

## Birds and mammals off the northern coast of Argentina: first report of an association between birds and a feeding Pygmy Right Whale *Caprea marginata*

*Fåglar och däggdjur utanför Argentinas norra kust: första rapporten om fåglar födosökande tillsammans med dvärgrätval Caprea marginata*

HENRIK KYLIN

---

### Abstract

When the icebreaker Oden passed between 39°36'S, 57°46'W and 39°59'S, 58°11'W on 20 November 2007, an extraordinary observation was made. A feeding Pygmy Right Whale *Caprea marginata*, a species rarely seen, was attended by eight Grey Phalaropes *Phalaropus fulicarius*, two Slender-billed Prions *Pachyptila belcheri*, and four Wilson's Storm Petrels *Oceanites oceanicus*. The birds returned to feed around the head of the whale every time it surfaced, presumably copepod plankton straining out between the baleen. The site is off Rio de la Plata estuary where nutrient rich freshwater meets cold water of the Malvinas (Falkland) Current, creating a hotspot with high levels of plankton food. The condi-

tions were extraordinarily favourable for observation with a calm sea, no wind and only a very weak swell. Six multispecies feeding groups were seen with a total of 42 species of birds, eleven species of whales, dolphins and porpoises, and three species of seals. Dusky Dolphins *Lagenorhynchus obscurus* and Great Shearwaters *Puffinus gravis* were predominant in the groups.

Henrik Kylin, Norwegian Institute for Air Research, Fram Centre, NO-9296 Tromsø, Norway and Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, SE-581 83 Linköping, Sweden.  
henrik.kylin@liu.se

---

Received 22 March 2013, Accepted 1 August 2013, Editor S. Svensson

Several water masses meet and mix off Argentina's northernmost coastline along the Atlantic Ocean. Via the Rio de la Plata estuary, nutrient rich freshwater from the second largest catchment in South America (Piola et al. 2005) empties into the sea and in the south meets the cold water of the Malvinas (Falkland) Current from and in the north the warm water of the Brazil Current (Brandini et al. 2000), creating a potential hotspot for marine wildlife belonging to both subtropical and temperate/subantarctic seas.

The Swedish icebreaker Oden is used for research in the ice-covered areas of the Arctic and Antarctic. In open water she is a slow moving ship that gives excellent opportunity for wildlife observations. On 20 November 2007 the Oden, after having taken bunker in La Plata, was *en route* to Antarctica between approximately 39°36'S, 57°46'W and 39°59'S, 58°11'W in the confluence of waters from Rio de la Plata and the Malvinas Current. The weather and sea conditions were extraordinarily favourable for wildlife observations with a totally calm sea with no wind waves and only a very weak swell of approximately 20 cm. Surface salinity and

temperature were measured continuously. Generally, salinity increased and temperature decreased from north to south, but with occasional incursions of warmer and more salty water.

Wildlife observations using a pair of handheld binoculars started around 15.00 from vantage points on the foredeck approximately 10 m above the water or the monkey's island (on top of the bridge) some 30 m above the water, and continued until darkness made further observations impossible. A summary of the observations is given in Table 1. Counting of absolute numbers of individual species was not possible, and only those individuals that were within distance to allow species identification were counted. Thus, it may appear that larger bird species were more frequent than the smaller species, but this is in part an observational artefact. Also, birds could be identified at a longer distance than the mammals. Species determinations were made using standard identification literature (Carwardine 1995, Harrison 1985, Howell & Dunn 2007, de la Peña & Rumboll 1998, Narosky & Yzurieta 2006, Onley & Scofield 2007, Reeves et al. 2002, Shirihai & Jarret 2006). The high pro-

Table 1. Marine birds and mammals observed in the confluence of the freshwater plume from Rio de la Plata with the salt water from the Malvinas (Falkland) and Brazil currents on 20 November 2007. The numbers observed are scored with different number of plusses: + 1–5, ++ 5–20, +++ 20–100, ++++ 100–1000, +++++ >1000. Individuals too far off for certain determination are not included in the numbers.

*Marina fåglar och däggdjur observerade i sammanflödet mellan sötvatten från Rio de la Plata och saltvatten från Malvinasströmmen den 20 november 2007. Antal plus anger antal enligt ovan.*

| Species   | Score | Note |
|---|-------|------|
| <b>Birds</b>  |       |      |
| Magellanic Penguin <i>Spheniscus magellanicus</i> Magellanpingvin                   | +++++ |      |
| King Penguin <i>Aptenodytes patagonicus</i> Kungspingvin                            | ++    |      |
| Neotropic Cormorant <i>Phalacrocorax brasilianus</i> Sydamerikansk skarv            | +     |      |
| Imperial Shag/King Cormorant <i>Phalacrocorax (atriceps) albiventer</i> Kejsarskarv | ++    | 1    |
| Wandering Albatross <i>Diomedea exulans</i> Vandringsalbatross                      | +     | 2    |
| Yellow-nosed Albatross <i>Thalassarche chlororhynchos</i> Gulnäbbad albatross       | +     |      |
| Black-browed Albatross <i>Thalassarche melanophris</i> Svartbrynad albatross        | +++   |      |
| Grey-headed Albatross <i>Thalassarche chrysostoma</i> Gråhuvad albatross            | +     |      |
| Antarctic Giant Petrel <i>Macronectes giganteus</i> Sydlig jättestormfågel          | +     | 3    |
| Hall's Giant Petrel <i>Macronectes halli</i> Nordlig jättestormfågel                | +     |      |
| Great Shearwater <i>Puffinus gravis</i> Större lira                                 | +++++ | 4    |
| Manx's Shearwater <i>Puffinus puffinus</i> Mindre lira                              | +++++ |      |
| Sooty Shearwater <i>Puffinus griseus</i> Grålira                                    | +++++ |      |
| Little Shearwater <i>Puffinus assimilis</i> Dvärglira                               | ++    | 5    |
| Southern Fulmar <i>Fulmarus glacialis</i> Sydlig stormfågel                         | ++++  |      |
| Cape Petrel <i>Daption capense</i> Brokpetrell                                      | ++    |      |
| White-headed Petrel <i>Pterodroma lessonii</i> Vithuvad petrell                     | +     |      |
| Atlantic Petrel <i>Pterodroma incerta</i> Vitbukad petrell                          | ++    |      |
| Great-winged Petrel <i>Pterodroma macrotrema</i> Långvingad petrel                  | +     |      |
| Soft-Plumed Petrel <i>Pterodroma mollis</i> Sammetspetrell                          | +     |      |
| White-chinned Petrel <i>Procellaria aequinoctialis</i> Vithakad petrell             | ++++  |      |
| Spectacled Petrel <i>Procellaria conspicillata</i> Glasögonpetrell                  | +     |      |
| Grey Petrel <i>Procellaria cinerea</i> Grå petrell                                  | +     |      |
| Common Diving-Petrel† <i>Pelecyanoides urinatrix</i> Vanlig dykpetrell              | +++   | 6    |
| Blue Petrel <i>Halobaena caerulea</i> Blåpetrell                                    | ++    |      |
| Slender-billed Prion <i>Pachyptila belcheri</i> Smalnäbbad valfågel                 | +++   |      |
| Antarctic Prion <i>Pachyptila desolata</i> Antarktisk valfågel                      | +     |      |
| Wilson's's Storm-Petrel <i>Oceanites oceanicus</i> Havslöpare                       | +++   |      |
| White-bellied Storm-Petrel <i>Fregetta grallaria</i> Vitmagad stormsvala            | ++    |      |
| Black-bellied Storm-Petrel <i>Fregetta tropica</i> Svartmagad stormsvala            | ++    |      |
| White-faced Storm-Petrel <i>Pelagodroma marina</i> Fregattstormsvala                | +++   |      |
| Grey Phalarope <i>Phalaropus fulicarius</i> Brednäbbad simsnäppa                    | +++++ |      |
| Red-necked Phalarope <i>Phalaropus lobatus</i> Smalnäbbad simsnäppa                 | +++   |      |
| Parasitic Skua <i>Stercorarius parasiticus</i> Kustlabb                             | ++    |      |
| Pomarine Skua <i>Stercorarius pomarinus</i> Bredstjärtad labb                       | +++   |      |
| Long-tailed Skua <i>Stercorarius longicaudus</i> Fjälllabb                          | ++    |      |
| South Polar Skua <i>Stercorarius maccormicki</i> Sydpolslabb                        | +     |      |
| Kelp Gull <i>Larus dominicanus</i> Dominikanertrut                                  | ++++  |      |
| Dolphin Gull <i>Leucophaeus scoresbii</i> Delfinmås                                 | ++    |      |
| Arctic tern <i>Sterna paradisaea</i> Silvertärna                                    | +++   | 7    |
| South American Tern <i>Sterna hirundinacea</i> Sydamerikansk tärna                  | ++    |      |
| Royal Tern <i>Sterna maxima</i> Kungstärn   | +     |      |

## Cetaceans

|   |       |    |
|---|-------|----|
| Fin Whale <i>Balaenoptera physalus</i> Sillval  | ++    |    |
| Sei Whale <i>Balaenoptera borealis</i> Sejval   | +     | 8  |
| Bryde's Whale <i>Balaenoptera brydei</i> Brydes fenval  | +     | 8  |
| Dwarf/Antarctic Minke Whale <i>Balaenoptera acutorostrata</i> subsp./<br><i>B. bonaerensis</i> Dvärg-/antarktisk vikval | +++   | 9  |
| Humpback Whale <i>Magaptera novaeangliae</i> Knölval  | ++    |    |
| Pygmy Right Whale <i>Caperea marginata</i> Dvärggrätval   | +     | 10 |
| Long-finned Pilot Whale <i>Globicephala melus</i> Långfenad grindval  | +++   |    |
| Dusky dolphin <i>Langenorhynchus obscurus</i> Sydlig vitsiding  | +++++ |    |
| Risso's Dolphin <i>Grampus griseus</i> Rissos delfin  | +++   |    |
| Spectacled Porpoise <i>Phocoena dioptrica</i> Glasögontumlare   | ++    |    |
| Burmester's Porpoise <i>Phocoena spinipinnis</i> Svart tumlare  | +     |    |
| <b>Pinnipeds</b>  |       |    |
| South American Fur Seal <i>Arctocephalus australis</i> Sydamerikansk pälsäl   | ++++  |    |
| South American Sea Lion <i>Otaria flavescens</i> Sydamerikanskt sjölejon  | ++    |    |
| Southern Elephant Seal <i>Mirounga leonine</i> Sydlig sjöelefant  | +     |    |

## Notes:

**1** Species limits unclear. **2** Juveniles only. **3** Juveniles only. At least 30 Giant Petrels were present in total, but only a small fraction could be identified to species. **4** Mostly in large flocks, often in feeding groups associated with cetaceans. **5** The south Atlantic population *P. a. elegans* sometimes regarded as a separate species Subantarctic Little Shearwater *P. elegans*. **6** This is the most likely species, but other species of Diving-Petrels normally present further south in the Malvinas Current cannot be ruled out. **7** Passage migrant all flying southward; no feeding behaviour observed. **8** Only a couple of individuals were close enough to distinguish between Sei and Bryde's Whale. Additional individuals that could have been either species were present. **9** The distribution areas overlap. No attempt was made to distinguish the two species. **10** Only one individual determined with certainty, but more may have been present.

ductivity of the area was manifest not only by the extremely high species diversity and numbers of individuals and presence of several multispecies feeding groups, but also high levels of chlorophyll and zooplankton in water samples and by the large fleet of fishing vessels active in the area. Additional comments on some species are given below.

