a rather narrow band along the 10th parallel across the continent. Thoma & Menz (2014) recently presented a comprehensive review of all published and also unpublished records of the species in West Africa.

Most observations originated from Mauritania but there were also reports further south. They concluded that “the core wintering area is most likely to be in highland areas of Guinea, around Mount Nimba in Guinea–Liberia and in the Tingi and Loma Mountains in Sierra Leone.”

Our aim was to find the wintering grounds, and to track the routes and stopover areas by mounting light-geologgers on the Ortolan Buntings. A logger is a small electronic unit containing a light sensor, a computer chip including a clock, a thermometer, a memory and a battery, all together weighing approx. 0.7 gram. Such small units have been commercially available for some years. By knowing time of dawn and sunsets, generated by a light threshold value, it is possible to calculate longitude and latitude for the actual bird location. The accuracy is not very high, but fair enough to get an understanding of flyways and wintering areas (Stutchbury et al. 2009). Some two weeks around the equinoxes when night and day are of similar length all over Earth an accuracy problem is constituted in the latitude. The accuracy can, however, be somewhat limited by considering flight speed and direction as showed for studies on the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* at Kvismaren, where a logger study was recently carried out concerning the migration strategies (Lemke et al. 2013).

The Ortolan Bunting population still remaining at Kvismaren is small and thus very vulnerable. The stronghold of Ortolan Buntings in Sweden is the Umeå county in Västerbotten, northern Sweden (Otsson et al. 2012, Sondell et al. 2013), and this area was used for equipping five out of



Figure 1. Ortolan Bunting with a logger on its back. The small 0.7 gram sensor is almost invisible. Photo: Gunnar Selstam.

Ortolansparv med logger på ryggen. Den lilla 0.7 g sensorn syns nästan inte.

seven recovered geolocators to the birds. One bird was equipped further north, at Luleå in Norrbotten county, and one to the south at Kvismaren. The distance in between is 900 km.

Methods

Field work

Ortolan territories from earlier years were searched and singing males were identified. Mist nets were placed next to the singing bird with a MP3-player close to the net. The handling procedure took approximately 15 minutes, and included ringing and a colour ring on left leg with an alphanumerical code. The geologger, manufactured by Migrate Technology Ltd, Cambridge, UK (type PC 65C2-7) was attached according to the manufacturer's description (Figure 1). Shortly, a 1.5 mm broad woven and slightly waxed nylon band was fitted through a hole in the front of the light logger and then around the legs of the bird and tied at the rear end of the logger. The square knot was secured with instantly drying glue. Care was taken that free ends were glued to the knot so that no ends were sticking out (except in one case, where the free end, 4 mm long, had scraped the innermost tertial). The distance between the light logger and the back skin was approximately 6 mm (except one case with 12 mm). This latter was recovered and the logger had slid to the side and under the wing, but the stalk had registered light equally well. After attachment, feathers were carefully corrected under and around the logger. When the bird was released, it resumed singing or foraging within 30 minutes in all cases where the bird could be followed. No further attempts to check the presence was done in order not to disturb. The weight of the loggers including harness was approx. 0.7 gram.

Re-trapping next year was very difficult. Many of the birds equipped with loggers could not be caught despite time-consuming trials. The most probable reasons were that males had learned from last year's trapping and it was now easier for them to avoid the nets in the open terrain. It is also possible they could separate playback sound from the song of real competitors.

After re-trapping, the light logger data was downloaded via an interface that was purchased from the manufacturer. Data was downloaded successfully in six out of seven cases. Data from one bird was recovered by the manufacturer and only covered the period June 2013 to March 2014. After trapping, the birds were carefully inspected. Feath-

ers around and under the light loggers were in all cases properly in order. No wearing by the lines or on the back or any other visible anatomical influence was seen and new feathers were seen under and around the light loggers and along the paths of the lines.

Analysis of geolocator data

Analysis of light logger data were based on established methods, i.e. implementing a light level threshold to identify twilight times, and using a calibrated SEA (Sun Elevation Angle) to estimate geographical positions (Hill & Braun 2001, Ekström 2004).

The light data were decompressed using the software IntegeorIF ver. 1.0 (Migrate Technology). All subsequent data processing was performed in the program R (R Core Team 2013). Twilight events (sunrises and sunsets) were identified by using a light threshold of 2 lux. Twilight times were recognized as the first and last time during a day that the light value crossed the threshold value. Sunset events were then advanced by 4 min, to correct for the time lag due to the device's logging interval (J. Fox, pers. com.). We included all sunrise and sunset transitions, i.e. we did not remove suspected outlier transitions except for a few obvious artificial light peaks at night during migration periods. These light peaks were interpreted as due to lighting.

Stationary periods were initially estimated using a change point analysis as function of the ChangeLight in the R package GeoLight (Lisovski & Hahn 2013). However, in contrast to the GeoLight package that uses change point analysis for twilights, we computed the midday and midnight times, which we further compensated by the equation of time before estimating stationary periods. The resulting periods were then manually adjusted. To help analyse the stationary period's length we inspected the following estimates or measurement as a function of time: times of midday and midnight, daily/nightly latitudes. Since the loggers used, also record min/max temperature, we also used temperature profiles to verify the start and end of stationary periods. Since latitude is dependent on the SEA used, latitudes were estimated and plotted using a range of SEA values from -10 to 2 degrees with a 0.2 degree step. During stationary periods we expected times of midday and midnight and latitudes to be stable and to be evenly and randomly distributed, with deviations outside the period. Min/max temperature over time was an additional criterion

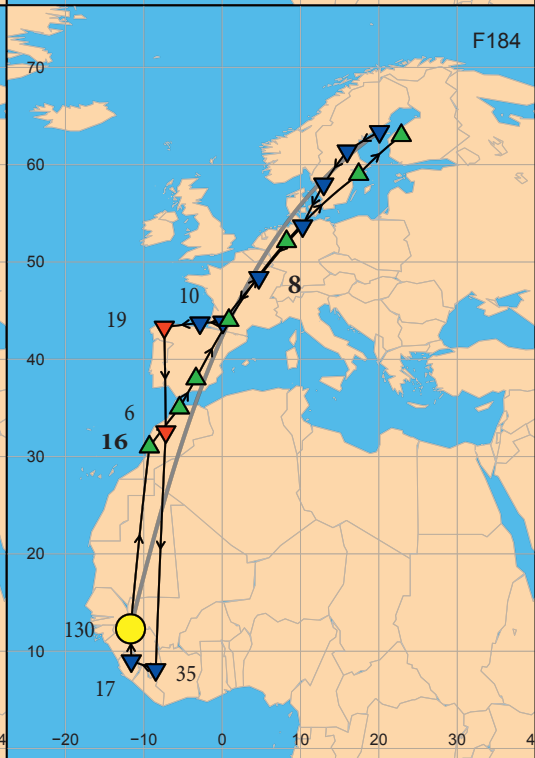
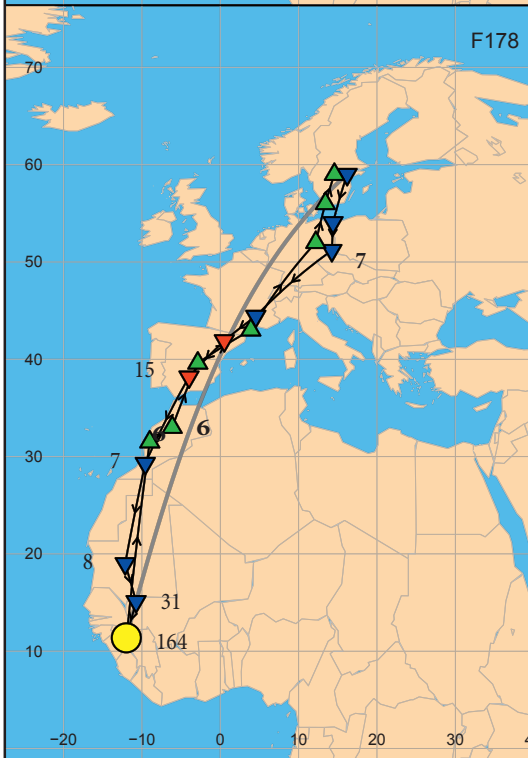
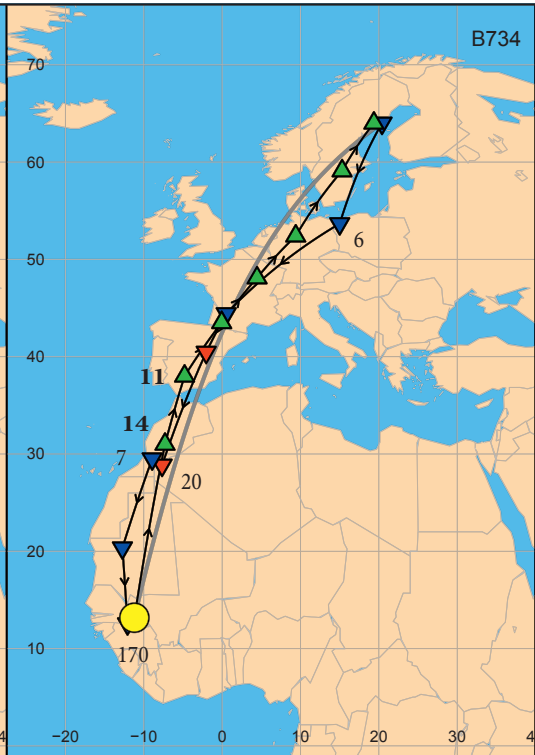
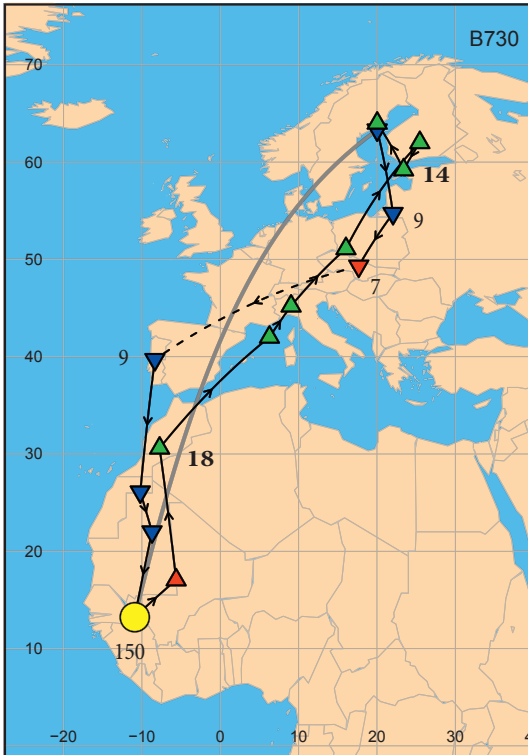
used to adjust stationary periods; we expected stable temperature profiles within a stationary period but temperatures profiles outside a period to deviate. Most periods did not require manual adjustments of their start and end. No period were adjusted with more than 48 hours at their start or end.

Median calibration SEAs were estimated on board the birds using periods of presumed position i.e. at the deployment site, (see previous paragraph how stationary periods were identified). We also used a Hill-Ekström calibration (Hill & Braun 2001, Ekström 2004, Lisovski & Hahn 2013) for the main wintering period, lasting from >92 to 171 days. On board bird calibration SEA and Hill-Ekström calibration SEA differed by <0.01 to 0.5° for all loggers.

To estimate each period's position, we used estimated calibration-SEA as above. For long winter periods we used Hill-Ekström calibration-SEA. For each stationary period we used the calibrated-SEA to compute median longitude and latitude. We computed median position estimates since daily/nightly latitudes and longitudes within a period were in most cases not normally distributed. Positions were computed using the R package GeoLight. Because differences in day length are very small close to equinox, latitude estimates are highly uncertain in those periods and latitudes during approximately 14 days before and 14 days after an equinox were not calculated. Positions during the four week period spanning an equinox were calculated using standard astronomical algorithms by Meeus (1991) similar to the GeoLight package. Positions estimated with those algorithms during other periods were the same as estimated using GeoLight.

To estimate errors, we propagated the calibration-SEA errors using Monte Carlo error propagation. We used bootstrapping to estimate the error of the median calibration SEAs, using 10 000 repetitions. We randomly sampled SEAs with replacement from the calibration periods sunrises and sunsets SEAs. The median SEA was computed for each repetition. For each bootstrapped median SEA the median longitude and latitude was computed. This gave distributions of median longitudes and latitudes from which confidence limits were estimated using quartiles.

Maps were drawn using the R package maps (Becker & Wilks 2013). A p-value of less than 0.05 was considered significant.



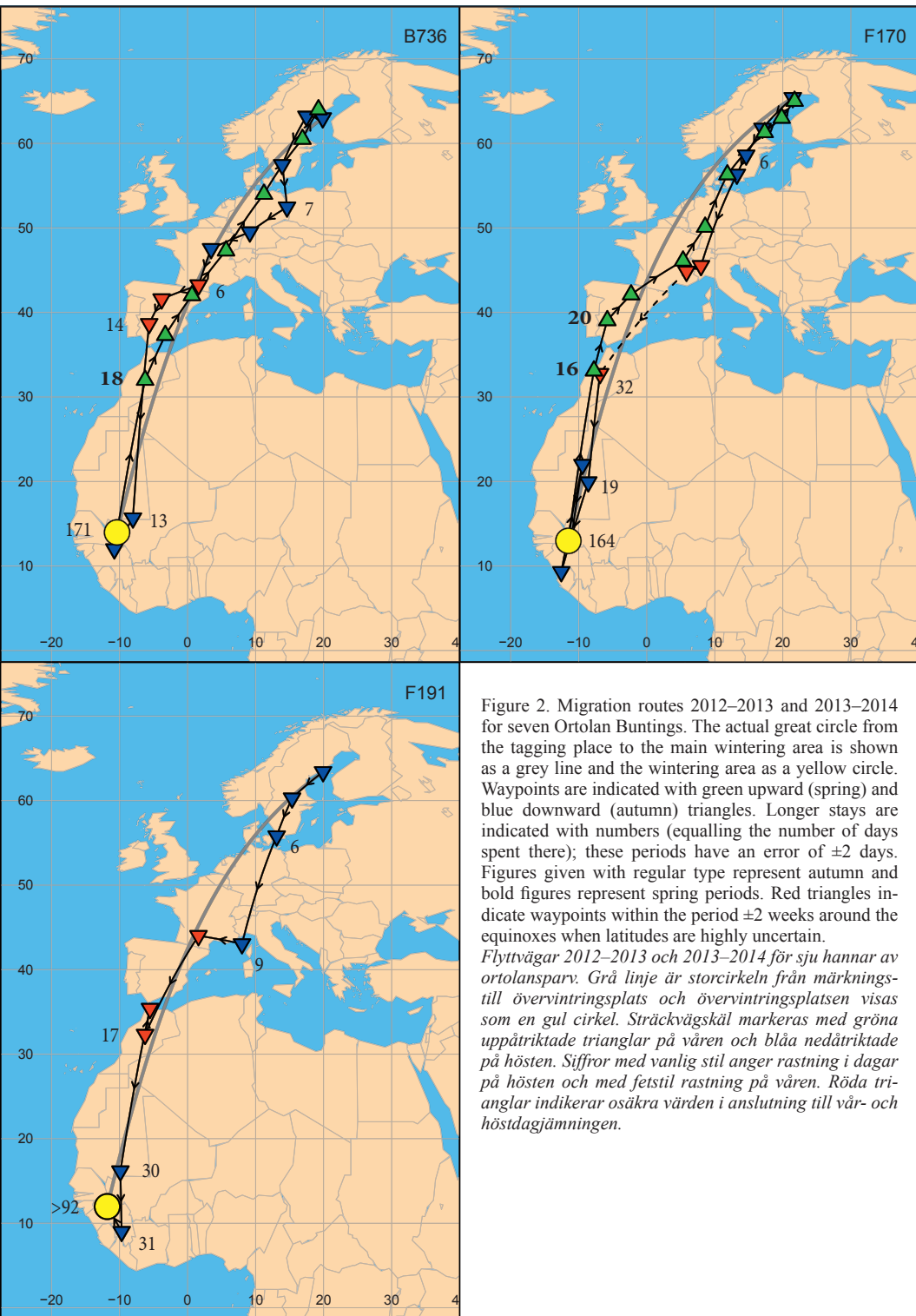


Figure 2. Migration routes 2012–2013 and 2013–2014 for seven Ortolan Buntings. The actual great circle from the tagging place to the main wintering area is shown as a grey line and the wintering area as a yellow circle. Waypoints are indicated with green upward (spring) and blue downward (autumn) triangles. Longer stays are indicated with numbers (equalling the number of days spent there); these periods have an error of ± 2 days. Figures given with regular type represent autumn and bold figures represent spring periods. Red triangles indicate waypoints within the period ± 2 weeks around the equinoxes when latitudes are highly uncertain.

Flyttvägar 2012–2013 och 2013–2014 för sju hannar av ortolansparv. Grå linje är storcirkeln från märknings- till övervintringsplats och övervintringsplatsen visas som en gul cirkel. Sträckvägskäl markeras med gröna uppåtriktade trianglar på våren och blåa nedåtriktade på hösten. Siffror med vanlig stil anger rastning i dagar på hösten och med fetstil rastning på våren. Röda trianglar indikerar osäkra värden i anslutning till vår- och höstdagjämningen.

Results

To identify and analyse Swedish Ortolan Bunting migration and wintering habits, we equipped in all 45 Ortolan Buntings with light geolocators, 10 in 2012 and 29 in 2013 in northern Sweden and another 6 in southern Sweden in 2013. The small population in the latter region was considered too vulnerable for extensive catching. Three loggers were recovered in 2013 and 4 in 2014. In 2013, 17 territories were specially searched and 10 males with colour rings or loggers could be identified. The returning rate was thus approximately 60%.

The birds started their autumn migration during August (10–31 August, median 24 August, mean 21.2; Appendix). Most birds had stopovers for about a week; north of the 50th parallel (Figure 2 & Appendix). One bird deviated from the others and initially took a southward route east of the Baltic Sea, Figure 2. All the birds made stopovers on the Iberian Peninsula or in Morocco, lasting from 6 to 32 days. The analysis indicates that several of the birds have passed the French county les Landes south of Bordeaux. Due to the uncertainties around equinox we were unable to determine if any of the birds passed the actual hunting area. However, we cannot exclude that all birds passed this area.

After arriving south of the Sahara, all birds have stayed at one or two locations up to 35 days before arriving at the main wintering grounds where all 6 birds with complete data stayed for approximately 5½ months (Appendix and Figure 2 & 3). The autumn migration lasted on average 56 days (42 to 64 days) from beginning of migration in Sweden until arriving at the first wintering/stopover location south of Sahara. The mean migration distance and speed were 6 020 km and 114 km/day, respectively (Appendix).

Table 1. Time table of migration activities.

Tidtabell för start och slut på sträckaktiviteter.

Migration activity	Average date	First and last date	Standard deviation
<i>Typ av sträckaktivitet</i>	<i>Medel-datum</i>	<i>Tidigaste och senaste datum</i>	<i>Standard-avvikelse</i>
Departure from breeding area <i>Avflyttning från häckningsplatsen</i>	August 22	August 10–31	± 4.3 days
Arrival in wintering area <i>Ankomst till vinterkvarteret</i>	October 12	October 6–22	± 5.1 days
Departure from wintering area <i>Avflyttning från vinterkvarteret</i>	April 5	March 22 – April 15	± 12.0 days
Arrival in breeding area <i>Ankomst till häckningsplatsen</i>	May 15.5	May 13–18	± 0.7 days

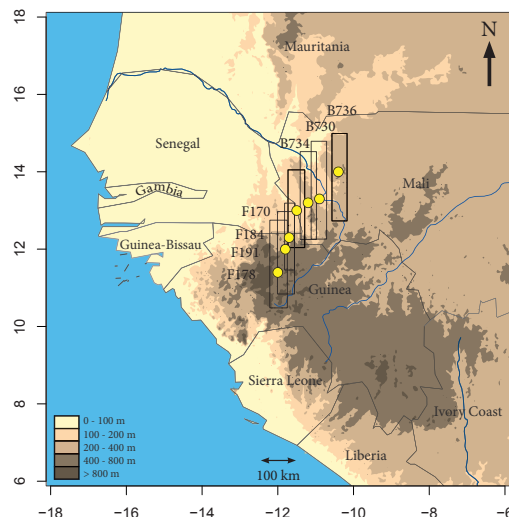


Figure 3. Wintering areas for seven males of Ortolan Bunting. The points are median coordinates during the number of days indicated in Figure 2. The surrounding squares illustrate a 95% confidence interval of the median longitude and latitude. Altitude of the terrain is given in 100 meter intervals. The Senegal (towards NW) and the Niger rivers (towards E) are originating in the actual mountainous area. *Övervintringsområden för sju hannar av ortolansparv. Punkterna är mediankoordinater under det antal dagar som anges i Figur 2. Rektanglarna omkring indikerar osäkerheten i longitud- och latitudvärdena i form av ett 95% konfidensintervall av mediankoordinaterna. Terrängens höjd anges i 100-metersintervall. Senegalfloden (mot nordväst) och Nigerfloden (mot öster) rinner upp i detta bergmassiv.*

After arriving in West Africa, one bird wintered on the same location until spring migration. The other birds have visited 1–2 locations for up to 61 days before arriving at the main wintering locations. At the main wintering locations in West

Africa (south-western Mali and northern Guinea) the birds stayed 150–182 days (mean period for 6 males were 167 days or 5½ months).

The birds started their spring migration in late March (22nd) or first half of April (4th to 15th, median 7 April, mean 5 April; Table 1). All birds arrived a few days later to stopovers in Morocco or Spain, lasting from 5 to 18 days. For one of the birds it is unclear if it passed Sahara before its first stopover or not. Several of the birds have been staying at two locations in Morocco or Spain for up to totally 25 days. Two birds stopped also in central Europe (6 days) and Finland (14 days; Figure 2). The spring migration took on average 40 days (33 to 48). The mean migration distance and speed were 6080 km and 158 km/day, respectively (Appendix).

The length of the migration period was shorter for spring migration compared to the autumn migration (paired t-test, $t = 3.4993$, $df = 5$, $p = 0.017$). The migration speed was also higher in the spring (paired t-test, $t = -3.5568$, $df = 5$, $p = 0.016$).

In order to get an idea about the habitat used and behaviour at the winter area we compared light intensities recorded by the loggers. From these data we can see that the maximum light intensity (65 000 lux) was reached for all our seven light loggers parts of the days at breeding grounds in Sweden in May (e. g. week 21, late May). In Africa the maximum light values logged were much lower, the highest values for five out of seven loggers in week 4 (late January) were between 10 000 and 30 000 lux. The other two loggers momentarily reached maximum values.

Discussion

Migration routes

The flyway for the Ortolan Buntings both to and from the winter grounds more or less follows the great circle (Figure 2). The autumn migration takes place close to the equinoxes and most waypoints are thus uncertain. However most birds probably passes the French county les Landes south of Bordeaux where illegal trapping frequently is going on (Mount 2010, own observations, JS). We cannot exclude any of the birds passing that area. Our data do not indicate that the birds have a stopover for a few days in the area with known hunting. However migrating birds are probably very much attracted by the calls from caged birds at the catching stations.

There are some stopovers in northern Europe and some longer ones when the birds are about to

reach their final destination in Africa. In spring the migration proceeds faster (mean value is 40 days compared to 56 days). All birds have longer stops in Morocco and two of them also in Spain. The bird B730 diverges mostly from the great circle and has clearly passed east of the Baltic Sea, both in autumn and in spring.

Wintering grounds

The seven males all had their wintering grounds in West Africa within a limited area of roughly some 40 000–50 000 square kilometres. All birds with complete data ($n=6$) were staying on average for approximately 5½ months (Appendix).

The wintering area is situated at the northern slopes of the Fouta Djallon mountain range (Figure 3). According to own interpretations from aerial photos (Google Earth maps) the ground is covered with sparse savannah forest interrupted by brook ravines but also cultivated areas (Figure 4). Part of the ground is periodically burnt (Tom Averza, pers. com.). The precipitation is fairly high (MacDonald 1986) in the mountains, and they are also the source of three big rivers: Senegal, Gambia and Niger.

The two largest flocks of Ortolan Buntings ever reported from West Africa were observed at the airport of Labé, central Guinea (11.19.7°N; 12.18.1°W) (Thoma & Menz 2014, Tom Averza, pers. com). The birds were seen on partly burnt grassland close to the air strip. The winter areas for all our tagged Ortolan males are situated between 50 and 350 km from Labé. The Fouta Djallon highlands are evidently a significant district for winter-



Figure 4. Habitat in Guinea close to the wintering site of Ortolan Bunting No. F178. Photo from Google Earth uploaded by Pstrosatko.

Biotope från Guinea nära övervintringsområdet för ortolan-sparven nummer F178.

ing Ortolan Buntings. The wintering area predicted by Thoma & Menz (2014) was thus fairly correct. However we have not got any indications of coordinates further south than in Guinea.

Important grains in the area are millet and sorghum (US Department of State 2004). At least millet probably attracts the ortolan as caught birds in France are fattened up with that grain (Steen 2014). Millet cobs are also used to entice the Ortolan Buntings to the traps in France (own observations, JS). The actual crops are tall (1.5–3 meter) creating a rather dark and relatively cold climate at the bare ground between the plants. We know from Sweden (Uppland) that Ortolan Buntings may be found singing in willow plantations for energy production where the soil between the willow rows also is almost bare.

In the breeding habitat singings males are periodically sitting on a song post in bright sunshine and during these periods the loggers reach their maximum light values possible to record (65 000 lux). At the wintering habitat, where the sunshine close to the equator is at least as strong, we mostly observe daily peak figures of 10 000 to 30 000 lux. That indicates that the Ortolan Buntings during the winter months normally avoid showing up in open areas. Feeding may occur sheltered on the ground underneath the canopy, in the shrub vegetation or in the cornfields. That may explain why there are relatively few Ortolan Bunting observation reports during the wintering period.

Time cycle

The yearly time cycle is on average divided in more than five months at wintering and less than four months at breeding grounds. The remaining three months are migration months including stop-overs of different lengths. Particularly the spring arrival in Sweden is strongly synchronized (Table 1). Also departure and arrival in autumn is fairly synchronized.

The Ortolan Bunting has a suspended moult (Svensson 1992, the moult cards or Kvismare Bird Observatory, and own (JS) inspection of skins at Museum of Natural History, Stockholm). This is very uncommon for smaller Fennoscandian passerines (Svensson 1992) and probably means that the species is in a hurry to migrate southwards (Table 1). The Ortolan most likely completes the moult of the wing feathers at the wintering grounds. Looking at the migration data there seems to be no hurry except for late breeding pairs. All birds leave their breeding grounds in the latter part of August but

on their way southwards most birds make a 1–2 weeks stop in northern Europe. However this stop is not long enough for them to complete the moult. Possibly the moult pattern has developed when the Ortolan Bunting was breeding on burnt taiga forest areas further northeast, but there may be other explanations involving breeding time and migration strategy.

The migration route passes over land, managed forests with clearings, arable or at least arid grassland which means that the possibility to stop for foraging is rather good. A small data set from Swedish bird observatories (Sudre, Falsterbo, Ottenby, Nidingen; pers. comm.) also shows that the fat accumulation is moderate (mean fat class 3.50, std. err. 1.0, out of the 7 classes 0–6; n=32) when the birds are about to leave Sweden in the autumn. The possible diet of both seed and insects also facilitates the finding of food. The capacity to store a huge fat reserve (doubling the weight or more) is well-known from the management of captured Ortolan Buntings in France before killing and eating (Steen 2014), but as far as we know this will not correspond to any normal need in the actual part of its western breeding range. The only part of the route where it might be necessary to build higher fat deposits is when passing dry areas between the Senegal–Mali border and Morocco, a distance of some 1 500 kilometres.

Conclusions

The results show that Swedish Ortolan Buntings normally winter in a limited mountainous area in Guinea and Mali. The migration between breeding and wintering territories follows more or less the great circle. Probably all birds pass through the county les Landes in France where illegal tapping is going on. The migration is fairly synchronized in time and the birds arrive in Sweden in the middle of May and depart in the latter part of August. The spring migration proceeds somewhat faster than the autumn one, and the degree of fat storing before migration is moderate.

Acknowledgements

SOF BirdLife Sweden is gratefully acknowledged for support during several years. We thank Alvins fond for financial support and all the field workers for their excellent work and especially Tomas Brodin, Per Hansson, Magnus Bladh and Magnus Persson for their assistance.

References

- Becker, R.A. & Wilks, A.R. 2013. *maps: Draw Geographical Maps, R version* by Ray Brownrigg. Enhancements by Thomas P Minka.
- Claessens, O. 1994. The situation of the Ortolan Bunting in France: Preset status, trends and possible causes of decrease. Pp. 123–128 in *Ortolan-Symposium Ergebnisse* (Steiner, H.M., ed.). Univ. Bodenskultur, Wien.
- Ekstrom, P. 2004 An advance in geolocation by light. *Mem. Natl. Inst. Polar Res. Special Issue* 58: 210–226.
- Hill, R.D. & Braun, M.J. 2001. Geolocation by Light Level The Next Step: Latitude. Pp. 315–330 in *Electronic Tagging and Tracking in Marine Fisheries* (J. Sibert & J. Nielsen, eds.) Boston: Kluwer.
- Meeus, J. 1991 *Astronomical Algorithms*. Richmond, Willman-Bell, Inc., 429 pp.
- Nilsson, C., Klaassen, R.H.G. & Alerstam, T. 2013. Differences in Speed and Duration of Bird Migration between Spring and Autumn, *The American Naturalist* 181: 837–845.
- Lemke, H.W., Tarka, M., Klaassen, R.H.G., Åkesson, M., Bensch, S., Hasselquist, D. & Hansson, B. 2013. Annual cycle and migration strategies of a trans-Saharan migratory songbird: a geolocator study in the great reed warbler. *Plos One* 8, e79209.
- Lisovski, S. & Hahn, S. 2013. GeoLight – processing and analyzing light-based geolocation in R. *Methods Ecol Evol* 3: 1055–1059.
- MacDonald, L.H. 1986. Natural Resources Development in the Sahel: The Role of the United Nations System (UNU, 95 pages)
- Mount, H. 2010. The songbirds slaughtered for a Frenchman's supper. *Daily Mail* 7 September.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, R., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, I., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fågllarna i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Runesson, B. 1996. Ortolansparven – en nyckfull och lurig rackare. *Fåglar i Kvismaren* 11: 9–17.
- Steen, J. 2014. *The Kitchen Magpie: A delicious melange of culinary curiosities, fascinating facts, amazing anecdotes and expert tips for the food-lover*. Icon books.
- Sondell, J., Brookes, C. & Persson, M. 2011. Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* at Kvismaren, central Sweden – breeding studies and suggested management. *Ornis Svecica* 21: 167–174.
- Sondell, J., Hansson, P., Jerling, N-O., Lindström, J. & Selstam, G. 2014. *Inventering av ortolansparv på hyggen i Norrland*. Projektrapport.
- Sondell, J. & Runesson, B. 2010. Ortolansparven i Kvismaren 2009. *Fåglar i Kvismaren* 25: 21–24.
- Stolt, B.-O. 1977. On the migration of the Ortolan Bunting, *Emberiza hortulana* L. *Zoon* 5: 51–61.
- Stolt, B.-O. 1997. The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden – migration and abundance. Pp. 101–111 in *II Ortolan-Symposium, Ergebnisse* (B. von Bülow, ed.) Th. Mann, Gelsenkirchen-Buer.
- Stutchbury, B.J.M., McKinnon, E.A., Frazer, K.C., MacPherson, M. & Stanley, C.Q. 2009. Tracking long-distance songbird migration by using geolocators. *Science* 323.5916: 896–896.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. Stockholm.
- Thoma, M. & Menz, M.H.M. 2014. The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* wintering in West Africa, and its status as a passage migrant in Mauritania. *Malinbus* 36:13:31.
- Tryjanowski, P. 2000. Changing in breeding populations of some farmland birds in W Poland in relation to changes in crop structure, weather conditions and number of predators. *Folia Zoologica* 49: 305–315.
- US Department of State. 2004. <http://reliefweb.int/report-senegal/locusts-invade-west-africas-grain-belt>.
- Walther et al. 2010 (17 authors). *Database of Western Palaearctic birds migrating in Africa to guide conservation decisions*. 12th Pan-African Ornithological Conference ISBN: 978-0-7992-2361-3.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T. & Piha, M. 2005. Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 42: 91–107.

Sammanfattning

Ortolansparven har minskat i Västeuropa under minst ett halvt sekel. Från södra Sverige är arten helt försvunnen som häckfågel och populationen i Mälardalen innefattar idag bara drygt ett hundratal par. Kvismare fågelstation har med inventeringar följt artens minskning i snart 50 år. År 2009 startade Föreningen Kvismare Fågelstation ett särskilt ortolanprojekt. Detta projekt lades 2011 samman med ett av Sveriges Ornitologiska Förening startat projekt med likartat syfte.

Flera orsaker till artens minskning ansågs möjliga. Förändringar i häckningsmiljön, förluster på grund av fångst i Frankrike under sträcket och problem under sträcket och i övervintringsområdet, listades som tänkbara viktiga orsaker. Ett problem i sammanhanget var att övervintringsområdet inte var känt. Genom att sätta ljusloggar på sjungande hannar borde detta problem kunna lösas (Figur 1). Våren 2012 sattes 10 loggar på ortolanhannar i Norrland och 29 loggar året efter, de flesta i närheten av Umeå. Det området hyser Sveriges starkaste stam av ortolansparv. Den lilla populationen i mellersta Sverige ansågs för sårbar för några omfattande loggförsök. Sex loggar sattes dock på i Kvismaren och Kungsör år 2013.

Våren 2013 kunde 3 hannar återfångas och året därpå 4, alla med data som visade att fåglarnas sträck i stort sett följde storcirkeln mellan häcknings- och övervintringsområdet (Figur 2, Appendix) från och till sydvästra Mali och i Guinea, ett begränsat område i Västafrika (Figur 3) där de tillbringat drygt fem vintermånader (Tabell 1). Alla

fåglar passerade troligen genom fångstområdet för ortolansparv i sydvästra Frankrike. På grund av osäkra positionsdata i samband med höstdagjämningen kan vi dock inte leda detta i bevis. Fåg-larna har sannolikt också passerat utan att rasta. Detta betyder dock inte att fångstrisken är liten. En fångstplats med lockande fåglar i burar på marken utgör en mycket stark dragningskraft.

Övervintringsområdet ligger på bergsluttningar som är upprinningsområde för många floder, t. ex. Gambia, Senegal och Niger. I området finns gles

savannskog, bäckraviner men även odling av olika sädeslag såsom hirs och durra (Figur 4). Hirs är en omtyckt föda som bl.a. används för att locka fåglarna till fångstredskapen i Frankrike och till att föda upp fångade fåglar. Den ljusintensitet som loggarna registrerat dagtid under vintern är relativt låg (10 000–30 000 lux) jämfört med på våren i häckningsområdet (65 000 lux) vilket antyder att fåglarna på vintern söker sin föda på marken under högre vegetation och därmed blir svåra att observera.

Appendix

Compilation of migration periods, length of different periods between stops, actual coordinates, coordinate standard errors, and 95% confidence interval of the coordinates (c.i) for seven Ortolan Bunting males.