Six multispecies feeding groups were seen throughout the area. Dominating these groups were Dusky Dolphins *Lagenorhynchus obscurus* and Great Shearwaters *Puffinus gravis* (Figure 1), with other species of birds and cetaceans and South American Fur Seals *Arctocephalus australis* sometimes joining the fray. The largest feeding group was estimated to consist of some 400 Dusky Dolphins, as many Great Shearwaters, and up to one hundred South American Fur Seals, Long-finned Pilot Whales *Globicephala melus*, Risso's Dolphins *Grampus griseus*, two Bryde's Whales *Balaenoptera brydei* and a Fin Whale *B. physalus*. It should be noted, however, that none of these species were constrained to the feeding groups, but seen also elsewhere in the area.

The more common species, Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus*, Great Shearwater, Sooty

Shearwater *P. griseus*, Manx's Shearwater *P. puffinus*, Wilson's Storm Petrel *Oceanites oceanicus*, Grey Phalaropes *Phalaropus fulicarius*, and Kelp Gulls *Larus dominicanus* were scattered over the entire area. It was noteworthy that the largest bird species, Albatrosses and Giant Petrels, due to the lack of wind were confined to the water's surface and could not avoid harassment by Gulls or Skuas. In one case a Black-browed Albatross *Thalassarche melanophris* feeding on a dead fish was harassed simultaneously by one Parasitic *Stercorarius parasiticus*, one Pomarine *S. pomarinus*, and one Long-tailed *S. longicaudus* Skua, before the albatross managed to swim away from the fish. It is also noteworthy that the shape of the bow of the ship, specially designed for ice braking, created an air cushion that smaller bird species would use for "bow-riding" (similarly to when Dolphins ride on a ship's bow wave). This gave excellent opportunity to study species characteristics of for example storm petrels that is usually not possible under more windy conditions.

The most extraordinary observation was that of a feeding Pygmy Right Whale *Caperea marginata*. Pygmy Right Whales are rarely seen at sea,



Figure 1. Great Shearwater *Puffinus gravis* and Dusky Dolphin *Lagenorhynchus obscurus*, the most abundant bird and cetacean species. Note the extremely calm sea.

*Större lira Puffinus gravis och sydlig vitsiding Lagenorhynchus obscurus, den vanligaste fågeln och valen. Notera det spegelblanka havet.*

but several reports come from the sea off northern Argentina (Carwardine 1995). The whale was at the surface for 10–30 seconds and then disappeared under water for 20–50 seconds before it again surfaced, usually less than twenty metres from the point where it was previously observed. The whale was attended by eight Grey Phalaropes, two Slender-billed Prions *Pachyptila belcheri*, and four Wilson's Storm-Petrels. The birds actively fed around the head of the whale as soon as it surfaced, presumably on zooplankton straining out between the baleen. When the whale dove the birds continued to look for food items while the whale was submerged, but immediately moved to the whale as soon as it surfaced again. A total of 13 dive-cycles were observed.

It is significant that the bird species attracted to the Pygmy Right Whale fed on small zooplankton. Although not much is known about this whale species, copepods have been the main food item in stomachs of the majority of stranded individuals that have been investigated (Best 2007). A couple of Great Shearwaters were attracted to the whale but almost immediately left, presumably due to a lack of suitable food items.

Associations in feeding groups between birds and cetaceans are well known (Evans 1982). These associations mostly consist of several species making use of the same type of food source, such as the fish caught by the dolphins and shearwaters in the large feeding groups observed in the area. However, the birds drawn to the feeding Pygmy Right Whale clearly made use of organisms seeping out between the baleen as the whale pressed water out from the mouth. Similar behaviours are known from birds feeding in the Grey Whale *Eschrichtius robustus* mud plumes (Obst & Hunt 1990, Kylin 2013). Pygmy Right Whales are rarely seen alive; most observations are of stranded specimens. To the best of my knowledge this is the first report of birds feeding off food straining out from the whales mouth, and the first time phalaropes have been shown to feed in association with a cetacean.

Bird diversity was also very rich on 16 November as the ship entered the Rio de la Plata plume from the north, i.e. in the confluence of the freshwater with the Brazil Current. However, the weather conditions were less favourable with a low-pressure giving moderately high wind, some rain, partially poor visibility, and a swell of about 3 m, all factors making bird observations difficult and observations of mammals all but impossible. Although many species were seen both in the north and in the south of the freshwater plume, it is not

meaningful to make any in-depth comparison. Suffice it to say here that the subtropical species such as Trinidad Petrel *Pterodroma arminjoniana* and Brown Booby *Sula leucogaster* were seen north of the plume, but not in colder waters of the south.

## Acknowledgements

George L. Hunt Jr. encouraged the writing of this manuscript. The Swedish Polar Research Secretariat and the officers and crew of IB Oden are thanked for making it possible to work on-board all the way from Sweden to Antarctica, even outside official expedition dates.

## References

- Best, P.B. 2007. *Whales and Dolphins of the Southern African Subregion*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brandini, F.P., Boltovskoy, D., Piola, A., Kocmur, S., Röttgers, R., Abreu, P.C. & Lopes, R.M. 2000. Multiannual trends in fronts and distribution of nutrients and chlorophyll in the southwestern Atlantic (30–60°S). *Deep-Sea Research I* 47: 1015–1033.
- Carwardine, M. 1995. *Whales Dolphins and Porpoises*. Doring Kindersley, London.
- Evans, P.G.H. 1982. Associations between seabirds and cetaceans: a review. *Mammal Review* 12: 187–206.
- Harrison, P. 1985. *Havsfåglar*. Wahlström & Widstrand, Stockholm.
- Howell, S.N.G. & Dunn, J. 2007. *Gulls of the Americas*. Houghton Mifflin, Boston.
- Kylin, H. 2013. Short-tailed Shearwaters *Puffinus tenuirostris* forage in Grey Whale *Eschrichtius robustus* mud plumes. *Ornis Svecica* 23: 114–116.
- Narosky, T. & Yzurieta, D. 2006. *Birds of Argentina and Uruguay*. Vazquez Mazzini, Buenos Aires.
- Obst, B.S. & Hunt, Jr. G.L. 1990. Marine birds feed at Gray Whale mud plumes in the Bering Sea. *Auk* 107: 678–688.
- Onley, D. & Scofield, P. 2007. *Alabrosses, Petrels and Shearwaters of the World*. Helm, London.
- de la Peña, M.R. & Rumboll, M. 1998. *Birds of southern South America and Antarctica*. Harper Collins, London.
- Piola, A.R., Matano, R.P., Palma, E.D., Möller Jr., O.O. & Campos, E.J.D. 2005. The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters* 32: L01603 doi:10.1029/2004GL021638
- Reeves, R.R., Stewart, B.S., Clapham, P.J. & Powell, J.A. 2002. *Sea mammals of the world*. Chanticleer, New York.
- Shirihai, H. & Jarret, B. 2006. *Whales, Dolphins, and Seals: A Field Guide to the Marine Mammals of the World*. A & C Black, London.

## Sammanfattning

Rio de la Plata är ett stort deltaområde i vilket flera stora floder mynnar. Avrinningsområdet är Sydamerikas näst största. Utanför Rio de la Platas mynning möter det näringsrika sötvattnet den

kalla Malvinas- (Falklands-) strömmen från söder och den varma Brasilienströmmen från norr. Havet utanför norra Argentina och Uruguay är därför en potentiell mötesplats för marina fåglar och däggdjur från såväl subtropiska som tempererade och subantarktiska vatten som dras till området p.g.a. den höga planktonproduktionen. Under eftermiddagen 20 november 2007 var isbrytaren Oden på väg till Antarktis genom sötvattensplymen söderut. Observationsförhållandena var exceptionellt goda,

med stiltje och spegelblankt hav. Totalt sågs 42 fågelarter, elva arter valar, delfiner och tumlare, och tre sälararter. Den mest unika observationen var en födosökande dvärgrätval. Dvärgrätval äter i huvudsak hoppkräftor, och fågelarter som äter samma typ av föda, brednäbbad simsnäppa, smalnäbbade valfågel, och havslöpare, plockade upp smådjur som sipprade ut mellan valens barder då den kom upp till ytan efter dyk.

## Distribution, abundance and habitat of Palearctic migrants in Lesotho (Maloti/Drakensberg region)

*Utbredning, antal och biotopval hos palearktiska flyttfåglar i Lesotho (Maloti/Darakensbergsregionen)*

GRZEGORZ KOPIJ

---

### Abstract

In total 33 Palearctic migrant species have been recorded in Lesotho so far, but more than half of them are uncommon. The most common species include *Ciconia ciconia* (1.6 birds/10 km in river valleys and 5.1 birds/10 km outside river valleys), *Falco naumanni*, *Falco amurensis*, *Actitis hypoleucos* (2.1 birds/10 km in large highland rivers and 1.9 birds in Senque River in the lowlands), *Phylloscopus trochilus* and *Muscicapa striata*. Data on their densities along water courses and in open grasslands and farmlands in Lesotho are provided. The number of wintering *Falco naumanni* was estimated at 2500–2800

at eight roosts and that of wintering *Falco amurensis* at 850–900 at eight roosts. The earliest arrival and the latest departure dates are given for most species. In general, the wintering Palearctic bird fauna is poor and the species occur in low densities.

*Grzegorz Kopij, Department of Wildlife Management & Research, University of Namibia, Katima Mulilo Campus, Private Bag 1096, Wenela Rd., Katima Mulilo, Namibia; e-mail: gkopij@unam.na*

---

Received 27 March 2013, Accepted 11 September 2013, Editor S. Svensson

### Introduction

Africa is a wintering ground for more than four billion birds from about 200 Palearctic species (Moreau 1972). Even in the most southern regions, such as the Western Cape or Lesotho, several dozens of Palearctic species are recorded every year. There are several gradients in the diversity of migrant species in Africa south of Sahara (Alerstam 1990, map on p. 184). One of the most evident gradients is the decline of the number of Palearctic species from north to south in southern Africa. Another well-known gradient is the decline of species diversity from lower to higher elevations. Both these gradients are relevant in Lesotho that is a high altitude country and one of the most southern regions in Africa.

Compared with the knowledge about species diversity, much less is known about densities of individual species and their affiliation to different habitats and other environmental conditions (Salewski & Jones 2006). In this paper, I present data on the diversity and phenology, and most importantly, new information about the relative density of Palearctic migrants, based on seven years of field surveys in different habitats and elevation zones in large parts of Lesotho.

### Study area and methods

Lesotho is an enclave within the Republic of South Africa, with a surface area of 30 300 km<sup>2</sup>. The habitat is basically treeless grassland but with a dense river drainage system. For Palearctic species associated with forest the country is therefore rather unsuitable as a wintering habitat. Four zones are recognized in Lesotho: highlands, foothills, lowlands and Senque Valley. The highlands, or Maloti, lie in the altitude between 2200 and 3500 m above sea level (17 887 km<sup>2</sup>). The highlands are regarded as an endemic region, a so called 'hot-spot' (Cowling & Hilton-Taylor 1994, Ambrose et al. 2000), and as such should attract the attention of ecologists and conservationists. Lowlands are regarded as the land below 1700 m a.s.l., while foothills are between 1700 and 2200 m a.s.l. Lowlands (6051 km<sup>2</sup>) form a strip of land lying along its northeast-southwest border and extending eastward to the Cave Sandstone Foothills. The foothills (2964 km<sup>2</sup>) form a narrow band bordering the highlands to the east and lowlands to the west, constituting therefore an intermediate region between the highlands and the lowlands. The Senque Valley Zone is below 1800 m a.s.l. and occupies 3398 km<sup>2</sup> (Ambrose et al. 2000). The natural vegetation is Highveld Grass-

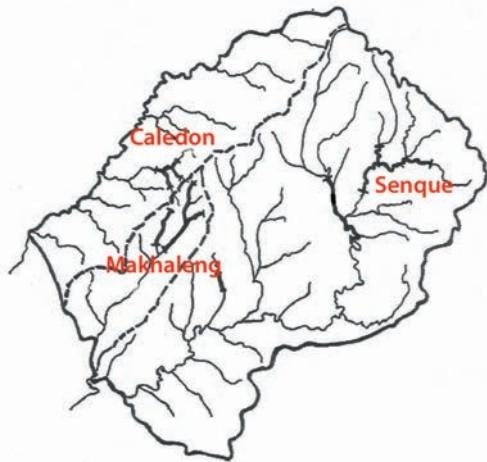


Figure 1. Map of Lesotho showing the river stretches (indicated with thick lines) which were surveyed.

*Karta över Lesotho med de flodsträckor som undersökts markerade med tjocka linjer.*

land in the lowlands and Afromontane Grassland in the foothills and highlands (Acocks 1988). The population of Lesotho in 2000 was estimated at two million people, lowlands are heavily populated, with more than three fourth of the total, while the population is sparse in highlands.

During the years 1996–2002, I examined the diversity of wintering Palearctic species, their abundance, habitat use and phenology. The most important part of this work was that I made a large number of quantitative surveys in different habitats

and at different elevations widely distributed in the country. I used a line transect method without any distance estimates or distance belts, that is I walked slowly along the selected transect and counted the birds irrespective of the distance. Each transect was surveyed once during the austral summer, i.e. from October to March. Transects were fixed in all distinguished ecozones, along selected river courses and along roads and paths in open areas with a mixture of grasslands, arable fields and human settlements. In total, 42 transects (total length: 241 km) were walked in river valleys and 89 transects (total length: 506 km) outside river valleys (Table 1 and 2).

## Results

### *The line transects*

During the years 1996–2002, eight Palearctic species were recorded on transects (total length 747 km): White Stork, Steppe Buzzard, Common Sandpiper, Wood Sandpiper, Marsh Sandpiper, Common Swift, Willow Warbler, Spotted Flycatcher.

The White Stork was the most abundant species both within and outside river valleys. It was about three times more numerous outside than within the river valleys (5.1 versus 1.6 birds per 10 km). The low value for river valleys was mainly due to few records along the foothill and the lowland rivers. Although not evident from my line transects it is generally assumed that the White Stork prefers the highlands (mountain grasslands utilized as pastures

Table 1. Wintering roosts of the Lesser Kestrels and Amur Falcons in Lesotho during 1996–2002. *Sovplatser för rödfalk och amurfalk under övervintringen i Lesotho 1996–2002.*

| No. | Locality                           | Year       | Lesser Kestrel | Amur Falcon | Source                 |
|-----|------------------------------------|------------|----------------|-------------|------------------------|
| 1   | Maseru                             | 1981       | c.200          | 1           | Bonde 1993             |
|     |                                    | 1991       | 200-300        | -           | A. Abell in Bonde 1993 |
|     |                                    | 1998       | c.1000         | 'a number'  | Kopij 2000             |
| 2   | Roma                               | 1982       | 300-500        | -           | Ambrose & Maphisa 1999 |
|     |                                    | 1998       | 522            | 322         | Kopij 2012             |
|     |                                    | 2001       | <200           | 926         | Kopij 2012             |
|     |                                    | 2002       | -              | >282        | Kopij 2012             |
| 3   | Masitise                           | 27.02.2001 | -              | 3           | G. Kopij               |
| 4   | Between Mohale's Hoek and Mafeteng | 27.02.2001 | several        | -           | G. Kopij               |
| 5   | Qacha's Nek                        | 11.01.2001 | a few          | -           | G. Kopij               |
| 6   | Villa Maria near Quthing           | 27.02.2001 | -              | 8           | G. Kopij               |
| 7   | Thaba Tseka                        | 04.03.2001 | -              | 1           | G. Kopij               |
| 8   | Mokhotlong                         | 21.12.2001 | -              | 14          | G. Kopij               |



Table 2. Numbers of Palearctic migrants in river valleys in Lesotho (October–March).

Cc–*Ciconia ciconia*, Ah–*Actitis hypoleucos*, Tg–*Tringa glareola*, Ts–*Tringa stagnatilis*, Pt–*Phylloscopus trochilus*.

*Antal palearktiska flyttfåglar i floddalar i Lesotho (oktober–mars). Cd–vit stork, Ah–drillsnäppa, Tg–grönbena, Ts–dammsnäppa, Pt–lövsångare.*

|                 | Years   | Transects | Km  | Hours | Number of birds |    |    |    |    |
|-----------------|---------|-----------|-----|-------|-----------------|----|----|----|----|
|                 |         |           |     |       | Cc              | Ah | Tg | Ts | Pt |
| HIGHLANDS       |         |           |     |       |                 |    |    |    |    |
| upper Senque    | 2001-02 | 13        | 94  | 40    | 7               | 14 | -  | -  | 4  |
| Malibamatso     | 2001-02 | 6         | 35  | 14    | 9               | 2  | -  | -  | 3  |
| Maletsunyane    | 1996-01 | 6         | 26  | 14    | 17              | 3  | 5  | -  | -  |
| FOOTHILLS       |         |           |     |       |                 |    |    |    |    |
| Makhaleng       | 1998-00 | 6         | 40  | 27    | -               | -  | -  | 2  | -  |
| SENQUE VALLEY   |         |           |     |       |                 |    |    |    |    |
| Senque          | 1997    | 26        | 14  | 5     | -               | -  | -  | 1  | -  |
| LOWLANDS        |         |           |     |       |                 |    |    |    |    |
| Phutiatsana     | 2001    | 13        | 7   | -     | -               | -  | 2  | -  | -  |
| Liphiring       | 2002    | 10        | 5   | -     | -               | -  | -  | -  | -  |
| Mahlaka-oa-tuka | 2002    | 7         | 4   | -     | -               | -  | -  | -  | -  |
| TOTAL           | 1996-02 | 42        | 241 | 125   | 38              | 19 | 5  | 4  | 8  |

for cattle and sheep) and I have observed at least five hundred at other occasions than during the transect work.

The only Palearctic raptor that was seen during the transect work was Steppe Buzzard, and all re-

ords were made in the lowlands and Senque Valley away from the rivers. The Steppe Buzzard was encountered on four occasions only; all records were made outside river valleys in the lowlands and Sunque Valley (Table 3).

Table 3. Numbers of Palearctic migrants outside river valleys in Lesotho (October–March).

Cc–*Ciconia ciconia*, Bv–*Buteo vulpinus*, Pt–*Phylloscopus trochilus*, Ms–*Muscicapa striata*.

*Antal palearktiska flyttfåglar utanför floddalar i Lesotho (oktober–mars). Cc–vit stork, Bv–stäppvråk, Pt–lövsångare, Ms–grå flugsnappare.*

|                    | Years   | Transects | Km  | Hours | Number of birds |     |      |     |  |
|--------------------|---------|-----------|-----|-------|-----------------|-----|------|-----|--|
|                    |         |           |     |       | Cc              | Bv  | Pt   | Ms  |  |
| HIGHLANDS          |         |           |     |       |                 |     |      |     |  |
|                    |         | (39)      |     |       | (193)           | -   | (8)  | -   |  |
| Farmlands          | 1996-00 | 23        | 140 | 78    | 23              | -   | 1    | -   |  |
| Mosaic of habitats | 2000-01 | 10        | 50  | 28    | 150             | -   | 3    | -   |  |
| Rural areas        | 1996-02 | 6         | 35  | 19    | 20              | -   | 4    | -   |  |
| FOOTHILLS          |         |           |     |       |                 |     |      |     |  |
|                    |         | (24)      |     |       | (7)             | -   | (1)  | -   |  |
| Farmlands          | 1997-01 | 7         | 20  | 11    | -               | -   | -    | -   |  |
| Mosaic of habitats | 1999-01 | 7         | 36  | 18    | 7               | -   | -    | -   |  |
| Rural areas        | 1999-01 | 3         | 5   | 3     | -               | -   | 1    | -   |  |
| Sandstone cliffs   | 1999-01 | 7         | 70  | 37    | -               | -   | -    | -   |  |
| SENQUE VALLEY      |         |           |     |       |                 |     |      |     |  |
|                    |         | (10)      |     |       | (5)             | (1) | -    | (1) |  |
| Farmlands          | 1997-01 | 3         | 14  | 7     | -               | -   | -    | -   |  |
| Mosaic of habitats | 1997    | 4         | 26  | 14    | 5               | 1   | -    | -   |  |
| Rural areas        | 2001    | 3         | 5   | 3     | -               | -   | -    | 1   |  |
| LOWLANDS           |         |           |     |       |                 |     |      |     |  |
|                    |         | (16)      |     |       | (3)             | (3) | (18) | (5) |  |
| Farmlands          | 2000-01 | 10        | 40  | 20    | 2               | 1   | 1    | -   |  |
| Mosaic of habitats | 2001-02 | -         | 45  | 23    | 3               | 1   | 3    | -   |  |
| Rural areas        | 1996-01 | 6         | 20  | 10    | -               | -   | c15  | 5   |  |
| TOTAL              |         | 89        | 506 | 272   | 208             | 4   | 27   | 6   |  |

The Common Swift is common throughout Lesotho, mainly in foothills along the sandstone cliffs, and in some larger river canyons, like Senque, Senquenyane and Malibamatso, in the highlands. No attempt was, however, undertaken to quantify numbers of Common Swift, as they are very similar to the African Black Swifts *Apus barbatus*.

In the highlands, the next most numerous species was the Common Sandpiper. It was restricted to larger rivers, where 2.1 birds per 10 km were recorded. The records were concentrated in the austral mid-summer. Allan (1999) recorded even lower density of wintering Sandpipers on Malibamatso (27 km) on 3 March 1991 (0.4 birds/10 km) and slightly higher density (2.6 birds/10 km) on the same river (15.5 km) on 11 February 1996. It seems to be equally uncommon in the lower Senque, where a density of 1.9 birds/10 km has been recorded (Table 2). In the lowland rivers, it has not been recorded at all.