Sammanställning av sträckperioder, periodlängder mellan stopp, aktuella koordinater, standardavvikelser och 95-procentiga konfidensintervall för koordinaterna (c.i.) för sju hannar av ortolansparv.

start Y-M-D-h	Period end Y-M-D-h	length days	°E	Longitude			°N	SE	Latitude	
				SE	95% c.i. low high	SE			95% c.i. low high	
Bird No. B730										
2012-07-19 00	2012-08-31 23	44	20,0	0,22	19,75	20,52	63,3	0,07	62,27	64,27
2012-08-31 18	2012-09-09 17	9	22,1	0,50	21,63	22,47	54,7	0,70	53,47	56,15
2012-09-09 17	2012-09-16 23	7,3	17,7	0,69	17,34	18,01	49,3	4,07	46,08	51,26
2012-09-18 17	2012-09-22 18	4	2,2	0,76	2,13	2,21	22,0	21,41	-40,84	33,02
2012-09-22 18	2012-09-28 06	5,5	-2,3	0,36	-2,37	-2,28	16,1	11,79	-5,38	16,52
2012-09-29 06	2012-10-08 06	9	-8,3	0,14	-8,50	-8,18	39,7	2,92	29,14	46,29
2012-10-16 06	2012-10-19 22	3,7	-10,2	0,43	-10,41	-10,02	26,1	1,82	20,74	32,06
2012-10-19 22	2012-10-22 01	2,1	-8,7	0,57	-8,88	-8,54	22,0	1,96	17,67	25,30
2012-10-22 18	2013-03-22 06	150,5	-10,9	0,04	-11,12	-10,71	13,3	0,31	12,26	14,79
2013-03-24 18	2013-03-29 18	5	-5,6	0,36	-5,74	-5,52	17,1	12,87	-59,37	26,74
2013-03-29 18	2013-04-17 05	18,4	-7,7	0,23	-7,89	-7,60	30,6	0,75	29,29	32,43
2013-04-18 18	2013-04-21 18	3	6,3	0,97	6,16	6,40	42,0	1,36	40,67	44,30
2013-04-21 18	2013-04-24 19	3	9,0	0,84	8,87	9,21	45,2	1,03	43,02	48,01
2013-04-24 19	2013-04-28 19	4	16,0	0,55	15,74	16,34	51,1	0,45	49,35	53,36
2013-04-29 18	2013-05-02 01	2,3	25,5	0,86	24,99	25,95	62,0	0,17	60,39	64,12
2013-05-02 15	2013-05-16 12	13,9	23,4	0,96	22,95	23,84	59,2	0,28	58,17	60,63
2013-05-16 12	2013-05-21 21	5,4	20,0	0,98	19,65	20,41	64,0	2,05	62,94	67,18
Bird No. B734										
2012-07-23 00	2012-08-26 02	34	20,4	0,18	20,02	20,79	64,0	0,19	62,54	64,79
2012-08-28 18	2012-09-03 23	6	15,0	0,30	14,72	15,29	53,7	0,94	52,19	55,31
2012-09-04 18	2012-09-09 00	4	0,5	0,34	0,51	0,53	44,4	1,20	42,13	47,17
2012-09-09 00	2012-09-11 18	3	-2,0	0,60	-2,07	-1,99	40,5	0,68	37,08	44,32
2012-09-11 18	2012-10-01 06	20	-7,7	0,22	-7,81	-7,52	28,9	5,91	23,47	35,21
2012-10-01 06	2012-10-08 06	7	-8,9	0,12	-9,10	-8,76	29,5	3,86	21,20	39,21
2012-10-09 18	2012-10-12 06	3	-12,7	0,17	-12,97	-12,48	20,4	2,30	12,35	27,84
2012-10-13 02	2012-10-16 18	4	-12,1	0,22	-12,31	-11,85	12,6	1,67	7,24	16,76
2012-10-16 18	2013-04-04 06	170	-11,2	0,03	-11,41	-10,98	13,2	0,31	12,25	14,52
2013-04-07 19	2013-04-21 12	14	-7,3	0,20	-7,43	-7,15	31,0	0,26	29,41	32,85
2013-04-21 12	2013-05-02 05	11	-4,8	0,25	-4,89	-4,71	38,0	0,96	36,67	39,61
2013-05-02 05	2013-05-04 23	3	-0,1	0,13	-0,06	-0,06	43,5	0,40	41,62	45,40
2013-05-06 03	2013-05-08 03	2	4,5	0,49	4,37	4,54	48,1	0,11	46,59	50,20

2013-05-08 03	2013-05-11 23	4	9,4	0,55	9,21	9,57	52,4	0,66	51,27	53,94
2013-05-11 23	2013-05-14 15	3	15,3	1,47	15,02	15,60	59,1	0,46	57,74	60,51
2013-05-15 00	2013-05-18 00	3	19,4	1,06	19,00	19,73	64,0	1,19	63,30	68,32
Bird No. B736										
2012-07-23 00	2012-08-19 13	28	19,9	0,28	19,49	20,25	63,0	0,06	62,05	64,05
2012-08-20 01	2012-08-22 02	2	17,5	0,24	17,15	17,81	63,2	0,11	61,88	64,93
2012-08-22 19	2012-08-28 03	5	13,9	0,40	13,65	14,18	57,5	0,75	56,10	58,96
2012-08-28 03	2012-09-03 18	7	14,6	0,69	NA	NA	52,4	0,83	NA	NA
2012-09-04 04	2012-09-05 21	2	9,2	0,68	8,98	9,33	49,5	0,69	46,99	52,48
2012-09-05 21	2012-09-08 01	2	3,5	0,24	3,40	3,53	47,5	0,39	44,81	50,82
2012-09-08 01	2012-09-13 18	6	1,6	0,26	1,60	1,66	43,2	5,84	40,64	45,80
2012-09-14 05	2012-09-16 18	3	-3,8	0,19	-3,88	-3,74	41,6	1,10	-70,03	46,35
2012-09-16 18	2012-09-30 18	14	-5,6	0,13	-5,75	-5,53	38,7	5,38	-26,05	39,92
2012-09-30 18	2012-10-13 06	13	-8,0	0,15	-8,18	-7,88	15,7	1,92	10,74	20,64
2012-10-13 11	2012-10-16 13	3	-10,8	0,48	-10,97	-10,56	12,0	3,29	6,58	16,47
2012-10-16 13	2013-04-05 06	171	-10,4	0,04	-10,57	-10,17	14,0	0,18	12,73	14,99
2013-04-08 19	2013-04-26 19	18	-6,2	0,18	-6,36	-6,12	32,0	0,24	30,23	33,30
2013-04-26 19	2013-05-01 19	5	-3,3	0,33	-3,34	-3,21	37,3	0,91	35,82	39,39
2013-05-01 19	2013-05-05 19	4	0,7	0,60	0,64	0,66	42,0	0,88	40,56	43,87
2013-05-05 19	2013-05-09 03	3	5,7	0,54	5,55	5,77	47,3	0,72	45,96	49,18
2013-05-10 00	2013-05-11 22	2	11,2	0,79	11,02	11,44	54,0	0,46	52,51	55,74
2013-05-11 22	2013-05-13 05	1	16,9	3,13	16,57	17,21	60,5	1,05	58,96	62,13
2013-05-13 23	2013-05-20 23	7	19,2	0,72	18,88	19,61	64,0	0,87	62,41	64,93
Bird No. F170										
2013-07-24 23	2013-08-24 18	31	21,5	0,22	21,06	21,87	65,4	0,27	64,37	66,43
2013-08-24 18	2013-08-28 02	3	17,0	0,23	16,69	17,34	61,8	53,13	60,39	63,26
2013-08-28 10	2013-09-03 10	6	14,6	0,30	14,34	14,89	58,6	0,44	57,19	59,88
2013-09-03 10	2013-09-08 18	5	13,2	0,22	12,99	13,50	56,3	0,92	54,64	57,83
2013-09-10 17	2013-09-13 18	3	8,0	0,47	7,82	8,12	45,5	2,09	41,84	48,62
2013-09-13 18	2013-09-17 04	4	5,8	0,37	5,73	5,95	44,8	18,69	40,00	49,57
2013-09-18 05	2013-09-19 21	2	4,6	0,13	4,53	4,71	39,8	2,08	-71,58	45,62
2013-09-21 18	2013-09-23 18	2	-3,1	0,37	-3,19	-3,07	-48,2	48,77	-59,83	61,23
2013-09-23 17	2013-10-04 21	11	-6,9	0,25	-6,99	-6,73	32,7	5,75	29,79	42,46
2013-10-04 21	2013-10-07 08	3	-8,6	0,66	-8,76	-8,43	19,9	4,24	11,35	31,67
2013-10-07 06	2013-10-13 02	6	-12,6	0,53	-12,80	-12,32	9,3	1,63	5,89	13,61
2013-10-13 02	2013-10-14 18	2	-9,4	0,17	-9,63	-9,27	22,0	1,35	16,84	27,80
2013-10-14 18	2013-11-02 06	19	-11,1	0,12	-11,35	-10,93	13,0	0,38	11,54	14,64
2013-11-02 22	2014-04-15 23	164	-11,5	0,04	-11,73	-11,29	13,0	0,15	12,04	14,05
2014-04-18 05	2014-05-04 05	16	-7,8	0,25	-7,91	-7,61	33,1	1,21	31,75	34,41
2014-05-04 19	2014-05-05 22	1	-5,8	0,37	-5,91	-5,69	39,1	0,67	36,80	41,22
2014-05-07 00	2014-05-07 19	20	-2,3	0,00	-2,35	-2,26	42,1	3,10	40,16	44,42
2014-05-07 20	2014-05-09 19	2	5,3	0,11	5,23	5,44	46,1	0,07	44,15	48,14
2014-05-09 21	2014-05-12 23	3	8,6	0,30	8,42	8,75	50,1	28,62	48,79	51,69
2014-05-13 03	2014-05-15 01	2	11,9	0,11	11,63	12,08	56,3	0,14	54,83	57,95
2014-05-15 02	2014-05-17 23	3	17,3	0,50	17,00	17,66	61,3	0,27	60,14	62,69
2014-05-17 01	2014-05-18 21	2	19,8	2,22	19,46	20,21	63,0	3,88	61,26	64,08
2014-05-18 21	2014-05-27 08	9	21,7	1,41	21,32	22,14	65,0	41,12	63,97	66,24
Bird No. F178										
2013-07-09 01	2013-08-18 02	40	16,2	0,15	15,85	16,47	59,0	0,05	58,01	59,96
2013-08-19 19	2013-08-23 08	4	14,4	0,50	14,12	14,67	54,0	22,92	52,49	55,95
2013-08-23 08	2013-08-28 03	5	14,2	0,41	13,97	14,51	51,2	0,42	49,53	52,90
2013-08-30 18	2013-09-08 18	9	4,5	0,42	4,45	4,62	44,4	0,48	42,69	46,20
2013-09-09 05	2013-09-12 18	4	0,5	0,31	0,51	0,53	41,9	0,92	38,12	44,38
2013-09-13 18	2013-09-28 05	15	-4,0	0,17	-4,07	-3,91	38,2	9,07	16,87	41,47
2013-10-05 06	2013-10-11 22	7	-9,6	0,14	-9,75	-9,39	29,3	2,90	22,30	38,90

start Y-M-D-h	Period end Y-M-D-h	length days	°E	Longitude				Latitude			
				SE	95% c.i.		°N	SE	95% c.i.		
					low	high			low	high	
2013-10-12 18	2013-10-20 18	8	-12,1	0,27	-12,37	-11,91	19,0	2,39	16,71	22,33	
2013-10-21 06	2013-11-21 06	31	-10,7	0,04	-10,94	-10,54	15,1	0,64	14,03	16,48	
2013-11-21 20	2014-04-09 06	138	-12,0	0,03	-12,21	-11,75	11,4	0,33	10,48	12,75	
2014-04-13 05	2014-04-18 19	6	-9,0	0,25	-9,17	-8,83	31,5	1,15	29,03	33,16	
2014-04-20 00	2014-04-25 23	6	-6,1	0,25	-6,25	-6,02	33,0	0,61	31,40	34,73	
2014-04-27 04	2014-04-29 19	3	-2,9	0,15	-2,92	-2,81	39,6	0,35	37,59	41,43	
2014-04-29 19	2014-05-04 23	5	3,9	0,49	3,82	3,97	43,0	1,01	41,11	44,04	
2014-05-05 19	2014-05-12 15	7	12,2	0,67	11,96	12,43	52,0	0,37	50,58	52,99	
2014-05-12 19	2014-05-14 07	2	13,4	0,80	13,16	13,67	56,0	0,44	54,32	57,08	
2014-05-14 07	2014-05-16 23	3	14,6	0,42	14,29	14,84	59,0	0,18	57,54	60,13	
Bird No. F184											
2013-07-16 22	2013-08-10 23	25	20,1	0,27	19,69	20,46	63,4	0,19	62,25	64,36	
2013-08-10 12	2013-08-14 20	4	16,0	0,68	15,66	16,27	61,4	0,40	60,24	63,00	
2013-08-15 19	2013-08-19 06	3	13,0	0,27	12,72	13,21	58,0	0,56	56,40	59,47	
2013-08-19 06	2013-08-23 04	4	10,3	0,63	10,08	10,47	53,7	1,21	52,00	55,66	
2013-08-23 04	2013-08-26 01	3	4,7	0,70	4,59	4,77	48,4	1,29	46,39	50,67	
2013-08-26 01	2013-08-28 19	3	0,1	0,53	0,09	0,10	43,8	1,42	41,47	46,48	
2013-08-28 19	2013-09-08 05	10	-2,8	0,18	-2,89	-2,78	43,7	0,45	42,34	45,67	
2013-09-08 05	2013-09-26 22	19	-7,4	0,08	-7,52	-7,24	43,3	6,03	42,07	48,01	
2013-09-26 23	2013-10-02 18	6	-7,2	0,34	-7,32	-7,05	32,5	4,36	25,75	37,15	
2013-10-08 18	2013-11-12 06	35	-8,5	0,07	-8,64	-8,31	8,1	0,75	6,40	9,55	
2013-11-12 06	2013-11-29 12	17	-11,6	0,14	-11,81	-11,37	9,0	0,62	7,39	10,19	
2013-11-29 12	2014-04-08 19	130	-11,7	0,07	-11,82	-11,56	12,3	0,47	11,46	13,19	
2014-04-11 19	2014-04-27 23	16	-9,3	0,22	-9,46	-9,11	31,0	0,51	29,89	33,13	
2014-04-28 00	2014-04-29 22	2	-5,4	0,20	-5,55	-5,34	35,0	0,45	32,33	37,75	
2014-04-29 22	2014-05-03 02	3	-3,3	0,34	-3,40	-3,28	38,0	0,71	35,82	40,17	
2014-05-03 02	2014-05-07 03	4	0,9	0,47	0,84	0,88	44,0	2,62	41,96	45,49	
2014-05-06 19	2014-05-14 19	8	8,2	0,56	8,06	8,37	52,1	0,79	51,08	53,62	
2014-05-15 01	2014-05-16 23	2	17,4	4,42	17,09	17,76	59,0	2,21	57,28	60,39	
2014-05-17 00	2014-06-01 11	16	22,9	1,24	22,44	23,30	63,0	0,93	61,13	63,83	
Bird No. F191											
2013-07-22 00	2013-08-25 19	35	19,9	0,23	19,54	20,30	63,4	0,21	62,35	64,44	
2013-08-26 02	2013-08-28 03	2	15,4	0,01	15,07	15,66	60,3	67,50	-100,53	62,47	
2013-08-28 03	2013-09-03 03	6	13,1	0,72	12,85	13,35	55,8	0,47	54,33	57,38	
2013-09-05 04	2013-09-13 18	9	8,0	0,37	7,85	8,16	43,0	1,17	40,75	45,41	
2013-09-13 18	2013-09-16 23	3	1,6	0,27	1,58	1,64	44,0	1,38	38,73	48,73	
2013-09-17 05	2013-09-19 09	2	-6,2	0,05	-6,36	-6,13	32,3	44,34	-66,67	41,32	
2013-09-19 09	2013-10-06 10	17	-5,5	0,15	-5,52	-5,31	33,5	5,61	21,04	38,48	
2013-10-06 10	2013-11-05 18	30	-9,9	0,13	-10,06	-9,68	16,2	0,76	14,58	18,11	
2013-11-05 18	2013-12-06 18	31	-9,7	0,09	-9,87	-9,50	9,0	0,21	7,53	9,94	
2013-12-06 18	2014-03-09 23	93	-11,8	0,06	-12,01	-11,56	12,0	0,27	10,84	12,97	

Pilgrimsfalkars *Falco peregrinus* ockupation av häckningslokaler i Västsverige vintrarna 2000/2001–2004/2005

Winter occupation of breeding territories of Peregrine Falcon Falco peregrinus in western Sweden 2000/2001–2004/2005

CHRISTER K. ANDERSSON & PÄR SANDBERG

Abstract

During five winters (2000/2001–2004/2005), 24 breeding territories of Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Bohuslän, Västergötland and Halland in western Sweden were visited at least once. At these territories 10–14 (mean = 12) Peregrines were observed each winter. All birds that were aged were adults and the sex ratio was 52% females and 48% males. At least 50% of the breeding territories were estimated to be occupied by Peregrines each winter. Five of seven territories which usually were occupied in winter had a long record of

breeding Peregrines. Some important factors that cause Peregrines to stay during the winter in their breeding territories in western Sweden are probably the mild climate, the abundance of prey (for instance Jackdaws *Corvus monedula*) and the competition for breeding territories.

Christer K. Andersson, Ribstonvägen 11, 432 46 Varberg
Pär Sandberg, Sälgstigen 10, 432 46 Varberg; E-mail: parsandbergvb@gmail.com

Received 10 October 2014, Accepted 26 February 2015, Editor: D. Hasselquist

Inledning

Pilgrimsfalkar från Sverige flyttar i slutet av augusti–början av november till västra Europa, söderut till Spanien och Portugal, och de återkommer till sina häckningslokaler i mars–april (SOF 2002). Även om ringmärkningsåterfynden uppvisar en ganska stor spridning tycks tyngdpunkten för de svenska pilgrimsfalkarnas vinterförekomst ligga i västra Frankrike (där nästan hälften av alla vinterfynd gjorts). Pilgrimsfalkar från nordligare svenska områden tycks i huvudsak övervintra i områden söder om Danmark, medan en ganska stor andel av falkarna från södra Sverige stannar kvar nära häckningsområdet för att övervintra i Sverige eller i Danmark (Fransson & Pettersson 2001).

Rovfåglar verkar påverkas lika mycket av födotillgången på vintern som under häckningstiden. Under vissa förhållanden stannar de gamla kvar i sina häckningsområden och okuperar i stor utsträckning samma jaktmarker hela året. I andra fall kan en partner stanna kvar och den andra försvinna, eller så kan båda lämna häckningsområdet och antingen hålla sig kvar i närområdet eller flytta långt bort. Dessa olika strategier tycks representera progressiva anpassningar till en minskad tillgång på bytesdjur under vintern (Newton 1979).

Alerstam (1982) påpekar att en viktig faktor som

gynnar rovfåglar under vintern är att bytesdjur, särskilt fåglar, blir mera lättillgängliga. Detta beror på att vintermiljön erbjuder dåligt skydd och att bytesdjuren tvingas ge avkall på sin egen säkerhet för att själva få tillräckligt med föda under den bistra vinterperioden. Trots att antalet övervintrande fåglar inte är mer än omkring en tjugondel av antalet under sommaren övervintrar många fågeljagande rovfåglar i Sverige.

Mearns (1982) konstaterade att det fanns fler honor än hanar under vintern på pilgrimsfalkens häckningslokaler i södra Skottland. Inga ungfåglar observerades vid häcklokalerna under vintern. Par eller ensamma pilgrimsfalkar observerades vid ungefär hälften av inlandsreviren samt vid en tredjedel av de kustnära reviren i södra Skottland. Baserat på färska spår i form av småfjädrar som lossnat vid fjäderputsning, spillning, bytesrester och spybollar blev andelen ockuperade revir 86 % i inlandet och 88 % vid kusten. Bytena bestod huvudsakligen av tättingar, särskilt rödvingetrastar och björktrastar, samt tamduvor.

I Sverige har det sedan mitten av 1960-talet lagts ner ett omfattande arbete på att inventera pilgrimsfalkar, följa upp häckningar samt att på olika sätt försöka rädda arten kvar i landet. Utvecklingen för pilgrimsfalken har varit positiv sedan mitten

av 1980-talet. År 2005 fanns det minst 150 häckande par i Sverige, varav 49 i sydvästra Sverige. Alla kända häckningslokaler i Västsverige utgörs av bergsbranter med oftast svårtillgängliga klippväggar. Dessa klippbranter har en medelhöjd av 50 meter och ligger huvudsakligen i en västlig-sydlig riktning (Lindberg 1975 & 2006).

Tre vintrar i slutet av 1990-talet kontrollerade vi tillsammans med andra ornitologer regelbundet fyra häckningslokaler i mellersta Halland och en lokal i Västergötland, varav några brukade vara ockuperade av pilgrimsfalkar (eget opubl. material). Denna preliminära studie gav inspiration till den betydligt större undersökning som här redovisas, vilken vi genomförde i Västsverige (Bohuslän, Västergötland och Halland) under vintrarna 2000/2001 till 2004/2005. Syftet var att ta reda på i vilken utsträckning pilgrimsfalkar fortsätter ockupera sina häckningslokaler även under vintern.

Metoder

Inför varje vinter skickades ett upprop ut till ornitologer som arbetar aktivt med att följa upp häckande pilgrimsfalkar i Västsverige. Vidare inhämtade dessa personer också uppgifter från markägare och andra ornitologer som besökte de aktuella häckningslokalerna vintertid. Varje vinter gjordes 4–5 gemensamma inventeringar som förledes till helger och långhelger. Häckningslokalerna spanades av med hand- och tubkikare. Fältarbetet gick ut på att under tiden november–mitten av februari kontrollera om det fanns pilgrimsfalkar på häckningslokalerna genom direkta observationer av pilgrimsfalkar eller spår av dem i form av vit spillning eller bytesrester.

Identifiering av de olika pilgrimsfalkarna underlättades av att flera var färgringmärkta. På några häckningslokaler konstaterades det att det var samma individer som observerades under flera vintrar. Omsättningen på pilgrimsfalkar vid häckningslokalerna blev emellertid inte klarlagd i den här undersökningen. I totalsumman över antalet observerade pilgrimsfalkar för samtliga fem vintrar ingår alltså ett okänt antal dubbelräkningar.

Till skillnad mot under häckningssäsongen visade det sig att vi sällan observerade bytesrester på häckningslokalerna under vintern. Däremot upptäcktes ganska ofta spillning vid falkarnas sittplatser under vintern. Spillningen kan sitta kvar länge eftersom favoritsittplatserna ofta är belägna under överhäng och i håligheter i klippbranten. När häckningslokalerna till stor del ligger snöklädda blir det av förklarliga skäl svårare att upptäcka spillning.

I undersökningen ingick 19 lokaler som hade häckande eller revirhållande falkar under de säsonger som föregick vintern 2000/2001 och fem lokaler som blev återbesatta av falkar under häckningssäsongerna 2001–2004. Fördelningen av kontrollerade häckningslokaler var sju i Bohuslän, tio i Västergötland och sju i Halland. Dessa anges med nummer 1–24 i texten. Ambitionen var att varje lokal skulle besökas vid minst tre inventeringar, och endast häckningslokaler som besöktes minst två gånger per vinter har medtagits i materialet. Om en lokal besöks ofta ökar givetvis chansen att en pilgrimsfalk skall kunna registreras. Chansen ökar också om besöken vid häckningslokalen fördelas ut över olika tidpunkter på dygnet. Valet av lokaler överläts till de ornitologer som deltog i fältarbetet, vilket antagligen medförde att det blev de mest lättillgängliga häckningslokalerna som besöktes.

Med ”ockupation” (besittning) under vintern menas att pilgrimsfalken har observerats vid häckningslokalen minst en gång under tiden från november till mitten av februari. På goda grunder kan man anta att de pilgrimsfalkar som häckade på en lokal också var den/de som övervintrade där. För att vi skall ha betecknat en pilgrimsfalk som ”övervintrande” krävs att den kontinuerligt observerades där under en hel vintersäsong.

För att kontrollera om det fanns något mönster i falkarnas val av häckningslokaler har vi med hjälp av topografiska och digitala kartor uppmätt avståndet till havet där det erbjuds jaktmarker som normalt brukar vara isfria. Väderdata har hämtats från SMHI:s mätstation vid Skansen Lejonet i Göteborg (latitud 57°70'80"N; longitud 111°99'38"O).

Resultat

Materialet omfattar drygt 400 besök och 91 observationer av pilgrimsfalkar vid 24 häckningslokaler under vintrarna 2000/2001 till 2004/2005.

Det observerades mellan 10 och 14 pilgrimsfalkar per vinter, medelantalet blev 12 fåglar per vinter (Tabell 1). Det totala antalet observerade pilgrimsfalkar under de fem vintrarna var 63, fördelade på 32 i Halland, 19 i Bohuslän och 12 i Västergötland. Samtliga åldersbestämda pilgrimsfalkar var gamla individer (N =55). Av 54 könsbestämda fåglar var 28 honor (52 %) och 26 hanar (48 %).

Av de 24 häckningslokalerna var 17 (71 %) ockuperade av pilgrimsfalk under minst en vinter. Andelen ockuperade häckningslokaler per vinter varierade mellan 39 % och 50 % för hela undersökningsområdet. Sammantaget för de fem vintrarna var i medeltal 46 % av häckningslokalerna

Tabell 1. Antalet sedda pilgrimsfalkar på häckningslokaler i Västsverige och andelen ockuperade häckningslokaler fördelat på landskap och totalt för hela undersökningsområdet under vintrarna 2000/2001–2004/2005.

Number of Peregrines observed at breeding sites in Western Sweden and the proportion of occupied breeding sites distributed over provinces and for the whole study area during the winters 2000/2001–2004/2005.

Häckningslokal <i>Breeding territory</i>	Nr No.	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005
AS	1	2	1	*		
OH	2	2	2	2	2	2
FF	3	2	*	*	2	1
ROM	4	1	*	0	0	
BJÖ	5	0				
OR	6	0	0			
LO	7					*
Bohuslän		7	3	2	4	3
BO	8	0	1	0	0	0
LBO	9		1	1	1	1
BB	10	0	0		1	0
HH	11	0	2		0	1
SKK	12		0		0	0
BRO	13		0	1	0	*
ASP	14		*	*	0	*
STF	15		1	*	0	*
LÅ	16	0	0		0	
HEL	17	0	*	*	*	1
Västergötland		0	5	2	2	3
NDB	18	1	0		0	0
HJÄ	19				1	
NVG	20	2	1	1	1	*
SKJ	21	0	0	0	*	*
NDE	22		1	3	3	2
NN	23	2	2	2	1	2
NVK	24	2	2	2	1	0
Halland		7	6	8	7	4
Totalt <i>Total</i>		14	14	12	13	10
Antal vinterbesökta häckningslokaler <i>No. territories controlled in winter</i>		16	21	15	20	18
Antal sedda pilgrimsfalkar per lokal <i>No. observed Peregrines per territory</i>		0,88	0,67	0,80	0,65	0,56
% vinterockuperade lokaler <i>% territories occupied in winter</i>		50	48	47	45	39
% häckningslokaler där enbart spillning noterats <i>% localities with only Peregrine droppings</i>		0	19	33	10	33
Medeltemperatur under vintern i Göteborg (°C) <i>Average temperature during winter in Gothenburg (°C)</i>		1,2	1,7	-1,6	0,5	2,4

* = spillning i branten *droppings on the cliff*

Tabell 2. Häckningsresultat för 24 pilgrimsfalkslokaler i Västsverige; antal ringmärkningsstora ungar och andel lyckade häckningar 1996–2005.

Breeding results at 24 Peregrine breeding territories in western Sweden; ringed juveniles and the percentage of successful breeding attempts 1996–2005.

Häcknings-lokal <i>Breeding territory</i>	Nr <i>No.</i>	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	% lyckade häckningar <i>% successful breedings</i>
AS	1	0	1	1	0	0	1	2	1	2	0	60
OH	2	2	2	3	3	4	3	3	2	0	3	90
FF	3	4	0	1	3	0	1	1	2	0	3	70
ROM	4	-	-	-	X	3	3	2	0	3	2	83
BJÖ	5	-	-	-	3	2	0	-	-	-	-	67
OR	6	0	1	2	3	0	0	1	2	3	3	70
LO	7									3		100
BO	8	3	0	3	0	0	2	3	3	3	0	60
LBO	9	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0
BB	10	3	2	0	1	2	3	2	3	2	2	90
HH	11	2	2	1	4	2	1	3	2	3	4	100
SKK	12	-	-	-	-	-	3	3	0	2	2	80
BRO	13	-	-	-	-	x	x	1	3	4	0	75
ASP	14	-	-	-	3	1	3	0	3	2	1	86
STF	15	-	-	-	2	2	3	2	4	3	4	100
LÅ	16	-	-	-	-	1	1	1	-	0	-	75
HEL	17	3	0	3	3	-	1	3	4	0	4	78
NDB	18	-	2	2	1	0	3	0	2	4	3	78
HJÅ	19	-	-	-	-	-	-	-	3	-	X	100
NVG	20	2	0	1	2	4	1	3	3	3	3	90
SKJ	21	2	0	0	2	1	0	2	0	0	1	50
NDE	22	-	-	-	-	-	x	1	0	4	1	75
NN	23	2	3	4	0	x	x	4	3	0	3	75
NVK	24	2	0	1	2	1	2	3	1	1	1	90
Totalt <i>Total</i>		25	13	22	32	23	31	40	40	42	40	
Rullande 3-års medel <i>Moving 3-year mean</i>			20	22	26	29	31	37	41	41		
% lyckade häckningar <i>% successful breedings</i>		83	54	85	81	69	79	90	80	71	84	78

- = tomt eller möjligen ockuperat (inte medräknad vid beräkning av lyckade häckningar)
empty or possibly occupied (not included in the calculation of successful breedings)

X = ockuperat eller möjligen misslyckat under ruvningen (inte medräknad vid beräkning av lyckade häckningar)
occupied or possibly failed during incubation (not included in the calculation of successful breedings)

i hela undersökningsområdet ockuperade också på vintern (28 % i Västergötland, 52 % i Bohuslän och 66 % i Halland). Medelavståndet från häckningslokalerna till havet var 6,4 km i Bohuslän, 15,7 km i Halland och 29,6 km i Västergötland.

På tio häckningslokaler upptäcktes spillning ef-

ter pilgrimsfalk under en eller flera vintrar utan att någon pilgrimsfalk observerades. På häckningslokalerna 1, 3 och 20 bedöms spillningen ha tillkommit under vintern vilket talar för att där fanns pilgrimsfalk. När dessa tas med i beräkningen blir andelen ockuperade häckningslokaler i medeltal 50



Häckningslokaler för pilgrimsfalk där övervintring skett eller falk observerats minst en gång vintertid. Foto: Pär Sandberg
Breeding sites where Peregrine Falcons have been recorded during at least one winter.



Tabell 3. Medeltemperatur (°C) månads- och årsvis i Göteborg (mätstation 7142) åren 2000–2005 och medeltemperatur för perioden 1961–1990.
Annual and monthly average temperature (°C) in Gothenburg the years 2000–2005 and the average temperature for the period 1961–1990.

Månad <i>Month</i>	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1961–1990
Januari	2,5	1,4	2,3	-1,1	-2,0	2,9	-1,1
Februari	2,9	-1,4	3,9	-1,8	-0,3	-0,3	-1,2
Mars	3,3	0,5	4,2	2,8	3,0	0,7	1,6
April	9,0	5,8	7,7	7,1	8,5	8,0	5,8
Maj	13,5	12,1	13,9	11,9	12,8	11,4	11,6
Juni	14,6	14,0	16,6	16,7	14,4	14,9	15,6
Juli	16,4	18,4	18,5	19,4	16,1	19,2	17,0
Augusti	16,1	17,2	20,6	18,1	18,8	16,9	16,2
September	12,9	12,9	14,8	14,6	14,0	14,8	12,7
Oktober	11,4	11,8	5,6	6,0	8,9	10,4	8,9
November	7,7	4,4	2,5	5,9	4,0	6,0	4,2
December	3,3	-1,0	-1,9	3,6	4,2	1,7	0,8
Hela året <i>All year</i>	9,5	8,0	9,1	8,6	8,6	8,9	7,7
Dec.–febr.		1,2	1,7	-1,6	0,5	2,4	-0,5

% för hela undersökningsområdet (28 % i Västergötland, 67 % i Bohuslän och 69 % i Halland).

Av tio häckningslokaler belägna 20 km eller mer från havet var sju (70 %) ockuperade av pilgrimsfalk åtminstone under en vinter (sex i Västergötland och en i Halland).

Häckningslokalerna 2 och 3 i Bohuslän, 9 i Västergötland samt 20, 22, 23 och 24 i Halland hyste oftare pilgrimsfalkar under vintern än övriga lokaler. Där kunde det dessutom fastställas att ensamma fåglar eller par övervintrade. Vid lokal 22 observerades ett pilgrimsfalkpar och en främmande

hane två vintrar i rad.

Häckningsresultaten den kommande säsongen, i form av andelen lyckade häckningar eller antalet producerade ungar, var samma på häckningslokaler som ockuperades av pilgrimsfalkar under den gångna vintern jämfört med de häckningslokaler som stått övergivna (Tabell 2). Häckningsresultatet verkade inte heller påverka ockupationen av häckningslokalen den kommande vintern.

Perioden 1961–1990 var medeltemperaturen $-0,5$ grad i Göteborg under december–februari. Göteborg ligger nästan mitt i undersökningsområ-

Tabell 4. Nederbörd (mm) i Göteborg (mätstation 7142) åren 2000–2005 och medelnederbörd åren 1961–1990.
Rainfall (mm) in Gothenburg during the years 2000–2005 and average rainfall the years 1961–1990.

Månad <i>Month</i>	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1961–1990
Januari	65,5	51,1	152,8	70,5	65,3	126,1	61,1
Februari	100,9	51,8	95,1	33,6	38,1	43,1	39,6
Mars	38,3	54,2	47,9	20,9	61,4	41,4	48,7
April	86,0	75,7	27,3	95,6	35,5	25,3	41,2
Maj	96,8	29,0	70,9	77,3	26,6	39,3	48,9
Juni	61,8	62,8	116,4	63,9	83,3	73,2	58,9
Juli	75,0	76,0	101,3	143,0	97,5	106,7	67,9
Augusti	42,2	64,3	35,3	32,2	127,6	83,4	74,9
September	25,2	76,5	16,5	25,2	99,7	59,6	80,2
Oktober	184,0	98,4	86,4	101,4	114,5	75,0	82,7
November	179,5	44,7	82,1	76,0	82,3	93,0	82,0
December	134,2	40,2	15,9	119,3	75,5	52,8	71,8
Hela året <i>All year</i>	1089,4	724,7	747,9	858,9	907,3	818,9	757,8
Sept.-okt.	209,2	174,9	102,9	126,6	214,2	134,6	162,9
Aug.-okt.	251,4	239,2	138,2	158,8	341,8	218,0	237,8
Dec.-febr.		237,1	288,1	120,0	222,7	244,7	172,5

det. Vid denna undersökning var fyra av vintrarna i Göteborg lika milda eller något mildare än normalt, medan vintern 2002/2003 var kallare (Tabell 1). Det fanns inget tydligt samband mellan antalet observerade pilgrimsfalkar på häckningslokalerna och temperatur eller nederbörd under höstarna och vintrarna (Tabell 3 & 4).

Diskussion

I likhet med Mearns' (1982) resultat från södra Skottland var det bara gamla pilgrimsfalkar och något fler honor än hanar som observerades på häckningslokalerna i Västsverige under vintern. Gamla pilgrimsfalkar i Sydeuropa är stannfåglar medan gamla i Väst- och Mellaneuropa huvudsakligen stannar kvar. Ungfåglar i dessa delar av Europa flyttar oftast bara kortare sträckor (Cramps & Simmons 1980). I tidigare studier gjorda i Västsverige (ett kärnområde längs kusten mellan Varberg och Falkenberg i mellersta Halland) var nästan samtliga pilgrimsfalkar som observerades på vintern gamla individer och en majoritet honor (Unger 1973, Järås, Wallin & Wallin 1979, Wallin & Wallin 1984, eget opublicerat material).

Pilgrimsfalkarnas förekomst på häckningslokaler under vintern hade inte någon direkt märkbar effekt på häckningsresultaten året efter. Häckningsresultatet på sommaren hade inte heller någon inverkan på antalet övervintrande pilgrimsfalkar den kommande vintern. Det verkar således vara andra faktorer som kan förklara varför en del av beståndet stannar kvar i sina territorier under vintern.

Det generellt sett milda klimatet underlättar troligen för pilgrimsfalkar att stanna i Västsverige på vintern, och därför kanske de relativt sett små årliga fluktuationerna i väderleken inte har någon större betydelse. Vi vet dock inte om sambandet är starkare mellan klimatet och antalet övervintrande bytesfåglar. Om ett sådant samband finns skulle klimatet kunna ha en mer indirekt påverkan på pilgrimsfalkarnas övervintring.

Det observerades färre pilgrimsfalkar i Västergötland under vintern trots att det var där flest lokaler besöktes. Att andelen ockuperade häckningslokaler var högre i kustlandskapen Bohuslän och Halland än i det mer utpräglade inlandslandskapet Västergötland kan bero på att pilgrimsfalkar som övervintrar närmare kusten har en större tillgång på lämpliga byten att jaga. Avståndet till havet kan emellertid inte ensamt förklara varför vissa häckningslokaler blir ockuperade av pilgrimsfalkar på vintern. Denna slutsats baserar vi på att det under vintern fanns pilgrimsfalkar som ockuperade en

del häckningslokaler långt bort från kusten, medan det fanns häckningslokaler närmare kusten som stod tomma. Bytesvalet hos två gamla pilgrimsfalkshonor som övervintrande i hamnar i mellersta Halland bestod till 53,3% av kajor, 28,3% av skratmåsar, 12,8% av tamduvor och till 5,6% av sex andra fågelarter (Andersson 1989). Särskilt tillgången på övervintrande kajor i olika delar av Västsverige skulle kunna vara en förklaring till varför vissa häckningslokaler blir ockuperade av pilgrimsfalkar och andra står tomma på vintern.

Av de sju häckningslokaler som oftast hade pilgrimsfalkar de vintrar som undersökningen pågick hade fem lokaler (i Halland och Bohuslän) en lång kontinuitet med regelbundet häckande pilgrimsfalkar under åren 1996–2000. På den sjätte häckningslokalen i Halland (nr 22) försökte pilgrimsfalkar att etablera sig redan 1991 och 1992 men blev utkonkurrerade av berguvar. Denna lokal blev återbesatt av häckande pilgrimsfalkar först våren 2001 sedan berguvarna lämnat platsen och börjat häcka en bit därifrån. Vid den sjunde lokalen som ligger i Västergötland har markägaren uppsikt över klippbranten från sin bostad varför den var välbevakad.

Eftersom Västsverige är ett av pilgrimsfalkens kärnområden i Sverige kan en ökad konkurrens mellan falkar om häckningslokaler vara en drivkraft som gör att en del av dem inte flyttar bort. Pilgrimsfalkar som stannar kvar vid häckningslokalerna undviker också de risker som flyttningen kan medföra. Vidare har par som övervintrar möjlighet att kunna påbörja häckningen något tidigare än de som flyttat söderut under hösten. Notera dock att andelen besatta lokaler och häckningsframgången på dessa var oberoende av om lokalen varit besatt på vintern eller inte.

Förutom det som vi här har lyft fram som tänkbara förklaringar till varför pilgrimsfalkar stannar kvar i Västsverige under vintern, så spelar förmodligen även andra faktorer in vilket vidare studier skulle kunna belysa.

Tack

Vi vill tacka följande personer som hjälpte till med inventeringen: Anders Andersson, Lars-Åke Andersson, Mats Axelsson, Leif Bengtsson, Göran Christiansson, Peter Degerman, Eva Elison, Anders Ericsson, Mikael Forsman, Lennart Hermansson, Rolf Hermansson, Linda Håkansson, Allan Högborg, Björn Johansson, Hans-Christer Johansson, Sven-Erik Johansson, Tommy Järås, Bo Kanje, Mats Kanje, Sonja Kanje, Leif Klinteroth, Thomas Liebig, Roberth Liljeborg, Peter Lindberg, Chris-

ter Lindh, Anne Mari Nedevska, Mikael Nilsson, Anders Nothagen, Göran Olsson, Osborne Samuelsson, Staffan Sénby, Barbro Sjöholm, Lars-Åke Svensson, Per-Ola Svensson, Marko Vartianen och Hasse Österman. Utan er insats hade det inte blivit någon artikel. Vi tackar också Tommy Järås som försett oss med uppgifter om de häckande pilgrimsfalkarna i Västsverige och Reino Andersson som lämnat värdefulla synpunkter på en tidig version av manuskriptet.

Referenser

- Alerstam, T. 1982. *Fågeflyttning*. Bokförlaget Signum.
- Andersson, C. 1989. Bytesval hos övervintrande pilgrimsfalkar i Varbergs och Falkenbergs hamnar. *Meddelande nr 24 från Getteröns Fågelstation*: 27–30.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (eds). 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II. Oxford University Press.
- Fransson, T. & Pettersson, J. 2001. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 1. Stockholm.
- Järås, T., Wallin, K. & Wallin, M. 1979. Vinterrovfåglar på Västkusten vintern 1978/1979. *Fåglar på Västkusten* 13: 79–89.
- Lindberg, P. 1975. *Pilgrimsfalken i Sverige*. SNF. Stockholm.
- Lindberg, P. 2006. *Pilgrimsfalk*. ArtDatabanken.
- Mearns, R. 1982. Winter occupation on breeding territories and winter diet of Peregrines in South Scotland. *Ornis Scandinavica* 13: 79–83.
- Newton, I. 1989. *Population Ecology of Raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted.
- SMHI. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/Sveriges-klimat-1.6867> (uppdaterad 7 september 2009).
- http://data.smhi.se/met/climate/time_series/month_year/normal_1961_1990/SMHI_month_year_normal_61_90_precipitation_mm.txt
- http://data.smhi.se/met/climate/time_series/month_year/normal_1961_1990/SMHI_month_year_normal_61_90_temperature_celsius.txt
- SOF. 2002. *Sveriges fåglar*. 3:e upplagan. Stockholm.
- Unger, U. 1973. Vinterrovfåglar på Västkusten. *Fåglar på Västkusten* 7: 22–28.
- Wallin, K. & Wallin, M. 1984. Vinterrovfåglar på Västkusten 1982–83 med en sammanfattning av tidigare vintrar. *Fåglar på Västkusten* 18: 8–17.

Summary

Peregrines from Sweden migrate between end of August and beginning of November to wintering areas from Western Europe south to Spain and Portugal, and return back to their breeding areas in March–April (SOF 2002). Ringing recovery data show a rather large wintering range in Europe, although there is a concentration of winter recoveries in western France, where almost 50% of all winter records are located. Peregrines from more north-

ern parts of Sweden seem to winter in areas south of Denmark, while a fairly large percentage of the birds from Southern Sweden remain nearer to their breeding areas, as they winter in Sweden or Denmark (Fransson & Pettersson 2001).

In studies of Peregrines breeding in Southern Scotland, Mearns (1982) found that more females than males spent the winter in their breeding territories, and no first year birds were observed at the breeding sites during winter. Pairs or solitary birds were observed at about 50% of the inland territories and about 30% of the coastal territories in Southern Scotland. Based also on other signs of presence (e.g., small feathers, droppings, prey remains and pellets), winter occupation of territories was as high as 86–88% at both inland and coastal territories.

The population trend of Peregrines in Sweden has been increasing since the middle of the 1980s. In 2005 there were at least 150 breeding pairs in Sweden, of which 49 were in the southwestern parts of the country. All known breeding sites in Western Sweden are situated in vertical mountain cliffs and are therefore often hard to reach. Mean height of these cliffs is 50 meters and cliffs are in most cases facing west to south (Lindberg 2006).