The wintering sandpipers are sometimes accompanied in the river valley habitat by *Tringa*-species, which are, however, far less common. Only three species were recorded to date: Marsh Sandpiper, Greenshank (one individual) and Wood Sandpiper.

The Willow Warbler belongs to the common Palearctic species in Lesotho. In the highlands, it was associated mainly with indigenous *Salix suberecta* growing along some water courses and with the alien *S. babylonica* willows growing on the banks of some larger rivers (e.g. Senque, Senquenyane and Malibamatso). In the lowlands it was associated both with willows and the Australian *Acacia dealbata* bushes, usually close to dams or water courses that were the most often utilized habitats. The Willow Warbler is an elusive species that does not sing during October through February, so numbers are probably underestimated. In March, when its song activity becomes high (Kopij 2009), it proved to be common where counts were conducted. For example, in the rural setting of the Roma campus (82 ha) a density of 11–19.5 singing males per 100 ha was recorded (Kopij 2009). Most Willow Warblers wintering in Lesotho belong to the *P. t. acredula* subspecies, widely spread in northern Europe and Siberia (Ambrose & Maphisa 1999, Kopij 2009).

The Spotted Flycatcher was found to be an uncommon migrant to Lesotho. It was recorded only in rural habitats, only in a few villages in the lowlands and one in Senque Valley. Even in intensively investigated areas, such as Roma, Morija and Maseru, which are abundant in suitable foraging habitats, only single birds were recorded (Kopij

2000, 2001a, 2006a). No indigenous flycatchers occur in such habitats (Kopij 2006b).

It is interesting to note that the Palearctic swallows are uncommon, and no record was made during my line transects. No large roosting flocks, known from the neighbouring Free State (Kopij 2000b, Nuttall 2003), have ever been recorded in Lesotho. No *Sylvia*-species have ever been recorded in the country (Osborne & Tigar 1990, Bonde 1993, Hockey et al. 2005), although suitable habitats are available.

#### *Survey of Lesser Kestrel and Amur Falcon*

I have collected data about two common species that were not recorded along the transects, namely Lesser Kestrel and Amur Falcon (Table 3). The number of wintering Lesser Kestrels was estimated at 2500–2800 in eight roosting sites, while that of wintering Amur Falcons at 850–900 in eight roosting sites. Both species prefer farmlands dominated by maize cultivation in the lowlands. Most Lesser Kestrels and Amur Falcons were recorded in the lowlands and in Senque Valley, a few were also observed in the highlands (Table 3). The Amur Kestrels originate from eastern Asia and the Lesser Kestrels mainly from Kazakhstan and southern Russia (Hockey et al. 2005).

#### *Phenology*

Data on phenology (Table 4) indicate that most Palearctic species reach Lesotho quite late. Two species were first observed in August, Little Stint and Common Ringed Plover, and two in September, Ruddy Turnstone and White Stork. The first arrival date of the remaining species was evenly distributed during October, November and December. The species with the latest arrival date was European Golden Oriole. It has also been reported to have arrived in July (Bonde 1993), but this is a doubtful record. The dates given in Table 4 are of course extreme dates that do not show the main arrival periods. The most common Palearctic species, Lesser Kestrel, Amur Falcon and White Stork have their main arrival period in the end of December and depart mainly in February.

#### **A review of the occurrence of Palearctic migrants in Lesotho**

No attempt has been hitherto made to classify Palearctic migrants in Lesotho, and not even the status and abundance of more common migrant

Table 4. Earliest and latest dates of observations for Palearctic migrants in Lesotho.  
*Tidigaste och senaste datum för observation av palearktiska flyttfåglar i Lesotho.*

| Species                       | Earliest date          | Latest date          | Source                       |
|-------------------------------|------------------------|----------------------|------------------------------|
| <i>Coracias garrulus</i>      | 05.12.1999: Roma       | -                    | G. Kopij in AM1999           |
| <i>Ciconia ciconia</i>        | 22.09.1984: Roma       | -                    | Kopij 2001                   |
| <i>Buteo buteo</i>            | 22.10.1999: Roma       | 09.03.1998: Roma     | G. Kopij                     |
| <i>Falco naumanni</i>         | 26.10.1995: Roma       | 09.04.1998: Roma     | AM 1999                      |
| <i>Falco amurensis</i>        | 19.10.2001: Roma       | 07.04.1998: Roma     | Kopij 2012                   |
| <i>Calidris minuta</i>        | 09.08.1971: Roma       | -                    | -                            |
| <i>Actitis hypoleucos</i>     | 22.12.2001: Mokhotlong | -                    | G. Kopij                     |
| <i>Tringa glareola</i>        | -                      | 23.02.1998: Maseru   | G. Kopij                     |
| <i>Tringa stagnatilis</i>     | -                      | April 1987           | Bonde 1993                   |
| <i>Numenius arquata</i>       | 16.10.1966: Roma       | -                    | MacLeay in AM1999            |
| <i>Arenaria interpres</i>     | 30.09.1973: Maseru     | -                    | D. Halsted                   |
| <i>Charadrius hiaticula</i>   | 26.08.1973: Maseru     | -                    | N.A.L. Lexander (Bonde 1993) |
| <i>Chlidonias hybridus</i>    | -                      | 18.02.1973: Maseru   | N.A.L. Lexander              |
| <i>Delichon urbica</i>        | 29.11.1992: Roma       | 24.03.1996: Roma     | AM1999                       |
|                               |                        | 27.04.2000: Matsieng | G. Kopij                     |
| <i>Oriolus oriolus</i>        | 25.12.1996: Roma       | 24.03.1998: Roma     | G. Kopij                     |
|                               | 17.07.1964?: Maseru    |                      | Bonde 1993                   |
| <i>Lanius minor</i>           | 27.11.1966             | -                    | AM1999                       |
| <i>Lanius collurio</i>        | 13.10.1965: Roma       | 06.04.1997: Roma     |                              |
| <i>Muscicapa striata</i>      | -                      | 24.03.2000: Roma     | G. Kopij                     |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | 07.11.1999: Roma       | 02.04.2000: Roma     | G. Kopij                     |

Explanation: AM1999 refers to Ambrose & Maphisa 1999.

species has been assessed (Bonde 1993). Based on my own quantitative studies and records from literature, the Palearctic species wintering in Lesotho can be divided into four groups:

*Common (recorded yearly and numerous [>100 birds])*

White Stork *Ciconia ciconia*, Lesser Kestrel *Falco naumanni*, Amur Falcon *Falco amurensis*, Common Sandpiper *Actitis hypoleucos*, Wood Sandpiper *Tringa glareola*, European (or Common) Black Swift *Apus apus*, Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*.

*Fairly common (recorded yearly, but not numerous [<100 birds])*

Steppe Buzzard *Buteo vulpinus*, Common Green-shank *Tringa nebularia*, European Golden Oriole *Oriolus oriolus*, Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus*, Spotted Flycatcher *Muscicapa striata*, House Martin *Delichon urbica*, Barn Swallow *Hirundo rustica*, Sand Martin *Riparia riparia*.

*Occasional visitors (1–5 records; 1992–2002)*

European Roller *Coracias garrulus*, European Cuckoo *Cuculus canorus*, European Nightjar *Caprimulgus europaeus*, Marsh Sandpiper *Tringa*

*stagnatilis*, Little Stint *Calidris minuta*, Curlew Sandpiper *Calidris ferrugineus*, Common Ringed Plover *Charadrius hiaticula*, Little Ringed Plover *Charadrius dubius*, Red-backed Shrike *Lanius collurio*, Arctic Tern *Sterna paradisaea* (Allan 1999), White-winged Tern *Chlidonias leucoptera*, European Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*.

*Vagrants in the past (before 1991):*

Corncrake *Crex crex*: 16.02.1907, Maseru (Winterbottom 1964);

Ruff *Philomachus pugnax*: 26.01.1973, Roma (Ambrose & Maphisa 1999);

Curlew *Numenius arquata*: 16.10.1966, Roma (MacLeay in Ambrose & Maphisa 1999);

Ruddy Turnstone *Arenaria interpres*: 30.09.1973, Maseru (D. Halsted in Bonde 1993);

Whiskered Tern *Chlidonias hybrida*: 18.02.1973, Maseru (N.A.L. Lexander in Bonde 1993);

Lesser Grey Shrike *Lanius minor*: 27.11.1966, Roma (MacLeay in Ambrose & Maphisa 1999).

## References

- Alerstam, T. 1990. *Bird Migration*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Allan, D.G. 1999. Mega-developments and birds: The water-birds impacted by the Lesotho Highlands Water Scheme as an example. In: Adams, N.J. & Slotow, R.H. (eds) *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr.*, Durban: 1556–1578. Johannesburg: BirdLife South Africa.
- Ambrose, D., Talukdar, S., Pomela, E. M. 2000. *Biological diversity in Lesotho. A country study*. Maseru: National Environmental Secretariat.
- Ambrose, D., Maphisa, D.H. 1999. *Guide to the birds of the Roma Campus, National University of Lesotho*. Lesotho, National University of Lesotho Publishing House.
- Bonde, K. 1993. *Birds of Lesotho: a guide to distribution past and present*. University of Natal Press, Pietermaritzburg.
- Cowling, R.M., Hilton-Taylor, C. 1994. Patterns of plant diversity and endemism in southern Africa: an overview. *Sterilizia*, 1: 31–52.
- Hockey, P.A.R., Dean, W.R.J., Ryan, P.G., Maree, S. (eds.) 2005. *Roberts' Birds of Southern Africa*. Cape Town: John Voelcker Bird Book Fund.
- Kopij, G. 2000. Birds of Maseru. *NUL Journal of Research* 8: 104–151.
- Kopij, G. 2001a. *Birds of Roma Valley, Lesotho*. Roma (Lesotho): Department of Biology, National University of Lesotho. 40 pp.
- Kopij, G. 2001b. *Atlas of birds of Bloemfontein*. Roma (Lesotho), National University of Lesotho; 48 pp.
- Kopij, G. 2006a. Bird assemblages in natural and urbanized habitats in Morija area, Lesotho. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, nr 548, Biologia i Hodowla Zwierząt*, 54: 69–77.
- Kopij, G. 2006b. *The structure of assemblages and dietary relationships in birds of South African grasslands*. Wrocław, Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu; 128 pp.
- Kopij, G. 2009. Territoriality in the Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* in its winter quarter in Lesotho. *Ornis Svecica* 19: 50–54.
- Kopij, G. 2012. Changes in numbers of Lesser Kestrels *Falco naumanni* and Amur Falcons *Falco amurensis* at a winter roost in Lesotho. *Bull. ABC* 19(2): 160–165.
- Nuttall, R. 2003. The Bloemfontein Swallow Project: 2001–2003. *Afring News* 32: 12–15.
- Moreau, R.E. 1972. *The Palaearctic – African bird migration systems*. Academic Press, London.
- Osborne, P.E. & Tigar, B.J. 1990. *The status and distribution of birds in Lesotho*. Newbury (U.K.): Nature Conservation Bureau.
- Salewski, V. & Jones, P. 2006. Palearctic passerines in Afro-tropical environment: a review. *J. Orn.* 147: 192–201.
- Winterbottom, J.M. 1964. Some ms. notes on Basutoland birds by P. Murray. *S. Afr. Avif.* Ser. 21: 1–10.