This study was conducted in the provinces of Bohuslän, Västergötland and Halland in Western Sweden during the winters 2000/2001 to 2004/2005. Seven breeding territories were visited in Bohuslän, ten in Västergötland and seven in Halland (indicated by numbers 1–24 in the text). The purpose of this study was to find out to what extent the Peregrines occupied their breeding territories also during the winter.

During visits conducted at 4–5 weekends from November to mid February, we collected data on actual observations of Peregrines, as well as signs of droppings or remains of prey at the 24 breeding territories. Breeding territories were scanned with binoculars and spotting scopes. Individual recognition of Peregrines was facilitated by some of them being color-ringed. Our material consists of more than 400 visits and 91 observations of Peregrines at 24 breeding territories during the five winters.

We defined a territory as ‘occupied’ in winter if a Peregrine had been noted at least once at the breeding territory during the period November to mid-February. Based on previous knowledge it is reasonable to assume that a Peregrine wintering in a territory is one of the birds of the pair breeding in that particular territory. To assign a Peregrine as ‘wintering’, it should have been continuously observed in a certain territory throughout the winter.

Between 10 and 14 Peregrines were observed each winter with an average of 12 birds (Table 1). Total number of observed Peregrines was 63 in the whole area (32 in Halland, 19 in Bohuslän and 12 in Västergötland). However, these numbers for the five winters include an unknown number of double countings. All aged Peregrines were adults ($n=55$). Of a total of 54 sexed individuals, 28 were females (52 %) and 26 males (48 %). These results correspond well to the result presented by Mearns (1982) from Southern Scotland. However, in southern, western and middle Europe most adults are resident spending the winter in their breeding territories. Most of the young birds from these parts of Europe migrate shorter distances (Cramp & Simmons 1980). In Sweden, almost all Peregrines observed during winter in a coastal area between Varberg and Falkenberg (in the middle of Halland) were adults and a majority of them females (Unger 1973, Järås, Wallin & Wallin 1979, Wallin & Wallin 1984, own unpublished material).

Of the 24 breeding territories, 71 % ($N = 17$) were occupied at least one winter. Each winter the proportion of occupied territories differed between 39 and 50 % for the whole area. The mean proportion of occupied territories per winter was 46 % for the whole research area (28% in Västergötland, 52% in Bohuslän, and 66% in Halland).

At ten breeding territories, droppings were detected during one or several winters but no Peregrine was observed. In breeding territories 1, 3 and 20 the droppings were estimated to be from the winter, which indicates the presence of Peregrines. With these observations included the proportion of occupied breeding territories will instead be 50% for the whole area (28% in Västergötland, 67% in Bohuslän, and 69% in Halland).

It seems that winter occupation has no direct effect on breeding success the following breeding season. Nor did the breeding result influence if the Peregrines stayed in their territory or not the following winter (Table 2). Thus, there must be other explanations for why some individuals remain in their breeding territories throughout the winter.

The average temperature for the period 1961–1990 was -0.5 °C during December–February in Gothenburg, which is situated approximately in the middle of the research area. During this study, four winters had a normal temperature while the winter 2002/2003 was colder than usual (Table 1). There was no obvious relationship between number of observed Peregrines at the breeding territories during winters 2000/2001–2004/2005 and

temperature or rainfall during autumns and winters (Table 3 & 4). It is the mild climate itself which probably makes it easier for Peregrines and its prey to remain in Western Sweden during winter. The small fluctuations in temperature during the course of this study do not appear to affect the number of wintering Peregrines.

Average distance from breeding territories to the sea (open water) is 6.4 km in Bohuslän, 15.7 km in Halland and 29.6 km in Västergötland. Breeding territories in the coastal landscapes Bohuslän and Halland are thus occupied more often in winter than the more pronounced inland landscape Västergötland. An explanation for this could be that the abundance of prey is higher along the coast. However, distance to the sea could not alone explain why certain territories are occupied. This conclusion is based on the fact that seven breeding territories situated 20 km or more from the sea were occupied by Peregrines at least one winter while some coastal territories stood empty. Six of these are located in Västergötland and one in Halland. The choice of prey for two adult females that wintered in harbours in the middle of Halland were Jackdaws with 53.3 %, Black-headed Gulls 28.3 %, Domestic Pigeons 12.8 % and six other bird species 5.6 % (Andersson 1989). The availability of wintering Jackdaws in different parts of Western Sweden could be an important explanation for why certain breeding territories are occupied by Peregrines in the winter.

Of the seven breeding territories that usually had Peregrines in winter, five (in Halland and Bohuslän) had Peregrines breeding regularly between 1996 and 2000. In the sixth territory in Halland (nr 22) Peregrines tried to establish already in 1991 and 1992 but were displaced by Eagle Owls. In the seventh territory (situated in Västergötland), the landowner has a good view over the cliff and observation intensity therefore very high.

Because Western Sweden is one of the Peregrine's core areas in Sweden, an increased competition between falcons for breeding territories could be a driving force for some of them to stay throughout winter. Peregrines that remain at the breeding territories also avoids the potential risks associated with migration. Moreover, couples that winter has the ability to start the breeding season slightly earlier than those that migrated further in winter.

The importance of offshore areas in southern Öresund, Sweden, for staging and wintering sea ducks

Betydelsen av yttre havsområden i södra svenska Öresund för rastande och övervintrande havsdykänder

MARTIN GREEN & LEIF NILSSON

Abstract

The occurrence of wintering and spring-staging sea ducks in the southern part of Swedish Öresund was surveyed from air and ship during the period 2001–2011. Altogether 22 air and 20 boat surveys were made during the months November–May and here we present the results regarding five commonly recorded sea ducks. We present the numbers recorded and the general time pattern of occurrence during winter and spring in the area. Recorded numbers are then used for evaluating the importance of the area, both in relation to national wintering totals as well as to international (Baltic) totals. Southern Swedish Öresund is of no larger importance for Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* in winter and spring. The area

is however of national importance for both Velvet Scoter *Melanitta fusca* and Common Scoter *Melanitta nigra* in winter. Peak numbers of Common Scoters do also reach international importance. Southern Swedish Öresund is of large national and international importance for both wintering and spring-staging Eider *Somateria mollissima* and Red-breasted Merganser *Mergus merganser*.

Martin Green and Leif Nilsson, Department of Biology, Ecology Building, 22362 Lund, Sweden; E-mail: Martin.Green@biol.lu.se

Received 27 October 2014, Accepted 25 February 2015, Editor: J. Waldenström

Introduction

Southern Öresund is an important staging and wintering area for large numbers of waterfowl. Saltholm (on the Danish side) and Foteviken–Falsterbo (in Sweden) are designated Special Bird Protection Areas (SPA) under the Birds' directive of the European Union (2009/147/EG). Both these areas are also designated areas of international importance under the Ramsar convention (www.ramsar.org). Other parts of Öresund, e.g. Lommabukten and Lundåkrabukten further north along the Swedish coast are also important for different wetland species and also these, or parts of these, are designated SPA under the Birds' directive as well as Ramsar areas. Both these areas regularly hold bird numbers fulfilling the criteria for international importance.

While the importance of the near-shore areas of Öresund for waterfowl is well known (Nilsson 1996, Nilsson 2008), much less information has been collected regarding the offshore parts. Here we use data from a monitoring program around the Lillgrund wind farm (Green & Nilsson 2006, Nilsson & Green 2011) in order to describe the numbers of sea ducks using the offshore parts of

southern Swedish Öresund. Low numbers of these species are regularly seen from the coasts, but the vast majority of all individuals using the area are to be found at longer distances (>2 km) from the coast.

The Lillgrund wind farm was constructed in 2007 and consists of 48 2.3 MW turbines (Vattenfall Vindkraft 2009; or see www.vattenfall.se/sv/lillgrund-vindkraftpark.htm for details). The wind farm is situated in the central parts of southern Öresund (55,5° N; 12,8° E), the closest turbine to the Swedish coast is about five km off-shore from the harbour of Klagshamn. From the westernmost turbine it is about 20 km to the closest part of the Danish coast (Figure 1). A monitoring programme ran during the ten year period 2001–2011 in order to study the possible impact of the wind farm on the bird fauna using and migrating through the area (Nilsson 2001, Green & Nilsson 2006, Nilsson & Green 2011). Field work was done both before (2001–2006) and after (2007–2011) the construction of the wind farm. Monitoring of sea ducks was done by aerial and boat surveys, and covered both the possible impact area of the wind farm as well as reference areas. Hence, the monitoring included a large part of the Swedish

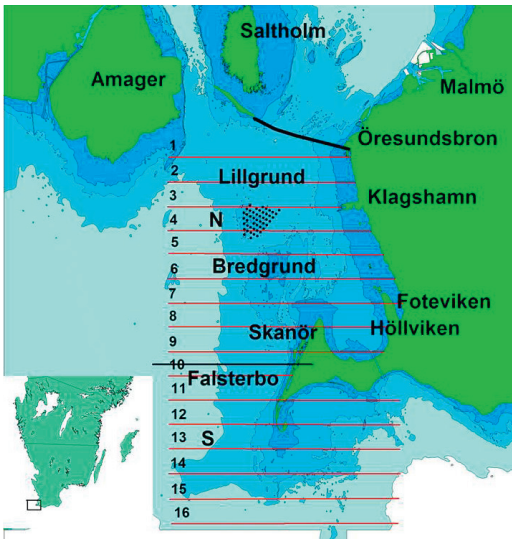


Figure 1. Map of the southern part of Öresund and waters south of Falsterbo with the aerial survey lines (1–16). N = northern part and S = southern part. Water depths are shown with different grades of blue: 0–3 m (darkest), 3–6 m, 6–10 m and 10–20 m (lightest). Deeper areas in the south are shown in white. Wind turbines at Lillgrund are shown with black dots. Inserted map of south Sweden showing the position of the study area.

Karta över södra Öresund och farvattnen runt Falsterbo med de standardiserade flyginventeringslinjerna markerade (1–16). N = norra delen, S= södra delen. De olika djupnivåerna i södra Öresund visas med olika mörka blå nyanser: 0–3 m (mörkast), 3–6 m, 6–10 m samt 10–20 m (ljusast blått). Djupare områden saknar färg på kartan. Vindkraftverken vid Lillgrund visas med svarta punkter. Infälld en karta över södra Sverige visar läget av undersökningsområdet.

side of offshore southern Öresund.

For the evaluation of the possible impacts on birds from the wind farm we refer to reports from the monitoring program (Green & Nilsson 2006, Nilsson & Green 2011). In short, the impacts on sea ducks were of marginal importance. Bird numbers using the wind farm area (i.e. the area in between, and close to, the turbines) decreased during the first years of operation, but numbers using the whole area were largely unaffected. There were also some signs of habituation to the wind farm after the initial years (Nilsson & Green 2011).

Here we do not mention these results any further, but focus on numbers and distribution of sea ducks within the whole study area. Other species apart from the ones covered here were registered as well, especially in near-shore areas. For full details about the numbers and distribution of these, see Nilsson & Green (2011).

Study area

The study area covered the major parts of the Swedish and adjacent Danish waters of southern Öresund. The total study area was about 700 km² (Figure 1). Offshore parts of southern Öresund have water depths ranging from just a few m down to about 15 m. There are several shallow parts, with water depths between two and six m, within the study area. Among these Lillgrund, west of Klagshamn, where the wind farm is now in operation, Bredgrund, between Lillgrund and the Falsterbo peninsula, and the shallows west and south of the Falsterbo peninsula should be mentioned (Figure 1). The entire study area has a water depth of less than 20 m, with approximately 30% shallower than six m.

The full study area was only covered during aerial surveys. During boat surveys a smaller part of the offshore parts on the Swedish side of southern Öresund, north of the Falsterbo peninsula was covered (Figure 2). For comparing bird numbers using different parts of off-shore southern Öresund

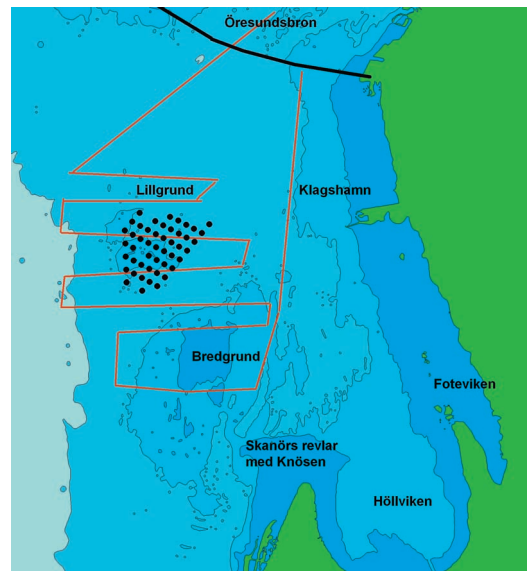


Figure 2. Map of the northern part of the study area in Öresund with the boat survey lines shown in red. Water depths are shown with different grades of blue: 0–3 m (darkest), 3–6 m, 6–10 m and 10–20 m (lightest). The wind turbines at Lillgrund are shown with black dots.

Karta över norra delen av undersökningsområdet i Öresund med den standardiserade ruten för båtinventeringarna inritad i rött. Vindkraftverken visas med svarta punkter. De olika blå nyanserna visar områden med olika djup med de fyra djupintervallen 0–3 m (mörkast blått), 3–6 m, 6–10 m och 10–20 m och djupare (ljusast).

we divided the study area in a northern and a southern part (Figure 1). The northern part, from the Öresund Bridge in the north down to Bredgrund in the south, roughly corresponds to the area covered by the boat surveys, (Figure 1 & 2). The southern part consisted of the areas west and south of Falsterbo peninsula (Figure 1).

The bottom substrate as well as the submerged vegetation and benthic fauna of the area is well documented in studies covering the whole area of southern Öresund from Landskrona to south of Falsterbo made in connection with the establishment of the Öresund Bridge north of Lillgrund. Large areas of *Zostera* vegetation are found in the area (Semac 1997); these areas are important for many benthic organisms and thus important as feeding areas for several water birds (Nilsson 1972). The benthic fauna showed high biomasses and the coverage by blue mussels *Mytilus edulis* was around 40% in the areas between the Öresund Bridge and Falsterbo (Semac 1997, 1998). Similarly, there were extensive *Zostera* beds in the shallower areas south of Falsterbo and large stony shallows further out with dense populations of blue mussels. The area has apparently large capacities as feeding areas for Eiders *Somateria mollissima* and other diving ducks.

Methods

Bird surveys were made both from the air and from boat. With aerial surveys (Figure 1) it was possible to cover the whole area including the parts south of Falsterbo, whereas boat surveys were used for a more detailed coverage of the northern parts around Lillgrund. In both cases we used a transect approach where birds were recorded along predetermined lines. During aerial surveys birds were counted within a small strip around the lines, and total bird numbers were calculated based on number of counted birds and total area, assuming that bird density recorded along the transect lines were representative of areas outside of the transects. During boat surveys all birds seen, irrespective of distance from the boat, were counted and hence counted bird numbers equal total numbers for the area covered.

Aerial surveys were conducted from a CESSNA 337 Skymaster, a high-winged twin-engine aircraft with good visibility for the observers. Two observers were always used during each survey, each covering one side of the aircraft. The flight speed of the aircraft was about 180 km/h and we flew the surveys at an altitude of 50–70 m above sea level.

Observations were registered on tape or digital recorder and the position of the aircraft was continuously stored by GPS.

The survey lines were separated by two km. The observers counted birds present within 200 m on each side of the aircraft. There is an 80 m wide zone (40+40 m) just under the aircraft that is not visible for the observers. Subtracting this “dead zone” from the surveyed belt (200+200 m) makes the sector covered 320 m wide in total. Calculations of total numbers of waterbirds in the study area during the counts were done by multiplying the number of counted birds within the surveyed belt with a factor of 6.25 ($6.25 \times 320 \text{ m} = 2000 \text{ m} = 1 \text{ km}$ on each side of the line).

A total of 16 survey lines were used throughout the surveys (Figure 1). After the construction of the wind farm, survey lines 3 and 4 were modified so that they passed from SE to NW through the wind-farm.

In all, 22 aerial surveys were made 2004–2011, 14 in winter (December–mid-March) and eight in spring (mid-March–May). The general aim was to conduct one survey per month in the period December–May in the covered years. Gaps in the coverage of aerial surveys were due to difficult weather conditions. No aerial surveys were made in the years 2001–2003 since there was no suitable aircraft available in the region during that period.

Boat surveys followed standardized methods recommended by the ESAS-project (European Seabird at Sea Team, Komdeur et al. 1992). The method was originally established for larger ships in offshore areas, but we did the surveys from a smaller boat (a 10 m long vessel with observation height about 3 m above the water surface) and adapted the method accordingly.

The standardized route during boat surveys went from the Öresund Bridge in the north, over Lillgrund and Bredgrund and back to the bridge (Figure 2). The distance between survey lines over Lillgrund were about 1.5 km whereas the distance between the two southernmost lines was little more than 2 km, due to shallow water. We do not think that this affected the numbers of observed birds to any larger extent, although single birds of smaller species may have been missed in the latter case. The surveys were normally conducted by two observers, each covering one side of the boat. Some counts had to be made with only one observer (covering just one side). In such cases total numbers have been calculated by simply doubling the figures counted by the single observer.

During boat surveys all birds seen (irrespective

of distance from the transect line) were counted and the position of each observation (bird or flock of birds) was estimated into five distance bands. The following bands were used: A=0–50 m, B=50–100 m, C=100–200 m, D=200–300 m and E>300 m. The division of the data into different distance bands was used to avoid double-counting of birds, but not used in any calculations of density or total bird numbers. Instead we treated the data collected during boat surveys as a complete count of the area in question, based on our general impression that we actually observed all birds present, at least for larger species occurring in flocks (i.e. all sea ducks). Observations were registered on tape or digital recorder with time of observation, species, number of individuals, behaviour and estimated position (= distance band). The position of the boat was recorded with a GPS every minute, meaning that a position was recorded about every 170 m with the normal travelling speed (10 km/h).

In all, we made 20 boat surveys 2001–2011, 13 in winter and seven in spring. As for the aerial surveys, the general aim was to conduct one survey per month during winter and spring in the covered years. This turned out to be impossible for practical reasons. Technical problems with the boat prevented surveys during some periods and in the unusually cold winters 2009/2010 and 2010/2011 the ice situation in the Öresund stopped the boat from getting out of the harbour for longer periods. A few boat surveys were also made during other parts of the year (i.e. autumn), but bird numbers recorded during those were generally low and here we focus on results during the time of the year when we have data both from boat and aerial surveys.

Results

Long-tailed Duck *Clangula hyemalis*

The mean winter numbers for the entire study area was 2010 birds, and the corresponding spring average was 2291 individuals (Table 1). Numbers present did however vary greatly between different surveys, ranging between 500 and almost 7000 in winter and early spring (Figure 3).

Both the aerial and boat surveys showed the same general time pattern over the season with relatively low numbers present in December a fairly constant average level, but high variation, during January–early spring followed by rapidly dropping numbers in April. Very few Long-tailed Ducks were seen in May (Figure 4).

Long-tailed Ducks were foremost seen in the areas west and south of Falsterbo peninsula. The southern parts held about 80–90% of all individuals both in winter and in spring (Figure 5, Table 1). The maps show a tendency for a more spread out distribution in winter, with the southern parts being slightly more important in spring. Numbers recorded during boat surveys (Figure 4) confirm the relatively small importance of the northern parts of the area for Long-tailed Ducks. Within both subareas the Long-tailed Ducks were found in small flocks, and no larger concentrations (flocks of >100 birds) were registered (Figure 5, 6).

Velvet Scoter *Melanitta fusca*

Velvet scoters were found in small numbers; average numbers present were 191 during winter and 120 for the spring season (Figure 7, Table 1). Variation between surveys was large, ranging between a few tens and > 500 birds between December and April (Figure 7).

Table 1. Average estimated total numbers of sea ducks from winter (14) and spring (8) surveys in offshore parts of southern Swedish Öresund (data from aerial surveys, see Figure 1). The proportions seen in the southern and northern part of the study area are also shown.

Medelantal beräknade havslevande dykänder vid inventeringar under vinter (14) och vår (8) i utsjödelarna av södra svenska Öresund 2004–2011 (från flyginventeringsdata, se Figur 1). Den procentuella fördelningen mellan södra resp. norra delen av undersökningsområdet visas också.

Species	Season	Mean	% South	% North
Long-tailed Duck <i>Clangula hyemalis</i>	Winter	2010	81	19
	Spring	2291	88	12
Velvet Scoter <i>Melanitta fusca</i>	Winter	191	100	0
	Spring	120	100	0
Common Scoter <i>Melanitta nigra</i>	Winter	1254	100	0
	Spring	693	100	0
Common Eider <i>Somateria mollissima</i>	Winter	12383	84	16
	Spring	14906	52	48
Red-breasted Merganser <i>Mergus serrator</i>	Winter	3972	14	86
	Spring	1224	23	77

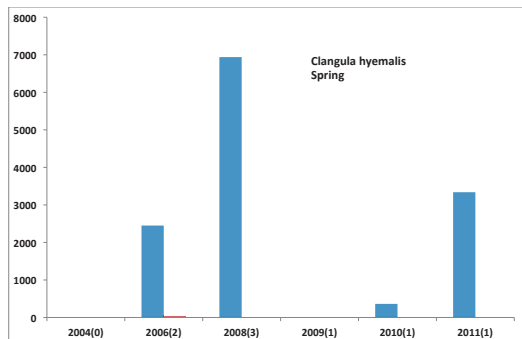
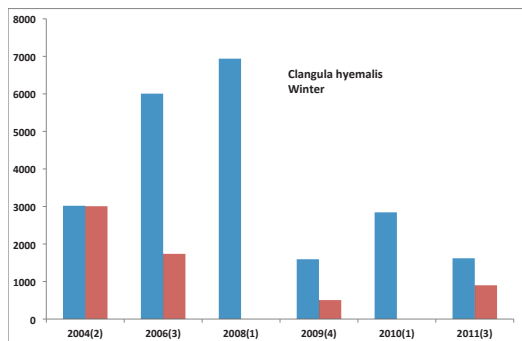


Figure 3. Estimated maximum and minimum numbers of Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* in the study area during different years in winter and spring. Number of aerial surveys shown in brackets.

Beräknade maximi och minimiantal för alfågeln Clangula hyemalis i undersökningsområdet under olika år fördelat på vinter och vår. Antalet flyginventeringar anges inom parentes.

The highest numbers were recorded in January and March, but it is hard to see a regular pattern in the occurrence. If anything, numbers were higher in December–January, lower in February and then higher again in March. Only low numbers were seen in April and no birds at all were observed in May (Figure 8).

The species was almost exclusively observed in the southern part of the area (Table 1). No Velvet Scoters were seen in the northern area during aerial surveys, but a few individuals were recorded during boat surveys. Within the southern area most Velvet Scoters were seen south of Falsterbo peninsula (Figure 9). No larger flocks (>25 birds) or concentrations of the species were recorded.

Common Scoter *Melanitta nigra*

Common Scoters were generally more numerous than Velvet Scoters; the winter average was 1254 and the spring average 693 individuals (Table 1). As for the other sea ducks, numbers showed a large variation between surveys, ranging between just a

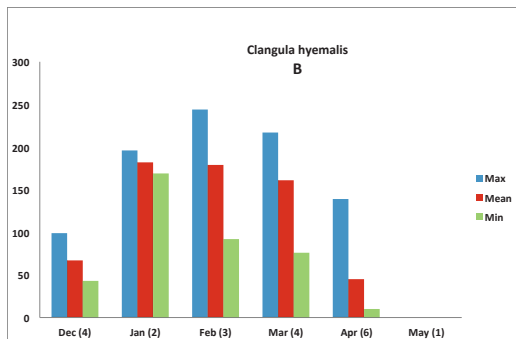
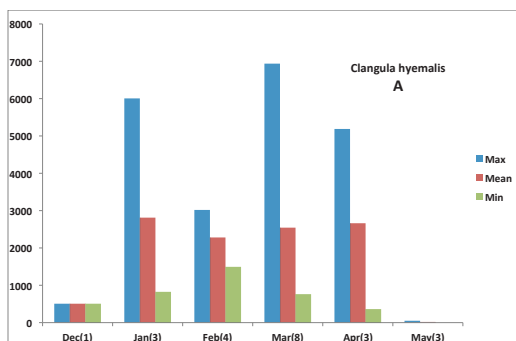


Figure 4. Maximum, minimum and average numbers of Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* in the study area during different months. a) estimated numbers from aerial surveys, b) observed numbers from boat surveys. Number of surveys shown in brackets.

Maximi, minimi och medelantal för alfågeln Clangula hyemalis i undersökningsområdet under olika månader. a) beräknade värden från flyginventeringar, b) inräknade antal från båtinventeringar. Antalet inventeringstillfällen anges inom parentes.

few tens up to >5500 individuals during a single survey (Figure 10).

The time pattern showed some resemblance to the one outlined above for Velvet Scoter, with high maximum numbers recorded in early winter and late winter to early spring, and lower numbers in February, in between these (Figure 11).

Also, Common Scoters were almost exclusively recorded in the southern part of the study area. Only a few birds were occasionally seen in the northern parts, both during air and boat surveys (Figure 12, Table 1). The scoters (both species) were showing the most aggregated distribution and all larger flocks were recorded in the shallow parts south of Falsterbo peninsula (Figure 12). Common Scoters were present in flocks of up to 250 individuals.

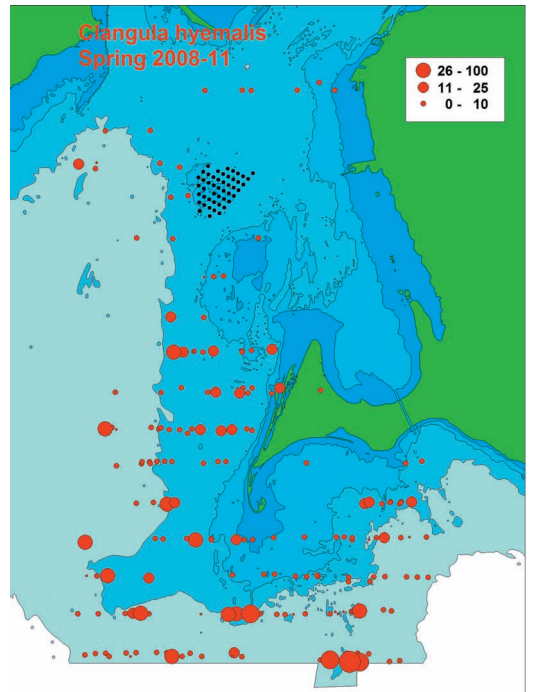
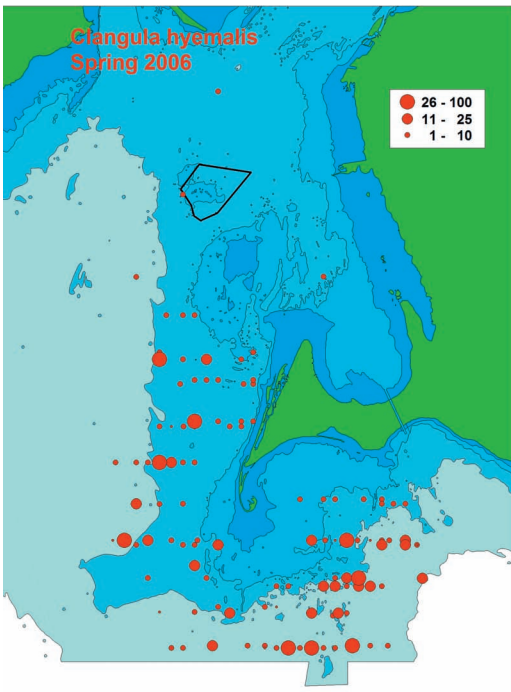
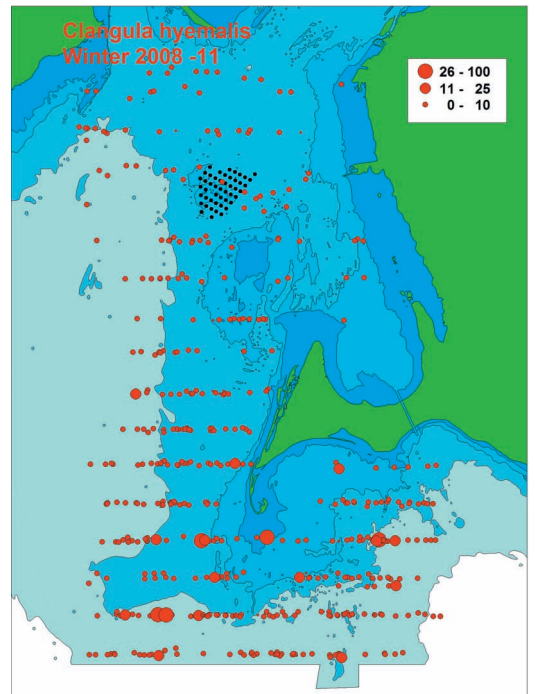
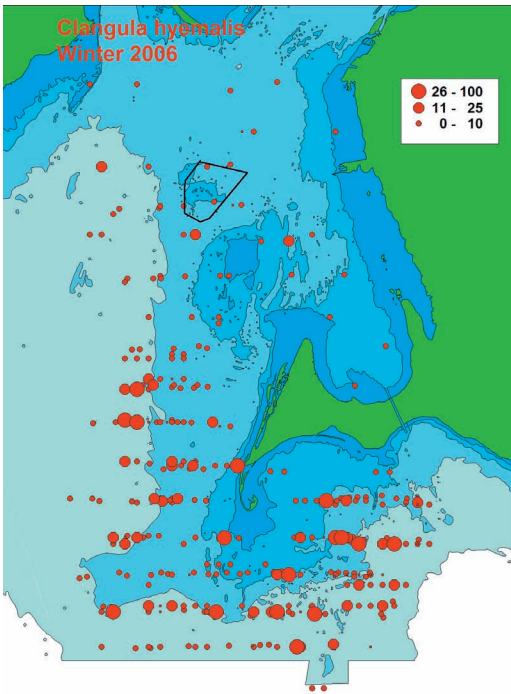


Figure 5. Summary distribution maps for winter and spring for the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* from aerial surveys 2006 (left) and 2008–2011 (right) for the winter and spring seasons.

Sammanfattande utbredningskartor vinter och vår för alfågeln Clangula hyemalis från flyginventeringar 2006 (vänster) och 2008–2011 (höger).

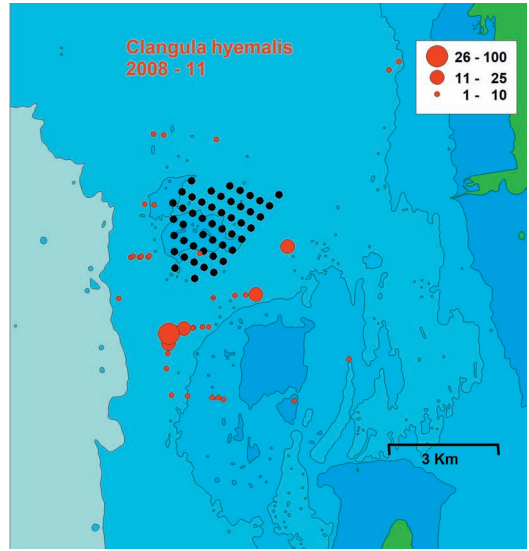
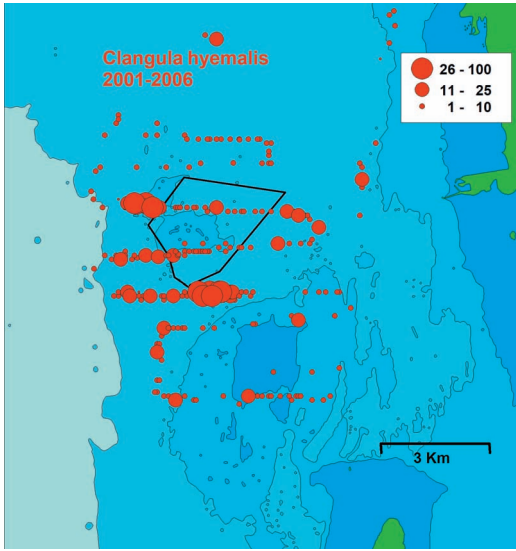


Figure 6. Summary distribution maps for the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* from boat surveys 2001–2006 (left) and 2008–2011 (right).
Sammanfattande utbredningskartor för alfågeln Clangula hyemalis från båtinventeringar 2001–2006 (vänster) och 2008–2011 (höger).

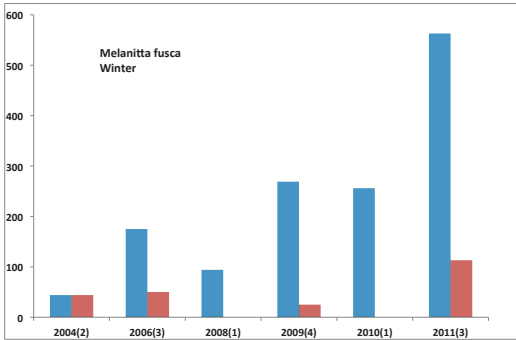


Figure 7. Estimated maximum and minimum numbers of Velvet Scoters *Melanitta fusca* in the study area during different years in winter. Number of aerial surveys shown in brackets.
Beräknade maximi och minimiantal för svärta Melanitta fusca i undersökningsområdet under olika år. Antalet flyginventeringar anges inom parentes.

Common Eider *Somateria mollissima*

The Eider was the most common sea duck in the area. The overall averages for the whole area were >12 000 individuals in winter and almost 15 000 birds in spring (Table 1). There was variation between surveys with numbers ranging between 6500 and 19 000 in the winter, and between 4000 and 47 600 in spring (Figure 13). Variation was hence much more marked during spring.

The time pattern revealed rather stable numbers

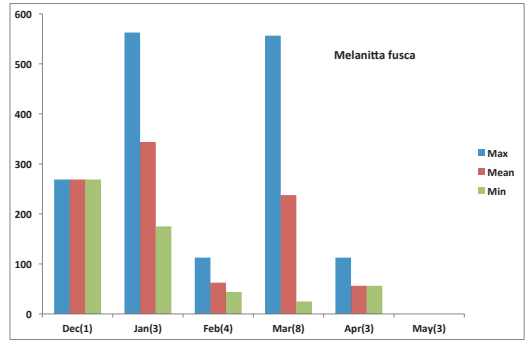


Figure 8. Estimated maximum, minimum and average numbers of Velvet Scoters *Melanitta fusca* in the study area during different months from aerial surveys. Number of surveys shown in brackets.
Beräknade maximi, minimi och medelantal för svärta Melanitta fusca i undersökningsområdet under olika månader från flyginventeringar. Antalet inventeringstillfällen anges inom parentes.

of birds present through the winter with monthly averages between 12 000 and 19 000 birds. A distinct peak in maximum numbers then occurred during early spring, coinciding with the very marked peak of migration through the area in late March-early April. Good numbers, a few 1000, were still present in May (Figure 14).

Large numbers were recorded both in the south-

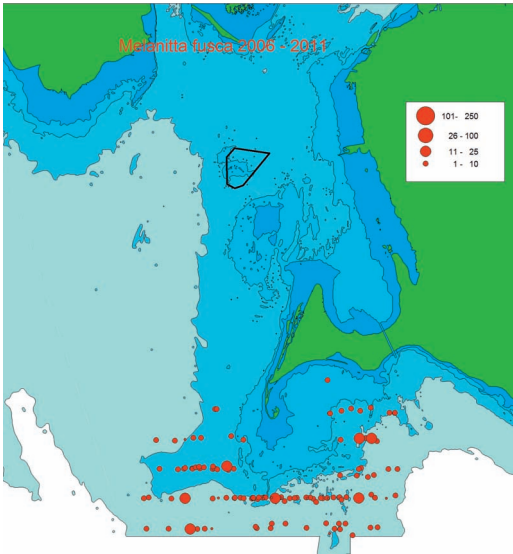


Figure 9. Summary distribution map for the Velvet Scoter *Melanitta fusca* from aerial surveys.
Sammanfattande utbredningskarta för svärta Melanitta fusca från flyginventeringar

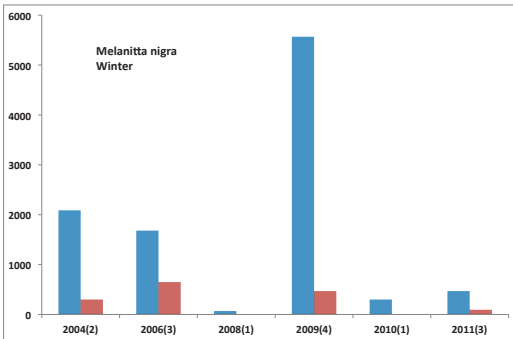


Figure 10. Estimated maximum and minimum numbers of Common Scoters *Melanitta nigra* in the study area in winter during different years. Number of aerial surveys shown in brackets.

Beräknade maximi och minimi antal för sjöorre Melanitta nigra i undersökningsområdet. Antalet inventeringar anges inom parentes.

ern and the northern parts, both in winter and in spring. The relative importance of the two parts did however differ between seasons, with the southern area, especially south of Falsterbo peninsula, being more important in winter, while the northern part had an almost equal importance as the shallow areas south of Falsterbo in spring (Figure 15, Table 1). Boat surveys corroborated this pattern with relatively low numbers being present in winter and

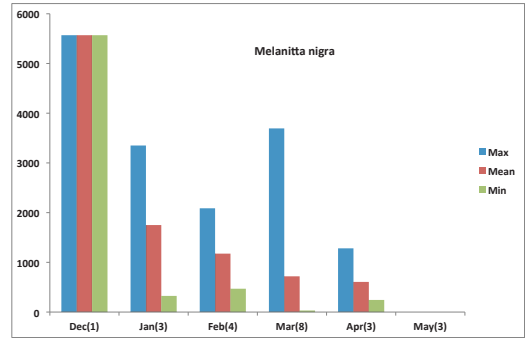


Figure 11. Estimated maximum, minimum and average numbers of Common Scoters *Melanitta nigra* in the study area during different months from aerial surveys. Number of surveys shown in brackets.

Beräknade maximi, minimi och medelantal för sjöorre Melanitta nigra i undersökningsområdet under olika månader från flyginventeringar. Antalet inventeringstillfällen anges inom parentes.

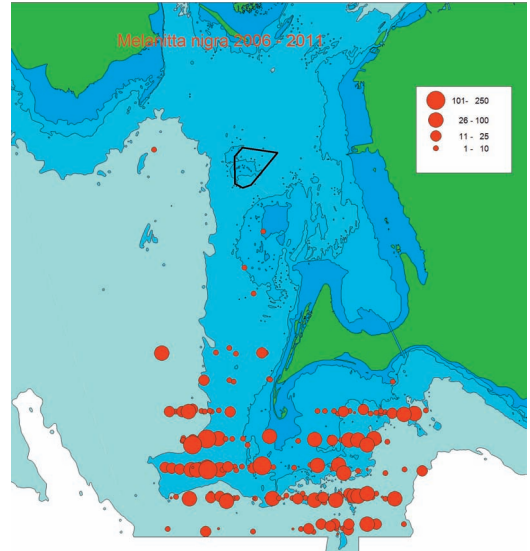


Figure 12. Summary distribution map for the Common Scoter *Melanitta nigra* from aerial surveys.
Sammanfattande utbredningskarta för sjöorre Melanitta nigra från flyginventeringar.

much higher numbers in spring in the area covered by boat, the northern area (Figure 16). Large flocks of several hundred birds were seen well spread all over the study area in spring, but only south of Falsterbo in winter (Figure 15).

Red-breasted merganser Mergus merganser

The Red-breasted Merganser was the second most common sea duck in the area with a winter average

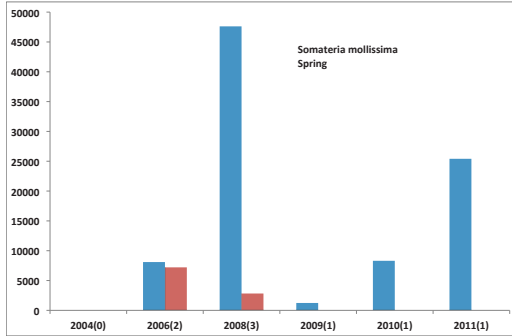
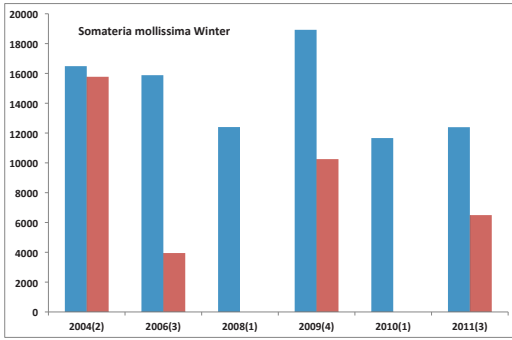


Figure 13. Estimated maximum and minimum numbers of Eiders *Somateria mollissima* in the study area during winter and spring. Number of aerial surveys shown in brackets. *Beräknade maximi och minimiantal för ejder Somateria mollissima i undersökningsområdet vinter och vår. Antalet inventeringar anges inom parentes.*

of almost 4000 individuals and a spring mean of 1200 birds (Table 1). Numbers showed a marked variation between surveys, ranging from close to 2000 to more than 12 000 birds in winter, and between a few tens and >3000 in spring (Figure 17).

Both results from the air and from boat showed the same time patterns. Winter numbers were generally higher than spring numbers, with the highest average numbers recorded in January and February. Relatively good numbers were present already in December as well. Numbers then dropped rather dramatically during spring and in May only a few tens to a few hundred were recorded (Figure 18).

Unlike the other species, the northern parts were the most important for Red-breasted Mergansers. These parts were holding 86% in winter and 77% in spring (Table 1, Figure 19). The shallow areas south of Falsterbo peninsula were of relatively little importance during winter and spring. Instead, mergansers were concentrated to the parts between Bredgrund and the Öresund Bridge, i.e. the parts covered by the boat surveys (Figure 19, 20).

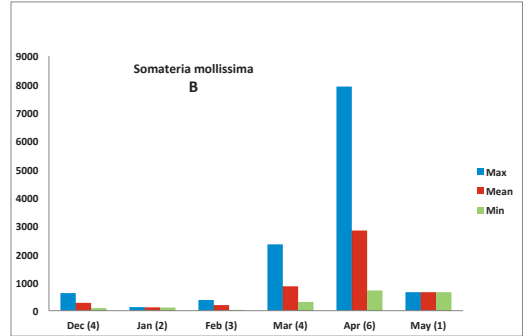
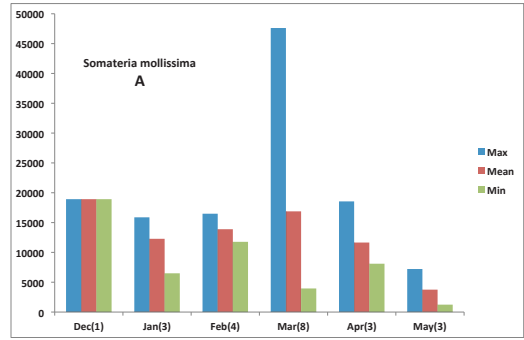


Figure 14. Maximum, minimum and average numbers of Eiders *Somateria mollissima* in the study area during different months. a) estimated numbers from aerial surveys, b) observed numbers from boat surveys. Number of surveys shown in brackets.

Maximi, minimi och medelantal för ejder Somateria mollissima i undersökningsområdet under olika månader. a) beräknade värden från flyginventeringar, b) inräknade antal från båtinventeringar. Antalet inventeringstillfällen anges inom parentes.

Discussion

The main aim of this paper is to show the magnitude of sea duck use of the Swedish part of southern Öresund during winter and spring. Although the species composition and some of the general patterns were known, more exact numbers were not known previously. The number of birds found in this study can be compared with published figures for the whole of Sweden or/and the entire Baltic in order to elucidate the national and international importance of the area for these birds.

Here we use the “1-% criterion” to evaluate if the area is of importance in a wider perspective or not. Originally presented as one of the criteria for pin-pointing wetlands of international importance under the Ramsar convention (www.ramsar.org) this criterion states: “A wetland should be considered internationally important if it regularly supports 1% of the individuals in a population of one

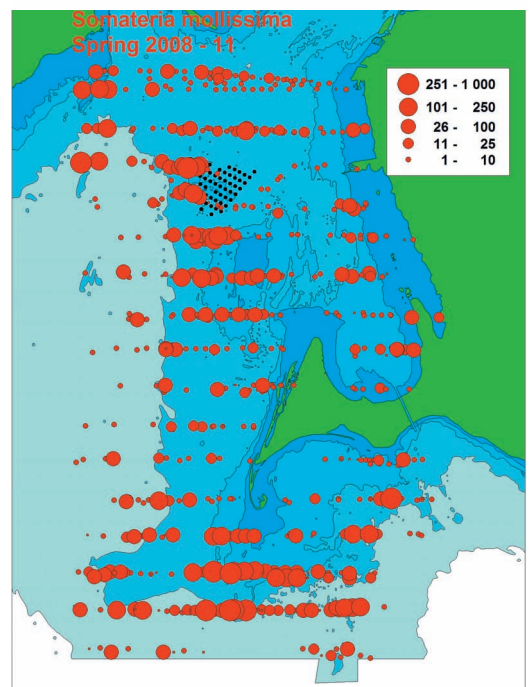
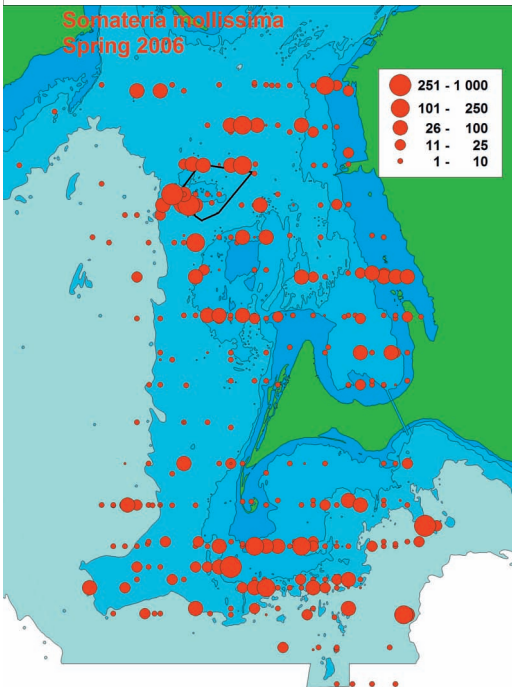
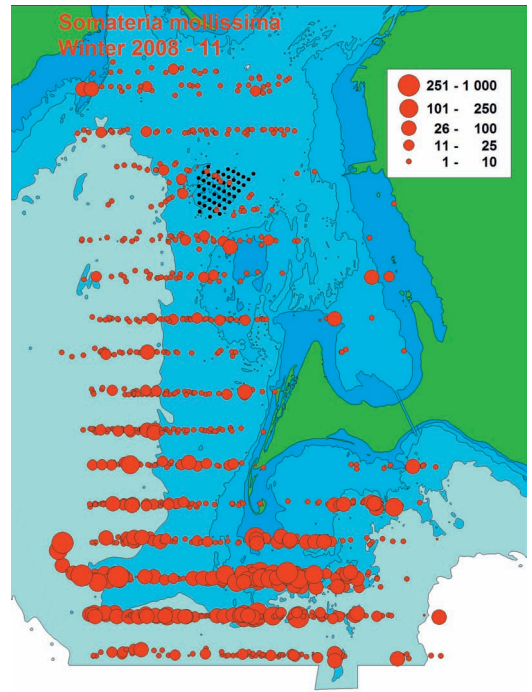
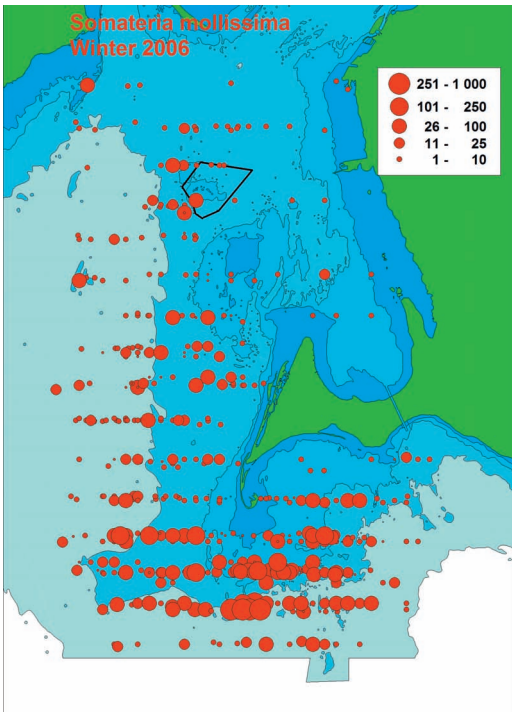


Figure 15. Summary distribution maps for the Eider *Somateria mollissima* from aerial surveys 2006 (left) and 2008–2011 (right) for the winter and spring seasons.

Sammanfattande utbredningskartor vinter och vår för ejder Somateria mollissima från flyginventeringar 2006 (vänster) och 2008–2011 (höger).

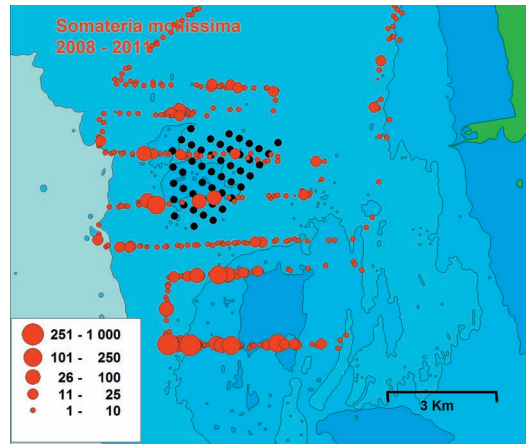
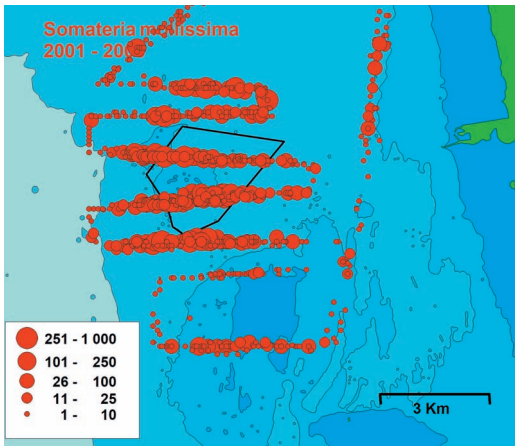


Figure 16. Summary distribution maps for the Eider *Somateria mollissima* from boat surveys 2001–2006 (left) and 2008–2011 (right).

Sammanfattande utbredningskartor för ejder *Somateria mollissima* från båtinventeringar 2001–2006 (vänster) och 2008–2011 (höger).

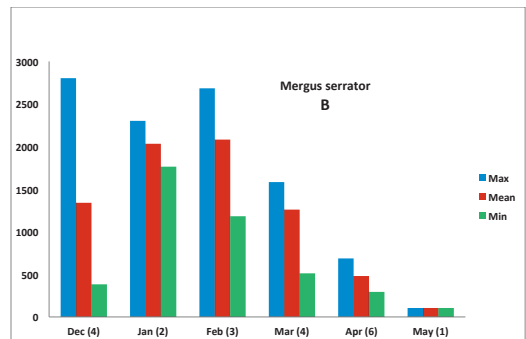
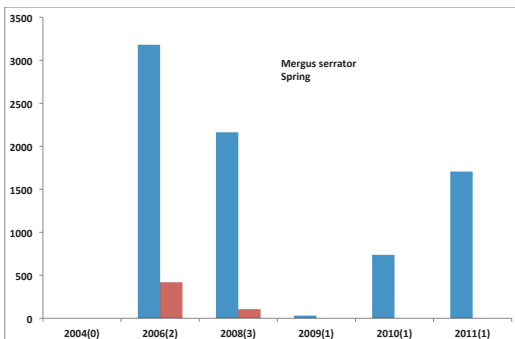
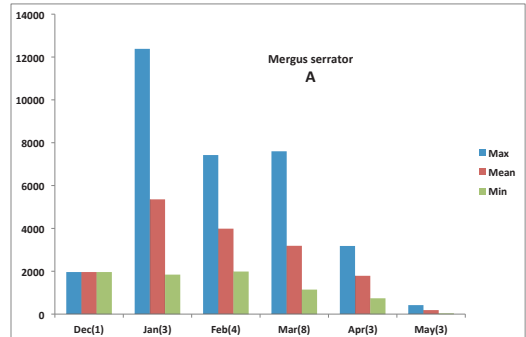
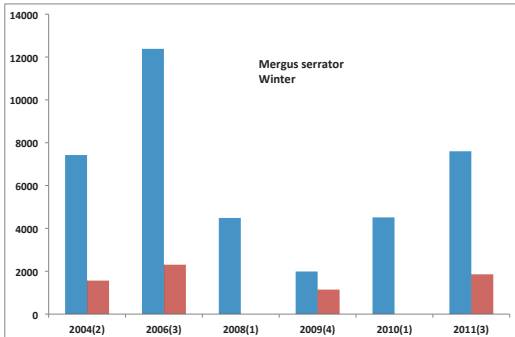


Figure 17. Estimated maximum and minimum numbers of Red-breasted Mergansers *Mergus serrator* in the study area during different years in winter and spring. Number of aerial surveys shown in brackets.

Beräknade maximi och minimi antal för småskrake *Mergus serrator* i undersökningsområdet under olika år fördelat på vinter och vår. Antalet inventeringar anges inom parentes.

Figure 18. Maximum, minimum and average numbers of Red-breasted Mergansers *Mergus serrator* in the study area during different months. a) estimated numbers from aerial surveys, b) observed numbers from boat surveys. Number of surveys shown in brackets.

Maximi, minimi och medelantal för småskrake *Mergus serrator* i undersökningsområdet under olika månader: a) beräknade värden från flyginventeringar, b) inräknade antal från båtinventeringar. Antalet inventeringstillfällen anges inom parentes.

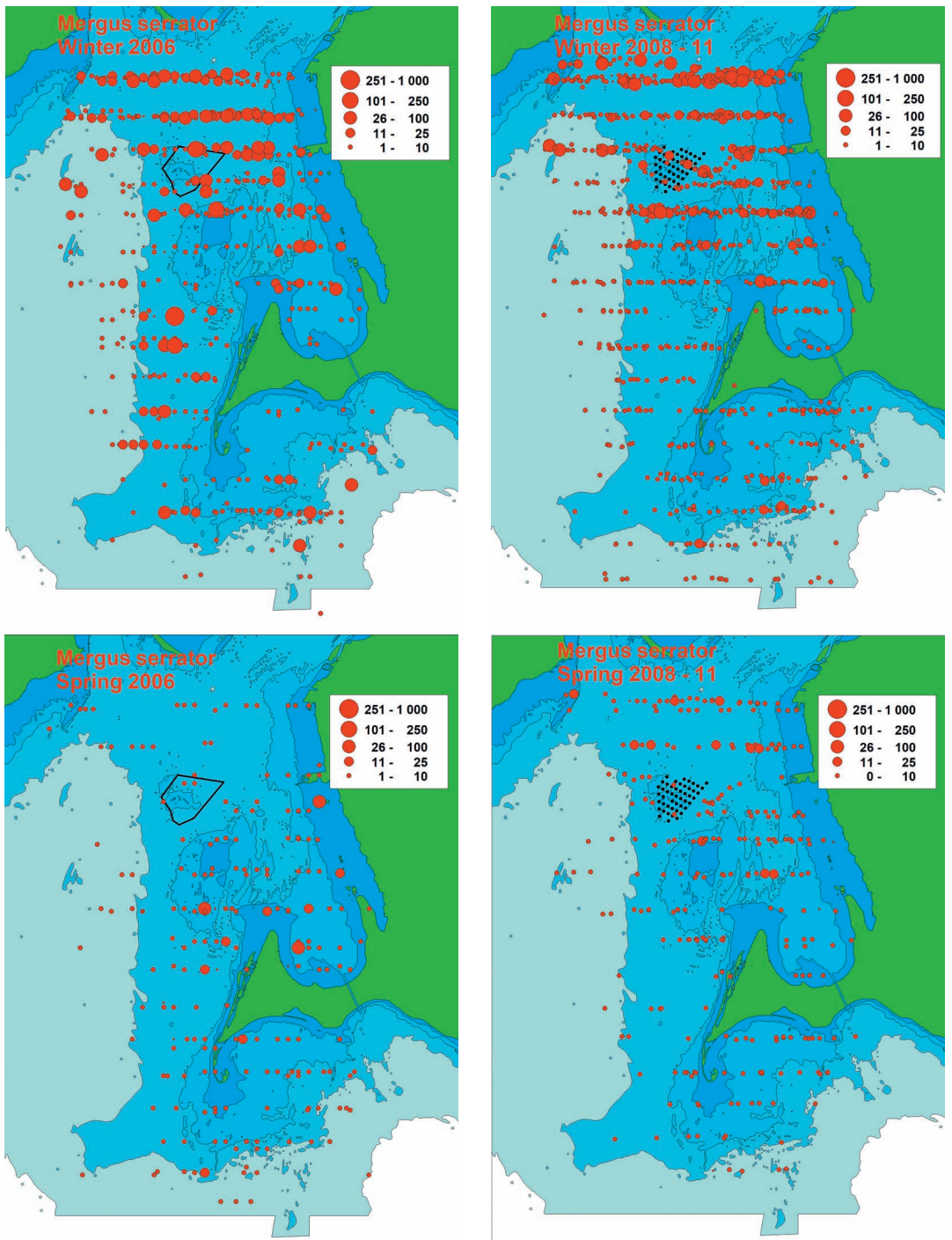


Figure 19. Summary distribution maps for winter and spring for the Red-breasted Merganser *Mergus serrator* from aerial surveys 2006 (left) and 2008–2011 (right).
 Sammanfattande utbredningskartor vinter och vår för småskrake *Mergus serrator* från flyginventeringar 2006 (vänster) och 2008-2011 (höger).

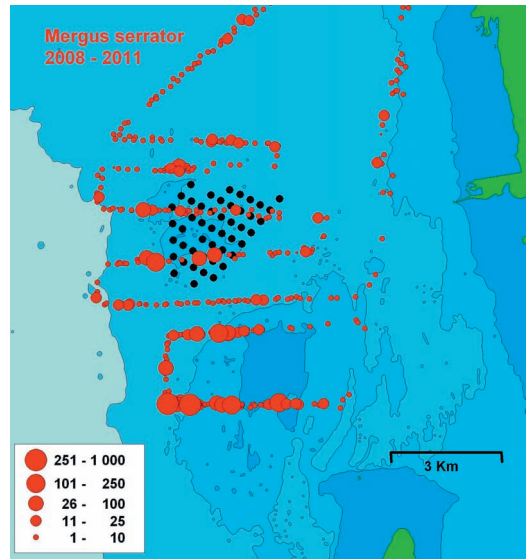
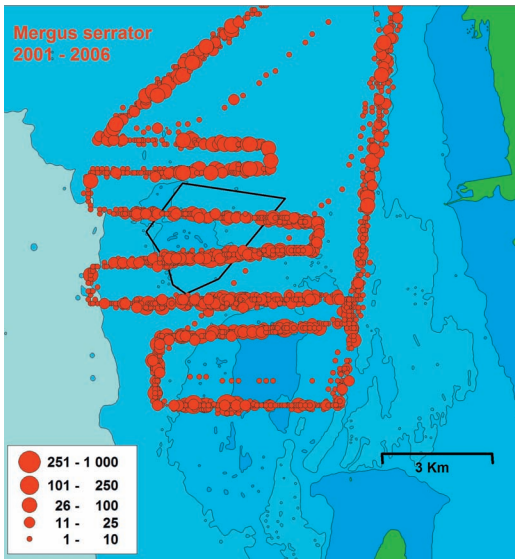


Figure 20. Summary distribution maps for the Red-breasted Merganser *Mergus serrator* from boat surveys 2001–2006 (left) and 2008–2011 (right).

Sammanfattande utbredningskartor för småskrake Mergus serrator från båtinventeringar 2001–2006 (vänster) och 2008–2011 (höger).

species or subspecies of waterbird” (Delany & Scott 2006). We compare average and maximum numbers found by us with overall numbers for all of Sweden (winter only) from Nilsson (2012) and for the whole Baltic (winter and spring numbers) (Skov et al. 2011) in order to see if more than 1% of the populations in question (Swedish and Baltic wintering numbers) use southern Öresund. If so, we regard southern Öresund as nationally (Sweden) or internationally (Baltic) important for the species in question. Both sources refer to numbers collected during the SOWBAS-project in 2007–2009 (Skov et al 2011). The Baltic in this case include the waters of Kattegat and the Danish straits.). Note that published totals for Sweden are based on surveys made with exactly the same methods as in this study, i.e. aerial surveys conducted by exactly the same field personnel and the same aircraft (Nilsson 2012), making these figures directly comparable. International numbers from Skov et al. (2011) are modelled numbers based on several different data sources, including land-based counts, ship- and air-based surveys but should still be comparable on a general level. In both cases these methods yield underestimates of true abundance, something that will not affect the comparisons and the conclusions.

Southern Öresund is not of any higher regular importance for wintering or spring staging Long-

tailed Ducks. Average numbers in winter constitute <0.5% of the present Swedish wintering population of around 500 000 birds (Nilsson 2012). Maximum numbers found do however reach 1.4% of the Swedish winter population, but our surveys indicate that this is not a regular phenomenon. From an international perspective the area is of even lower importance and both average and maximum numbers found in the area do not exceed 0.5% of the Baltic wintering population of around 1,5 million birds (Skov et al. 2011).

Even though numbers of recorded Velvet Scoters in the area were low, these still constitute between 1.7% and 6.4% of the Swedish wintering population of 3000–7000 birds (Nilsson 2012). Maximum numbers make up 7.1–16.7% of the wintering Swedish birds. Hence, southern Öresund is of national importance as a wintering area for Velvet Scoters. From an international perspective the area is of limited importance as only about 0.1% of the total Baltic winter population of 373 000 birds (Skov et al. 2011) was found here.

The area is also of national importance for wintering Common Scoters as between 1.3% and 6.3% of the national wintering numbers of 20 000–55 000 birds (Nilsson 2012) were found on average. Maximum numbers show an even higher importance in some years with up to 27.5% of the Swedish winter population. The international im-

portance is on average low, around 0.1% of the total Baltic winter population of 412 000 (Skov et al. 2011), but peak numbers may reach international importance, 1.3%.

Southern Öresund is very important for Common Eiders both during winter and spring. Average winter numbers found here make up 17.2% of the 72 000 wintering Eiders in Sweden (Nilsson 2012). Maximum numbers in winter constitute 26.4% of the birds wintering in Swedish waters. Southern Öresund is also of international importance for wintering Eiders as average numbers found make up 2.4% of the 515 000 Baltic wintering birds (Skov et al. 2011). Peak numbers in winter make up 3.7% of the Baltic wintering Eiders. Spring numbers on average make up 1.5% of the Baltic winter birds, while up to 9.2% were found during peak counts. Spring numbers using the area show a huge variation due to when the surveys were made in relation to the migration peak. Most birds in some years are probably only using the area for a short time as they are on their way towards Baltic breeding grounds. Numbers are also influenced by the large breeding colony at Saltholm (4800 nests in 2010; Christensen & Bregnballe 2011), which is situated a short distance to the north of Lillgrund. This influence is of a more regular kind as breeding birds use nearby Swedish waters for foraging.

The Red-breasted Merganser is the hardest species of the sea ducks found in the area to evaluate in this way as data on overall populations are much less reliable than for the other species. This is primarily due to the fact that mergansers are harder to count during surveys from the air. Nilsson (2012) reports 8000 birds in Swedish waters outside of the west coast, but including Öresund, in 2009 which means that the overall population probably exceeded 10 000 birds in that winter. Skov et al. (2011) reported 25 700 birds for the whole Baltic. Using these figures, winter numbers in Öresund reach 39.7% of the Swedish winter population. Peak numbers recorded in Öresund even exceed the national total (120%)! The latter is of course a result of that winter numbers vary, and in that particular year when peak numbers were recorded in Öresund (2006), national numbers must have been much higher than the figure presented by Nilsson (2012). In any case, the conclusion is still that the area is of supreme national importance for winter Red-breasted Mergansers. The area is also of large international importance for the species. Average winter numbers constitute 15.5% of the Baltic wintering population, peak numbers 46.7%. The area is also of international importance in spring with

on average 4.8% of the Baltic wintering birds. Peak numbers in spring reach 11.7% of the Baltic winter population.

The conclusion from this exercise is that southern Öresund is of large importance both on national and international level for wintering and spring staging sea ducks, especially for Common Eiders and Red-breasted Mergansers.

Unfortunately few surveys of this area are available for earlier years so we cannot fully evaluate if use of southern Öresund has changed in any way up until our study period. A few boat transects were made in the waters around Falsterbo in the 1960s, yielding similar densities of Long-tailed Ducks as found in the present study (Nilsson 1972, 1980). In contrast to this the number of Long-tailed Ducks counted from the shore along the south coast of Scania, i.e. the area just to the east of the present study area, showed a marked decrease during the same period (Nilsson 2005, 2012). The decrease in the wintering population of Long-tailed Ducks along the south coast reflects the general decrease in the wintering numbers of this species in the Baltic (Skov et al. 2011). An analysis of the available surveys from Swedish waters showed a more varying picture (Nilsson 2012). Numbers wintering in some areas such as Hanöbukten and in the archipelagos of the east coast were similar to the ones recorded in the 1970s. The same seem to apply to the small wintering population in the offshore waters of Falsterbo.

The early surveys also identified the waters around Falsterbo as an important area for the Velvet Scoter and Common Scoter (Nilsson 1972), but as for the Red-breasted Merganser it was not possible to estimate overall numbers using the area at that time. In contrast to the present survey, the Velvet Scoter was more numerous than the Common Scoter in that period.

The Eider was not specifically included in the earlier studies (Nilsson 1972) but counts from the boat surveys south of Falsterbo and in the southern Öresund show that the area was used by large numbers also in those years (Nilsson unpubl.). Numbers seen from the survey lines were lower than during the present survey, but it should be remembered that the wintering Eider population has increased at least three-fold during the years between the surveys (Nilsson 2008). The main sites for the Eider during winter (and spring) in those years were the same as in the present study.

The earlier studies (Nilsson 1972) identified the waters south of Bredgrund as an important concentration area for the Red-breasted Mergansers but

it was not possible to estimate the overall size of the population wintering in the area at that time. Counts from the shore both on the south coast of Scania and in the southern part of the Öresund show a marked variation but a clearly increasing trend in wintering numbers for the species from the 1970s until today (Nilsson 2005, 2008).

References

- Delany, S. & Scott, D. eds. 2006. Waterbird population estimates. Fourth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands
- Christensen, T.K. & Bregnballe, T. 2011. Status of the Danish breeding population of Eiders *Somateria mollissima* 2010. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 105: 195–205.
- Green, M. & Nilsson, L. 2006. *Fågelförekomsten vid Lillgrund, Södra Öresund 2001–06. En förstudie inför etablering av vindkraft till havs*. Rapport. Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, Lund.
- Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G. 1992. *Manual for Aeroplane and Ship Surveys of Waterfowl and Seabirds*. IWRB Special Publication No. 19, Slimbridge, UK, 37 pp.
- Nilsson, L. 1972. Habitat Selection, Food Choice and Feeding Habits of Diving Ducks in Coastal Waters of South Sweden during the Non-breeding Season. *Ornis Scandinavica* 3: 55–78.
- Nilsson, L. 1980. De övervintrande alfågelnas *Clangula hyemalis* antal och utbredning längs den svenska kusten. *Vår Fågelvärld* 39: 1–14.
- Nilsson, L. 1996. *Resting and wintering waterfowl along the Swedish coast of Öresund 1962–1995*. Report to Öresundskonortiet, Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 2001. *Möjlig påverkan på fågelfaunan av en vindkraftspark på Lillgrund, Öresund*. Rapport, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Nilsson, L. 2005. Forty years of midwinter counts along the coasts of Scania, south Sweden, 1964–2003. *Ornis Svecica* 15: 127–148
- Nilsson, L. 2008. Changes of numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18: 135–226.
- Nilsson, L. 2012. Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters. *Ornis Svecica* 22: 39–60.
- Nilsson, L. & Green, M. 2002. *Fågellollisioner med Öresundsbron*. Rapport från Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Nilsson, L. & Green, M. 2011. *Birds in southern Öresund in relation to the windfarm at Lillgrund. Final report of the monitoring program 2001–2011*. Rapport från Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Semac, J.V. 1997. *The Authorities Control and Monitoring Programme for the Fixed Link across Öresund. Benthic vegetation*. *Zostera marina*, *Ruppia* spp., *Laminaria saccharina*. *Status Report 1996*. Rapport till Öresundskonortiet.
- Semac, J.V. 1998. *Myndigheternas kontrol- og overvågningsprogram for Öresundsforbindelsens kyst-til-kyst an-*

- laeg. Blåmuslinger. Tillstandsrapport 1997*. Rapport till Öresundskonortiet.
- Skov, H., Heinänen, S., Zydalis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Harrio, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujo, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipnicec, A. & Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. *Tema Nord* 2011: 550.
- Vattenfall Vindkraft. 2009. *Lillgrund. Ett svenskt pilotprojekt inom havsbaserad vindkraft*.

Sammanfattning

Södra Öresund utgör ett viktigt rast- och vinterområde för ett stort antal sjöfåglar. Saltholm på den danska sidan och kuststräckan Foteviken–Falsterbo samt delar av Lomma- och Lundåkrabukterna på den svenska sidan har utpekats som SPA-områden. Medan betydelsen av de grunda, strandnära områdena för fågelfaunan är väl dokumenterad, är informationen mer knapphändig vad gäller utsjöområdena. I denna uppsats utnyttjar vi inventeringsdata från kontrollprogrammet för Lillgrunds vindkraftspark för att belysa förekomsten av havslevande dykänder i utsjöområdena i södra Öresund åren 2001–2011. Lillgrunds vindkraftspark togs i drift senhösten 2007.

Programmet omfattade bl.a. flyg och båtinventeringar av rastande sjöfåglar i området (Figur 1 och 2). För att kunna jämföra fågelförekomsten inom olika delar, delades det område som täcktes med flyginventeringar i två delar, en sydlig och en nordlig del. Totalt genomfördes 22 flyginventeringar och 20 båtinventeringar under vinter och vår som en del av kontrollprogrammet. Både flyg och båtinventeringarna genomfördes som standardiserade linjetaxeringar, där fåglarna räknades inom bälten på vardera sidan om flygplanet resp. båten. Båtinventeringarna täckte själva vindkraftsparken samt dess närområde. Flyginventeringarna täckte däremot ett större område, dels kring själva vindkraftsparken, dels söder om Falsterbohalvön, som fick utgöra ett referensområde för att kunna följa eventuella förändringar i antal som inte kunde sättas i samband med vindkraftsparken. På basis av antalet individer inom flygräckningarnas inventeringsbälte och inventeringarnas täckningsgrad av undersökningsområdet har sedan totala antalet sjöfåglar av de olika arterna per inventering beräknats.

Resultat

Fem arter av havslevande dykänder var vanligt förekommande i undersökningsområdet och behandlas närmare i uppsatsen: alfågel, svärta, sjöorre, ejder och småskrake. För varje art redovisas det beräknade antalet inom undersökningsområdet i tabell och diagram. Dessutom presenteras arternas utbredning i form av summakartor från flyg resp. båtinventeringarna.

Antalet **alfåglar** var i medeltal i undersökningsområdet 2010 för vinterinventeringarna och 2291 för våren, med en variation på mellan 500 och 7000 för olika inventeringstillfällen (Tabell 1, Figur 3). Relativt få alfåglar observerades i december och merparten lämnade senast i april (Figur 4). Merparten av alfåglaorna (80–90%), både under vinter och vår, var koncentrerade till området söder om Falsterbohalvön, medan den norra delen av undersökningsområdet var av mindre betydelse för arten (Figur 5, 6).

Svärtan observerades mest i ganska ringa antal, medelvärdena var 191 för vintern och 120 för våren, med en variation från några tiotal till mer än 500 (Tabell 1, Figur 7,8). Majoriteten av svärtorna observerades söder om Falsterbohalvön (Figur 9) med endast enstaka observerade i den norra delen av undersökningsområdet.

Sjöorren var vanligare än svärtan med i medeltal 1254 för vintern och 693 för våren. Antalet varierade från några tiotal till mer än 5500 (Tabell 1, Figur 10,11). Sjöorrarna var liksom svärtorna koncentrerade till farvattnen söder om Falsterbohalvön (Figur 12).

Ejdern var den vanligaste havsdykanden i området med i medeltal >12000 övervintrare och ca 15000 under våren, men med en betydande variation i antalet mellan olika inventeringar, särskilt under våren (Tabell 1, Figur 13,14). Några få tusen ejdrar kunde ses i området in i maj, vilket kan relateras till den stora häckningskolonin på Saltholm (Figur 14). Som mest beräknades 47600 ejdrar för området vid en av inventeringarna under våren. Under vintern var ejdrarna talrikast söder om Falsterbohalvön, medan de var lika talrika i hela området vid vårinventeringarna (Figur 15,16).

Småskracken var den näst vanligaste havsdykanden i området. I medeltal beräknades antalet småskrackar i området till ca 4000 under vintern och 1200 under våren med som mest 12000 för vintern

och >3000 för våren (Tabell 1, Figur 17, 18). Merparten av småskrackarna (77–86%) förekom i den norra delen av området och de grunda områdena mellan Bredgrund och Öresundsbron (Figur 19, 20).

Diskussion

Ett huvudsyfte med denna presentation är att belysa områdets betydelse för de aktuella havslevande dykänderna. För denna utvärdering använder vi 1% kriteriet enligt våtmarkskonventionen (www.ramsar.org), som säger att ett område skall betraktas som ett internationellt viktigt område för arten när området regelbundet hyser mer än 1% av det regionala beståndet. Vi jämför också fågelförekomsten i undersökningsområdet med de beräknade vinterbestånden för de svenska farvattnen och för hela Östersjön, vilket här också innefattar Kattegatt.

Södra Öresund (inkl. farvattnen söder om Falsterbo) utgör inget viktigt övervintringsområde eller vårrastområde för alfågel. Under vintern utgör medelantalet här <0,5% av det svenska vinterbeståndet och även de högsta noterade antalen är låga jämfört med det samlade Östersjöbeståndet.

Beståndet av svärta under vintern är lågt jämfört med de internationella bestånden. Däremot kan området under vissa vintrar hysa mer än 25% av det ringa svenska vinterbeståndet. För sjöorren är bilden något annorlunda och de högsta antalen som räknats in i undersökningsområdet kan nära sig de internationella kriterierna, men medelantalet sjöorror i området är lågt.

Ejdern utgjorde den vanligaste övervintrande havsdykanden i området och i medeltal fanns 17% av det svenska vinterbeståndet på 72000 ejdrar (2009) här. Södra Öresund utgör också ett internationellt viktigt område för ejdern med i medeltal 2,4% av Östersjöns vinterbestånd. Vårsiffrorna kan vara höga och varierande och återspeglar till betydande del flyttningsrörelserna genom Öresund, men den stora kolonin på Saltholm är också av betydelse.

Undersökningsområdet är helt klart av stor betydelse för småskracken. Arten är svårinventerad och det är därför svårt att beräkna en nationell beståndsnivå, men området överskrider med god marginal kriterierna för en internationellt viktig lokal. Medelvärdet för området motsvarar ca 15% av det skattade vinterbeståndet för hela Östersjön.

First genetically confirmed Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* for Sweden

Första genetiskt bekräftade östlig rödstrupig sångare Sylvia cantillans i Sverige

STEPHEN MENZIE, MARCEL GIL-VELASCO & J. MARTIN COLLINSON

Abstract

An adult male *Sylvia cantillans sensu lato* was ringed at Falsterbo Bird Observatory on 19 May 2013. Plumage, biometry and calls suggested an Eastern Subalpine Warbler *S. cantillans sensu stricto*, recently given species status by the Swedish taxonomy committee. As of 2012, there are seventy accepted Subalpine Warbler records in Sweden but none has been assigned to any of the three new splits: Western (*inornata*), Eastern (*cantillans*) or Moltoni's (*subalpina*) Warbler. A genetic analysis of the Falsterbo bird showed it to be *Sylvia cantillans albis-triata*, the first of this taxon to be unequivocally identified in Sweden.

Stephen Menzie, 24 Linkside Road, Liverpool L25 9NY, UK; stephen.menzie@gmail.com

Marcel Gil-Velasco, Dalt 1, 3r 2a 08980 Sant Feliu de Llobregat, Barcelona, Spain; marcelgilvelasco@gmail.com

J. Martin Collinson, University of Aberdeen, School of Medical Sciences, Institute of Medical Sciences, Foresterhill, Aberdeen AB25 2ZD, UK; m.collinson@abdn.ac.uk

Received 5 November 2014, Accepted 29 January 2015, Editor: D. Hasselquist

Introduction

On 19th May 2013, during daily standardised ringing at Falsterbo Bird Observatory, Skåne, Sweden, MGV extracted a male subalpine warbler *Sylvia cantillans sensu lato* from a mist-net north of Falsterbo Lighthouse garden. Plumage characteristics, with a deep vinous-red breast extending as far as the fore-flanks and contrasting with the white rear-flanks and belly, and a broad white moustache stripe (Figure 1), immediately suggested that the bird was of an Eastern Subalpine Warbler *S. cantillans sensu stricto* (see text box for a summary of nomenclature and taxonomy), recently afforded specific status by Svensson (2013a). Additionally, the tail pattern, with a deep white wedge at the tip of the second-outermost tail feather (R5) and a smaller white wedge at the tip of R4 (Figure 2), supported the identification as Eastern (Svensson 2013a, Svensson 2013b).

Biometrics

Male wing lengths are given by Cramp & Brooks (1992) for Western Subalpine Warbler and Eastern Subalpine Warbler as 58–63 mm and 58–67 mm respectively. The Falsterbo bird showed a wing

length of 65.0 mm, maximum chord (Svensson 1992) measured to nearest 0.5 mm, further supporting the identification as Eastern Subalpine Warbler.

Ageing

Juvenile Eastern Subalpine Warbler undergo a partial post-juvenile moult while adults undergo a complete post-breeding moult, both prior to autumn migration. Prior to spring migration, both age classes undergo a partial pre-breeding moult (Shirihai et al. 2001). The species can prove tricky to age in spring/summer, especially since some individuals can become very worn and there can be several generations of feather in the wing. The Falsterbo bird showed adult-type tail feathers. However, caution is advised when ageing bird with adult-type tail feather since they are, especially so it seems in *Sylvia* warblers, prone to loss and regrowth; lost and subsequently regrown feathers will be adult-type regardless of the age of the bird. The wing was in overall rather good condition with, for a subalpine warbler in spring, relatively little wear (pers obs). The secondaries and inner primaries were broad and dark. Both the degree of wear and colour/shape of the feathers suggested an adult (3+cy)



Figure 1. Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans albistriata*, Falsterbo Bird Observatory, Sweden, 19/05/2013 (*Stephen Menzie*).