## Sammanfattning

Mer än fyra miljarder fåglar av två hundra arter från Paläarktisk övervintrar i Afrika. Det finns flera gradienter av fågelrikedom. En av dessa är sjunkande

antal arter och individer längst i söder. Men ännu i Kapprovinsen finns paläarktiska övervintrare. En annan gradient går från lågland till högland. Båda gradienterna är aktuella i Lesotho som ligger i södra Afrikas högland och är en enklav i Sydafrikanska republiken. Biotopen är huvudsakligen gräsmarker utan träd och med talrika dalgångar med vattendrag kantade av buskage. Landet är 30 000 kvadratkilometer och har två miljoner innevånare som främst lever av jordbruk och boskap. Frånvaron av skogar innebär att skoglevande paläarktiska flyttfåglar saknar lämpliga biotoper även om de kan nå området.

Under åren 1996–2002 studerade jag övervintande paläarktiska fågelarter och försökte kartlägga deras förekomst, biotopval och fenologi. Det viktigaste arbetet bestod i kvantitativa linjetaxeringar i olika biotoper och höjdlägen på många olika håll i landet. En karta med dalgångarna och de inventerade sträckorna markerade finns i Figur 1. Utöver resultaten från mina egna inventeringar ger jag också en sammanställning av förekomsten av alla påträffade paläarktiska flyttfåglar i Lesotho.

Resultaten från linjetaxeringarna återfinns i Tabell 1 och 2. Totalt noterades åtta paläarktiska arter längs de 747 km som transekterna tillsammans omfattade: vit stork, stäppvråk (den östliga långflyttande rasen *vulpinus* av ormvråk, ofta betraktad som egen art), drillsnäppa, grönbena, dammsnäppa, tornseglare, lövsångare och grå flugsnappare. Storken var den vanligaste arten både i floddalarna och utanför dessa. Normalt finns arten främst i höglandet tillsammans med kor och får, och jag har observerat minst fem hundra vid andra tillfällen än under linjetaxeringarna. Tornseglaren förekommer i Lesotho, men på grund av att den är svår att skilja från den afrikanska *Apus barbatus* uteslöts den från inventeringen. Lövsångaren var den vanligaste av de två tättingarna och påträffades främst i videbuskage längs vattendrag och dammar, i låglandet även i akaciabuskar. Lövsångaren lever rätt undan gömt och har antagligen underskattats. Det visade sig i mars då den började sjunga och hävda revir inför den förestående flyttningen. Grå flugsnapparen var fåtalig och observerades bara vid bebyggelse. Frånvaron av paläarktiska svalor är värd att framhålla eftersom stora övernattningsplatser är kända nära utanför Lesotho.

I Tabell 3 har jag sammanställt förekomsten av rödfalk och amurfalk. Åtta lokaler med minst endera arten redovisas med 2500–2800 rödfalkar och 850–900 amurfalkar. Båda arterna föredrog jordbruksområden som dominerades av majsodlingar.

Här följer en förteckning över alla paläarktiska

flyttfåglar som observerats i Lesotho. Årliga och allmänna (fler än 100 individer per år) arter är vit stork, rödfalk, amurfalk, drillsnäppa, grönbena, tornseglare och lövsångare. Årliga och måttligt vanliga (färre än 100) är stäppvråk, gluttsnäppa, sommargylling, trastsångare, grå flugsnappare, hussvala, ladusvala och backsvala. Fåtaliga (1–5) är blåkråka, gök, nattskärna, dammsnäppa, småsnäppa, spovsnäppa, större strandpipare, mindre strandpipare, törnskata, silvertärna, vitvingad tärna och sävsångare.

Fenologiska data är sammanställda i Tabell 4. Fåglarna anländer relativt sent till Lesotho men

första observationerna har stor spridning, från augusti till december. Tabellen anger naturligtvis extremdatum och visar inte huvudperioderna för vistelse i landet. Exempelvis anländer huvuddelen av rödfalkarna, amurfalkarna och vita storkarna i slutet av december och flyttar bort i februari.

Sammanfattningsvis är således den paläarktiska fågelfaunan i Lesotho artfattig och de flesta arter saknas eller är sällsynta. Tiden de vistas i Lesotho är ofta kort, bara ett par månader. Lesotho kan dock vara ett viktigt område för vit stork, rödfalk och amurfalk.

## Dynamiken i smålommens *Gavia stellata* val av häckningslokaler – övergivande, ny- och återetableringar

*Dynamics of breeding site choice of Red-throated Loon Gavia stellata – abandonments, new establishments and reoccupations*

MATS O.G. ERIKSSON & MATTI ÅHLUND

---

### Abstract

---

Red-throated Loons *Gavia stellata* have disappeared from breeding sites regularly used in the mid-1990s, but it is not clear if this reflects a population decline or movements to other sites. Therefore, we searched for potential breeding sites, including sites with old records, in three regions in southern Sweden, where it was possible to repeat surveys conducted in the past. A pattern of abandonment and return to breeding sites was verified; around 30% of the sites were abandoned over a 10-year period, but the loss was largely compensated by establishment at new sites or return to sites used in the past. But almost one quarter of the sites were used in about 75% of the breeding seasons across a period of more than 30 years.

Annual breeding success at these sites did not differ from that at the other, less frequently used sites. However, the most continuously used sites produce a larger total of young than other sites and are therefore important for long-term recruitment. They should be identified and prioritised for protection and management.

*Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult, Tommeredsvägen 23, 437 92 Lindome.*

*E-mail: eriksson.tommered@telia.com.*

*Matti Åhlund, Hemmetvägen 24, 452 96 Strömstad.*

*E-mail: matti.ahlund@telia.com.*

---

Received 5 May 2013, Accepted 11 October 2013, Editor J. Waldenström

Smålommen *Gavia stellata* har länge uppmärksamats i det svenska fågelskyddsarbetet mot bakgrund av farhågor för en långsiktigt minskande trend och en låg unproduktion (t.ex. Eriksson 2010). Hotbilden är komplex och innefattar bland annat direkt eller indirekt påverkan av markavvattning vid häckningstjärnarna och utglesade bestånd av bytesfisk (främst laxartad och mörtartad fisk) i fiskevattnen.

Mot denna bakgrund initierades *Projekt LOM* 1994 gemensamt av Sveriges Ornitologiska Förening och Svenska Naturskyddsföreningen. Kärnverksamheten har sedan dess varit att inventera och fastställa häckningsutfallet för storlom och smålom (se Eriksson 2012 för en sammanställning för perioden 1994–2011). Inom ramen för inventeringarna har flera rapportörer noterat att många smålomstjärnar som var regelbundet bebodda av häckande fåglar under mitten och slutet av 1990-talet har stått tomma under senare år, men det har varit oklart om detta beror på en minskning av populationens storlek eller på en omflyttning till andra häckningstjärnar.

Det finns indikationer på att en reell minskning har ägt rum. Vid en återupprepning av en inven-

tering av smålomsbeståndet i Sunne kommun i Värmland fann man att antalet häckande par minskat från 30–35 par under 1980-talet till ungefär 25 par 2005 (Schützer & Schütt 2005). Inventeringarna inom Projekt LOM visar att smålommens häckningsframgång kan ha varit för låg för att kompensera för den årliga dödligheten på Sydsvenska Högländet och i artens svenska kärnområde i Svealand, medan häckningsutfallet har varit bättre i Norrland (Eriksson 2012).

Det är en allmänt spridd uppfattning att det sydsvenska smålomsbeståndet har varit på tillbakagång under lång tid (t.ex. Svensson et al. 1999, sid. 22–23), men trenden under de senaste årtiondena är svårtydd och motsägelsefull. Det svenska smålomsbeståndet minskade med 10–19% över en period på ungefär 30 år från mitten av 1970-talet och framåt, men minskningen avstannade mot slutet av denna period (Ottvall et al. 2008). Resultaten från Svensk Fågeltaxering visar att smålommen har ökat i landets norra delar under de senaste årtiondena, medan det finns en antydd men ej statistiskt säkerställd minskning i södra Sverige (Lindström & Green 2013).

För att öka kunskapen om smålommens be-

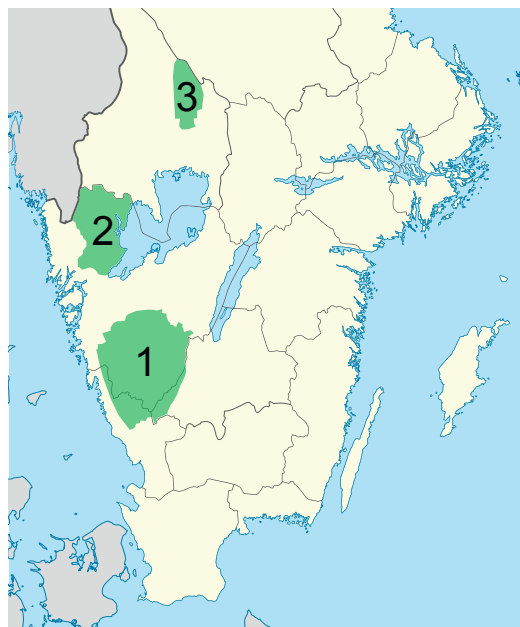


Smålomsförälder med två snart flygga ungar i en häckningstjärn i Dalsland. Foto: Matti Åhlund.  
*Red-throated Loon parent with two soon fledged chicks at a breeding site in the province of Dalsland. Photo: Matti Åhlund.*

ståndsutveckling beslöt Projekt LOM att komplettera det ordinarie fältarbetet med eftersök av smålommar på potentiella häckningslokaler i södra och mellersta Sverige, inklusive återbesök av ”gamla” häckningslokaler för arten, med syftet att belysa följande frågeställningar:

- Har det skett en reell tillbakagång i landet södra och mellersta delar?
- Har artens försvinnande från en del häckningslokaler kompenseras genom åter- eller nyetablering i andra häckningstjärnar?

Fältarbetet genomfördes i tre undersökningsområden (Figur 1): (1) Eftersök av häckande smålommar i ett område i sydvästra Sverige, där två undersökningar av smålommens häckningsframgång och val av häckningslokaler tidigare har utförts (Eriksson et al. 1988, Eriksson & Johansson 1997). Fältarbetet utfördes 2009–2011. Det omfattade återbesök vid lokaler med gamla fynduppgifter, samt besök vid småsjöar och tjärnar utan tidigare information om häckande smålommar men som bedömts vara lämpliga vid studier av kartor m.m. (2) Jämförelse av smålommens förekomst i Dalsland under perioden 1944–1962, med ledning av Nils-Gerhard Karviks originalanteckningar från hans inventeringar av vertebratfaunan i landskapet (Karvik 1964), och den period då Projekt LOM



Figur 1. Undersökningsområdena: 1. Sydvästra Sverige, 2. Dalsland, 3 Hagfors kommun.  
*The study areas: 1. South-western Sweden, 2. Dalsland, 3. Hagfors Municipality.*

arbetat, 1994–2012, dvs. ett halvsekel senare. (3) Återbesök av huvuddelen av de lokaler i Hagfors kommun i Värmland som ingick i en kommuntäckande inventering 1995 (Borgström 1996). Fältarbetet utfördes 2010. I det följande redovisas metodik och resultat separat för vart och ett av de tre undersökningsområdena.