Nomenclature and taxonomy used in this paper follow Svensson (2013a). The three taxa as a whole are referred to as Subalpine Warbler *Sylvia cantillans sensu lato*.

Western Subalpine Warbler *Sylvia inornata* Tschusi, 1906

Sylvia inornata inornata Tschusi, 1906. North-west Africa.

Sylvia inornata iberiae Svensson, 2013 Iberia, southern France, extreme north-west Italy.

Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* (Pallas, 1764)

Sylvia cantillans cantillans (Pallas, 1764). Central and south Italy except Sardinia.

Sylvia cantillans albistriata (C. L. Brehm, 1855). Trieste, Balkans, Greece, Bulgaria, western Turkey.

Moltoni's Warbler *Sylvia subalpina* Temminck, 1820

Monotypic. Mallorca, Cabrera, Corsica, Sardinia, north mainland Italy.

bird. Assessment of the greater coverts confirmed this. On the right wing, GC10–6 (numbered ascendingly) were pre-breeding (moulted early 2013) and GC5–1 were post-breeding (moulted autumn 2012). On the left wing (Figure 3.), GC5 was newer than the pre-breeding, presumably following accidental loss and regrowth. S9 on the right wing was also new, and partly grown, following presumed accidental loss. Pre-breeding moulted greater covers should be similar in both adult and second calendar-year (2cy), so these should not be considered when ageing the bird. However, the oldest generation of feathers in the greater coverts – post-breeding in 3+cy or retained juvenile feathers in 2cy – display differences in colour pattern, texture and wear and thus can be used for ageing. In the Falsterbo bird, GC1–5 (the oldest feathers in the tract) were reasonably fresh and tipped grey, as expected for a 3+cy bird. In a 2cy bird, retained juvenile greater coverts would be tipped brown and heavily worn. Rarely a first-year bird may moult all greater coverts during the post-juvenile moult (Shirihai et al. 2001), in which case all oldest generation greater coverts would be adult-like. However, the primary coverts, which are not moulted



Figure 2. Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans albistriata*, Falsterbo Bird Observatory, Skåne, Sweden, 19/05/2013 (Stephen Menzie). See text for description of tail pattern.

during post-juvenile nor pre-breeding moult, were solid in texture, relatively broad and edged grey on the Falsterbo bird, as expected in an 3+cy bird but not matching the expected appearance for a 2cy bird (Shirihai et al. 2001; pers. obs.).

In conclusion, plumage and moult allows the bird to be aged as an adult (3+cy).

Additionally, the orange iris (merging to red-orange around the outer edge) supported the ageing of the bird as 3+cy (Shirihai et al. 2001); in 2cy males, the iris is duller and often greener.

Vocalisation

On release, the bird was heard to call – a quiet *trrt* or double *trrt-trrt*; softer and more stuttering than the single harsh *tck* given by *iberiae/inornata* and quite different from the Wren-like rattle given by *subalpina*. Calls were sonogrammed using Raven Lite (<http://www.birds.cornell.edu/brp/raven/>

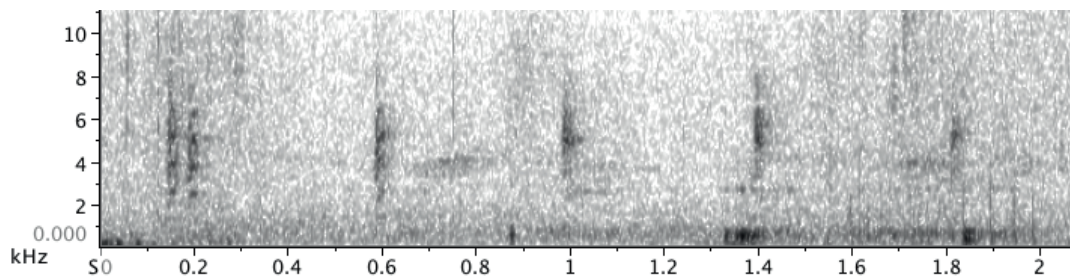


Figure 4. Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans albistriata*, calls upon release, Falsterbo Bird Observatory, Skåne, Sweden, 19/05/2013 (Stephen Menzie). Note the double call at the start of the sequence. The harmonics of each call note are arched in appearance giving the call a 'broad' and 'open' structure.



Figure 3. Eastern Subalpine Warbler *Sylvia cantillans albistriata*, Falsterbo, Sweden, 19/05/2013. See text for detailed explanation of moult pattern and ageing criteria.

RavenOverview.html). Sonograms of the call (Figure 4), recorded upon release, correspond well with those shown in Shirihai et al. (2001) for Eastern Subalpine Warbler with rather arched harmonics giving a 'broad' and 'open' structure to the call note. They display the expected differences when compared to the call notes of Western Subalpine Warbler (Figure 5), for which the harmonics of each call are strongly sloped downwards giving an overall rather dense and 'vertical' structure to each call note.

Genetic analysis

Feathers shed during the ringing process allowed for the extraction of enough genetic material to carry out genotypic analysis. Feather samples were used to isolate DNA using the QIAamp DNA Micro Kit (QIAGEN, UK) with addition of 0.1 M dithiothreitol to the digestion mix and elution in

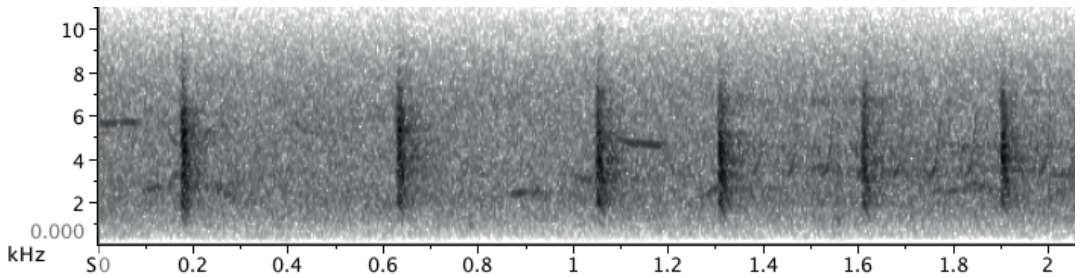


Figure 5. Western Subalpine Warbler *Sylvia inornata iberiae*, Aragon, Spain (*Thijs Fijen*). The harmonics of each call are strongly sloped downwards giving an overall rather dense and ‘vertical’ structure to each note, quite distinct from that of Eastern Subalpine Warbler.

80 µl of QIAGEN buffer AE. The mitochondrial cytochrome b (*cytb*) gene was amplified using the L14993 and H16065 primers according to protocols established by Helbig et al. (1995).

PCR products were separated by electrophoresis on a 1.5% agarose gel. The DNA from each gel fragment was then isolated using the QIAquick Gel Extraction Kit (QIAGEN, UK) according to the manufacturer’s protocols. Gel-extracted PCR products were then diluted to 1 ng/µl/100bp and sequenced by the Source BioScience LifeSciences (Cambridge) DNA sequencing service. 987 bp of unambiguous single-pass sequence were obtained using the L14993 primer, submitted to the EMBL Nucleotide database (Accession number LN650644), and compared with previously sequenced ‘subalpine’ warblers using nucleotide BLAST (<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). *Cytb* sequences of multiple individuals of all relevant taxa (except nominate *S. inornata*) have previously been deposited in the database. The BLAST search showed that the Falsterbo individual was unambiguously assignable to *S. cantillans albistriata*. It was 100% identical to *Sylvia cantillans albistriata* haplotype a2 previously identified by Brambilla et al. (2008) in a bird from Lesbos (Accession number EU760671) and 1-4 bp different from multiple other individuals of *S. c. albistriata* from Lesbos and Dalmatia. It was 12-20 bp different (98.8-98.0% identity) compared with multiple individuals of nominate *S. c. cantillans s.s.* from southern Italy. All *S. inornata* sequences were at least 34 bp different from the Falsterbo bird and all *S. subalpina* sequences were at least 41 bp different, eliminating these two species from further consideration.

Summary

As of the 2012 Swedish Rarities Committee assessment, there were 70 accepted records of *S. cantillans s.l.* in Sweden (Björn Malmhagen & Hans Larsson pers. comm. on behalf of Swedish Rarities Committee). All records are accepted as ‘subalpine warbler’, though a reassessment of accepted records may allow the acceptance of some individuals as *iberiae/inornata*, *subalpina*, or *cantillans/albistriata*, treated as of 2014 as three species by the Swedish Taxonomic Committee following Svensson (2013a).

Plumage, morphometrics and call all suggest that the Falsterbo bird was Eastern Subalpine Warbler, with genetic analysis confirming its identification as *S. cantillans albistriata*. This individual is currently the only unequivocally identified individual of this taxon in Sweden.

The bird was seen throughout the day on 19th May, wandering as far as Nabben. The bird was not seen subsequently until 23rd May when, surprisingly, it was present again in the lighthouse garden.

Acknowledgments

With thanks to Sissel Sjöberg and Rachel Muheim, Lund University, for their cooperation with fieldwork. Björn Malmhagen and Hans Larsson provided details of subalpine warbler records on behalf of the Swedish Rarities Committee. Albin Enejtjärn provided a Swedish summary of the text.

This is report number 289 from Falsterbo Bird Observatory.

References

- Brambilla, M., Vitulano, S., Spina, F., Baccetti, N., Gargallo, G., Fabbri, E., Guidali, F. & Randi, E. 2008. A molecular phylogeny of the *Sylvia cantillans* complex: cryptic species within the Mediterranean basin. *Molec. Phylogenet. Evol.* 48:461-472.
- Cramp, S. & Brooks, D. J. (eds.) 1992. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa* vol. VI. Oxford University Press, Oxford.
- Helbig, A. J., Seibold, I., Martens, J. & Wink, M. 1995. Genetic differentiation and phylogenetic relationships of Bonelli's Warbler *Phylloscopus bonelli* and Green Warbler *P. nitidus*. *J. Avian Biol.* 26: 139-152.
- Shirihai, H., Gargallo, G. & Helbig, A. 2001. *Sylvia Warblers*. Christopher Helm, London.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. Lars Svensson, Stockholm.
- Svensson, L. 2013a. A taxonomic revision of the Subalpine Warbler *Sylvia cantillans*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 113:240-248
- Svensson, L. 2013b. Subalpine Warbler variation and taxonomy. *British Birds* 106:651-668.

Sammanfattning

En hane rödstrupig sångare *Sylvia cantillans sensu lato* fångades och ringmärktes vid Falsterbo Fågelstation den 19 maj 2013. Dräktegenskaper, stjärtmönster, biometri, vingformel och lockläte stödde identifieringen av fågeln som östlig röst-

rig sångare *Sylvia cantillans* (se faktarutan för en sammanfattning av terminologi och taxonomi), vilken nyligen fått artstatus av Taxonomikommittén som följer Svensson (2013a). Fågeln blev åldersbestämd som en adult (3k+), baserat på de större täckarna – den äldre generationen var av adult karaktär vilket visade att fågeln genomgått minst en komplett ruggning; hand/armpenor och stjärt – relativt fräscha jämfört med vad som kan förväntas av en 2k-fågel; samt ögonfärgen – ljus orange/röd jämfört med en förväntad mattare färgad, grönaktig iris hos en 2k-fågel.

Fram till 2012 fanns det 70 accepterade, men ej artbestämda, fynd av gruppen röststrupig sångare i Sverige. Röststrupig sångare behandlas från 2014 som tre arter av den svenska taxonomikommittén, där den östliga *Sylvia cantillans* behåller namnet röststrupig sångare. Den svenska raritetskommittén håller för närvarande på med en genomgång för att utreda vilka av de svenska fynden som kan ges artstatus.

Genetiskt material som togs från Falsterbofågeln visade sig efter DNA-analys stämma överens med genetiken hos den östliga arten röststrupig sångare *S. cantillans albistriata*. Fyndet blir därmed det första genetiskt bevisade av denna art i Sverige och fågeln är för närvarande den enda entydigt identifierade individen i detta taxon.

Andra världskrigets ruinstäder och dess betydelse för svarta rödstjärtens *Phoenicurus ochruros* expansion i norra Europa

The Second World War ruined cities and their importance for the expansion of the Black Redstart Phoenicurus ochruros in northern Europe

REINO ANDERSSON

Abstract

This is a literature review and synthesis of the fate of the Black Redstart *Phoenicurus ochruros* in northern Europe from the Second World War and onwards. Before the war the Black Redstart populations in the UK and Scandinavia were at a seemingly constant and low level. During and after the war the bombed cities in Central Europe offered optimal habitat for the Black Redstart. Areas with grass and weeds arose in damaged cities and created rich food supplies, large amounts of insects, and also suitable nesting sites in uninhabited and abandoned ruins and housing structures in city centres. The number of Black Redstarts increased dramatically in several bombed cities

during and after the Second World War and a clear change took place in the species distribution in northern Europe. From central Europe there was a synchronous dispersion of Black Redstart to other regions in Europe, like Britain, Denmark and Sweden. The sudden growth and spreading of the Black Redstart population after the Second World War represents an interesting example of the importance of core sites for the distribution and growth rate of some bird species in peripheral populations.

Reino Andersson, Rödalestigen 6, S-432 53, Varberg, Sweden. E-mail: reino.andersson@ciaoi.se

Received 4 December 2014, Accepted 8 April 2015, Editor: Å Lindström

Inledning

Svarta rödstjärten *Phoenicurus ochruros* expanderade långsamt norrut i Europa under 1800-talet. I södra och mellersta Tyskland var den en vanlig häckfågel redan i mitten av århundradet. I Nordtyskland betecknades den däremot ännu på 1880-talet som sparsam och exempelvis Hamburgs äldre fågelfaunor redovisar endast enstaka häckningsfynd (Rosenius 1926, Wittenberger 1976, Glutz & Bauer 1988). Den förekom sällsynt i Nederländerna men saknades fortfarande som häckfågel i Storbritannien (Fitter 1955, Vleugel 1960 a, b, Glutz & Bauer 1988). Även de danska häckfynden var vid denna tidpunkt fåtaliga och koncentrerade till sydligaste Jylland (Malling Olsen 1992). Den första bekräftade häckningen i Sverige dateras till Mörarp i Skåne 1900 och åren därpå återfanns ytterligare några par exempelvis vid sockerbruk i Helsingborg (Borén 1903). Tidsperioden fram till andra världskriget höll sig sedan numerären till synes oförändrade på samma låga nivå (Rosenius 1926, Curry-Lindahl 1963).

Denna uppsats belyser den svarta rödstjärtens status i städer som blev sönderbombade under krigsåren 1940–1945 och dess betydelse för artens fortsatta expansion. De uppkomna biotopernas po-

tentiella inverkan på svarta rödstjärtens vidgade utbredning är av stort intresse ur flera aspekter, bland annat då det visar hur viktig utvecklingen i kärnområdena är för spridningsförloppet till mer perifera populationer. Att svarta rödstjärten gynnades av ruinmiljöerna som uppstod under kriget har tidigare uppmärksammats av t.ex. Schumann (1956), Meadows (1970) och Wittenberger (1976). Detta är dock den första mer detaljerade sammanställningen med fokus på dess betydelse för artens fortsatta expansion i norra Europa.

Metoder

För att erhålla en så fullständig bild som möjligt har en grundlig litteraturgenomgång gjorts av publicerade artiklar om svart rödstjärt. Även en mängd tyska, holländska och engelska lokalfaunor där svarta rödstjärten behandlas har granskats. Likaså har faunistiska uppgifter från Sverige, Danmark och Norge sammanställts för att kunna se ett eventuellt spridningsmönster kopplat till andra världskriget. Ett stort antal fotografier av de sönderbombade städerna har studerats på Internet, för att få en mer detaljerad bild av hur husruinerna kan tänkas ha gynnat arten. Materialet kommer från ett

stort antal källor och informationen är av naturliga skäl inte lika detaljerad som den faunistiska information som samlas in idag. Samtidigt saknas i stort sett uppgifter i t.ex. Glutz & Bauer (1988) från vissa geografiska områden som också utsattes för omfattande bombningar, exempelvis Polen. Polsk ornitologisk litteratur har dock inte genomförts för denna uppsats.

De uppkomna biotopernas gynnsamhetsgrad bedömdes visuellt med den så kallade flikighetsgraden (Andersson 1995). Flikighetsgraden har tidigare använts på svenska biotoper i en tregradig skala (låg, medel, hög) som ett grovt mått på bebyggelsens trasighet, vilket är av betydelse bl.a. för tillgången på skydd och boplatser. Låg innebär att mindre än en tredjedel av reviret uppvisade flikighet, medel motsvarade ungefär hälften och hög att mer än två tredjedelar var flikigt. Enligt en likartad skala bedömdes tillgången på stora och höga byggnader i ruinstäderna. Sådana kan tänkas ha en dragningskraft på hannarna med höga sångposter. Likaså uppskattades arealen ogräs/ruderatmark utifrån de fotografier som funnits tillgängliga, vilket kan ses som ett annat mått på revirkvaliteten med avseende på födotillgången i form av insekter (Andersson 1995).

Resultat

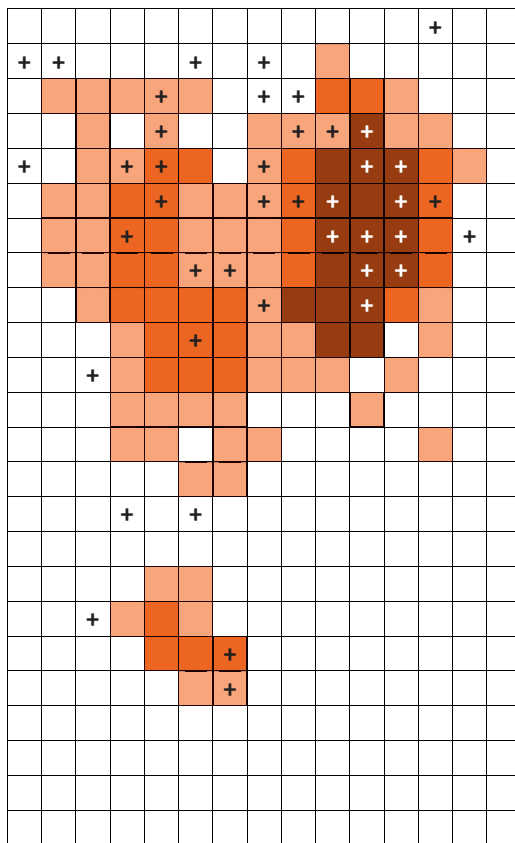
Situationen i de sönderbombade städerna

Enbart i Tyskland blev drygt 160 städer och 850 mindre orter sönderbombade och många av dem ödelades nästan helt (Friedrich 2008, Figur 1).



Figur 1. I Europas sönderbombade städer fann svarta rödstjärten optimala biotoper för födosök och bobyggnad. Köln 1945 (hämtat från Wikipedia, http://en.wikipedia.org/wiki/Bombing_of_Cologne_in_World_War_II).

In the bombed cities in Europe, the Black Redstart found optimal habitats for feeding and nest building. Köln 1945 (from Wikipedia).



Figur 2. Utbredningen av bombad bebyggelse vid krigsslutet i Hamburg samt revir av svart rödstjärn i samma område 1944–1963. Nyansen i de färgade rutorna (c. 1x1 km) markerar graden av förstörelse: totalförstört (mörkast), ungefär hälften förstört (mellannyans) och mindre än hälften förstört (ljusast färg). Plustecken anger revir av svart rödstjärn. Omritat efter Wittenberger (1976).

The distribution of ruins at the end of the war after bombing in Hamburg and territories of Black Redstart in 1944–1963. The colour intensity of a square (c. 1x1 km) indicates the level of destruction: total destruction (darkest), about half of the buildings destroyed (intermediate), and less than half destroyed (lightest shade). Re-drawn after Wittenberger (1976).

Svarta rödstjärten angavs som ruinhäckare på många håll, bland annat i Hamburg (Timmermann 1953, Lemke 1965, Wittenberger 1976), Kiel (Schmidt 1953), Hannover (Schumann 1956), Berlin (Peus 1952, Wendland 1971), München (Wust 1970) och Westfalen (Muller 1969). Wittenberger (1976) beskriver utvecklingen i Hamburg, där han visar på svarta rödstjärtens ökning och koncentration till den förstörda stadskärnan (Figur 2–3). Även senare vid uppbyggnadsskedet under 1950-



Figur 3. Sönderbombad stadsmiljö i Hamburg 1943 (hämtat från Wikipedia, http://en.wikipedia.org/wiki/Bombing_of_Hamburg_in_World_War_II). *Bombed urban areas in Hamburg 1943 (from Wikipedia).*

och 1960-talet, erbjöd dessa områden optimala häckningsmiljöer. Från att ha haft höga tätheter där, blev efter återuppbyggnaden istället industriområden och bangårdar de bästa biotoperna för svarta rödstjärten. Exempel på sådan beståndsutveckling finns även från Göttingen där jämförbara inventeringar utförda 1948 och 1965 visade på en trefaldig ökning av numerären (Hampel & Heitkamp 1968). Flikighetsgraden föreföll vara avsevärt högre än i de mest gynnsamma svenska stads- och industrimiljöerna. Stora delar av de studerade städerna uppvisade genomgående hög flikighet och dominans av höga byggnader. Likaså uppgick andelen ogräs/ruderatmark i vissa fall till cirka 40% av arealen, vilket kan jämföras med att cirka 15% krävdes för att ett häckrevir i Göteborgs stads- och industrimiljöer skulle anses optimalt (Andersson 1985, 1987, 1990, 1995).

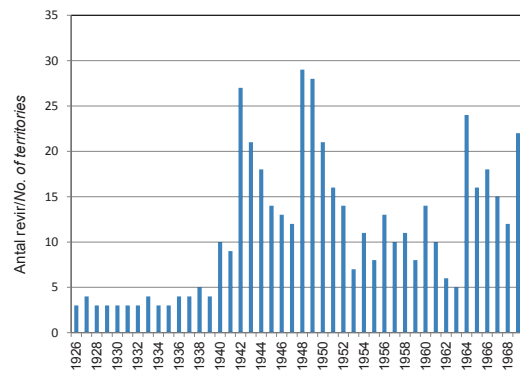
I Nederländerna påträffades åtskilliga par i sönderbombade områden i Rotterdam och Haag 1943–1950, men arten minskade senare då städerna återuppbyggts (Vleugel 1960 a,b, Glutz & Bauer 1988).

Även i Storbritannien skedde en markant ökning av antalet par i samband med bombningarna av framför allt London, men också vissa kustområden såsom Norfolk, Suffolk och Dover (Whitherby & Fitter 1942, Fitter 1955, 1965, Meadows 1970, Allard 1973, Morgan & Glue 1981, Glutz & Bauer 1988). Från att ha hyst endast ett fåtal par inräknades exempelvis totalt 49 sjungande hannar 1942 och drygt 60 hannar 1948. Antalen i London ökade till trettiotalet revir under 1940-talet, varav en mindre

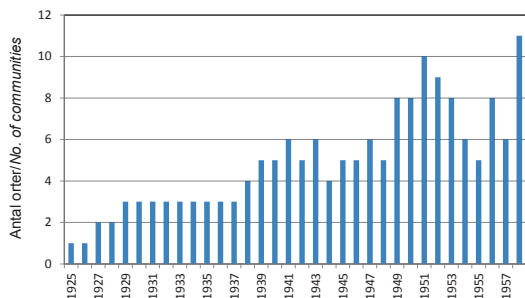
andel utgjordes av oparade hannar (Figur 4). De lägre antalen senare under 1950-talet anses delvis hänga samman med sämre bevakning. Vid en inventering 1975 registrerades totalt 104 revir i Storbritannien (Meadows 1970, Morgan & Glue 1981).

Utvecklingen i Skandinavien

I Danmark var svarta rödstjärten ännu kring 1930 ytterst fåtalig som häckfågel. Efter krigsåren noterades en påfallande ökning av antalet par på allt fler lokaler. Åren 1966–1968 då inventeringar utfördes inräknades 65–95 par. Tio år senare bedömdes den danska häckpopulationen uppgå till 200 par, med



Figur 4. Antalet revirhävdande hannar av svart rödstjärt i London 1926–1969 (efter Meadows 1970). *Number of territory males of Black Redstart in London 1926–1969 (from Meadows 1970).*



Figur 5. Antal orter i Sverige med rapporterade häckningar av svart rödstjärt 1925–1958 (hämtat från bl.a. Rosenius 1926, Curry-Lindahl 1963).

Number of towns in Sweden with breeding records of Black Redstart 1925–1958.

en huvudsaklig utbredning i de sydöstra delarna av landet (Rosenius 1926, Dybbro 1976).

En likartad utveckling ägde rum i Sverige, där beståndet länge höll sig till synes oförändrat kring ett fåtal par. En uppgång var märkbar under krigsåren, och kring 1949–1950 skedde en kraftig ökning både av antalet par och häckningsplatser (Figur 5, Curry-Lindahl 1963, Dybbro 1976). Vid expansionens inledningsskede dominerade ettåriga hannar som pionjärer, vilket stämmer väl överens med andra studier (Otterlind 1954, Andersson 1995). Då inleddes också en stor expansionsvåg och under en 30-årsperiod spred sig arten över Götaland och Svealand, för att i slutet av 1970-talet i princip ha nått sin nuvarande utbredningsgräns. År 1960 uppskattades det svenska beståndet till cirka 50 par och vid 1970-talets inledning till 100–200 par (Svensson m.fl. 1999, Ottosson m.fl. 2012).

I Norge häckade ett par i Oslo 1923, Österdalen 1941 och Kongsberg 1951–1954 (Haftorn 1971). Utöver konstaterade häckningar gjordes ett flertal ströfynd även långt norrut i Skandinavien.

Diskussion

Andra världskrigets sönderbombade städer erbjuder av allt att döma optimala och synnerligen gynnsamma betingelser för svarta rödstjärten. Ogräsområden och ruderatmarker bredde ut sig, vilket gynnade födotillgången i form av insekter. Förekomsten av lämpliga boplatser var närmast oändlig i de trasiga stadskärnorna. Artens kvalitetskrav på födosöksområden och boplatser som har kvantifierats i svenska studier bekräftar att gynnsamhetsgraden var hög i de raserade ruinstäderna (jfr. Andersson 1985, 1987, 1990, 1995, Landmann 1996).

Denna uppsats redovisar ett synkront sprid-

ningsförlopp efter andra världskriget i randområden som Storbritannien, Danmark och Sverige. Tillväxttakten i populationen steg drastiskt under och efter krigsåren och en tydlig förändring ägde rum i artens nordeuropeiska utbredning. Mycket talar för att händelseförloppet i hög grad påverkade spridningen norrut till Skandinavien. I svenska stads- och industrimiljöer var expansionen särskilt påtaglig kring 1949–50, då stadigvarande bestånd etablerades även utanför Skåne. Halland är ett sådant exempel där svarta rödstjärten hållit sig kvar fram till idag (Wirdheim 2014).

Att utvecklingen i kärnområden har stor betydelse för spridningen till mer perifera randpopulationer, finns ett flertal exempel på hos andra arter (Otterlind 1954). Efter en tillbakagång och försvinnande från vissa platser i slutet av 1800-talet, återetablerades rödsponen i delar av Sverige under 1920-talet, i samband med en kraftig numerär tillväxt i de holländska kärnområdena (Cramp 1983, Ahlen & Tjernberg 1992). Detsamma gällde för skäggesen som ökade explosionsartat i samband med att stora arealer bladvass bredde ut sig vid invallningarna av holländska Ijsselmeer under 1960-talet (Axell 1966, Björkman & Tyrberg 1982). Några år senare dök de första exemplaren upp i Sverige. Även sydlig gråsiska gjorde en geografisk framstöt i Danmark och Sverige under 1960–1970-talen, efter planteringar av bergtall i stor skala i nordvästeuropa (Götmark 1981, Ahlen & Tjernberg 1992). Populationen av svarthuvad mås i Svarta havet formligen exploderade under 1980-talet, från 20 000 par till 360 000 par. Det ledde till en kraftig expansion i hela Europa, med exempelvis 2000 par i de västliga kärnområdena i Holland (Ardamatskaya 1999). Invandringsvägen har bekräftats av ett flertal återfynd av ringmärkta fåglar i bland annat Danmark (Bonlokke 2006).

Skedstorken är nu inne i ett expansionskede som ännu inte avslutats och exempelvis uppgår antalen i Danmark till drygt hundra par. Dessa danska fåglar har sannolikt spridit sig från den Holländska populationen som ökat dramatiskt i storlek (Nyegaard m.fl. 2014). Detsamma gäller för såväl vitstjärn blåhake som svarthakad buskskvätta, båda med över 300 par i Danmark. Spridningen föregicks av en extrem expansion, för blåhake med siffror på 10000 par i Holland och svarthakad buskskvätta med över 500 par exempelvis i Schleswig-Holstein (Bruns & Berndt 2002, Hustings m.fl. 2002, Knief m.fl. 2010). Svarta rödstjärtens status efter andra världskriget utgör ytterligare ett exempel på kärnområdets betydelse för utbredningsgränsen och tillväxttakten i randpopulationer (jfr. Haas m.fl. 2014).

Tack

Ett stort tack till Erik Wallentin, Kåre Ström, Pär Sandberg och Mats Lundberg för granskning av manuskriptet.

Referenser

- Ahlen, I. & Tjernberg, M. 1992. *Artfakta. Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur*. Artdatabanken.
- Allard, P.R. 1973. Black Redstart. *Transact. Norf. Norwich Nat. soc.* 22: 188–190.
- Andersson, R. 1985. Svarta rödstjärtens krav på häckningsmiljö. *Vår Fågelvärld* 44: 224–226.
- Andersson, R. 1987. Revirtäthet och populationsstruktur hos ett västsvenskt bestånd av svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*. *Vår Fågelvärld* 46: 256–269.
- Andersson, R. 1990. Svarta rödstjärtens *Phoenicurus ochruros* häckningsbiologi i Västsverige. *Vår Fågelvärld* 49: 201–210.
- Andersson, R. 1995. Hannars etableringsmönster, revirkvalitet samt flytande bestånd i en randpopulation av svart rödstjärt *Phoenicurus ochruros*. *Ornis Svecica* 5: 143–159.
- Ardamatskaya, T.B. 1999. Breeding sites of Mediterranean Gull *Larus melanocephalus* in the countries of the former Soviet Union. Pp. 97–101 in *Proceedings of the 1st International Mediterranean Gull meeting* (Meiniger, P.L., Hogendom, W., Flament, R. & Raavel, P., eds.) Le Portal, Pas-de-Calais, France.
- Axell, H.E. 1966. Eruptions of Bearded Tits during 1959–65. *British Birds* 59: 513–543.
- Björkman, G. & Tyrberg, T. 1982. Skäggesen i Sverige 1965–1979. *Vår Fågelvärld* 41: 73–94.
- Bonlokke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerum, M. & Rahbek, C. 2006. *Dansk Traekfugleatlas*. Rhodos.
- Borén, P.G. 1903. Svarta rödstjärten häckande i Skåne. *SJFT* 41:215–216.
- Bruns, H.A. & Berndt, R.K. 2002. Aktuelle Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Weissternigen Blaukelchens (*Luscinia svecica cyaneola*). *Corax* 19: 93–104.
- Cramp, S. 1983. *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford.
- Curry-Lindahl, K. 1963. *Våra fåglar i Norden*. Natur och kultur, Stockholm.
- Dybbro, T. 1976. *De danske ynglefugles udbredelse*. DOF, København.
- Fitter, R.S.R. 1955. The spread of the Black Redstart as a breeding species in England. *Int. Orn. Congr.* 11: 443–445.
- Fitter, R.S.R. 1965. The breeding status of the Black Redstart in Great Britain. *British Birds* 58:481–492.
- Friedrich, J. 2008. *Branden-Tyskland under bombkriget 1940–1945*. Fischer & Co. München.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. 1988. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Götmark, F. 1981. Gråsiskans *Carduelis flammea cabaret* invandring till södra Sverige: resultat av en inventering 1978. *Vår Fågelvärld* 40: 47–56.
- Haas, F., Barbet-Massin, M., Green, M., Jiguet, F. & Lindström, Å. 2014. Species turnover in the Swedish bird fauna 1850–2009 and a forecast for 2050. *Ornis Svecica* 24: 106–128.
- Haftorn, S. 1971. *Norges fugler*. Universitetsforlaget, Trondheim.
- Hampel, F. & Heitkamp, U. 1968. Quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel Göttingens 1965 und ein Vergleich mit früheren Jahren. *Beihäfte der Vogelwelt, Heft 2 (Faunistik und Ökologie)*: 27–38.
- Hustings, F., Vergeer, J-W. & Eekelder, P. 2002. *Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998–2000*. Nederlandse Fauna 5.
- Knief, W., Berndt, R.K., Hälterlein, B., Jeromin, K., Kieckbusch, J.J. & Koop, B. 2010. *Die Brutvögel Schleswig-Holsteins*. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- Landmann, A. 1996. *Der Hausrotschwanz*. AULA- Verlag, Wiesbaden.
- Lenke, W. 1965. Zum Vorkommen des Hausrotschwanzes in Hamburg. *Vogel und Heimat* 14: 345–347.
- Malling Olsen, K. 1992. *Danmarks Fugle*. DOF.
- Meadows, B.S. 1970. Breeding distribution and feeding ecology of the Black Redstart in London. *London Bird Report* 34: 72–79.
- Morgan, R.A. & Glue, D.E. 1981. Breeding survey of Black Redstarts in Britain 1977. *Bird Study* 28: 163–168.
- Muller, E. 1969. Hausrotschwanz, in J. Peitzmeier; *Avifauna von Westfalen*. Landesmuseum für Naturkunde, Munster.
- Nyegaard, T., Meltofte, H., Tofft, J. & Borch Grell, M. 2014. Truede og sjeldne ynglefugle i Danmark 1998–2012. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 108: 1–144.
- Otterlind, G. 1954. Flyttning och utbredning. Ett bidrag till kännedomen om den Skandinaviska fågelfaunans utbredningsdynamik. *Vår Fågelvärld* 13: 1–31, 83–113, 147–167, 245–261.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige- antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- Peus, F. 1952. Steppenvögel mitten in Berlin. *Die Vogelwelt* 73:1.
- Rosenius, P. 1926. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Gleerups, Lund.
- Schmidt, G. 1953. Von den Auswirkungen des Bombenkrieges auf die Ökologie der Vögel der Stadt Kiel. *Die Vogelwelt* 74: 141–142.
- Schumann, H. 1956. Die Folgen von Kriegsverwüstungen und Wiederaufbau für den Vogelbestand der Stadt Hannover. *Nat. u. Jagd in Niedersachsen*: 192–195.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.
- Witherby, H.F. & Fitter, R.S. 1942. Black Redstart in England in the summer of 1942. *British Birds* 36: 132–139.
- Timmermann, G. 1953. *Die Vogelwelt des Hamburger Wandergebietes*. Hamburg.
- Vleugel, D.A. 1960a. Waarnemingen betreffende de arealmitbreiding van de Zwarte Roodstaart in ons land 1942–50. *Limosa* 33: 6–18.
- Vleugel, D.A. 1960b. Het voorkomen van de Zwarte Roodstaart in mest en Nord-Nederland. *Natura Amst.* 57: 73–74.
- Wirdheim, A. 2014. *Hallands fågelatlas*. HalLOF, Halmstad.
- Wittenberger, J. 1976. Zum Brutvorkommen des Hausrotschwanzes *Phoenicurus ochruros* im Hamburger Raum. *Hamb. Avifauna. Beitr.* 14: 27–46.

Wendland, V. 1971. *Die Wirbeltiere Westberlins*. Duncker & Humblot, Berlin.
Wust, W. 1970. *Die Vogelwelt der Landeshauptstadt Munchen*. Munchen.

Summary

The Black Redstart *Phoenicurus ochruros* was a scarce breeder in northern Germany in the 1880s. In UK and Scandinavia the population was at a constant low level during the 1940s. The conditions changed dramatically when cities, bombed and ruined during the Second World War, offered seemingly optimal habitats for the Black Redstart. Weeded areas were common which favoured food availability in the form of insects. The number of suitable nesting sites was almost infinite in the broken city centres. This literature review summarizes how bombed cities during the Second World War may have facilitated the expansion of Black Redstart from Central Europe and influenced the distribution pattern in northern Europe. The study is focused on how important the development in the core areas is for the spreading of Black Redstart to more peripheral populations. A large number of

photographs of the bombed cities were studied, in order to get a more detailed picture of how important the habitats may have been for Black Redstart feeding, nesting and protection. The species was reported as a breeder in ruins in several German, Dutch and English cities. Compared to studies of Black redstarts in Sweden, where habitat quality was quantified, the bombed cities most certainly held habitats of considerably higher quality. There was a synchronous change in distribution of the species into previously peripheral regions in Britain, Denmark and Sweden. The growth rate in the Black Redstart population increased dramatically during and after the war and a clear change took place in the distribution of the species in northern Europe. In general terms the development in core areas of a species may be of great importance for the spreading to more peripheral populations, which has been showed in other species, such as Black-tailed Godwit *Limosa limosa*, Bearded Tit *Panurus biarmicus*, Lesser Redpoll *Carduelis flammea cabaret*, Mediterranean Gull *Larus melanocephalus*, Spoonbill *Platalea leucorodia*, White-spotted Bluethroat *Luscinia svecica cyane-cula* and European Stonechat *Saxicola torquatus*.

From Mediterranean to Scandinavia – timing and body mass condition in four long distance migrants

Från Medelhavet till Skandinavien – tidsmässigt uppträdande och energireserver hos fyra långdistansflyttande tättingar

CHRISTOS BARBOUTIS, LEO LARSSON, ÅSA STEINHOLTZ & THORD FRANSSON

Abstract

In spring, long-distance migrants are considered to adopt a time-minimizing strategy to promote early arrival at breeding sites. The phenology of spring migration was examined and compared between two insular stopover sites in Greece and Sweden for Icterine Warbler, Wood Warbler, Spotted Flycatcher and Collared Flycatcher. All of them migrate due north which means that some proportion of birds that pass through Greece are heading to Scandinavia. The Collared Flycatcher had the earliest and the Icterine Warbler the latest arrival time. The differences in median dates between Greece and Sweden were 3–4 weeks and the passages in Sweden were generally more condensed in time. The average overall speed estimates were very similar and varied between 129 and 137 km/d. In most of the species higher speed estimates were associated with years when birds arrived late in Greece. After crossing continental Europe birds

arrive at the Swedish study site with significantly higher body masses compared to when they arrive in Greece and this might indicate a preparation for arriving at breeding grounds with some overload.

Christos Barboutis, Antikythira Bird Observatory, Hellenic Ornithological Society, 80 Themistokleous str, GR-10681, Athens, Greece; Natural History Museum of Crete, University of Crete, PO Box 2208, 71409 Heraklion, Crete, Greece. Email: cbarboutis@ornithologiki.gr (corresponding author)

Leo Larsson & Åsa Steinholtz, Sundre Bird Observatory, Sundre, Skoge 518, SE-623 30 Burgsvik, Sweden

Thord Fransson, Department of Environmental Research and Monitoring, Swedish Museum of Natural History, Box 50 007, SE-104 05 Stockholm, Sweden

Received 8 January 2014, Accepted 23 March 2015, Editor: J. Waldenström

Introduction

According to optimal migration theory, a migratory bird might have to choose between minimizing the overall time on migration, energy expenditure or predation risk (Alerstam & Lindström 1990). Recent data indicate that neither time minimization, nor minimization of total energy spent is the main single currency in bird migration (Schmaljohann & Dierschke 2005, Hedenström 2008). In spring, the importance of reaching the breeding grounds early might give rise to a time-minimizing strategy rather than energy-minimization (Kokko 1999, Newton 2008). It has also been shown that the total duration of spring migration is shorter than autumn migration (Fransson 1995, Yohannes et al. 2009a, Nilsson et al. 2013).