### Sydvästra Sverige

Undersökningsområdet omfattade Bollebygd, Borås, Herrljunga, Härryda, Lerums, Marks, Mölndals, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamns och Vårgårda kommuner i Västra Götalands län, de inre delarna av Falkenbergs, Kungsbacka och Varbergs kommuner i Hallands län, samt den del av Gislaveds kommun i Jönköpings län som ligger väster om riksväg 26.

För huvuddelen av det aktuella området finns en ganska god (om än inte komplett) bild av förekomsten av smålom från ungefär 1940-talet och framåt, främst genom en enkät som dåvarande Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening gjorde (men aldrig publicerade) i början av 1980-talet, och det inventeringsarbete som föreningen därefter utförde fram till början av 1990-talet (t.ex. Eriksson & Johansson 1997). Från omkring 1980 bedömdes underlaget vara av tillräcklig kvalitet för analyser av förekomsten av smålom på olika häckningsplatser på basis av 10-årsintervall.

Fältarbetet har totalt omfattat 149 småsjöar och tjärnar. Vid undersökningens början 2009 fanns uppgifter om häckande smålommar, utan någon tidsbegränsning bakåt, för 84 av tjärnarna, varav huvuddelen (78 tjärnar, 93%) har ingått i undersökningen. Drygt hälften (52%) av de undersökta tjärnarna var alltså kända som häckningsplatser för smålom när fältarbetet påbörjades.

### Metodik

Förekomsten av smålom bestämdes genom att de 149 tjärnarna besöktes vid minst två tillfällen under minst ett av åren 2009, 2010 och/eller 2011, med ett första besök omkring 1 juni ( $\pm$  två veckor) för eftersök av par och ruvande fåglar och ett andra besök omkring 15 juli ( $\pm$  två veckor) för eftersök av ungar. Tjärnar utan smålommar vid det första besöket besöktes även under den andra perioden, för att minska risken att förbise ruvande fåglar eller sent påbörjade häckningar. Vid observation av smålommar anpassades antalet fortsatta besök till behovet av uppföljning av häckningsresultatet och av ungaras tillväxt. Fältarbetet gjordes med sam-

ma metod som inom de ordinarie inventeringarna i Projekt LOM, dvs. med noteringar om förekomsten av smålommar (ensamma, i par eller andra grupperingar), eventuella kriterier på häckning (t.ex. parning, bo, ägg, ruvande fågel) samt förekomsten av ungar (antal, storleksklass; se bilaga 1 i Eriksson 2010 för detaljer).

Resultatet för 2009–2011 har ställts i relation till uppgifter om förekomsten av häckande smålommar under minst ett år före 1979 samt 10-årsperioderna 1979–1988, 1989–1998 och 1999–2008. Dynamiken i smålomsbeståndet, dvs. hur omfattande omflyttningen mellan olika tjärnar har varit, undersöktes genom att jämföra två på varandra följande 10-årsperioder och avstämningar av i vilken utsträckning samma tjärnar var bebodda under minst ett år under båda 10-årsperioderna.

Tillgången till informationen från tidigare år varierar mellan de undersökta tjärnarna; en del av dem har kontrollerats ganska regelbundet (ibland årligen) under de senaste årtiondena, medan andra har besökts mera sporadiskt. Det finns alltså en risk att ett fåtal tjärnar har felaktigt bedömts sakna häckande smålommar, speciellt för perioden före 1979. Bedömningar och slutsatser grundar sig således inte på ett helt perfekt underlag utan på ”bästa tillgängliga” information.

”Tjärnar med en lång häckningskontinuitet” definierades som sådana där häckning fastställdes före 1979 och därefter under varje 10-årsperiod samt under perioden 2009–2011. De jämfördes med övriga tjärnar med avseende på häckningsutfallet och procentandelen år med häckning, men med följande restriktioner i urvalet: Endast tjärnar med tillräcklig information för att möjliggöra en bedömning om häckning sannolikt hade ägt rum för minst tio år under perioden 1994–2011, och med information om häckningsutfallet under minst fem år under samma period, ingick i jämförelsen. Det genomsnittliga häckningsutfallet beräknades som medelantalet stora ungar per par och år, enligt den metod som används generellt inom Projekt LOM (för detaljer, se bilaga 1 i Eriksson 2010). Referensperioden 1994–2011 betingades av att inventeringarna inom Projekt LOM påbörjades 1994, och att det fanns bättre tillgång på användbar information fr.o.m. detta år, jämfört med tidigare.

### Resultat

Förekomsten av häckande smålommar 2009, 2010 och/eller 2011 i relation till uppgifter om häckningar under tidigare år fördelade sig enligt följande för de 149 undersökta tjärnarna: 35 tjärnar med



Tabell 1. Detaljresultat för sydvästra Sverige.  
Detailed results for south-western Sweden.

|  |  |
|--|--|
| <p>a) Häckningar före 2009 vid de 35 tjärnarna med fastställd häckning 2009–11.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 23 tjärnar (66 %) med häckning under minst ett år under perioden 1999–2008.</li> <li>• 4 tjärnar (11 %) med häckning under minst ett år under perioden 1989–1998 men utan uppgifter om häckning därefter.</li> <li>• 2 tjärnar (6 %) med häckning minst ett år under perioden 1979–1988 men utan uppgift om häckning därefter.</li> <li>• 6 tjärnar (17 %) utan uppgifter om häckning före 2009.</li> </ul>   | <p>a) <i>Breeding before 2009 at the 35 tarns with breeding confirmed 2009–11.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>23 tarns (66 %) with breeding confirmed at least once during the period 1999–2008.</i></li> <li>• <i>4 tarns (11 %) with breeding confirmed at least once during the period 1989–1998 but not thereafter.</i></li> <li>• <i>2 tarns (6 %) with breeding confirmed at least once during the period 1979–1988 but not thereafter.</i></li> <li>• <i>6 tarns (17 %) without any information about breeding before 2009.</i></li> </ul>   |
| <p>b) Tidigast kända häckning vid de 35 tjärnarna med häckning 2009–2011:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 6 tjärnar (17 %) med tidigaste kända häckning under perioden 1999–2008.</li> <li>• 6 tjärnar (17 %) med tidigaste kända häckning under perioden 1989–1998.</li> <li>• 6 tjärnar (17 %) med tidigaste kända häckning under perioden 1979–1988.</li> <li>• 11 tjärnar (31 %) med tidigaste kända häckning före 1979; 8 (23 %) av dem med en obruten häckningskontinuitet från tiden före 1979 t.o.m. perioden 2009–2012.</li> <li>• 6 tjärnar (17 %) utan uppgifter om tidigare häckning.</li> </ul>  | <p>b) <i>Earliest known breeding at the 35 tarns with breeding confirmed 2009–2011</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>6 tarns (17 %) with the earliest confirmed breeding during the period 1999–2008.</i></li> <li>• <i>6 tarns (17 %) with the earliest confirmed breeding during the period 1989–1998.</i></li> <li>• <i>6 tarns (17 %) with the earliest confirmed breeding during the period 1979–1998.</i></li> <li>• <i>11 tarns (31 %) with the earliest confirmed breeding before 1979; eight (23 %) of them with a long breeding continuity from before 1979 until 2009–11.</i></li> <li>• <i>6 tarns (17 %) without any information about previous breeding.</i></li> </ul>        |
| <p>c) Häckningar före 2009 vid de 19 tjärnarna med observation av smålom men ingen fastställd häckning 2009–11.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 6 tjärnar (32 %) med häckning under minst ett år under perioden 1999–2008.</li> <li>• 2 tjärnar (11 %) med häckning under minst ett år under perioden 1989–1998 men utan uppgifter om häckning därefter.</li> <li>• 2 tjärnar (11 %) med häckning under minst ett år under perioden 1979–1988 men utan uppgifter om häckning därefter.</li> <li>• 1 tjärn (5 %) med häckning under minst ett år före 1979 men utan uppgifter om häckning därefter.</li> <li>• 8 tjärnar (42 %) utan uppgifter om häckning före 2009.</li> </ul> | <p>c) <i>Breeding before 2009 at the 19 tarns with records of Red-throated Loon but no breeding confirmed 2009–11</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>6 tarns (32 %) with breeding at least once during the period 1999–2008.</i></li> <li>• <i>2 tarns (11 %) with breeding at least once during 1989–1998 but no information about breeding after that</i></li> <li>• <i>2 tarns (11 %) with breeding at least once during 1979–1988 but no information about breeding after that.</i></li> <li>• <i>1 tarn (5 %) with breeding at least once before 1979 but no information after that.</i></li> <li>• <i>8 tarns (42 %) without any information about breeding before 2009.</i></li> </ul> |

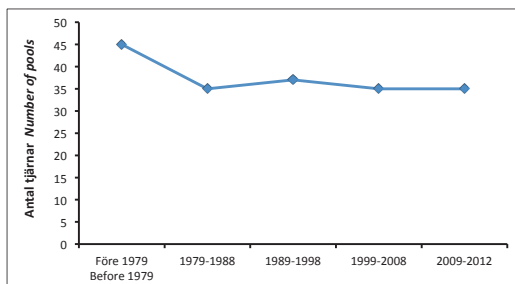
häckning minst ett år under perioden 2009–2011 (dessutom noterades under fältarbetet smålommar i ytterligare 19 tjärnar), 50 tjärnar utan fastställd häckning under perioden 2009–2011, men med uppgifter om häckning tidigare år, och 64 tjärnar utan fastställd häckning under perioden 2009–2011 och utan uppgifter om häckning tidigare år.

Inventeringsresultatet antyder att det förekommer både åter- och nyetableringar. Bland de 35 tjärnarna med häckning minst ett år under perioden 2009–2011 noterades två tredjedelar av de häckande paren i tjärnar som nyttjats för häckning minst ett år eller (i flertalet fall) flera år under den föregående 10-årsperioden, medan sex par (17%) häckade vid tjärnar dit smålommen bedömts ha återkommit efter att de stått tomma under ett antal år. Ytterligare sex par häckade vid tjärnar utan information om tidigare häckningar överhuvudtaget (Tabell 1a).

Den tidigast kända häckningen inträffade före 1979 för närmare en tredjedel av tjärnarna, och nästan en fjärdedel hade därefter nyttjats regelbundet av häckande smålommar under den senaste 30-årsperioden (Tabell 1b). Dessa tjärnar representerar en lång häckningstradition över flera decennier i några fall. Å andra sidan skedde en annan tredjedel av häckningarna i tjärnar utan uppgifter om tidigare häckningar eller med den tidigast kända häckningen under den närmast föregående 10-årsperioden. För flertalet av dessa bedömer vi att det har varit fråga om nyetableringar.