Long distance migrating species that breed in Europe and winter in sub-Saharan Africa have to cross diverse ecological and geographical sectors during their migration towards their breeding grounds. As migrants need to optimally modulate

their travel costs in relation to time, energy and safety while crossing those diverse sectors, migration speed and body mass might vary between different geographic sectors along the migration route (Bojarinova et al. 2008, Yohannes et al. 2009a, b). Furthermore, apart from the advantages of arriving early to the breeding grounds, the adaptive advantages of overloads at arrival have been discussed. It has been assumed that extra energy at arrival can affect breeding performance and act as an insurance against adverse weather and reduced food resources during the days following arrival (Sandberg 1996, Sandberg & Moore 1996). It is well established that several bird species have advanced their spring migration with the current climate changes (e.g. Hüppop & Hüppop 2003, Stervander et al. 2005, Thorup et al. 2007, Hedlund et al. 2014), which makes it important to follow and analyse the phenology of migratory birds.

In this study, the timing and phenology of spring migration and arrival body mass of Icterine Warbler

Hippolais icterina, Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*, Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* and Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* were examined in two sites. Comparisons were made between the two stopover sites, one in southern and one in northern Europe and the migration speed of the four species between the two study sites was estimated. The included species, with exception of the Collared Flycatcher, breed in large areas of Scandinavia. The Collared Flycatcher breeds mainly on the islands Gotland and Öland in the Baltic. All of them have in common that they migrate more or less straight north during spring migration from wintering areas in Africa to breeding areas in Europe (Bakken et al. 2006, Bønløkke et al. 2006, Fransson & Hall-Karlsson 2008, Valkama et al. 2014).

Materials and methods

Data used in this study were collected at Antikythira Bird Observatory (35°51'N, 23°18'E), Greece and at Hoburgen, (56°33'N, 18°05'E), Gotland, Sweden (Figure 1a) during eight consecutive spring migration periods (2007 through 2014). Hoburgen is situated approximately 2370 km north of Antikythira in a 352° direction. The ringing of migrants at Antikythira is run by the Hellenic Ornithological Society and the Hellenic Bird Ringing Centre and

takes place between the end of March and the end of May. The ringing at Hoburgen is run by Sundre Bird Observatory and takes place between 25 April and 8 June. Mist netting at Antikythira took place every day from dawn and thereafter for eight hours and at Hoburgen from dawn and at least until 10.00 a.m., except for days with adverse weather conditions. Trapped birds were identified according to Svensson (1992) and weighed to the nearest 0.1 g. Maximum wing length (Svensson 1992) was recorded as a measurement of size. Visible subcutaneous fat stores were estimated according to Kaiser (1993) for birds trapped at Antikythira and according to a scale based on Pettersson & Hasselquist (1985) for birds trapped at Hoburgen. The trapping effort barely differed between years for both sites, regarding both total length of nets and the positions of mist nets used.

Migration speed estimates, for each of the four species studied, were calculated on population level and based on differences in median passage of a species at the two locations along the migration route. Median dates were measured as dates when the cumulative number of ringed birds passed 50% of the total capture in a given location.

A size sensitive body mass index (body mass/wing length³ cf. Ekman & Hake 1990) was used, when comparing body masses of the study species

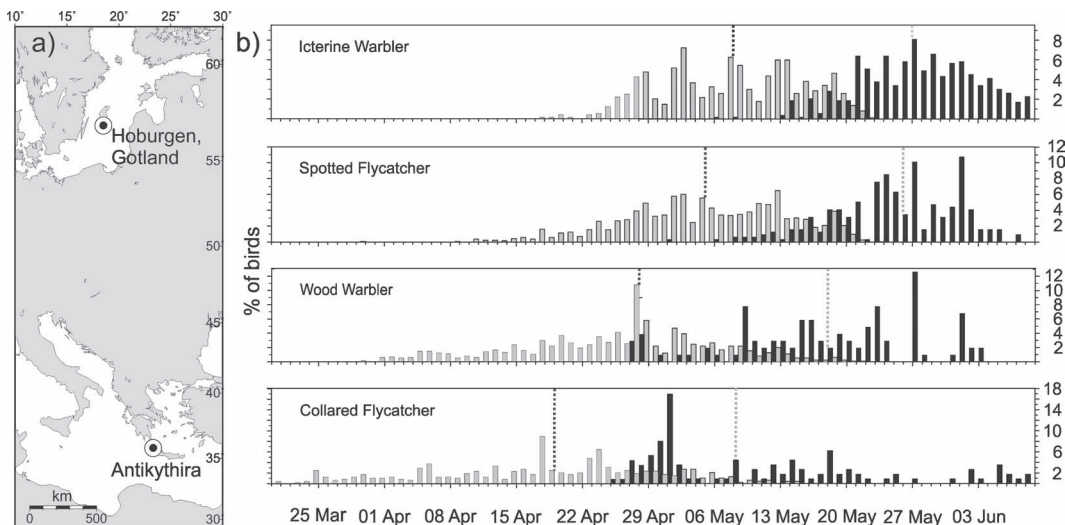


Figure 1. a) Location of the study sites. b) Spring migration phenology of the studied species at Antikythira (grey bars) and Hoburgen (black bars) during 2007-2014. Median passage dates are shown by dotted lines (black for Antikythira and grey for Hoburgen).

a) Geografiskt läge för de två lokalerna. b) De studerade arternas tidsmässiga uppträdande under flyttningen vid Antikythira (gråa staplar) och vid Hoburgen (svarta staplar) vårarna 2007-2014. Mediandatum visas med prickig linje (svart för Antikythira och grå för Hoburgen).

between the two sites. When the criteria for parametric tests were met they were chosen to compare body mass indexes of species between sites and when this was not met, the equivalent non-parametric tests were performed.

Results

In total 4157 and 1062 birds belonging to the four study species were trapped at Antikythira and Hoburgen, respectively (Table 1).

The median arrival dates of Icterine Warbler, Wood Warbler, Spotted Flycatcher and Collared Flycatcher varied between 19 April and 8 May at Antikythira and between 8 and 27 May at Gotland. The median arrival dates differed significantly between the species at Antikythira (Kruskal-Wallis, $H=25.35$ $df=3$, $p=0.0001$) with the median arrival dates of the Icterine Warbler and the Spotted Flycatcher being different from the median arrival date of the Wood Warbler and the Collared Flycatcher (Mann-Whitney pairwise, Bonferonni corrected; Icterine Warbler vs. Wood Warbler: $p=0.005$, Icterine Warbler vs. Collared Flycatcher: $p=0.05$, Spotted Flycatcher vs. Wood Warbler: $p=0.007$, Spotted Flycatcher vs. Collared Flycatcher: $p=0.005$). Likewise the median arrival dates differed between the study species at Hoburgen (Kruskal-Wallis, $H=23.0$ $df=3$, $p<0.001$), with significant differences recorded between the Icterine Warbler and both the Wood Warbler and Collared Flycatcher

(Mann-Whitney pairwise, Bonferonni corrected; Icterine Warbler vs. Wood Warbler: $p=0.009$, Icterine Warbler vs. Collared Flycatcher: $p=0.005$) and the Spotted Flycatcher and the Collared Flycatcher ($p=0.006$). The differences between the first birds to be trapped and the median passages (Figure 1b) are larger at Antikythira, which shows that the passages are more condensed at Hoburgen.

The migration speed based on the median passages of the populations at our two study sites varied very little (Table 2) and did not differ significantly between species (Kruskal-Wallis, $H=1.89$ $df=3$, $P=0.593$). The calculated migration speed was significantly correlated with the median date of arrival at Antikythira in the Icterine Warbler (Spearman rank correlation, $r_s=0.85$, $p=0.001$) the Spotted Flycatcher ($r_s=0.68$, $p=0.047$) and the Collared Flycatcher ($r_s=0.58$, $p=0.001$) but not for the Wood Warbler ($r_s=0.65$, $p=0.071$).

Concerning the wing length, the Icterine Warblers ($U=86602$, $Z=-16.51$, $p<0.001$) and the Spotted Flycatchers ($U=180550$, $Z=-5.51$, $p<0.001$) had on average slightly longer wings at Antikythira than at Hoburgen (Table 3) while no differences were detected for the Wood Warbler ($U=71705$, $Z=-0.91$, $p=0.362$) and the Collared Flycatchers ($U=18577$, $Z=-1.33$, $p=0.185$).

The average arrival body mass for all species was significantly lower for birds at Antikythira compared with Hoburgen (Table 3; Icterine Warbler: $U=84724$, $Z=-16.6$, $p<0.001$; Spotted Flycatch-

Table 1. Annual numbers trapped of the studied species at Antikythira and Hoburgen in spring during 2007–2014. *Antalet årligen ringmärkta fåglar av de studerade arterna vid Antikythira och Hoburgen under vårarna 2007–2014.*

Year År	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Total
Antikythira									
Icterine Warbler	125	84	92	68	78	162	66	54	729
<i>Härmsångare</i>									
Spotted Flycatcher	208	198	141	171	160	275	176	100	1429
<i>Grå flugsnappare</i>									
Wood Warbler	422	122	170	188	83	327	102	106	1520
<i>Grönsångare</i>									
Collared Flycatcher	71	57	28	79	50	67	98	29	479
<i>Halsbandsflugsnappare</i>									
Hoburgen									
Icterine Warbler	55	97	53	59	40	59	67	101	531
<i>Härmsångare</i>									
Spotted Flycatcher	9	57	14	42	12	53	84	45	316
<i>Grå flugsnappare</i>									
Wood Warbler	5	9	5	16	3	15	29	21	103
<i>Grönsångare</i>									
Collared Flycatcher	3	9	1	18	8	34	6	33	112
<i>Halsbandsflugsnappare</i>									

Table 2. Median date of spring passage of the studied species at Antikythira and Hoburgen and estimated migration speed between the two sites.

Mediandatum för de olika arternas vårpassage av Antikythira och Hoburgen samt beräknad flyttningshastighet.

Species Art	Median date (1st, 3rd quartiles) <i>Mediandatum (1:a, 3:e kvartilen)</i>		Migration speed (km/d±SD) <i>Flyttningshastighet (km/d±SD)</i>
	Antikythira	Hoburgen	
Icterine Warbler <i>Härmsångare</i>	8 May (2 May, 14 May)	27 May (23 May, 1 Jun)	137±39
Spotted Flycatcher <i>Grå flugsnappare</i>	5 May (29 April, 12 May)	25 May (21 May, 30 May)	135± 24
Wood Warbler <i>Grönsångare</i>	28 April (20 April, 3 May)	18 May (11 May, 27 May)	129±45
Collared Flycatcher <i>Halsbandsflugsnappare</i>	19 April (10 April, 27 April)	08 May (1 May, 18 May)	134±90

er: U=53746, Z=-20.9, p<0.001; Wood Warbler: U=22291, Z=-12.0, p>0.001; Collared Flycatcher: U=6184.0, Z=-10.4, p>0.001). Likewise the arrival body mass index was significantly different between Antikythira compared with Hoburgen (Icterine Warbler: U=53398 Z=-21.4, p<0.001; Wood Warbler: U=28515, Z=-10.5, p>0.001; Spotted Flycatcher: U=57614, Z=-20.3, p<0.001; Collared Flycatcher: U= 6161, Z=-10.2, p>0.001).

The average fat score varied from 1.3 ± 1.2 to 2.3 ± 1.3 for birds arriving at Antikythira and from 2.6 ± 1.4 to 3.0 ± 1.5 for birds arriving to Hoburgen (Table 4).

Discussion

Capture data from Antikythira indicate that the earliest among our study species to arrive in Europe

is the Collared Flycatcher with the median passage of the species being similar to those that have been reported for Italy (Spina et al. 1993, Rubolini et al. 2005). The next species to arrive, with a median passage ten days later, is the Wood Warbler. Similar overall phenology pattern and date of median passages are described for Italy (Pettersson et al. 1990, Spina et al. 1993, Rubolini et al. 2005), France (Blondel & Isenmann 1981) and Western Mediterranean and NW Africa (Gargallo et al. 2011). The Spotted Flycatcher and the Icterine Warbler are arriving within the first days of May. For the Spotted Flycatcher similar values of median passage have been reported throughout the whole Mediterranean (Spina et al. 1993, Rubolini et al. 2005, Gargallo et al. 2011). The pattern observed on Antikythira for the Icterine Warbler is similar to the one at a central Mediterranean island (Rubolini et al. 2005), while

Table 3. Average (±SD) body mass, wing length and fat score of the studied species at Antikythira and Hoburgen (sample size in brackets).

Genomsnittlig (±SD) vikt, vinglängd och fettklass hos de studerade arterna vid Antikythira och Hoburgen (antal anges inom parentes).

Species Art	Body mass <i>Vikt (g)</i>		Wing length <i>Vinglängd (mm)</i>		Fat Score <i>Fettklass</i>	
	Antikythira	Hoburgen	Antikythira	Hoburgen	Antikythira ¹	Hoburgen ²
Icterine Warbler <i>Härmsångare</i>	12.2 ± 1.42 (715)	13.4 ± 0.9 (526)	80.7 ± 2.01 (719)	78.7 ± 1.88 (528)	2.3 ± 1.3 (717)	2.9 ± 1.3 (525)
Spotted Flycatcher <i>Grå flugsnappare</i>	13.3 ± 1.47 (1398)	15.5 ± 1.44 (314)	89.2 ± 2.32 (1402)	88.7 ± 2.09 (314)	1.4 ± 1.2 (1385)	2.9 ± 1.5 (313)
Wood Warbler <i>Grönsångare</i>	8.3 ± 0.94 (1471)	9.6 ± 0.91 (103)	75.7 ± 2.80 (1471)	75.5 ± 2.54 (103)	1.6 ± 1.1 (1445)	2.8 ± 1.6 (97)
Collared Flycatcher <i>Halsbandsflugsnappare</i>	11.6 ± 1.27 (455)	13.2 ± 0.97 (89)	83.0 ± 2.31 (458)	82.7 ± 1.90 (89)	1.8 ± 1.3 (448)	3.0 ± 1.5 (86)

1: fat scores according to Kaiser (1993); 2: fat scores according to Pettersson & Hasselquist (1985)

the peak of the passage appears to be a little bit later in the Western Mediterranean and NW Africa (Gargallo et al. 2011).

The first birds of all the four species arrive to Gotland before the end of the passages at Antikythira and in the extreme cases (Wood Warbler and Icterine Warbler) just some days after the median passage at Antikythira (Figure 1). The median passage of all the study species on Gotland were within the range of previously reported median passage dates for Ottenby (Enquist & Pettersson 1986, Stervander et al. 2005, Jonzén et al. 2006).

Birds arriving at Antikythira have just passed the Sahara desert and the Mediterranean Sea. There is recent evidence that species adapted to mesophilic and moist woodland have problems to refuel during migration in dry regions (Jenni-Eiermann et al. 2011), like those of North Africa. Depleted fuel reserves after the crossing have been reported several times in areas of central and eastern Mediterranean (e.g. Barboutis et al. 2011, Barboutis et al. 2013). The average arrival body mass and fat score of the Spotted Flycatcher was in the low range of values described in other Mediterranean sites (Spina et al. 1993, Waldenström et al. 2004, Gargallo et al. 2011) and indicates no major refueling events before the sea crossing. As the Spotted Flycatcher is thought to be able to stop and refuel during the crossing of the Sahara (Biebach 1985), the small variation in arrival body mass that exists throughout the Mediterranean islands could depend on the take-off point in North Africa and the length of the sea stretches birds have to cross. The fat scores and body masses of the Wood Warbler and the Collared Flycatcher were within the range of previously described values for the Mediterranean (Pettersson et al. 1990, Spina et al. 1993, Waldenström et al. 2004, Gargallo et al. 2011, Flint & Stewart 1983).

The Icterine Warbler reached Antikythira with considerable fat stores and body mass, taking into consideration the season and geographical position. The arrival body mass at Antikythira was higher compared to birds of the same species at islands of central Mediterranean (Spina et al. 1993). This indicates that Icterine Warbler might have refueled in North Africa before reaching our study site. The higher arrival body masses at coastal and insular localities in Spain compared to North Morocco indicates the same pattern in the western Mediterranean (Gargallo et al. 2011).

After crossing more than 2000 km over continental Europe and about 250 km over the Baltic Sea our study species arrived at Gotland with significantly higher body masses compared with the ones they

have when they arrive to Antikythira. As some of our study species were larger in size at Antikythira in comparison to with Gotland, the arrival body mass between the two stopover sites has been compared after correcting for size. It is well documented that passerines regularly reach their northern breeding grounds with an overload of fuel stores (Ojanen 1984, Sandberg 1996, Fransson & Jakobsson 1998, Widmer & Biebach 2001, Smith & Moore 2005), the advantages of that have been discussed by Sandberg & Moore (1996). The birds trapped at Hoburgen have overcome the majority of their migration journey and are close to their destinations and thus are expected to have started to carry this overload in preparation for the arrival at breeding grounds. The strategy adopted to obtain this overload is not clear. Birds might progressively accumulate fuel load throughout their migration in Europe, or at few, very specific locations, but this cannot be shown with the data obtained in this study.

Migration speed is commonly estimated from bird ringing recoveries (Hyytiä & Vikberg 1973, Hildén & Saurola 1982, Ellegren 1990, 1993, Bojarinova et al. 2008, Bensch & Nielsen 1999, Payevsky 2010) or from median passage dates along the migratory route (Raess 2008, Yohannes et al. 2009a) or a combination of both (Fransson 1995). Estimating migration speed from arrival dates or median passage dates along a migratory route has been accused for not giving reliable values (Hildén & Saurola 1982, Payevsky 2010). Ellegren (1990) however, concluded that estimating migration speed from ringing recoveries and from phenology data leads to similar results, and the method of using phenology data has been adopted in several more recent studies (e.g. Raess 2008, Yohannes et al. 2009a).

One could expect that species that initiate their migration early from their wintering grounds would have a slower migration speed compared to species departing late (Yohannes et al. 2009a). Our data does not support this within Europe as no significant difference was detected between species studied. The fact that higher speed estimates were associated with years when birds arrive late to Greece indicates that such a pattern is found within species. This might be driven by the importance of reaching the breeding grounds early (Kokko 1999, Newton 2008). It has been shown that migrants can adjust their migration speed to actual conditions en route (Tøttrup et al. 2008) and there might be environmental restrictions that reduce the migration speed from the Mediterranean to Scandinavia during years when birds arrive early to Europe (Both 2010).

Most of the European populations of Wood Warbler and Collared Flycatcher breed south of our study site on Gotland, the majority of the populations of Icterine Warbler and Spotted Flycatcher breed either north or significantly east of Gotland (BirdLife International 2004). The difference in wing length between the two sites for some of the species might indicate that at least a portion of birds passing Antikythira move towards different areas than birds passing Gotland. Furthermore, the more condensed passage observed on Gotland might be a result of the fact that birds passing this site are heading for more restricted breeding areas compared with birds passing Antikythira.

In conclusion, the results show that it takes about three weeks for the studied species to migrate from Greece to Scandinavia and that they are much lighter when arriving to Europe compared with when they approach breeding areas further north. The migration speed performed by the study species is equivalent to values previously reported (Fransson 1986, Jonzén et al. 2006, Yohannes et al. 2009a) and faster than estimated during autumn migration (Hildén & Saurola 1982, Fransson 1986).

Acknowledgments

This is contribution No. 17 from Antikythira Bird Observatory, a project run by the Hellenic Ornithological Society and No. 78 from Sundre Bird Observatory. Thanks two anonymous referees for valuable comments on the manuscript. Thanks also to all ringers and helpers that participated in the data collection. Rings were supplied free of charge by the Hellenic Bird Ringing Centre. Antikythira Bird Observatory is funded from A.G. and A.P Leventis Foundation.

References

Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: the relative importance of time, energy, and safety. Pp. 331–351 in *Bird migration: physiology and ecophysiology* (ed. Gwinner, E.). Springer-Verlag, Berlin.

BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. (BirdLife Conservation Series No. 12). BirdLife International, Cambridge, U.K.

Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2006. *Norsk ringmerkningsatlas*. Vol 2. Stavanger Museum, Stavanger.

Barboutsis, C., Evangelidis, A., Akriotis, T. & Fransson, T. 2013. Spring migration phenology and arrival conditions of the Eastern Bonelli's Warbler and the Semi-collared Flycatcher at a small Greek island. *Ringings & Migration* 28: 39–42.

Barboutsis, C., Mylonas, M. & Fransson, T. 2011. Breast

muscle variation before and after crossing large ecological barriers in a small migratory passerine (*Sylvia borin*, Boddaert 1783). *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 16: 159–165.

Bensch, S. & Nielsen, B. 1999. Autumn migration speed of juvenile Reed and Sedge Warblers in relation to date and fat loads. *Auk* 101: 153–156.

Biebach, H. 1985. Sahara stopover in migratory flycatchers: fat and food affect the time program. *Experientia* 41: 695–697.

Blondel, J. & Isenmann, P., 1981. *Guide des Oiseaux de Camargue*. Delachaux et Niestlé, Neuchatel.

Bojarinova, J., Ilves A., Chernetsov, N. & Leivits, A. 2008. Body mass, moult and migration speed of the Goldcrest *Regulus regulus* in relation to the timing of migration at different sites of the migration route. *Ornis Fennica* 85: 55–65.

Both, C. 2010. Flexibility of timing of avian migration to climate change masked by environmental constraints en route. *Current Biology* 20: 243–248.

Bonløkke, J., Madsen, J. J., Thorup, K., Pedersen, K. T. Bjerrum, M. & Rahbek, C. 2006. *Dansk Træckfugleatlas*. Rhodos, Humlebæk.

Ekman J. B. & Hake, M. K. 1990: Monitoring starvation risk: adjustments of body reserves in greenfinches (*Carduelis chloris L.*) during periods of unpredictable foraging success. *Behavioral Ecology* 1: 62–67.

Ellegren, H. 1990. Autumn migration speed in Scandinavian Bluethroats *Luscinia s. svecica*. *Ringings & Migration* 11: 121–131.

Ellegren, H. 1993. Speed of migration and migratory flight lengths of passerine birds ringed during autumn migration in Sweden. *Ornis Scandinavica* 24: 220–228.

Enquist, M. & Pettersson, J. 1986. *Flyttningens tidsmässiga förlopp hos 104 fågelarter vid Ottenby – en analys baserad på 39 års fångstdata*. Degerhamn, Ottenby Bird Observatory.

Flint, P. R. & Stewart, P.F. 1983. *The Birds of Cyprus*. B.O.U. Check list No. 6. British Ornithologists Union.

Fransson, T. & Hall-Karlsson, S. 2008. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 3. Stockholm.

Fransson, T. & Jakobsson, S. 1998. Fat storage in male willow warblers in spring: do residents arrive lean or fat? *Auk* 115: 759–763.

Fransson, T. 1986. Flyttning och övervintring hos nordiska grå flugsnappare *Muscicapa striata*. *Vår Fågelvärld* 45: 5–18. (in Swedish with an English summary)

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

Gargallo, G., Barriocanal, C., Castany J., Clarabuch, O., Escandell, R., López-Iborra, G., Rguibi-Idrissi, H., Robson D. & Suárez M. 2011. *Spring migration in the western Mediterranean and NW Africa: the results of 16 years of the Piccole Isole project*. Monografies del Museu de Ciències Naturals 6. Barcelona, Spain

Hedenström, A. 2008. Adaptations to migration in birds: behavioural strategies, morphology and scaling effects. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 363: 287–299.

Hildén, O. & Saurola, P. 1982. Speed of autumn migration of birds ringed in Finland. *Ornis Fennica* 59: 140–143.

Högstedt, G. & Persson, C. 1971. Phänologie und Überwin-

- terung der über Falsterbo ziehenden Rotkelchen (*Erithacus rubecula*). *Vogelwarte* 26: 86–98. (In German).
- Högstedt, G. & Persson, C. 1982. Do willow warblers *Phylloscopus trochilus* of northern origin start their autumn migration at an earlier age than their southern conspecifics? *Holarctic Ecology* 5: 76–80.
- Hüppop, O. & Hüppop, K. 2003. North Atlantic oscillation and timing of spring migration in birds. *Proceedings of the Royal Society of London B Biological Sciences* 270: 233–240.
- Hyytiä, K. & Vikberg, P. 1973. Autumn migration and moult of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* and the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* at the Signilskär bird station. *Ornis Fennica* 50: 134–143.
- Jenni-Eiermann, S., Almasi, B., Maggini, I., Salewski, V., Bruderer, B., Liechti, F. & Jenni, L. 2011. Numbers, foraging and refuelling of passerine migrants at a stopover site in the western Sahara: diverse strategies to cross a desert. *Journal of Ornithology* 152 (suppl. 1): 113–128.
- Jonzén, N., Piacentini, D., Andersson, A., Montemaggiore, A., Stervander, M., Rubolini, D., Waldenström, J. & Spina, F. 2006. The timing of spring migration in trans-Saharan migrants: a comparison between Ottenby, Sweden and Capri, Italy. *Ornis Svecica* 16: 27–33.
- Kaiser, A. 1993. A new multi-category classification of sub-continuous fat deposits of songbirds. *Journal of Field Ornithology* 64: 246–255.
- Kokko, H. 1999. Competition for early arrival in migratory birds. *Journal of Animal Ecology* 68: 940–950.
- Newton, I. 2008. *The Migration Ecology of Birds*. Oxford, Academic Press.
- Nilsson, C., Klaassen, R.H.G. & Alerstam, T. 2013. Differences in Speed and Duration of Bird Migration between Spring and Autumn. *The American Naturalist* 181: 837–845
- Ojanen, M. 1984. The relation between spring migration and the onset of breeding in the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 21: 205–208.
- Payevsky, V.A. 2010. Autumn migration speed of the Chaffinch (*Fringilla coelebs* L.) migrating across Europe as shown by ringing results in Eastern Baltic. *Proceedings of the Zoological Institute RAS* 314: 58–66.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migration capacity of robins *Erithacus rubecula* and goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ringings & Migration* 6: 66–76.
- Pettersson, J., Hjort, C., Gezelius, L. & Johansson, J. 1990. *Spring Migration of Birds on Capri*. Degerhamn, Ottenby Bird Observatory.
- Raes, M. 2008. Continental efforts: migration speed in spring and autumn in an inner-Asian migrant. *Journal of Avian Biology* 39: 13–18.
- Rubolini, D., Spina, F. & Saino, N., 2005. Correlates of timing of spring migration in birds: a comparative study of trans-Saharan migrants. *Biological Journal of the Linnean Society* 85: 199–210.
- Sandberg, R. & Moore, F. R. 1996. Fat stores and arrival on the breeding grounds: reproductive consequences for passerine migrants. *Oikos* 77: 577–581.
- Sandberg, R. 1996. Fat reserves of migrating passerines at arrival on the breeding grounds in Swedish Lapland. *Ibis* 138: 514–524.
- Schmaljohann, H. & Dierschke, V. 2005. Optimal bird migration and predation risk: a field experiment with northern wheatears *Oenanthe oenanthe*. *Journal of Animal Ecology* 74: 131–138.
- Smith, R. J. & Moore, F. R. 2005. Fat stores of American redstarts *Setophaga ruticilla* arriving at northerly breeding grounds. *Journal of Avian Biology* 36: 117–126.
- Spina, F., Massi, A., Montemaggiore, A. & Baccetti, N. 1993. Spring migration across central Mediterranean: general results from the “Progetto Piccole Isole”. *Vogelwarte* 37: 1–94.
- Stervander M, Lindström Å, Jonzén N. & Andersson A. 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *Journal of Avian Biology* 36: 210–221.
- Svensson, L. 1992. *Identification guide to European passerines*. 4th ed. Author's edition, Stockholm.
- Thorup, K., Tøttrup, A. P. & Rahbek, C. 2007. Patterns of phenological changes in migratory birds. *Oecologia* 151: 697–703.
- Tottrup, A. P., Thorup, K., Rainio, K., Yosef, R., Lehtikoinen, E. & Rahbek, C. 2008. Avian migrants adjust migration in response to environmental conditions en route. *Biol. Lett.* 4(6): 685–688
- Valkama, J., Saurola, P., Lehtikoinen, A., Lehtikoinen, E., Piha, M., Sola, P. & Velmala, W. 2014. *The Finnish Bird Ringing Atlas*. Vol. II. Finnish Museum of Natural History LUOMUS & Ministry of Environment, Helsinki.
- Waldenström, J., Ottosson, U. & Haas, F. 2004. Morphometrical data from 30 bird species on spring migration in northern Tunisia. *Ornis Svecica* 14: 129–133.
- Widmer, M. & Biebach, H. 2001. Changes in body condition from spring migration to reproduction in the garden warbler *Sylvia borin*: a comparison of a lowland and a mountain population. *Ardea* 89: 57–68.
- Yohannes, E., Biebach, H., Nikolaus, G. & Pearson, D. J. 2009a. Migration speeds among eleven species of long-distance migrating passerines across Europe, the desert and eastern Africa. *Journal of Avian Biology* 40: 126–134.
- Yohannes, E., Biebach, H., Nikolaus, G. & Pearson, D. J. 2009b. Passerine migration strategies and body mass variation along geographic sectors across East Africa, the Middle East and the Arabian Peninsula. *Journal of Ornithology* 150: 369–381.

Sammanfattning

Under vårflyttningen anses långdistansflyttande fåglar ofta följa en tidsminimerande strategi för att därigenom möjliggöra en tidig ankomst till häckningsplatserna. I flera fall har det visats att vårflyttningen sker under en kortare tidsperiod än höstflyttningen. Långdistansflyttande arter som häckar i Europa och övervintrar i Afrika söder om Sahara måste passera geografiska områden som varierar högst avsevärt och det innebär att fåglarna måste hantera vitt skilda förhållanden som kan påverka flyttningsshasighet och energireserver. Fördelen

med en tidig ankomst till häckningsplatsen måste balanseras mot nackdelar och det kan vara en fördel att anlända med en extra energireserv som en förberedelse för häckningen och som en försäkring mot dåligt väder och begränsad födotillgång.

I denna studie har det tidsmässiga uppträdandet och energireserver hos fyra långdistansflyttande arter, härmsångare, grönsångare, grå flugsnappare och halsbandsflugsnappare, jämförts mellan en fågelstation i Grekland, Antikythira, och en i Sverige, Hoburgen (Sundre fågelstation). De fyra arterna häckar i en stor del av norra Europa, med undantag för halsbandsflugsnapparen som häckar på Gotland och Öland. Gemensamt för arterna är att de har en nordlig flyttningsriktning genom Europa på våren och det är därmed rimligt att anta att en del av de som passerar Antikythira är på väg till häckningsplatser i norra Europa och passerar Hoburgen. Skillnaden i uppträdande mellan de två platserna har använts för att beräkna en genomsnittlig flyttningshastighet.

Vid båda fågelstationerna sker standardiserad daglig fångst av flyttfåglar, vid Antikythira från slutet av mars till slutet av maj och vid Hoburgen från 25 april till 8 juni. I samband med att fåglarna ringmärkts har uppgifter om vinglängd, vikt och fettklass insamlats.

Antalet fåglar av de fyra arterna som fångades under de åtta våarna uppgår till 4157 vid Antikythira och till 1062 vid Hoburgen (Tabell 1). Halsbandsflugsnapparen var den art som anlände tidigast till Europa och härmsångaren anlände senast. Mediantdatum för de olika arternas passage vid Antikythira varierade mellan 19 april och 8 maj och vid Hoburgen mellan 8 och 27 maj. Flyttningsspassagen var genomgående mer hoptryckt tidsmässigt vid Hoburgen än vid Antikythira (Figur 1b), vilket kan bero på att fåglar som passerar Hoburgen är på väg till häckningsområden som är geografiskt mer avgränsade än vad som gäller för fåglar som passerar Antikythira. Den beräknade flyttningshastigheten varierade mellan 129 och 137 km/dag och var inte signifikant skild mellan de olika arterna (Tabell 2). Hos härmsångare, grönsångare och grå flugsnappare fanns ett signifikant samband mellan mediantdatum vid Antikythira och flyttningshastighet, vilket innebär att år när fåglarna anländer sent sker flyttningen snabbare genom Europa. Härmsångare och grå flugsnappare hade något längre vinglängd på Antikythira medan grönsångare och halsbandsflugsnappare inte uppvisade någon skillnad mellan platserna. Orsaken till detta skulle kunna vara att en större andel av grå flugsnappare och härmsångarna som passerar

Antikythira är på väg till andra häckningsområden än fåglarna som passerar Hoburgen jämfört med vad som gäller för grönsångarna och halsbandsflugsnappare. Den genomsnittliga vikten hos de studerade arterna var signifikant lägre för alla arter på Antikythira jämfört med Hoburgen (Tabell 3). Detsamma gällde fettklassificeringen, även om något olika skalor användes.

Resultaten visar att det tar i genomsnitt 3–4 veckor för arterna att passera igenom Europa och de första individerna började anlända till Hoburgen innan de sista passerat Antikythira. När det gäller härmsångare och grönsångare anländer de första till Gotland bara några dagar efter mediantdatum på Antikythira. Det tidsmässiga uppträdandet i Grekland överensstämmer ganska väl med vad som publicerats för andra delar av Medelhavet. Ett undantag gäller härmsångare som tycks anlända något senare till västra Medelhavet. Passagen av Gotland ligger helt i linje med vad som tidigare publicerats till Ottenby på Öland. Fåglarna som anländer till Antikythira har precis passerat Sahara och detta avspeglas väldigt tydligt i låga vikter och små fettreserver. Att fåglar anländer till Medelhavsområdet helt utan energireserver har noterats vid flera tillfällen. De vikter som noterades hos fåglar på Antikythira ligger inom ramen för vad som noterats tidigare i andra delar av Medelhavet. Ett undantag utgör härmsångarna som i genomsnitt vägde mer när de anlände till Antikythira än vad man funnit hos fåglar som anländer till centrala Medelhavet, vilket antyder att de kan ha fettupplagrat i Nordafrika. Efter att fåglarna passerat drygt 2000 km över kontinentala Europa och Östersjön uppvisar fåglarna klart högre vikter och mer synligt fett. Att bära på en extra reserv kan vara en förberedelse för ankomsten till häckningsplatserna.

De flyttningshastigheter som visats i denna studie ligger i linje med vad som tidigare påvisats och är högre än vad som erhållits från arterna under höstflyttningen. Man skulle kunna förvänta sig att arter som anländer senare har en högre genomsnittlig hastighet, något som denna studie inte kunde visa. Att hastigheten var högre under år när ankomsten var relativt sen till Antikythira är intressant och kan antyda att fåglarna kompenserar en sen ankomst med en högre hastighet så att de trots allt anländer i tid till häckningsplatsen. Å andra sidan kan förhållandena vara sämre tidigt under våren och därmed begränsa flyttningshastigheten under år när fåglarna anländer tidigt. Det faktum att ingen större skillnad kunde hittas mellan arterna antyder att så inte är fallet.

The establishment of a breeding population of Smew *Mergellus albellus* in an atypical habitat on the Atlantic coast of Norway

Etableringen av en hekkebestand av Salskrake Mergellus albellus i et atypiske habitat på den norske Atlanterhavskysten.

JAN E. ØSTNES & ROLF T. KROGLUND

Abstract

In recent years, the Smew *Mergellus albellus* has established a breeding population of minimum 15 pairs on the coastal islands in Vikna municipality (65° N, 11° E) in Central Norway. As a result, the current breeding distribution of Smew extends throughout northern Eurasia, from the Atlantic Ocean to the Pacific Ocean. The habitat in Vikna is quite different from that of the coniferous taiga zone, and the population is probably ground-nesting. We suggest that the westward range expansion, and the ability to adapt to another habitat than the coniferous taiga zone, can make the Smew better able to cope with

future impacts of global climatic change than predicted by present models.

Jan E. Østnes, Nord-Trøndelag University College, Faculty of Business, Social and Environmental Sciences, P.O. Box 2501, N-7729 Steinkjer, Norway. Email: jan.e.ostnes@hint.no, Phone: +47 7411 2125.

Rolf T. Kroglund, Nord-Trøndelag University College, Faculty of Business, Social and Environmental Sciences, P.O. Box 2501, N-7729 Steinkjer, Norway. Email: rolf.t.kroglund@hint.no, Phone: +47 7411 2140.

Received 12 February 2014, Accepted 24 February 2015, Editor: S. Svensson

Introduction

The breeding range of the Smew *Mergellus albellus* extends across northern Eurasia from north-eastern parts of Fennoscandia, throughout Russia, and eastwards to the Pacific Ocean (del Hoyo et al. 1992, Snow & Perrins 1998, Kear 2005). It is usually considered a taiga species, strongly associated with the coniferous taiga zone. The Smew normally nests in tree cavities but also readily uses artificial nest boxes, and the northern border of the breeding distribution closely matches that of Black Woodpecker *Dryocopus martius* (del Hoyo et al. 1992, Snow & Perrins 1998). It is sparse in most of the breeding range, and the European population of Smew is currently considered as 'Vulnerable' with an estimated size of 5300–8400 breeding pairs (BirdLife International 2004).

The Smew colonised Northern Scandinavia during the second half of the 19th century (Haftorn 1971). Throughout most of the 20th century, it was one of the rarest breeding birds in Scandinavia. However, during the last three decades the Swedish population has increased strongly, from roughly 100 pairs in the 1980s, to a present population of approximately 1600 pairs (Ottosson et al. 2012). The first breeding in Norway was recorded in the eastern part

of the county of Finnmark (69° N, 29° E), close to the Russian border, in 1925 (Haftorn 1971). During the remainder of the 20th century, the Norwegian population was restricted to this area, with a population estimated at 10–20 pairs (Snow & Perrins 1998, BirdLife International 2004).

In 2003, a pair of Smew bred on one of the coastal islands in Vikna municipality (65° N, 11° E) in Central Norway, and since then a few pairs have nested annually on these islands (Værnesbranden 2006, P.I. Værnesbranden pers. comm.). The establishment of a breeding population of Smew in this area was most unexpected, since the habitat on these coastal islands is quite different from that of the coniferous taiga zone. The objective of the current study was a complete mapping of this population of Smew inhabiting the extreme western fringe of its breeding range. Based on our findings we describe novel aspects of the habitat selection and breeding biology of Smew.

Study area and methods

Vikna municipality consists of a huge number of islands and islets with a total land area of 312 km² (Figure 1). The three main islands, Inner-Vikna,

Mellom-Vikna and Ytter-Vikna constitute 70 % of the land area. The landscape consists of a mosaic of bare rock surfaces, moors and mires, patches of cultivated land, some woodland areas, and numerous small lakes and ponds. The patches of wooded areas consist mainly of low-growth pine *Pinus sylvestris*, birch *Betula pubescens* and aspen *Populus tremula*.

A total of 54 water bodies, large enough to be potentially suitable habitats for Smew, occur in Vikna. These are all situated on the three main islands, and range in size from small ponds (<0.01 km²) to lakes with a surface area of roughly 0.9 km² (Figure 2). All 54 water bodies were investigated twice a year by four observers during the following periods: 8–14 May in 2011–2014 (except in 2013 when no surveys were performed) and 24–28 June in 2011–2014. In May the aim was to count the total number of Smew present before the females start incubating, while in June the main aim was to search for broods.

In order to increase the availability of possible nesting places 20 nest boxes, with a hole diameter of 110 mm, were erected in the breeding area in March 2012. They were erected in trees, 2–5 m above ground level, less than 20 m from the edge of the water bodies most frequently used by Smew. The bottom of the nest boxes was filled with a 15 cm layer of fine wood shavings. In the subsequent breeding seasons (2012–2014) the nest boxes were checked in late June.

Results

In May 2011–2014 the number of females varied from 13 to 16 and the number of males from 12 to 15, while in June the number of females varied between 7 and 16 (Table 1). Except for three males seen together in a lake in June 2013, no males were observed in late June. Smews were recorded in 25 of the investigated water bodies, and these were restricted to an area totalling 79 km². These water

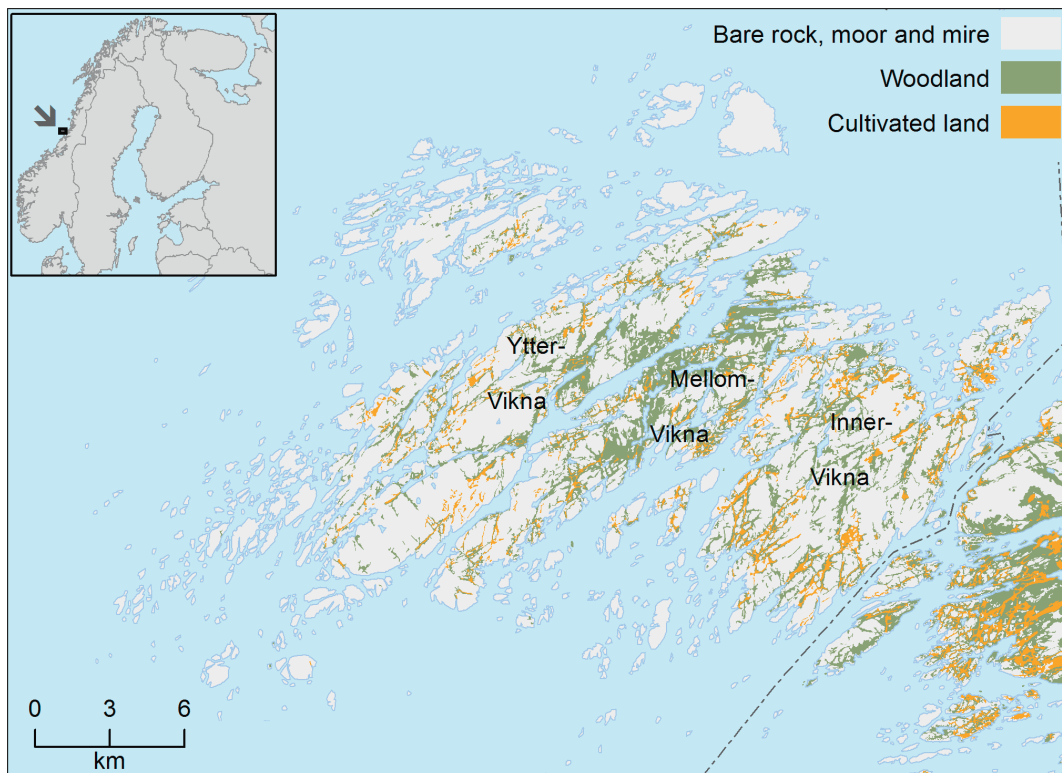


Figure 1. The study area Vikna municipality in Central Norway is an archipelago consisting of a huge number of islands and islets. Bare rock surfaces, moors and mires dominate the landscape. Inserted map shows the geographical position of Vikna. *Undersøkellesområdet Vikna kommune i Midt-Norge består av et stort antall øyer og holmer. Nakent fjell, kystlynghei og myr dominerer landskapet. Oversiktskartet viser den geografiske plasseringen til Vikna.*



Figure 2. Examples of typical Smew *Mergellus albellus* breeding habitats on the coastal islands in Vikna municipality in Central Norway.

Eksempler på typiske hekkehabitat for Salskrake Mergellus albellus på kystøyer i Vikna kommune i Midt-Norge.

bodies were situated at altitudes of 3–12 m a.s.l., and based on visual assessments of the aquatic vegetation 16 were classified as eutrophic, whereas the remaining nine were classified as oligotrophic.

A total of 19 broods were observed in June in

the summers of 2011–2014 (Table 1, Figure 3). The brood size varied from 2 to 13 ducklings, with an average of 5.6 (sd = 3.1) ducklings per brood. None of the nest boxes erected in the breeding area were used by Smew during the study period.

Table 1. Numbers of females, males and broods of Smew *Mergellus albellus* located in the breeding area in Vikna during surveys in early May and late June 2011–2014. In addition, the numbers of ducklings in each brood are denoted. No survey was performed in May 2013.

Antallet hunner, hanner og ungekull av Salskrake Mergellus albellus registret under kartlegging i Vikna i første halvdel av mai og sent i juni i 2011–2014. I tillegg er antallet unger i hvert kull angitt. Det ble ikke gjennomført kartlegginger i mai 2013.

Year	Month	Females	Males	Broods	Brood size
2011	May	16	12	0	
2012	May	13	12	0	
2013	May	–	–	–	
2014	May	16	15	0	
2011	June	7	0	6	2, 2, 4, 5, 6, 8
2012	June	7	0	3	3, 6, 12
2013	June	12	3	5	2, 6, 7, 9, 13
2014	June	16	0	5	3, 4, 4, 5, 5



Figure 3. One of the Smew *Mergellus albellus* broods recorded in Vikna during surveys in late June (Photo: Kjartan Trana).

Et av salskrake Mergellus albellus kullene som ble registret i Vikna under kartleggingene i slutten av juni (Photo: Kjartan Trana).

Discussion

In early May the Smew tend to appear in pairs and are often well exposed on the water bodies. At this time the aquatic vegetation is still sparse and the birds are relatively easy to detect. However, several of the lakes investigated have numerous islets and inlets that are difficult to access, and a few individuals are likely to remain undetected. Based on the surveys in May, we consider the present breeding population of Smew in Vikna to be a minimum of 15 pairs. In late June many of the ponds and lakes used by Smews are overgrown by aquatic plants, and females and broods can be difficult to detect. Additionally, the females are extremely shy and often hide their broods for hours when disturbed (pers. obs.). Thus, we suggest the total number of broods to be somewhat larger than the numbers detected (Table 1). The almost complete absence of males in late June indicates that they leave the breeding area previous to the brood rearing period. At this time they probably move to moulting grounds in nearby sea areas.

Published papers on the breeding biology of Smew are very scarce, and available information is principally summarized in handbooks (del Hoyo et al. 1992, Snow & Perrins 1998, Kear 2005). According to this information the Smew breed in tree cavities and are intimately linked to areas with well-grown trees. Although we have not located any nests in Vikna, we strongly suggest that this population is ground-nesting. Several factors support this judgment: (1) a general lack of well-grown trees in the breeding area; (2) Black Woodpecker, the only European woodpecker large enough to excavate nest cavities for Smew, does not breed in

Vikna (Gjershaug et al. 1994, pers. obs.); (3) none of the nest boxes erected in the breeding area were used by Smew during the three subsequent breeding seasons.

According to available literature the usual clutch size of Smew is 7–9 eggs, with an upper limit of 11 eggs (del Hoyo et al. 1992, Snow & Perrins 1998, Kear 2005). Thus, the two largest broods (12 and 13 ducklings) observed in this study might well be a result of conspecific brood amalgamation that is known to occur frequently in several species of Anatidae (Eadie et al. 1988). We judged most of the broods observed in late June to be approximately one week old. This indicates that females start to incubate in late May which is in accordance with the onset of incubation described from Finland and Russia (Snow & Perrins 1998).

During the 19th and the first half of the 20th century the number of Smews declined considerably in Eastern Europe and the breeding range showed a marked northward contraction, mainly due to habitat loss and degradation (Vinogradov 1994, Kear 2005). Models used to simulate the future impacts of global warming predict a considerable northward contraction of the breeding range of Smew, as well as many other ‘taiga species’ (Huntley et al. 2006, 2007). With this in mind it is interesting to note that the Smew has shown a considerable westward expansion in Fennoscandia during the last thirty years. Similar expansions in westerly direction have also recently been reported for two other taiga species, the Great Grey Owl *Strix nebulosa* (Solheim 2009, Berg et al. 2011) and Red-flanked Bluetail *Tarsiger cyanurus* (Mikkola & Rajasärkää 2014). Why has Smew expanded its breeding range in a westward direction? One possible explanation is that this expansion is a secondary effect of the increasing number of Smew wintering in Scandinavia. In Sweden, the number of wintering Smews has increased nearly 10-fold since the 1970s, because of a climate-driven redistribution of the European wintering population (Nilsson 2008, Pavón-Jordán et al. 2015). At present, the Norwegian breeding population of Smew is estimated to be 50–250 pairs, and due to increasing numbers also in Sweden, it has been downgraded from ‘Endangered’ to ‘Vulnerable’ in the national red list (Kålås et al. 2010).

Cavity-nesting is normal, if not obligatory, in several species of Anatidae (Kear 2003). The establishment of a breeding population of Common Goldeneye *Bucephala clangula* in Scotland was clearly promoted through provision of nest boxes (Dennis & Dowe 1984). Probably due to the lack

of suitable nest-cavities, the Common Goldeneye, which is otherwise widely distributed in Scandinavia, does not breed in Vikna (Gjershaug et al. 1994, pers. obs.). However, some degree of adaptability is known among cavity-nesting ducks. In North America, Barrow's Goldeneyes *Bucephala islandica* nest in cavities made by woodpeckers, while they on Iceland use crevices in the lava rock (Kear 2003, 2005). It is also known that the Goosander *Mergus merganser* occasionally uses cavities in the ground and consequently can inhabit treeless areas (Kear 2003). We suggest that the Smews inhabiting Vikna are imprinted on natal nest sites other than tree-cavities, since they show no apparent interest for the nest boxes provided. The current westward range expansion, and the ability to adapt to another habitat than the taiga zone, can make the Smew better able to cope with future impacts of global climatic change than predicted by present models (Huntley et al. 2007).

Acknowledgements

This study was financially supported by the County administration in Nord-Trøndelag, and we especially like to thank Svein Karlsen and Inge Hafstad for the cooperation. We are grateful to Tom R. Østerås, Torstein Myhre, Ingvild Buran and Tore Reinsborg for valuable help with the fieldwork, and to Torggrim Sund for making the map of the landscape in Vikna. Svein H. Lorentsen, Paul Shimmings and Martin Smith kindly commented on the manuscript and improved the English.

References

Berg, T., Solheim, R., Wernberg, T. & Østby, E. 2011. Lappuglene kom! *Vår Fuglefauna* 34: 108–115.

BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.

del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds) 1992. *Handbook of the Birds of the World vol 1: Ostrich - Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona.

Dennis, R.H. & Dow, H. 1984. The establishment of a population of Goldeneyes *Bucephala clangula* breeding in Scotland. *Bird Study* 31: 217–222.

Eadie, J.M., Kehoe, F.P. & Nudds, T.H. 1988. Pre-hatch and post-hatch brood amalgamation in North American Anatidae: a review of hypotheses. *Canadian Journal of Zoology* 66: 1709–1721.

Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (eds) 1994. *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.

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

Huntley, B., Collingham, Y.C., Green, R.E., Hilton, G.M., Rahbek, C. & Willis, S.G. 2006. Potential impacts of cli-

matic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148: 8–28.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. 2007. *A Climatic Atlas of European Breeding Birds*. Lynx Edicions, Barcelona.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (eds) 2010. *The 2010 Norwegian Red List for Species*. Norwegian Biodiversity Information Centre, Trondheim, Norway.

Kear, J. 2003. Cavity-nesting ducks: why woodpeckers matter. *British Birds* 96: 217–233.

Kear, J. (ed.) 2005. *Ducks, geese and swans volume 2: species accounts (Cairina to Mergus)*. Oxford University Press, Oxford.

Mikkola, H. & Rajasärkkä, A. 2014. The Red-flanked Bluetail in Europe: range expansion and population trends. *British Birds* 107: 561–566.

Nilsson, L. 2008. Changes of numbers and distribution of staging and wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18: 135–226.

Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige – antall och förekomst*. Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.

Pavón-Jordán, D., Fox, A.D., Clausen, P., Dagys, M., Deceuninck, B., Devos, K., Hearn, R.D., Holt, C.A., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Lawicki, L., Lorentsen, S.H., Luigujõe, L., Meissner, W., Musil, P., Nilsson, L., Paquet, J.-Y., Stipnice, A., Stroud, D.A., Wahl, J., Zenatello, M. & Lehtikoinen, A. 2015. Climate-driven changes in winter abundance of migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distribution* 21: 571–582.

Snow, D.W. & Perrins, C.M. 1998. *Birds of the Western Palearctic vol. 1: Non-passerines*. Oxford University Press, Oxford.

Solheim, R. 2009. Lappugla – en klimaflyktning på vei sydo-ver? *Vår Fuglefauna* 32: 164–169.

Værnesbranden, P.I. 2006. Lappfiskanda – en art i ekspansjon. *Vår Fuglefauna* 29: 72–76.

Vinogradov, V.G. 1994. Population trends of Smew *Mergus albellus* on East European plain in the 19–20 centuries. *Journal of Ornithology* 135 (suppl.): 212–213.

Sammanfattning

Salskraken hekker i nordlige deler av Fennoskandia, og videre gjennom Russland hvor den finnes helt øst til Stillehavet. Utbredelsen er sterkt knyttet til det nordlige barskogbeltet, og den blir gjerne omtalt som en taiga-art. Reiret plasseres i hulrom i trær, ofte gamle reir av spillkråke, eller i rugekassers dersom slike er tilgjengelig. Innenfor hele hekkeområdet regnes salskraken som fåtallig, og den europeiske bestanden er estimert til 5300–8400 par.

I Skandinavia etablerte salskraken seg som hekkefugl i siste halvdel av 1800-tallet. Gjennom det meste av 1900-tallet ble den regnet som en svært sjelden hekkefugl både i Sverige og Norge. Den

svenske hekkebestanden har imidlertid økt markant den siste 30 års perioden. På 1980-tallet ble bestanden anslått til ca. 100 par, mens dagens bestand er estimert til ca. 1600 par. I Norge ble salskrake første gang påvist hekkende i 1925, i Pasvik, nær grensen mot Russland. Gjennom hele 1900-tallet var den norske hekkebestanden begrenset til de østlige delene av Finnmark fylke med en estimert bestand på 10–20 par.

I 2003 ble et par salskrake registrert hekkende i Vikna i Nord-Trøndelag, og siden da har noen få par hekket årlig på øyer i denne kystkommunen. Dette var overraskende siden habitatet på disse kystøyene er svært forskjellig fra den nordlige barskogssonen hvor salskraken ellers hekker. Formålet med denne undersøkelsen var å gjennomføre en fullstendig kartlegging av hekkebestanden av salskrake i Vikna. Basert på disse undersøkelsene beskriver vi hittil ukjente sider ved salskrakens habitatvalg og hekkebiologi.

Vikna er en kystkommune i Nord-Trøndelag som består av ca. 6000 øyer, holmer og skjær. Det samlede landarealet er 312 km², hvorav de tre største øyene, Inner-Vikna, Mellom-Vikna og Ytter-Vikna, utgjør ca. 70 % av landarealet. Vikna er et typisk norsk kystlandskap, og består hovedsakelig av nakent fjell, kystlynghei og myr. På de tre største øyene finnes det i tillegg mange små områder med dyrket mark, en del småvokst blandingsskog, og mange innsjøer, tjern og dammer.

Til sammen ble 54 innsjøer, tjern og dammer kartlagt hvert år innenfor følgende tidsperioder: 8.–14. mai i 2011–2014 (med unntak av i 2013 hvor kartlegging ikke ble gjennomført), og 24.–28. juni i 2011–2014. For å øke salskrakenes tilgang til potensielle reirhull, ble det i mars 2012 satt opp 20 rugekasser ved de viktigste hekkelokalitetene. Disse kassene ble kontrollert i slutten av juni i de tre påfølgende hekkesesongene.

I mai 2011–2014 varierte antallet hunner fra 13 til 16, og antallet hanner fra 12 til 15. Tilsvarende ble det i slutten av juni 2011–2014 registrert mellom 7 og 16 hunner i hekkeområdet. Med unntak av tre hanner, som ble observert i flokk i juni 2013, ble hanner ikke registrert under kartleggingsperiodene i juni. Det ble totalt registrert 19 ungekull i hekkesesongene 2011–2014. Ungekullene varierte i størrelse fra 2 til 13 unger med et gjennomsnitt på 5,6 unger pr. kull. Ingen av de 20 rugekassene, som ble etablert i hekkeområdet vinteren 2012, ble benyttet av salskrake i de tre påfølgende hekkesesongene.

Tidlig i mai er salskrakene i Vikna relativt lett å registrere. På denne tiden er planteveksten i vannene begrenset, og fuglene ligger ofte godt eksponert på vannene. Mange av vannene har imidlertid tallrike holmer og bukter, og vi antar at noen individer ikke ble registrert under kartleggingene. Basert på resultatene fra kartleggingene i mai anslår vi dagens hekkebestand i Vikna til minimum 15 par. I juni er det kraftig plantevekst i mange av de eutrofe vannene, og på den tiden kan hunner og kull være svært vanskelig å oppdage. Derfor er den årlige produksjonen av ungekull trolig noe større enn det som ble registrert i denne undersøkelsen.

Selv om vi ikke har klart å lokalisere reir av salskraker på Vikna er det flere faktorer som sterkt indikerer at denne bestanden har tilpasset seg til å hekke i hulrom på bakken. 1. Skogen på Vikna består i all hovedsak av trær med en diameter som er for liten for en hulerugende art som salskrake. 2. Spillkråke, den eneste hackspetten som kan lage store nok reirhull til salskrake, hekker ikke på Vikna. 3. Ingen av rugekassene etablert i hekkeområdene ble benyttet av salskrake i de tre påfølgende hekkesesongene. Slike adaptasjoner til bakkeheking i skogløse habitater er tidligere beskrevet også for andre arter av andefugler som primært hekker i hule trær.

De siste åra er det utviklet modeller for å simulere effekter av klimaendringer på hekkebestander av fugl. For salskrake indikerer disse modellene en nordlig forflytting av hekkeområdene, og også en kraftig reduksjon i det samlede utbredelsesområdet. Som en kontrast til disse modellene har antallet hekkende salskraker økt markant i Skandinavia de siste tiårene, og bestanden har ekspandert vestover. Et sentralt spørsmål er hvorfor salskraker viser en slik ekspansjon. En mulig forklaring på ekspansjonen er et mildere vinterklima som har ført til en markant redistribusjon av bestandene av salskrake som overvintrer i Europa. I Sverige er antallet overvintrende salskraker omtrent tidoblet siden 1970-tallet. Ekspansjonen av hekkebestandene i Sverige og Norge kan derfor være en sekundær effekt av de økende overvintringsbestandene. Det er også interessant å notere at en ekspansjon vestover nylig er registrert for to andre typiske taiga-arter, blåstjært og lappuggla. Ekspansjonen av salskrake i Skandinavia, og evnen til å tilpasse seg andre habitater enn det nordlige barskogsbeltet, betyr at den kan være bedre i stand til å motstå framtidige effekter av global oppvarming enn det dagens klimamodeller indikerer.

Korta rapporter – *Short communications*

Successful nesting of Red-backed Shrike *Lanius collurio* near a military airport

Lyckad häckning av törnskata nära en militär flygplats

PAULINA PAWLAK & ZBIGNIEW KWIECIŃSKI

On 29 May 2014, near the 31st Air Base in Krzesiny in the city of Poznań, Poland (52°20'27.7"N, 16°56'18.0"E) we observed a foraging male Red-backed Shrike *Lanius collurio*. We first noticed the bird perching for prey, sitting on the fencing of this military airport. We started a search for nests and the first one was found on 30 May. Further search revealed the presence of more individuals: two females and two males showing territorial behaviour. This is probably the first observation of Red-backed Shrike near a military airport, where the daily level of noise, due to the presence of F-16 Fighting Falcons, often exceeds 100 dB (Figure 1). Shrikes do not often nest close to urban areas (Titeux et al. 2007). Red-backed Shrikes usually nest in open habitats of rural landscapes (mostly meadows and pastures), with shrubs of hawthorn (*Cra-*

taegus), blackthorn (*Prunus spinosa*), almond willow (*Salix triandra*), and dog-rose (*Rosa canina*) (Tryjanowski et al. 2000, Svensson et al. 2009). Vegetation of this type is found near the military airport in Poznań Krzesiny (Figure 2).

During the breeding season in 2014, a total of three pairs of the species were found within the highest noise zone, where F-16 Fighting Falcons take off and land (Dobkiewicz 2008, Akustix 2011). The first nest (N1) was found in a dog-rose shrub, ca. 21 m from an inhabited detached house and 950 m from the runway. The second pair (N2) also nested in a dog-rose shrub, near a field road, ca. 87 m from inhabited houses and ca. 1030 m from the runway. The third nest (N3) was in a



Figure 1. Fighter aircraft F-16 Fighting Falcon take off with noise levels above 100 dB.
Ljudnivån är över 100 dB när F-16 Falcon startar.



Figure 2. Male Red-backed Shrike *Lanius collurio* on a meadow near the runway of the military airport Poznań Krzesiny.
Hane av törnskata på en äng nära banan på flygplatsen.



Figure 3. Nests distribution of Red-backed Shrike at the military airfield near Poznań-Krzesin.
Törnskatēbonas placering vid flygplatsen.

hawthorn shrub, 110 m from an inhabited house and 750 m from the runway (Figure 3). The nests were located ca. 200 m apart: 215 m between N1 and N2, 202 m between N2 and N3, and 238 m between N1 and N3 (Figure 3). All the pairs bred successfully, but as early as in early August the adult and young birds left this area. This is not a typical behaviour of post-breeding dispersal in case of individuals breeding in rural landscape (Kuźniak & Tryjanowski 2003) and may suggest that the birds were affected by the noise. However, this needs further observation and objective confirmation. So far, a negative effect of noise on nesting birds has been described in relation to roads with heavy traffic (Halfwerk et al. 2011, Więcek et al. 2014). Noise caused by aircraft in a military airport does not fluctuate like that caused by road traffic. It is short-lasting and the effect on birds may therefore be different (Dobkiewicz 2008).

We suppose that the reasons why the Red-backed Shrikes nested within the airport were the presence of favourable breeding and foraging sites and the only sporadic human penetration of the vegetation behind the fence (Morelli 2013). Moreover, in some cases Red-backed Shrike selects areas close to urbanized places with good opportunities for nesting and foraging. Further research is needed in the study area, e.g. to determine if Red-backed Shrikes will return there in successive years.

References

- Akustix, L.B. 2011. *Monitoring okresowy hałasu lotniczego wokół lotniska wojskowego Poznań - Krzesiny - punkt P1*. Poznań.
- Dobkiewicz, G. 2008. *Strefa ograniczonego użytkowania*. Wielkopolski Urząd Wojewódzi w Poznaniu.

- Halfwerk, W., Holleman, L.J.M., Lessells, C.M. & Slabbe-koorn, H. 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology* 48: 210–219.
- Kuźniak, S. & Tryjanowski, P. 2003. *Gąsiorek*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników. Świebodzin.
- Morelli, F. 2013. Are the nesting probabilities of the red-backed shrike related to proximity to roads? *Nature Conservation* 5: 1–11.
- Svensson, L., Mullarney, K., Zetterstrom, D. & Grant, P. 2009. *Collins Bird Guide*. London: Harper Collins Publisher Ltd.
- Titeux, N., Dufrene M., Radoux J., Hirzel, A.H., & De-fourmy, P. 2007. Fitness-related parameters improve presence-only distribution model for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation* 138: 207–223.
- Tryjanowski, P. Kuźniak, S. & Diehl, B. 2000. Does breeding performance of Red-backed Shrike *Lanius collurio* depend on nest site selection? *Ornis Fennica* 77: 137–141.
- Więcek, J., Kucharczyk, M., Polak, M. & Kucharczyk, K. 2014. Influence of road traffic on woodland birds – an experiment with using of nestboxes. *Sylwan* 158 (8): 630–640.

Sammanfattning

Tre par törnskata häckade framgångsrikt nära barnorna vid den militära flygplatsen i Poznan i Polen. Det fanns lämplig biotop vid flygplatsen. Men starkt ljud, till exempel vid hårt trafikerade vägar, har i en del studier förmodats påverka fågellivet negativt. I detta fall häckade törnskatorna så nära som 750 meter från startbarnorna där ljudnivån översteg 100 dB när planen av typ F-16 startade. Det finns dock en skillnad mellan den aktuella störningen och trafikbuller. Flygplan stör endast korta stunder medan trafik stör under lång tid, och fåglarnas reaktioner kan vara olika i förhållande till vilken typ av störning det är.

Paulina Pawlak and Zbigniew Kwieciński, Institute of Zoology, Poznan University of Life Sciences, Wojska Polskiego 71 C, 60 – 625 Poznan, Poland. Zoological Garden Poznan, Browarna 25, 61-063 Poznań, Poland.

Corresponding author email address: z.kwiecinski@zoo.poznan.pl

Swedish Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* in the Baltic States

Svenska fjällgäss i de baltiska staterna

HAKON KAMPE-PERSSON

The Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* is a globally threatened species (www.iucnredlist.org), listed as Critically Endangered in Sweden (www.artfakta.se). The species' only breeding population in the European Union is found in Sweden, a population that numbered about 45 birds in the spring of 2014 (Niklas Liljebäck in litt.). As the Lesser White-fronted Goose is included in Annex I of the Bird Directive, Sweden is under an obligation to take actions to ensure survival and reproduction of the species in its area of distribution (www.ec.europa.eu).

Lesser White-fronted Geese breeding in Sweden in the 20th century belonged to two different populations: those in northernmost Lapland belonged to the North Fennoscandian population and the others, further south to the Scandinavian population (Kampe-Persson 2009). There were marked differences in migration routes between these populations (Rosenius 1937, Kampe-Persson 2009). After large decreases in numbers only two small breeding populations remained west of Russia, one in northern Norway and one in Sweden.

A reinforcement project was launched in Sweden in 1976 when the Scandinavian population faced the risk of becoming extinct (von Essen 1982). Captive-bred Lesser White-fronted Goose goslings were released with Barnacle Geese *Branta leucopsis* as foster parents in a traditional breeding area in Swedish Lapland, where the species reportedly had become extinct. However, extensive investigations in literature and archives showed that a rest population still existed in the release area, when the reinforcement project started (Andersson & Larsson 2006). By the help of the foster parents a migration route to wintering quarters in The Netherlands was established (von Essen 1999).

Due to doubts about the genetic purity of the captive stock no birds were released during the years 2000–2009. Meanwhile, a new captive stock was built up, based on wild-caught birds from Russia (Blomqvist 2014). When releases resumed in 2010, the method used was to release young birds in the neighbourhood of experienced Lesser White-fronted Geese. The reason to choose this method was to avoid hybridization between released birds

and Barnacle Geese. The idea was that the released birds should join experienced Lesser White-front Geese and follow them to wintering quarters in The Netherlands. If that did not work the released birds would probably end up wintering together with White-fronted Geese *Anser albifrons* somewhere in north-western Europe. In such case, there would be a high probability that several of the males would join the White-fronted Geese when they in spring left for their breeding grounds in Russia.

Before forming pair bonds for the first time many male geese make exploration trips, often taking them to alternative sites for staging, breeding, moulting and/or wintering. Some of these trips result in natal dispersal (see e.g. Nilsson & Persson 2001). Other surviving males usually return to their point of origin. For a Lesser White-fronted Goose wintering in one of the established wintering quarters in The Netherlands, the logical alternative to choose when making an exploration trip would be to follow White-fronted Geese when they leave for their Russian breeding grounds. During their pre-nuptial migration most White-fronted Geese make stop-over in the Baltic States. From there the male can continue to follow the Greater White-fronted Geese, join Lesser White-fronted Geese from the North Fennoscandian population or return to Sweden. The first-mentioned alternative exposes the bird to a higher mortality risk due to hunting.

To be able to adopt the best method for releasing captive-bred Lesser White-fronted Geese in Sweden, it is of importance to get information about individuals following White-fronted Geese during their pre-nuptial migration. As all Lesser White-fronted Geese released in Sweden are marked with coloured leg-bands, re-sightings could be obtained from the Baltic States, providing the birds make stop-over in those countries. However, are goose flocks staging in the Baltic States checked in such a way that Lesser White-fronted Geese fitted with coloured leg-bands are found and identified?

Monitoring

The Nemunas River delta in south-western Lithuania is an important staging area in spring, with up

to 200,000–250,000 geese at the same time, the vast majority of them White-fronted Geese (Julius Morkūnas in litt.). That Lesser White-fronted Geese from the North Fennoscandian population were staging in this area was discovered on 18 April 2007, when a male fitted with a satellite transmitter landed there (Kaartinen et al. 2009). For that reason, volunteers have checked staging goose flocks in accessible parts of the Nemunas River delta for the occurrence of Lesser White-fronted Geese since 2011 (Julius Morkūnas in litt.).

In the springs 2011–2014, two, three, three and eight sightings, respectively, of Lesser White-fronted Geese were reported from the Nemunas River delta (www.birdlife.lt). Most of these observations were of single birds but a flock of 15 was seen on 24 April 2012. In 2014, four males from the Swedish project were seen. All four had been released as first calendar-year birds, one in the breeding area at Svaipa in 2012, the other three at the moulting site in Hudiksvall in 2013.

During studies of staging geese in Latvia, the author has checked as many flocks as possible since 2008, especially in the spring of 2013 when a total of 33 staging areas were visited. Based on this field-work the number of staging Lesser White-fronted Geese in Latvia in the springs 2008–2014 was estimated to range 1–5 individuals (Kampe-Persson 2014). In the springs 2011–2014, the species was observed three times; one adult 18 April 2013 at Lake Zebrus and one adult 24 and 26 April 2014 at Svētes lower reaches.

In Estonia, Lesser White-fronted Geese from the North Fennoscandian population have been monitored every spring since 1999 (Toming 2014). Of 48 observations in the springs 2011–2014, none of them before 19 April, one was of a single bird, seven of two birds and the others of 3–29 birds (www.estbirding.ee, www.piskulka.net). No marked bird of Swedish origin has been re-sighted during monitoring work in Estonia (Toming 2014, Seppo Ekelund pers. comm.). Four re-sightings of Swedish-marked birds were obtained during monitoring of Barnacle Geese in western Estonia however (Leito 1994, Tolvanen et al. 2004). Other individuals passed the Baltic States unnoticed but were later on shot in Russia (Jan-Eric Hägerroth pers. comm.).

Conclusions

The Lesser White-fronted Goose is hard to spot and count, also by experienced observers today, when occurring in flocks of the White-fronted Goose (for references, see Kampe-Persson 2008). To monitor

staging North Fennoscandian Lesser White-fronted Geese in Estonia is feasible (Toming 2014) but to find all Lesser White-fronted Geese staging in the Baltic States is unrealistic. Occurrence pattern in Estonia of North Fennoscandian birds can be used as a guideline to determine the origin of unmarked individuals and birds where the legs were not seen. Single Lesser White-fronted Geese found in Lithuania and Latvia, especially when seen before 19 April, most likely originate from the Scandinavian population. Thus, the minimum number of Scandinavian birds observed in the Baltic States in the years 2011–2014 was one, two, four and eight individuals, respectively. These numbers might give a somewhat skewed picture of the true occurrence in the Baltic States, however, due to the fact that only a few of the more than 100 staging areas for White-fronted Goose in the Baltic States were checked for the occurrence of Lesser White-fronted Geese.

In the Nemunas River delta, the White-fronted Geese start to arrive in mid March, numbers peak in the first half of April and the last birds leave during the second week of May (Julius Morkūnas in litt.). With the exception of a later departure among the last birds the pattern is the same in Latvia as in Lithuania (Kampe-Persson 2014). So, it is plausible to assume that the White-fronted Geese staging in these two countries mostly are made up of different groups. It is much harder to look for Lesser White-fronted Geese in Latvia than in Lithuania however, as the White-fronted Geese are staging all over the country. Despite observational difficulties it would be desirable if at least the main flocks of White-fronted Geese in Latvia could be checked for the occurrence of Lesser White-fronted Geese. If such monitoring could be realized in Latvia, at the same time as the monitoring in Lithuania was maintained on at least the same level as earlier, the basic prerequisites of obtaining re-sightings of Swedish-marked Lesser White-fronted Geese staging in the Baltic States would be fulfilled.

References

- Andersson, Å. & Holmqvist, N. 2010. The Swedish population of Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* – supplemented or re-introduced? *Ornis Svecica* 20: 202–206.
- Andersson, Å. & Larsson, T. 2006. Reintroduction of Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in Swedish Lapland. Pp. 635–636 in *Waterbirds around the world* (Boere, G., Galbraith, C. & Stroud, D., eds.). The Stationary Office, Edinburgh.
- Blomqvist, L. 2014. Lesser white-fronted geese. *Nordens Ark Annual Report* 2013: 16–17. Nordens Ark Foundation, Hunnebostrand.

- Essen, L. von 1982. Ett försök att återinplantera fjällgässen i den skandinaviska fjällkedjan. Pp. 109–110 in *De svenska gässen* (Svensson, S., ed.). Vår Fågelvärld, Supplement No. 9. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Essen, L. von. 1999. The Swedish reintroduction project of Lesser White-fronted Geese. Pp. 53–55 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-1999, Helsinki & Klæbu.
- Kaartinen, R., Castreón, K. & Tolvanen, P. 2009. Spring stage site of Fennoscandian Lesser White-fronted Geese revealed in the Nemunas delta, Lithuania. Pp. 16–17 in *Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009* (Tolvanen, P., Øien, I.J. & Ruokolainen, K., eds.). WWF Finland Report 27 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2009, Helsinki & Trondheim.
- Kampe-Persson, H. 2008. Historical occurrence of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in the Atlantic flyway. *Ornis Svecica* 18: 69–81.
- Kampe-Persson, H. 2009. Vart flyttade de svenska fjällgässen? *Fåglar i Västerbotten* 34: 29–43.
- Kampe-Persson, H. 2014. Where, when and how many geese stage in Latvia? *Goose Bulletin* 19: 11–13.
- Leito, A. 1994. P. 46 in *Birds of Estonia*. (Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H., eds.). Estonian Academy Publishers, Tallinn.
- Nilsson, L. & Persson, H. 2001. Natal and breeding dispersal in the Baltic Greylag Goose *Anser anser*. *Wildfowl* 52: 21–30.
- Rosenius, P. 1937. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Vol. 4. Gleerups, Lund.
- Tolvanen, P., Toming, M. & Pynnönen, J. 2004. Monitoring of Lesser White-fronted Geese in western Estonia in 2001–2003. Pp. 9–13 in *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003* (Aarvak, T. & Timonen, S., eds.). WWF Finland Report 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No 1-2004, Helsinki & Trondheim.
- Toming, M. 2014. Monitoring of Lesser White-fronted Geese in Estonia – Finnish-Estonian united efforts. P. 15 in *WWF:n kiljuhanhityöryhmä 30 vuotta*. 20 pp. WWF, Helsinki.

häckningsområden i Ryssland. För att förbättra utsläppsmetoderna är det av stort intresse att veta vilka hanar som följer med bläsgäss. Ifall rastande bläsgäsflockar noggrant kontrollerades med avseende på ingående fjällgäss skulle sådana uppgifter kunna erhållas från Baltikum.

I Nemunasdeltat i Litauen, där antalet samtidigt rastande gäss, framförallt bläsgäss, om våren uppgår till 200.000–250.000, har frivilliga genomspanat flockarna efter fjällgäss årligen sedan 2011. 2014 hittades fyra märkta fjällgäshanar utsläppta som 1K-fåglar i Sverige, en i häckningsområdet 2012 och tre på ruggningslokalen i Hudiksvall 2013. Baserat på eget fältarbete har antalet rastande fjällgäss i Lettland under vårarna 2008–2014 uppskattats till 1–5 individer. I Estland har rastande norska fjällgäss studerats sedan 1999 utan att någon svenskmärkt fågel setts. Av totalt 48 observationer vårarna 2011–2014, ingen före den 19 april, var det endast en som gällde en ensam fågel.

Om fjällgäss sedda ensamma i Litauen och Lettland inte var norska, utgjorde antalet observerade fjällgäss av troligt svenskt ursprung 1, 2, 4 respektive 8 under vårarna 2011–2014. Detta är dock minimiantal, ty det var endast bläsgäsflockar på ett fåtal av de mer än 100 rastområden som finns i dessa båda länder som genomspanades. Då bläsgässen som rastar i Litauen och Lettland till största delen utgörs av olika fåglar, skulle det vara önskvärt om även bläsgäsflockarna på de viktigaste rastlokaler i Lettland årligen kunde genomspanas efter fjällgäss. Om sådana fältkontroller kunde genomföras i Lettland, samtidigt som fältarbetet bibehölls på åtminstone samma nivå som tidigare i Litauen, skulle förutsättningarna för att erhålla observationer av rastande svenskmärkta fjällgäss i Baltikum vara uppfyllda.

Hakon Kampe-Persson
Pulmaņi, Glūdas pagasts, Jelgavas novads, LV-3040, Latvia
kampepersson@hotmail.com

Sammanfattning

När man efter ett uppehåll på tio år återigen började sätta ut fjällgäss i Sverige år 2010 gjordes detta utan fosterföräldrar. Denna metod valdes för att undvika att hanar skulle bilda par med vitkindad gås. Förhoppningen var att de utsläppta gässen skulle slå följe med äldre erfarna fjällgäss och följa dem till övervintrings kvarteren i Nederländerna. Om detta misslyckades fanns risk att de utsläppta gässen skulle tillbringa vintern någon annanstans samt att en del hanar skulle följa med bläsgäss, då dessa lämnade vinterkvartern för att flytta till sina

Spring staging of Eiders *Somateria mollissima* in some Swedish east coast archipelagos and at Gotland 2009 and 2010

Vårrastande ejdrar Somateria mollissima i några svenska ostkustskärgårdarna samt vid Gotland 2009 och 2010

LEIF NILSSON

The Eider *Somateria mollissima* is a common breeding species in the Baltic. In 2008, Ottosson et al. (2012) estimated that the breeding population of Eiders in the archipelagos of the four Swedish counties of Kalmar, Östergötland, Södermanland and Stockholm was in the order of 103 000 pairs, whereas the breeding population around Gotland was about 6000 pairs. The distribution of breeding Eiders in several regions is well known from extensive surveys (cf. Gezelius 2012, Sveriges Ornitologiska Förening 2009). On the other hand, the distribution of staging Eiders in early spring has not been studied on a regional level before.

During 2009–2011, extensive offshore surveys were undertaken in the Baltic (Nilsson 2012, Skov et al. 2011). The main target species was the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis*. For various reasons some areas (the east coast archipelagos from Gävle–Kråkelund in 2009 and eastern Gotland in 2010) were surveyed during the time for the spring migration of the Eider (which is still winter for the Long-tailed Ducks, leaving the Baltic in May). In this short contribution I present the results from these surveys for the Eider to give first snapshots of the distribution of the species along the Baltic coast of Sweden during the migration period.

Material and methods

During three days in early spring 2009 (25 March 2 and 3 April) the main parts of the archipelagos and offshore waters of the Swedish mainland coast from Gävle in the north to Kråkelund in Kalmar county in the south were covered by aerial surveys along fixed transects with a distance of 4 km between survey lines (Figure 1). There were no counts in a part of the Uppland coast (Väddö) due to military training not allowing aerial survey. Moreover the surveys of the vast Stockholm archipelago were concentrated to the central and outer parts due to the distribution of the main target species. The east coast of Gotland was surveyed on 14 April 2010, also with 4 km between the transects.

For the surveys a twin-engined CESSNA-337 Skymaster was used flying at an altitude of about

70 m and at a speed of about 100 knots. Two observers were employed recording all birds within a sector of 200 m on each side of the aircraft. The survey belt is thus 320 m wide due to a blind angel just below the aircraft. Navigation was between fixed waypoints using the GPS of the aircraft, a separate GPS being used to track the actual flight. For further information on methods see Nilsson (2012).