För de 19 tjärnarna där smålom sågs under fältarbetet 2009, 2010 och/eller 2011 utan att häckning kunde fastställas, avsåg över hälften av observationerna tjärnar med tidigare uppgifter om häckningar. För en tredjedel av dem gällde att häckning hade noterats under minst ett år under den senaste 10-årsperioden (Tabell 1c).

Totala antalet tjärnar med häckning fastställd för minst ett år under de olika 10-årsperioderna samt för perioden 2009–2012 låg på en ganska konstant



Figur 2. Antalet tjärnar med fastställd häckning i sydvästra Sverige.

*Number of tärns with confirmed breeding in south-western Sweden.*

nivå på 35–37 tjärnar, medan det ackumulerade antalet före 1979 var högre, 45 tjärnar (Figur 2). Det högre antalet före 1979 kan möjligen återspegla en större häckningspopulation under årtiondena närmast före 1980 jämfört med senare, men kan också förklaras av att uppgifter ackumulerats över en längre tid före 1979. Den till synes stabila nivån efter 1979 är mer svårtolkad och resultatet utesluter inte en fortsatt minskning. En reell minskning kan ha mörkats av en ökad fältornitologisk verksamhet under de senaste årtiondena och därmed ökade chanser att hitta häckande smålommar.

Däremot har det skett en omfördelning av häckningstjärnarna under den senaste 30-årsperioden. Materialet möjliggjorde två jämförelser mellan två på varandra följande 10-årsperioder. Från en 10-årsperiod till nästa övergavs ungefär 30% av tjärnarna. Förlusterna tycks ha kompensats genom åter- och nyetableringar, med reservation för att enstaka nyupptäckta lokaler kan ha hyst smålomspår som häckat men förblivit oupptäckta sedan längre tid tillbaka (Tabell 2).

Jämförelsen mellan tjärnar med lång häckningskontinuitet och övriga tjärnar visade att det årliga häckningsutfallet låg på samma nivå för par i båda

Tabell 2. Omfördelningen av häckande smålommar mellan två på varandra följande tioårsperioder i sydvästra Sverige.

*Table 2. The redistribution of breeding Red-throated Loon between two consecutive 10-year periods in south-western Sweden.*

| Period        | Antal tjärnar          | Fördelningen under den påföljande perioden, antal tjärnar<br><i>Distribution during the following period, number of tärns</i> |                                   |  |
|---------------|------------------------|---|-----------------------------------|--|
| <i>Period</i> | <i>Number of tärns</i> | Häckning<br><i>Breeding</i>   | Ej häckning<br><i>No breeding</i> | Ny- eller återetableringar<br><i>New establishments or reoccupations</i> |
| 1979-88       | 35                     | 23 (66 %)   | 12 (34 %)                         | 14   |
| 1989-98       | 37                     | 27 (73 %)   | 10 (27 %)                         | 8  |

Tabell 3. Jämförelse mellan tjärnar med lång häckningskontinuitet och övriga tjärnar i sydvästra Sverige, 1994–2011.

*Comparison between tarns with a long breeding continuity and other tarns in south-western Sweden, 1994–2011.*

|  | Lång kontinuitet<br><i>Long continuity</i> |   | Övriga<br><i>Other</i>         |    | Mann-Whitney<br><i>U-test</i> |                                     |
|--|--|---|--------------------------------|----|-------------------------------|-------------------------------------|
|  | Medel-<br>värde<br><i>Mean</i>             | N | Medel-<br>värde<br><i>Mean</i> | N  | U                             | p<br>tvåsidigt<br><i>two-tailed</i> |
| %-andel år med häckning<br><i>% years with breeding</i>  | 74 %                                       | 7 | 35%                            | 21 | 20                            | = 0,005                             |
| Medelantal stora ungar<br>per par och år<br><i>Mean number of large chicks<br/>per pair and year</i> | 0,87                                       | 6 | 0,95                           | 8  | 20,5                          | ej sign.<br><i>N.S.</i>             |

kategorierna av tjärnar. Däremot nyttjades tjärnarna med en lång häckningstradition mera frekvent; i genomsnitt under tre av fyra år, jämfört med häckning ungefär vart tredje år för de övriga (Tabell 3). Även om medelantalet ungar per påbörjad häckning inte särskiljde sig, torde antalet ungar ändå ha blivit större för tjärnarna med en lång häckningstradition sett över en period på ett antal år, eftersom dessa tjärnar nyttjats i genomsnitt dubbelt så ofta för häckning.

### Dalsland

Undersökningen omfattade landskapet Dalsland, eller mera exakt Bengtsfors, Dals-Eds, Färgelanda, Melleruds och Åmåls kommuner samt nordvästra delen av Vänersborgs kommun.

1944–1962 genomförde Nils-Gerhard Karvik en inventering av vertebratfaunan i landskapet. Projekt LOM har kunnat ta del av inskannade kopior av de originalanteckningar som låg till grund för hans avhandling i ämnet (Karvik 1964). På så vis blev det möjligt att jämföra förekomsten av smålom i landskapet över ett halvsekel genom att ställa Karviks material för 18-årsperioden 1944–1962 mot information som i huvudsak samlats in av Projekt LOM under perioden 1994–2012, som likaledes omfattade 18 år.

Under de år som fältarbetet pågick besökte Karvik alla delar av landskapet, och det framgår av anteckningarna att han intervjuade och samtalade med flera personer. En del av uppgifterna var således av andrahandskaraktär redan när Karvik sammanställde sitt arbete. Vi bedömer att Karvik genom sitt eget fältarbete och tillsammans med sina sagesmän och medhjälpare täckte upp en stor del av alla tänkbara smålomslokaler i Dalsland.

### Metodik

För perioden 1944–1962, och på basis av information i Karviks originalanteckningar, har alla lokaler där han gjort noteringar om fastställda häckningsplatser (bo, ägg eller ungar), eller där han har bedömt att det varit fråga om troliga häckningsplatser, räknats in som häckningslokaler för smålom.

För de lokaler som ingår i undersökningen för perioden 1994–2012 gäller att de under minst ett år skall ha besökts vid minst två tillfällen; med det första besöket kring den 1 juni ( $\pm$  två veckor) och det andra besöket den 15 juli ( $\pm$  två veckor), dvs. samma metod som tillämpades för sydvästra Sverige och således en mer strikt bedömning än vad som varit möjligt vid genomgången av Karviks anteckningar för perioden 1944–1962.

### Resultat

För perioden 1944–1962 bedömde Karvik att det häckade ungefär 40 smålomspår i Dalsland, och på en karta redovisade han 39 häckningsplatser (Karvik 1964, figur 30). Efter genomgången av hans originalanteckningar bör antalet lokaler med trovärdiga uppgifter om häckning emellertid justeras, som följer: Tre lokaler ligger strax utanför landskapet (1 i Bohuslän, 2 i Värmland). Två lokaluppgifter avser förhållandevis stora sjöar, där det är mera troligt att det rör sig om fiskevatten. Fem lokaler har vid bedömningen av Karviks egna anteckningar ansetts som tveksamma. Två lokaler, som inte redovisats på kartan, bör med ledning av anteckningarna bedömas som trovärdiga häckningsplatser.

Den nya granskningen har alltså lett fram till att trovärdiga uppgifter om häckning föreligger från minst 31 lokaler under perioden 1944–1962,

inklusive en lokal med två häckande par, alltså totalt 32 par. 21 av dessa lokaler har även besökts under minst ett år under perioden 1994–2012 och häckning kunde fastställas på fem (24%) av dessa platser. För 76% av de lokaler som redovisades av Karvik har vi alltså inte kunnat fastställa någon häckning ett halvsekel senare.

Under perioden 1994–2012 har totalt 56 tjärnar och småsjöar inventerats under minst ett år (ofta flera), varav 21 tjärnar även ingick i Karviks material. Häckning under ett eller flera år har fastställts för 29 av lokalerna, med ett par på varje lokal utom en där som mest tre par noterats under samma häckningssäsong, alltså totalt 31 par. Man bör emellertid beakta att mer strikta kriterier tillämpats för perioden 1994–2012; räknar man in tre tjärnar med förekomst av ett stationärt par under minst ett år, utan att häckning kunnat fastställas, blir det totalt 32 lokaler med 34 par.

En rent numerär jämförelse hamnar alltså på ungefär samma nivå för både antalet tjärnar med häckning och antalet par för perioderna 1944–1962 och 1994–2011. Men rimligtvis har den fältornitologiska aktiviteten varit större under perioden 1994–2012 än 50 år tidigare, och förutsättningarna att hitta flertalet av häckningsplatserna i landskapet torde alltså ha varit bättre. Därför kan man inte utesluta en minskning i smålomsbeståndet sedan mitten av 1900-talet.

Det har också skett en geografisk omfördelning av häckningsplatserna. Karvik noterade smålomar vid bara fem (17%) av de 29 lokalerna med häckning under ett eller flera år under perioden 1994–2012. Vidare var en häckningstjärn, där Karvik bedömde att smålommen hade försvunnit, bebodd under perioden 1994–2012.

### Hagfors kommun i Värmland

Under häckningssäsongen 2010 återinventerade Wermlands Ornitologiska Förening huvuddelen av de lokaler som besöktes inom ramen för en kommuntäckande undersökning 1995 (Borgström 1996). Inventeringen omfattade östra delen av Hagfors kommun eller mera exakt de delar av de topografiska kartbladen 11D NO, 12D SO och 12D NO som ligger inom kommunen och svarande mot ungefär 60% av kommunens yta. Fältarbetet omfattade alla tjärnar där häckning kunde fastställas vid inventeringen 1995 i den aktuella delen av kommunen, plus ytterligare ett antal. En mer detaljerad sammanställning har publicerats i Wermlands Ornitologiska Förenings tidskrift Värmlandsornitologen (Schütt & Westerlund 2010).

### Metodik

Fältarbetet 2010 gjordes med samma metod som inom de ordinarie inventeringarna i Projekt LOM. Ett första besök gjordes under perioden 25 maj–29 juni, i först hand för eftersök av ruvande fåglar och med huvuddelen av besöken under sista veckan av maj eller början–mitten av juni (motsvarade besöket den 1 juni ± två veckor för sydvästra Sverige och Dalsland). Totalt besöktes 306 tjärnar, men flera av dem gallrades bort efter att de bedömts som mindre attraktiva. För återstående 156 tjärnar gjordes ett andra besök under perioden 5 juli–3 augusti i samma tidsordning som det första besöket, och i första hand för eftersök av ungar. Huvuddelen av besöken gjordes under mitten av slutet av juli (motsvarande omkring 15 juli ± två veckor för sydvästra Sverige och Dalsland). För några av tjärnarna gjordes ytterligare något eller några besök för uppföljning av ungarernas överlevnad. Dessutom kompletterades fältarbetet med 20 tjärnar som inte besöktes under maj–juni.

Inventeringen 1995 utfördes med ett besök under perioden 29 juni–10 augusti, dvs. resultaten från 1995 är jämförbara med de från perioden 5 juli–3 augusti i 2010 års inventering.