Results and discussion

During the surveys in the mainland archipelagos in spring 2009, a total of 12 567 Eiders were counted in the main belt of the surveyed transects (Table 1). Taking the coverage into consideration this translates to an estimated total for all areas surveyed of 158 000 Eiders (Correction factor 12.5; see Nilsson 2012). Of these birds, 90 000 were estimated for the Stockholm archipelago but the actual number was certainly higher as the innermost parts of the archipelago were not covered by the surveys (Figure 1). In the other counties the coverage was nearly complete.

The Eider was distributed all along the coast from Kråkelund in the archipelago of Kalmar

Table 1. Number of Eiders *Somateria mollissima* counted along the survey lines in the archipelagos of the different counties together with estimated totals for the surveyed areas.

Antal inräknade ejdrar längs inventeringslinjerna i skärgårdarna i de olika länen tillsammans med uppskattat antal för de inventerade områdena.

County <i>Län</i>	Counted <i>Räknat</i>	Estimated <i>Skattat</i>
N Kalmar	932	12000
Östergötland	1978	25000
Södermanland	1839	23000
Stockholm	7189	90000
Uppsala	629	8000
Total <i>Summa</i>	12567	158000

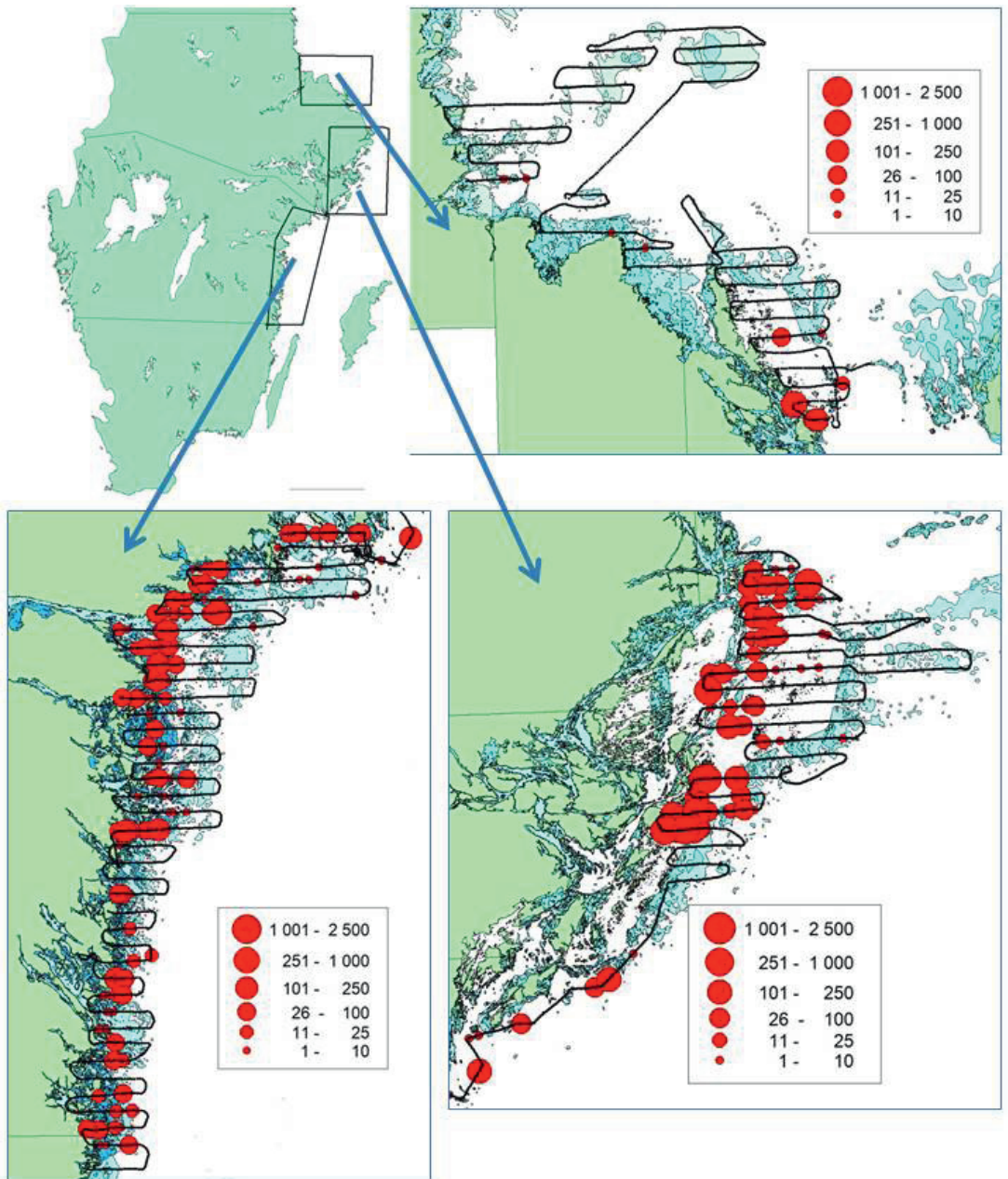


Figure 1. The distribution of staging Eiders *Somateria mollissima* in three east coast archipelagos in the spring of 2009. The dotted black lines show the actual flight paths during the surveys.
 Utbredning av rastande ejdrar i tre ostkustskärgårdar våren 2009. De prickade linjerna anger flygrutterna.

County (southern limit of the study area) to the coasts of Uppsala County. On the other hand almost no Eiders were found in the northernmost area surveyed, the Gävle Bight. In the Stockholm archipelago the Eiders were found in the central part of the archipelago, very few in the outer parts. In the other archipelagos that are not so wide, the Eiders were concentrated to the parts quite close to but outside the larger islands.

The distribution of staging Eiders in the Stockholm archipelago during the present spring survey was different from the distribution of breeding Eiders according to a survey of the same areas in 2000–2005 (Sveriges ornitologiska Förening 2009). The largest concentrations of breeding Eiders were found in the outer parts of the archipelago, whereas we found few staging birds in this part. The larger staging flocks were recorded close to the larger islands in the central part of the archipelago. The reasons for this pattern are not known. It is however important to bear in mind that just one survey is only a snapshot of the distri-

bution of the Eider that can be affected by several factors.

East of Gotland a total of 4705 Eiders were counted in the main belt during the survey in mid-April 2010. This compares to an estimated total of about 60 000 Eiders. In addition to these Eiders a number of Eiders use the western coast of Gotland bringing the total for the island even higher. This estimate should be compared with an estimate of 6000 breeding pairs on Gotland (Ottosson et al. 2012). It is apparent that a large proportion of the Eiders at Gotland were on migration further north, most probably to the important breeding areas in the Finnish archipelago.

It is well-known that there is a massive migration of Eiders in spring along the Swedish Baltic coast with large numbers passing along the mainland coast through the Kalmarsund. Radar studies (Alerstam et al. 1974) shows that there is a massive migration also east of Öland, probably aiming more directly to areas on the east coast of the Baltic. The staging of large numbers of Eiders on the coast of Gotland is fully in line with this picture.

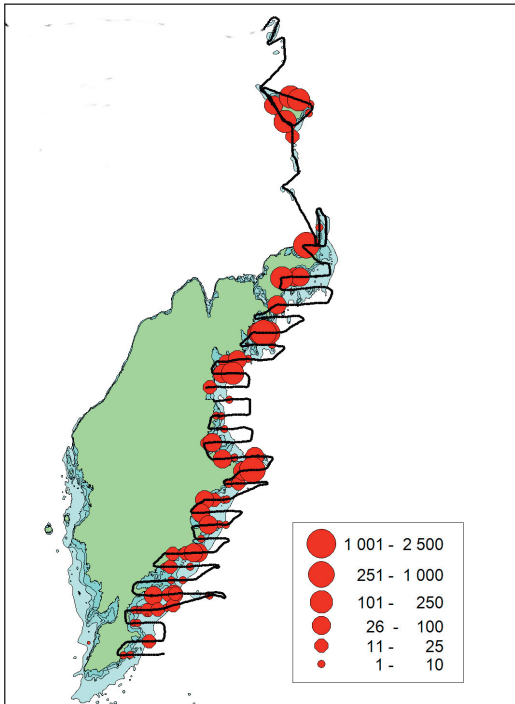


Figure 2. The distribution of staging Eiders *Somateria mollissima* along the east coast of Gotland on 14 April 2010. The dotted black lines show the actual flight paths during the surveys.

Utbredning av rastande ejdrar längs Gotlands ostkust 14 april 2010. De prickade linjerna anger flygrutterna.

Acknowledgements

The censuses were supported by grants from the Swedish Environmental Protection Agency.

References

Alerstam, T., Bauer, C.-A. & Roos, G. 1974. Spring migration of Eiders *Somateria mollissima* in southern Scandinavia. *Ibis* 116: 194–210.

Gezelius, L. 2012. *Kustfåglar i Östergötland – inventeringar 2007 och 2010*. Länsstyrelsen i Östergötland Rapport 2012:7.

Nilsson, L. 2012. Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters. *Ornis Svecica* 22: 39–60.

Ottosson, U. Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, E., Haas, F., Holmqvist, N., Lundström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fågellarna i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.

Skov, H., Heinänen, S., Zydalis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dags, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kue, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipniece, A. & Wahl, J. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Tema Nord 2011:550.

Sveriges Ornitologiska Förening. 2009. *Kustfågelbeståndets utveckling i Stockholms läns skärgård*.

Sammanfattning

Under 2009–2011 genomfördes omfattande flyginventeringar av sjöfågel i de svenska farvattnen för att kartlägga förekomsten av övervintrande sjöfåglar, med stark tonvikt på att kartlägga förekomsten av alfågel. Inventeringarna genomfördes på uppdrag av Naturvårdsverket och hade också som syfte att utarbeta metoder för utsjönventeringar av sjöfåglar. Inom ramen för undersökningarna genomfördes några inventeringar under ejderns flyttperiod: ostkustskärgårdarna (Figur 1) 25 mars – 3 april 2009 samt öster om Gotland (Figur 2) 14 april 2010. Eftersom regionala inventeringar av rastande ejdrar i de yttre havsområdena saknas ges här en kort presentation av resultaten från inventeringarna. Eftersom områdena bara inventerats vid ett tillfälle måste man beakta att de endast ger en ögonblicksbild av ejderförekomsten under våren i de aktuella områdena.

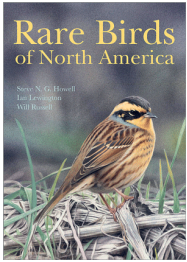
Ejdrarnas utbredning längs kusterna presenteras i kartor (Figur 1 och 2). När det gäller skärgårdarna visar ejdrarna en koncentration till zonen utanför

de större öarna (observera att de inre delarna av Stockholms skärgård inte inventerats). Däremot saknas i stort sett ejdrar i den yttre delen av Stockholms skärgård, där man har en betydande koncentration av häckande ejdrar. Vid Gotland förekom ejdrar i flockar längs hela ostkusten samt vid Gotiska Sandön.

I skärgårdsområdena räknades 12 500 ejdrar, vilket motsvarar 158 000 när man kompenserar för inventeringarnas täckningsgrad (Tabell 1). 90 000 av de beräknade ejdrarna återfanns i Stockholms skärgård, där ytterligare ett betydande antal torde ha funnits i de icke-inventerade delarna. Utanför Gotland räknades 4705 ejdrar, vilket motsvarar ett skattat antal på ca 60 000, vilket är vida mer än den häckande populationen på ca 6000 par. Ett betydande antal ejdrar på flyttning mot Finland torde rastat vid Gotland.

Leif Nilsson, Department of Biology, Lund university, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden, E-mail: leif.nilsson@biol.lu.se

Nya böcker – *New books*



Steve N. G. Howell, Ian Lewington & Will Russell, 2014. **Rare Birds of North America**. Princeton university press, Princeton and Oxford. 428 sidor.

I en tidsera där vi vant oss vid att bli översköjda av fågelböcker från jordens alla hörn krävs något extra för att göra bestående intryck och för att bli både uppmärksammas och använd. För min egen del är Ian Lewingtons bländande konstnärskap centralt i den här produktionen, och utan denna hade nedanstående recension sannolikt sett radikalt annorlunda ut.

Det ska redan inledningsvis understrykas att boken inte behandlar sällsynta amerikanska häckfåglar – här är det istället de felflugna rariteterna som ges uppmärksamheten. Vid första genombläddring ger boken ett lite märkligt och hybridartat intryck – det handlar inte om en klassiskt uppbyggd bestämningsguide, och planscherna ligger art för art utslängda lite slumpvis över uppslagen, mellan de ganska långa arttexterna. Släktskapet med den äldre europeiska motsvarigheten *A field guide to the rare birds of Britain and Europe* (av Lewington, Alström & Colston) känns mycket avlägsen, trots att både titlar och konstnär utgör uppenbart enande länkar böckerna emellan. *Rare Birds of North America* är i både format och innehåll avsedd för inomhushläsning vid fåtölj och skrivbord.

Bokens inledande kapitel presenterar bl.a. det geografiska täckningsområdet, urval av behandlade arter (färre än fem årliga fynd i Nordamerika), teorier kring fågelflyttning och felnavigering samt en kort genomgång av topografi, ruggning och åldersbestämning. Därefter inleds den artvisa genomgången som upptar större delen av boken (drygt 350 sidor). Artredovisningen följer inte den gängse systematiska ordningsföljden utan istället en hem-

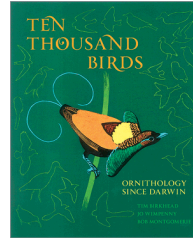
masnickrad indelning av ”Larger Land Birds” eller ”Aerial Landbirds” följt av ”Old World” och ”New World”. Det hela blir precis lika svåröverskådligt som det låter, och jag har ännu inte förstått vinsten med ordningsföljden. För varje art ges sedan en genomgång under huvudrubrikerna Summary (där det Nordamerikanska uppträdandet presenteras kort), Taxonomy (kortfattad redovisning som följer HBW), Distribution and Status (utbredningsområdet samt detaljer för de Nordamerikanska fynden), Comments (en fritt och ganska trevligt och humoristiskt författad text kring uppträdandet, eller vad sägs om upplysningar som att två av tre amerikanska fynd av dvärgbeckasin [utanför Alaska] har skjutits av en Mr. Stender i Colusa, Kalifornien?) samt Field Identification (art-, ras-, ålders- och könsbestämning). Även om innehållet under den sistnämnda rubriken efter några slumpvalda genomläsningar upplevs korrekt och väl underbyggt så saknar jag de grundliga genomgångarna som Per Alström gav i den europeiska ”Rare Birds”. Läten ges mycket litet utrymme, och främst handlar det då om korta noteringar av locklåten. Användbarheten av dessa kan i flera fall diskuteras, och t.ex. uppges blåstjärten använda ett nervöst ”guk” eller ”gak”. Även läst med amerikanskt uttal tycker jag att beskrivningen ligger lite väl långt ifrån det vokallösa och kort raspande ”krx” som arten låter höra och som jag gissar egentligen avses.

Ovanstående omdömen kan låta övervägande negativa, men det finns gott om förtjänster som väger upp. Arturvalet är ett sådant. En av få gemensamma nämnare i den amerikanska och europeiska fågelfaunan är att vi hämtar många av de felflugna arterna från Asien. Således innehåller boken åtskilliga artpresentationer som är högintressanta också ur europeiskt perspektiv. För att nämna några: gulkindad kricka, öken- och mongolpipare, sibirisk beckasin, sibirisk hussvala (ssp. *lagopodium*) åtskilliga arter flugsnappare, sångare, småtrastar

och fåltsparvar. Dessutom inkluderas ofta jämförelser (borde i ord och bild) med amerikanska förväxlingsrisker (t.ex. Wilsonbeckasin, fläckdrill-snäppa, många av de små Calidris-vadarna) som ytterligare höjer användbarheten i ett europeiskt perspektiv. Som jag inledningsvis antydde är det dock Ian Lewingtons planscher som står för det mesta av bokens behållning! Dessa är helt enkelt enastående välgjorda och jämna! Ian hör tveklöst till den lilla och exklusiva skara bland världens fågelmålare som kan kombinera färg och form med exakthet och detaljrikedom, och resultatet blir genomgående nära nog överkligt bra. Det är svårt att plocka ut enskilda höjdpunkter, men kanske kan särskilda omnämningen göras för planschen med småsnäppan (och jämförelsearterna sand-, tundra-, dvärg- och rödhalsad snäppa), gråsnäpporna, bruna kärrhöken, ochotsksångare samt dvärg- och vide-sparv. Helt enkelt det bästa jag sett! Slår man ihop boken och vilar ögonen på framsidan visas en annan av hans egenheter – målning med korta skärpedjup i bilden vilket skapar en illusion av ett fotografi taget med lång brännvidd. Kisa på den vackra och detaljrika sibiriska järnsparven. Kunde det inte lika gärna vara ett foto!? Man kan inte annat än att ge Ian högsta betyg för sin insats här. Finns det då inget att anmärka på vad gäller planscherna? Jo, några små invändningar (men de ligger snarare på det redaktionella planet, och inte det konstnärliga): På planscherna som innehåller många enskilda bilder, t.ex. albatrosser och blå kärrhök (nominat samt *hudsonius*) så är rubriceringen på småbilderna inte alltid självklar och man kan få fundera några gånger vilken art som egentligen visas. Jag ställer mig också skeptisk till att den adulta hösthanen av vitgumpad buskskvätta som avbildats är korrekt åldersbestämd. Målningen är fin och välgjord men visar en ganska typisk ung hane med den svarta tygeln/strupen endast framskymtande under ljusa fräscha höstbräm. Noggrannare genomläsning kanske avslöjar fler liknande anmärkningar? Nåväl, den angivna åldern kan lika gärna vara en redaktionell miss, och det är en ren petitesse i sammanhanget.

Med Ian Lewingtons planscher mellan pärnarna blir denna bok ett välkommet och användbart inslag i bokhyllan hos de europeiska ornitologer som intresserar sig för fåltbestämning, felflugna gäster och väl utfört fågelmåleri.

MAGNUS HELLSTRÖM



Tim Birkhead, Jo Wimpenny & Bob Montgomery, 2014. **Ten Thousand Birds. Ornithology since Darwin.** Princeton University Press, Princeton and Oxford, 524 sidor, rikt illustrerad med både foto och målningar. ISBN: 978-0691151977. Inbunden. Pris, ca 280 kronor i näthandeln.

Ten Thousand Birds (TTB) är organiserad som en historisk översikt som täcker 12 huvudområden inom ornitologi, inklusive evolution, taxonomi, flyttning, beteende, ekologi och skydd/bevarande. Författarna utgår från fokus på de mest kända forskarna och det sociala och vetenskapliga sammanhang som ledde till deras upptäckter. Det visar hur kontroverser och tidssammanhang har format varje ornitologisk vetenskapsgren under inflytandet av dominant personligheter.

Tillbaka till rötterna: fågelentusiaster har tillgång till så mycket fantastisk information att det är lätt att ta för givet allt blod, all svett och alla tårar som ligger bakom denna information. TTB rekapitulerar noggrant ornitologins utveckling sedan mitten av 1800-talet då ämnet i stort sett var en musei-baserad disciplin. Boken består av 11 kapitel + efterord + 2 appendix. Varje kapitel fokuserar på ett centralt område inom ornitologin och vi får en unik inblick i forskarnas liv, dvs. dom som byggde upp den kunskap vi har idag. Jag uppskattar mycket att varje successiv byggsten av kunskap leder vidare till större förståelse för den bakomliggande biologin. Till och med studiernas design och omringvarande omständigheter beskrivs ingående – ett sådant perspektiv på vetenskap är så vitt jag vet ganska sällsynt.

Boken handlar mycket om ornitologerna själva, inte bara "höjdare" som David Lack, Ernst Mayr, Erwin Stresemann, Julian Huxley, Niko Tinbergen och Robert MacArthur (för att bara nämna några) utan även de mindre kända fågelforskare, geologer och statistiker får sina erkännanden. Även små anekdoter hittar dagens ljus här, t ex berättas historier om löjtnant Richard Meinertzhagen som inte bara var en patologisk lögnare och tjuv (han lär ha stulit museiföremål för sina studier!), utan också en trolig hustrumördare. Varje kapitel avslutas med ett så kallat "Coda" där författarna ställer sig lite på avstånd och reflekterar över det huvudsakliga budskapet – *förnämligt! Ett annat utmärkt och intressant drag är att efter varje kapitel kommer*

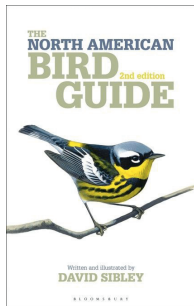
en eller två korta personliga redovisningar av vad dagens forskare tycker och tänker – t ex efter kapitel 1 (gårdagens fåglar) uttalar sig två kända forskare: Colin Pennycuik och Richard Prum (autobiografier). Detta leder till en fördjupning av den klassiska historieboksvinkeln. Bokens avslutande appendix innehåller: 1. en lista på 500 ornitologer och 2. en lista gällande viktiga och citerade arbeten.

Jag gillade verkligen de fördjupade och utbildande redogörelserna av tidigare forskning. Vem känner till den stora mängd hypoteser och tester inom flyttfågelforskningen som såg ljuset under 1900-talet? Vem visste att vita storkar, genomborrade av pilar i Afrika, indikerade för första gången var de har sitt övervintringsområde?

Om du är en person/fågelskådare som gillar att känna till den vetenskapliga bakgrunden till vad vi idag vet om fåglarnas liv och leverne kommer du att älska den här boken. Boken borde ingå som kurslitteratur för biologi-/ornitologistudenter, men bör även vara av stort intresse för varje fågelskådare (åtminstone för dom som vill veta mer om tingens ordning). Boken borde även vara matnyttig för redaktörer, författare, lärare och förstås forskare.

Som ni förstår gillar jag den här boken mycket, den försvarar sin plats i vilken bokhylla som helst!

ROLAND SANDBERG



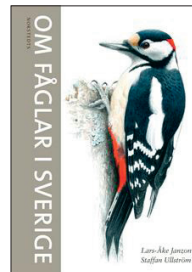
David Sibley, 2014: **The North American Bird Guide**. Andra upplagan. Bloomsbury. ISBN978-1-4729-0927-5.

Detta är en revision av första upplagan från år 2000, som snabbt blev en av de mest använda fågelguiderna i Nordamerika. Den nya upplagan är reviderad i flera avseenden.

Ungefär tjugo procent av illustrationerna är modifierade, stora delar av texten har uppdaterats och utbredningskartorna har ändrats när det funnits behov. Eftersom boken är så väl beprövad under mer än ett decennium finns inte mycket nytt att säga om kvalitén; den är fortsatt ypperlig. Om det är den bästa boken för Nordamerika låter jag vara osagt, men den uppfyller alla rimliga behov, utom att passa i en jackficka. Eftersom jag inte är någon hårdskådare har jag trivts alldeles utmärkt Chandler Robbins gamla upplagor

av "Golden Guide", fram till och med upplagan 1966 synnerligen behändiga och fyllde mina behov som turistskådare. Men även denna bok är numera otymplig. Och det är väl bara att acceptera att det är svårt att få en behändig bok om man vill ha med fåglarna i en hel kontinent. I dag har väl dock de elektroniska versionerna löst problemet med vikt och volym. Den nya upplagan av *The North American Bird Guide* bygger liksom den tidigare i första hand på illustrationerna, som är synnerligen övertygande. Kartorna är helt tillfredsställande med tanke på skalan, men fungerar givetvis inte när man vill hitta fåglar på stat- eller lokalnivå. Men man kan i alla fall utläsa om en art bör finnas eller saknas där man befinner sig. Någon som föredrar "flashiga" fåglar kan tycka att bilderna är matta. Men i mina ögon är de högst njutbara med väl avvägda nyanser och därför bra för fältbestämning. I de flesta fall behandlas en art på en spalt, vilket fungerar bra eftersom boken är ganska stor för att vara en fältguide. Finns det behov, exempelvis många dräkter eller flygbilder, får arten en hel sida. När det är flera liknande arter som behöver jämföras finns särskilda sidor eller uppslag för dessa. Lätena är kort beskrivna. Boken är en bestämningsguide och inget annat; uppgifter om fåglarnas ekologi eller beteende får man söka på annat håll.

SÖREN SVENSSON



Lars-Åke Janzon och Staffan Ullström, 2015: **Om fåglar i Sverige**. Norstedts.

Denna bok avhandlar våra hundra vanligaste fåglar. Med vanligaste menar man dock inte talrikaste eller mest spridda, utan man syftar på de arter som en vanlig medborgare har störst sannolikhet att

träffa på. Fast det är inte sant eftersom flera arter som är högst udda ur denna synvinkel också tagits med, arter som ingen i den nämnda kategorin har minsta chans att få se utan synnerlig ansträngning. När boken kom för recension från Norstedts tänkte jag genast på en annan bok med hundra arter, nämligen Folke Rösiös *Svenska Fåglar*, som står i min bokhylla i två exemplar. Det första exemplaret är av andra upplagan från 1946, som omfattar 75 arter illustrerade och beskrivna i form av små kåserier från fältupplevelser med invända fakta. Det andra exemplaret är av den femte upp-

lagan, stipendium ”för goda framsteg och flit” vid Hallsbergs samrealskolas årsavslutning 1951. I den senare upplagan hade antalet arter med utförlig beskrivning och färgbild ökat till ett hundra. Dessutom hade man tillfogat korta beskrivningar utan bilder av alla de 245 arter som ansågs förekomma årligen i landet.

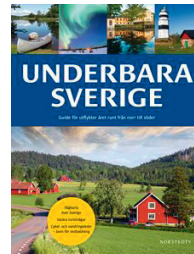
Det var upplagt att kolla om det hänt något inom svensk fågelboksutgivning från Rösiös femte upplaga 1950 till dags dato. Bilderna i den nya boken skiljer sig inte i princip från de som finns i Rösiö, en bild av varje art, hane i praktdräkt. Som hjälp vid artbestämning är de därför likvärda och tämligen oanvändbara. Däremot är bilderna i den nya boken av en långt högre teknisk och konstnärlig kvalitet; något annat var heller inte att vänta av en av de allra främsta fågelporträttörerna. Bilderna är i sig mycket njutbara, vilket de knappast är i Rösiös bok (i varje fall inte i dag). Och detta speglar självfallet den enorma utvecklingen av fågelillustrationer över huvud taget och i hela världen sedan 1950-talet. Arturvalet i de två böckerna är rätt olika. Sextiosex av de hundra arterna är gemensamma. Följaktligen är det 34 arter som finns i den ena men inte i den andra boken. Jag funderade litet, men hittade inget tydligt mönster som förklarar skillnaden. Det är väl helt enkelt resultat av två subjektiva urval.

När Folke Rösiös böcker kom var konkurrensen inte särskilt stor vad gäller fågelböcker på svenska. Hjalmar Rendahls *Fågelboken* fanns. Rudolf Söderbergs små behändiga handböcker *Våra fåglar och hur man känner igen dem* fanns också, med många upplagor från trettioalet och in på femtioalet, var det bästa för sin tid. År 1953 utkom en bok som det talats om i flera år, *Fåglar i Sverige* av Erik Rosenberg. I flera avseenden unikt pricksäkra texter för fältbestämning, men fortfarande illustrationer som inte riktigt var vad fältornitologer behövde. Boken fick stor spridning men drabbades året efter tuffast tänkbara konkurrens. Detta år, 1954, kom nämligen den genom tiderna mest revolutionerande fälthandboken. Det var Roger Tory Petersens *A field guide to the birds of Britain and Europe*, med illustrationer och pedagogiskt upplägg av banbrytande klass. Den boken höll i årtal och först långt senare kunde svenska författare och illustratörer komma till tals. Och i dag torde väl *Fågelguiden* med text av Lars Svensson vara tämligen ohotad i täten.

Så frågan återstår. Finns det verkligen behov av alla nya fågelböcker, exempelvis den som här anmäls? Jag tycker verkligen att så är fallet. Men inte i första hand för att artbestämma fåglarna. Bo-

ken av Janzon och Ullström är snarast synnerligen olämplig för det ändamålet. I stället fyller den och andra liknande böcker en annan minst lika viktig funktion, nämligen att berätta om fåglarna, som titeln på boken också säger. Jag nämnde just denna brist i de dedikerade fältguiderna i anmälan av den amerikanska boken ovan. Lars-Åke Janzons texter är utförliga och fyllda av lärdom. Men för att än en gång jämföra med Rösiös gamla böcker, så är Janzons texter knappast fyllda av berättarglädje, som det står på omslaget. Och det har säkert inte heller varit avsikten. Om jag ska avsluta med en rekommendation inom Norstedts sentida utgivning så blir det inte den aktuella boken jag sätter först. Jag tror nämligen att även en nybörjare har större nytta och glädje av *Prismas Stora fågelbok* (av Thord Fransson och Roland Staav, 2008) och *Norstedts fågelbok* (av Lars Geil 2012). De ger det bästa av båda världarna, duger skapligt för artbestämning (dock inte i fält; de är för stora) och har mycket utförlig information om fåglarnas liv och leverne. De finns fortfarande att köpa, men nöjer man sig med hundra arter, vilket dock är mindre än hälften av de arter som häckar i Sverige, så har man god nytta av *Om fåglar i Sverige* också.

SÖREN SVENSSON



Jesper Groftved, 2015: **Underbara Sverige. Guide för utflykter året runt från söder till norr.** Norstedts.

Denna bok damp ner tillsammans med några fågelböcker. Den marknadsförs som en guide till ”det mesta av det bästa som Sverige har” och riktar sig till bl.a. ”naturälskaren” och ger ”förslag till vandringsturer, cykelturer och särskilt vackra bilvägar”. Den innehåller lantmäteriets vägkarta och mer detaljerade kartor över de områden man valt att presentera, med inlagda hänvisningsnummer till beskrivningar. Urvalet av platser innehåller få överraskningar; det är de traditionella natur- och kulturobjekten som är med. Eftersom jag tillbringat 53 somrar i fjällen och inlandets skogar och myrar i södra Lappland tittade jag på översiktskartan på sidan 263 för Västerbottens län. Kanske fanns Ammarnäs med? Men icke. Faktiskt hade inte en enda plats i Västerbottens inland kvalat in. Det kanske beror på att man kört vilse under rekognoseringen. Till Ammarnäs kommer man nämligen genom att starta i Sorsele, inte i Storsele som denna ort döpts

om till på kartan i denna bok. Men kanske körde man vilse redan ett stycke söderut, nämligen i Åsele. Varken Google Earth eller Eniro Kartor har någon ort med detta namn, men rättar vänligen och sätter en nål i Åsele. Jag har inte kollat, men förhoppningsvis är korrekturläsningen bättre i boken i övrigt. Det finns naturligtvis en del förnämliga besöksobjekt som saknas i boken. Att Ammarnäs inte kommit med är kanske förståeligt trots den berömda Potatisbacken och en arkitekturhistorisk kyrka. En tröst är att den ståtliga skulpturutställningen på toppen av Kvarntorpshögen ingår bland resmålen. Där kan man beskåda den numera världsberömde

Lars Vilks verk, såväl Hesperidernas trädgård som Waaaall. Ej långt därifrån kan man beskåda svanarna i Tysslingen, ett av de mycket få resmål i boken som man ska besöka för fåglarnas skull, därutöver nästan bara trandanserna vid Pulken och Hornborgasjön. Några fler fågelattraktioner kunde väl ha fått komma med. Den största missen i boken är dock att det berömda Galgmuseet i Olofström inte kommit med. Men trots några brister erbjuder boken en nördig skådare väsentlig breddning av dennes kulturella bildning.

SÖREN SVENSSON

Nya avhandlingar – *New dissertations*

Jelmer Poelstra, 2013: **The Genetics of Speciation and Colouration in Carrion and Hooded Crows.** Filosofie doktorsavhandling, Evolutionsbiologi, Uppsala universitet. ISBN 978-91-554-8777-5 (<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-209243>)

Tack vare evolutionsläran har vi idag en rätt god förståelse för hur livet på jorden utvecklats genom årmiljonerna och hur olika organismer anpassats till den miljö de lever i. En av de stora frågor som finns kvar att fördjupa sig i är hur det går till när nya arter bildas. Vilka ekologiska krafter behövs för detta och vilka delar av genomet (arvsmassan) påverkar och påverkas av artbildningsprocessen?

En av anledningarna till att vi vet så pass lite om detaljerna kring artbildning är att dessa processer (liksom många andra evolutionära skeenden) ofta är långsamma i naturen. Förändringar som sker under tusentals eller miljontals år, låter sig helt enkelt inte studeras så lätt. Turligt nog finns det flera olika sätt att ändå indirekt observera processer som verkar över stora tidsrymder. I fallet med artbildning är ett vanligt alternativ att studera artkomplex som är mitt uppe i artbildningsprocessen, eller artpar som nyligen (på en evolutionär tidsskala) separerat för att sedan åter mötas i en sekundär kontakt (exempelvis de välstuderade flugsnapparna på Öland och Gotland).

Ett av de senaste i raden av studiesystem som fångat forskarnas intresse är just två taxa som möjligen är mitt uppe i en artbildningsprocess, nämligen grå- och svartkråka. Dessa är mycket lika varandra i nästan alla aspekter förutom just färgsättningen. Gråkråkan återfinns i norra och östra Europa medan svartkråkans utbredning är sydvästra Europa. Mellan dessa två utbredningsområden finns en, förvånansvärt smal, så kallad hybridzon (alltså område där båda kråkorna lever sida vid sida, och ibland också hybridiserar) som sträcker sig från norra Italien upp genom Österrike,

Tyskland, Danmark och fortsätter på andra sidan Nordsjön genom Skottland och Irland. Intressant nog finns också en andra hybridzon i öster (genom asiatiska delen av Ryssland) där svarta kråkor åter tar vid österut. Intressant nog har tidigare studier av kråkornas genetik inte funnit några tydliga genetiska skillnader mellan de två grupperna. Detta kan bero antingen på att sådana genetiska skillnader inte alls har hunnit utvecklas ännu eftersom de skiljts åt så nyligen, eller så har de genetiska skillnader som en gång funnits, suddats ut genom att formerna korsat och återkorsat sig med varandra.

I en avhandling som försvarades förra vintern vid Uppsala universitet har Jelmer Poelstra studerat de genetiska aspekterna av kråkornas artbildning. För att två genetiskt diskreta populationer ska upprätthållas är det viktigt att dessa är reproduktivt isolerade från varandra. Hos arter som varit separerade en längre tid finns det oftast genetiska inkompatibiliteter som gör att arterna inte kan korsa sig och producera livskraftig och/eller fertil avkomma. I fallet med kråkorna där sådana genetiska skillnader alltså inte observerats, är det i stället främst beteendemönster som är viktiga för att inte de två grupperna skall blandas. Framför allt visar det sig att gråa och svarta kråkor ofta undviker att bilda häckningspar tillsammans, vilket gör att hybrider är relativt ovanliga även i områden där de båda formerna lever sida vid sida.

Med hjälp av nyutvecklade metoder kan man numera studera genetisk variation inte bara för enskilda gener, eller genetiska markörer, utan också hela genom. Med genomet menar man vanligtvis hela arvsmassan (DNA från alla artens kromosomer). DNA är uppbyggt av enskilda baspar som kodar för den genetiska informationen. Dessa kan liknas vid bokstäver som sätts ihop för att bilda ord och meningar. Hos fåglarnas genom rör det sig vanligtvis om drygt en miljard sådana baspar som man nu alltså kan få information om. När Jelmer och de övriga forskarna i hans handledares forskargrupp

undersökte genomen hos flera individer av kråkor från olika delar av Europa kunde man styrka att det är ytterst lite som skiljer genetiskt mellan gråkråkor och svartkråkor från ömse sidor av hybridzonen. Det var till och med så att tyska svartkråkor var genetiskt mer lika svenska och polska gråkråkor än andra svartkråkor från Spanien. Men när man tittade närmare på olika regioner av genomet hittade man en liten, liten del av kromosom 18 där grå- och svartkråkor faktiskt skiljer sig åt genetiskt. Denna region visade sig också innehålla flera gener som påverkar melaninproduktion och pigmentering. Jelmer undersökte också hur aktiva (uttryckta) olika gener var i olika vävnader hos kråkorna. Genom att jämföra genuttrycket mellan gråa och svarta delar av gråkråkans skinn och vidare mellan skinn från gråkråka och svartkråka kunde han visa att flera gener som reglerar melaninsyntesen var undertryckta i grått skinn jämfört med svarta partier.

Hos många djurarter med ljusa och mörka morfer har man sett att det finns ett samband mellan melanisering (hur mycket mörkt pigment som finns i huden) och hormonstyrda beteenden (exempelvis aggression). Detta gäller även kråkorna. I områden där det finns både grå- och svartkråkor är svartkråkorna i regel mer aggressiva och dominanta över gråkråkorna. I ett av avhandlingens kapitel undersöktes hur detta samband påverkar hur fåglarna svarar på stress genom uttryck av stresshormonet kortikosteron. Det visade sig att gråkråkorna hade betydligt högre nivåer av stresshormoner i blodet efter stress än svartkråkorna, trots att det inte fanns några skillnader i hormonnivåer mellan kråkorna i kontrollgruppen (som inte stressats). Antagligen kan dessa beteendeskilnader hjälpa till att upprätthålla den reproduktiva isoleringen av de två kråkotyperna.

Och så till sist till frågan som kanske, i sammanhanget, är den viktigaste i många fågelskådarens tycke. Är grå- och svartkråka olika arter (alltså går de att kryssa...)? Jelmer undviker mestadels denna känsliga fråga så gott han kan. I den svenska sammanfattningen kallar han till exempel dem för (under)arter. Han poängterar att kråkorna befinner sig i ett mycket tidigt skede av artbildningsprocessen, och det är ju just därför de är så intressanta att studera om man vill veta mer om hur nya arter bildas. Antagligen kan svart- och gråkråka bäst betecknas som ”begynnande arter” (”incipient species”).

ROBERT EKBLÖM

Maria von Post, 2013: **Effects of farmland heterogeneity at multiple spatial and temporal scales on house sparrow (*Passer domesticus*) population ecology.** Doktorsavhandling vid Biologiska institutionen, Lunds universitet. ISBN 978-91-7473-411-9.

Gråsparvbeståndets långa nedgång kan kopplas till jordbrukets specialisering, dvs. att vissa företag odlar säd och andra kreatur medan blandad odling blir sällsyntare. Gråsparvarna föredrar varierade jordbruksmiljöer. Flera intressanta detaljstudier och experiment utfördes. En del gav litet förvånande resultat. Exempelvis blev det inte fler häckande gråsparvar på gårdar om man stödutfodrade dem under vintern. Och antalet gråsparvar minskade under vintern mera på gårdar som specialiserat sig på djurhållning än på andra gårdar. Man skulle kunna tro det motsatta, men förklaringen kan vara att kreaturens bete reducerar mängden ogräsförädlingsmedel medan spillet på en spannmålsgård kan vara särskilt viktigt vintertid.

Peter Hellström, 2014: **Predator responses to non-stationary cycles.** Doktorsavhandling vid Zoologiska institutionen, Stockholms universitet. ISBN 978-91-7447-922-5.

Fjällräv och fjällvråk står i fokus. Dämpningen av de regelbundna gnagarcyklarna under 1970- och 1980-talen orsakade nedgång för predatorerna, inklusive fjällvråken. Under 2000-talet återkom en del cyklicitet, vilket haft positiva konsekvenser åtminstone för fjällräv, dock inte större än att de bestånd som inte stödutfodrades bara slutade att minska, men inte öka. Rödrävens inverkan är stor som dominant konkurrent till fjällräven, särskilt om rödräven kan hitta annan föda och klara sig bättre under bottenåren. Även om det stod klart att fjällvråkarnas antal styrdes av gnagarna var deras relation till omvärlden mera komplex än så och inte helt lätt att klarlägga.