### Resultat

Inventeringsresultatet tyder på att det både skett en minskning av antalet häckande par och omflyttningar mellan tjärnarna under 15-årsperioden mellan 1995 och 2010.

Både 1995 och 2010 kunde häckning av smålom fastställas vid 33 av de undersökta tjärnarna. År 1995 gjordes emellertid inget fältarbete förrän under perioden 29 juni–10 augusti, varför ett antal påbörjade häckningar som avbrutits säkerligen har missats. Hade man även 1995 gjort ett första besök under maj–juni skulle antalet tjärnar med fastställd häckning rimligtvis blivit fler. Jämförs i stället antalet tjärnar med häckning under den andra inventeringsomgången 2010 med inventeringen 1995 finner man att antalet tjärnar där häckning kunnat fastställas genom notering av ungar var 33 för 1995 och 26 för 2010, dvs. en minskning med 21%.

För 10 av de undersökta tjärnarna kunde häckning fastställas både 1995 och 2010. Detta betyder att 30% av de 33 tjärnarna där ungar noterades 1995 var bebodda även 2010 och att 38% av de 26 tjärnarna med ungar 2010 vara bebodda även 1995.

Ser man på resultatet mer i detalj finner man dessutom att minskningen har varit koncentrerad till kommunens norra och mellersta delar (kart-

bladen 12D SO och 12D NO), medan det skett en ökning i den södra kommundelen (kartbladet 11D NO). Antalet tjärnar med fastställd häckning minskade från 26 till 16 par (-38%) i den norra delen, medan antalet ökade från 7 till 10 tjärnar med fastställd häckning (+43 %) i den södra.

## Diskussion

### *Omflyttning mellan häckningsplatser och trender i det häckande beståndets storlek*

Återbesöken av smålomslokaler med fynddata som ligger något eller några årtionden tillbaka i tiden i tre skilda områden i landets södra och mellersta delar visar entydigt att det sker en kontinuerlig omflyttning mellan olika häckningstjärnar. Resultaten från sydvästra Sverige antyder att ungefär 30 % av häckningstjärnarna överges under en 10-årsperiod, medan närmare en fjärdedel torde vara "gamla" häckningslokaler som nyttjats mer eller mindre regelbundet av häckande smålommar under en period på över 30 år.

Förlusten av häckningstjärnar har till stor del kompenseras genom ny- eller återetableringar. Den minskning som flera inventerare har rapporterat om torde åtminstone till en del kunna förklaras av att smålommarna har flyttat till andra tjärnar som man inte har besökt under fältarbetet. Med hänvisning till fältarbeten i Malungs kommun i Dalarna under en 10-årsperiod (1991–2000; Dahlén & Eriksson 2002), kan man dessutom sluta sig till att smålommarna är mer benägna att överge en häckningsplats efter en misslyckad häckning och att predation torde vara den viktigaste orsaken till misslyckade häckningar, men också att tjärnarna ibland återbesätts efter några år.

I sydvästra Sverige har antalet tjärnar med fastställd häckning legat på ungefär samma nivå från omkring 1980 fram till idag, och i Dalsland kunde häckning fastställas eller bedömas som trolig för ungefär lika många tjärnar under perioden 1994–2012 som ett halvsekel tidigare. Men samtidigt har den fältornitologiska aktiviteten ökat under senare årtionden och förutsättningarna för att lokalisera tidigare upptäckta häckningsplatser har sannolikt ökat. Resultaten för sydvästra Sverige och Dalsland blir därför en aning svårbedömbara, och det kan inte uteslutas att det har skett en fortlöpande tillbakagång under mitten och slutet av 1900-talet och därefter.

I Hagfors kommun kunde man mera entydigt fastställa en minskning av antalet häckande par från mitten av 1990-talet till 2010 (Schütt & Wes-

terlund 2010). I den västra grannkommunen Sunne noterades en minskning från 30–35 par vid mitten av 1980-talet till 25 par 2005 (Schützer & Schütt 2005), alltså en tillbakagång av ungefär samma storleksordning som i Hagfors.

### *Smålomsbeståndens storlek i sydvästra Sverige och i Dalsland*

De mest aktuella skattningarna av olika fågelarters numerär på nationell och regional nivå har sammanställts i boken "Fågellarna i Sverige – antal och förekomst" (Ottooson et al. 2012). För smålommen i sydvästra Sverige redovisas skattningar för landskapen Västergötland och Halland på 35 resp. 12 par (Ottooson et al. 2012, sid. 111), vilka i sin tur bygger på bedömningar på 25–40 resp. 10–15 par av Projekt LOM (Eriksson 2010, sid. 43). För Västergötland bortfaller uppskattningsvis fem par som häckar utanför det undersökningsområde som avgränsats i den här studien, och då återstår ett häckande bestånd inom intervallet 30–45 par. Denna siffra kan ställas i relation till att häckningar kunde fastställas på 35 platser under perioden 2009–2011. För Dalsland redovisas 25 par (Ottooson et al. 2012, 25–30 par i Eriksson 2010), vilket kan relateras till att häckning fastställdes på 29 platser under minst ett år under perioden 1994–2012.

Man kan inte utan eftertanke sätta likhetstecken mellan antalet häckningsplatser och antalet häckande par. För sydvästra Sverige och Dalsland har bedömningarna gjorts på basis av antalet tjärnar med fastställda häckningar över perioder på flera år, och vi har visat att det förekommer en omflyttning mellan olika häckningsplatser. Därför kan man inte utesluta att ett och samma par har häckat vid olika tjärnar under den tidsperiod bedömningen omfattar. Likställer man antalet tjärnar med fastställd häckning med antalet häckande par kan det alltså bli en överskattning av beståndets storlek. För Hagfors kommun kan man emellertid bortse från den här problematiken i just den här studien, eftersom jämförelsen bygger på inventeringar under två enstaka år, 1995 och 2010.

Det kan också finnas ett mörkertal av häckande smålompar som undgått upptäckt, och en kvittens på detta är att Projekt LOM har informerats om två inte tidigare kända häckningsplatser i sydvästra Sverige efter att fältarbetet avslutats 2011. Slutligen förekommer det i sällsynta fall att mer än ett par häckar vid samma tjärn, eller att flera par häckar i angränsande myrgrölar på samma myrkomplex.

Trots reservationerna kan man konstatera att antalet häckningsplatser som lokaliserats un-

der inventeringsarbetet i sydvästra Sverige och i Dalsland ligger inom de intervallskattingar av de häckande beståndens storlek som tidigare har redovisats av Projekt LOM (Eriksson 2010) och i "Fågeln i Sverige – antal och förekomst" (Ottosson et al. 2012).

### *Naturvårdstillämpningar*

Ett viktigt resultat är att tjärnar med en lång häckningskontinuitet, dvs. att de har nyttjats mer eller mindre regelbundet av häckande smålommar under flera årtionden, totalt torde bidra med en förhållandevis stor del av ungproduktionen, sett över en längre tidsperiod. Visserligen skiljde sig inte det årliga häckningsutfallet för smålomspar häckande i tjärnar med en lång häckningstradition (över 30 år) från de övriga häckningstjärnarna, men däremot nyttjades de betydligt oftare för häckning; i genomsnitt tre av fyra år jämfört med ungefär vart tredje år för övriga tjärnar (Tabell 3).

De par som häckar i tjärnar med en lång tradition torde alltså spela en stor roll för smålomsbeståndets rekrytering och fortlevnad. Det är därför viktigt att dessa tjärnar lokaliseras och beaktas i det fortlöpande naturvårdsarbetet. Generella rekommendationer om att man bör undvika att placera vindkraftverk inom närområdet (upptill 1 km) kring tjärnarna, liksom i flygstråken till kringliggande fiskevatten (Eriksson 2012, Bright et al. 2006, sid. 29–34), måste speciellt beaktas för häckningstjärnar som kan antas ha nyttjats under lång tid. Man bör även undvika att bygga skogsbilvägar i närheten av tjärnarna och undvika störande verksamheter, såsom avverkningar under häckningstid, i närheten av dem. Tjärnarna med en lång häckningskontinuitet skall självfallet också beaktas vid planeringen av t.ex. anläggningar för friluftslivet, såsom vandringsleder, rastplatser och vindskydd, och de bör inte bli föremål för utsättning av fisk eller upplåtas för sportfiske.

En annan aspekt är att inventeringar inför olika typer av exploateringar, t.ex. för vindkraftsparker, ofta bara omfattar en enda häckningssäsong. Eftersom det är mer regel än undantag att häckningstjärnar, även de som nyttjats kontinuerligt i ett längre tidsperspektiv, kan vara obebodda enstaka år finns det alltså en risk att man missar viktiga häckningsplatser. Därför måste inventeringar och miljökonsekvensbeskrivningar kompletteras med uppgifter om häckningsförekomster under tidigare år och potentiella häckningstjärnar, och sådan information skall finnas med i beslutsunderlagen.

### *Lärdomar inför det fortsatta inventeringsarbetet*

Uppgifter om att smålommen har försvunnit på skilda håll kan alltså till viss del kopplas till den dynamik som normalt tycks finnas inom ramen för ett mönster där häckningsplatser överges, nytableteringar sker på annat håll och att gamla häckningsplatser återbesätts efter att ha stått tomma några år. Långsiktiga inventeringar av häckande smålommar måste alltså innefatta eftersök i småsjöar och tjärnar utan tidigare information om arten och återbesök på lokaler med gamla fynduppgifter, för att säkra att man täcker in tillräckligt många fastställda häckningar för meningsfulla bedömningar av häckningsutfallet och beståndsutvecklingen.

Detta kan emellertid te sig som en övermäktig uppgift då kartbilden även inom ett ganska begränsat område ofta kan innehålla ett stort antal (ibland något eller några 100-tal) småsjöar och tjärnar (< 1 ha). Sökarbetet kan i någon mån underlättas om man koncentrerar fältarbetet till tjärnar som med ledning av kartor och/eller flygbilder bedöms ha välutvecklade gungflystränder med lämpliga boplatser, och till närområdet och upptill ungefär 8–9 km kring kända fiskevatten (det tycks finnas ett tröskelvärde på 8–9 km för avståndet mellan boplatser och fiskevatten, även om avståndet för enstaka boplatser är längre; Eriksson 2010, sid. 52).

Parallellt eller alternativt kan man även arbeta med utgångspunkt från kända fiskevatten, genom att ta ut flygriktningarna för smålommar som lämnar sjön med bytesfisk och söka upp tänkbara småsjöar och tjärnar i den riktningen. Om samma par nyttjar två olika fiskevatten kan man genom triangulering ibland begränsa de tänkbara häckningsplatserna till bara ett fåtal.

Med detta arbetssätt frångår man visserligen principen att välja ut tjärnarna som blir föremål för besök på strikt slumpmässiga grunder. Denna nackdel får emellertid vägas mot behovet att på ett någorlunda arbetseffektivt sätt långsiktigt söka upp ett tillräckligt stort antal par (och lokaler) för att undvika att underlaget på sikt blir för litet för meningsfulla bedömningar av häckningsutfallet och beståndsutvecklingen.

### **Tack**

I sydvästra Sverige har Claes-Göran Ahlgren, Owe Arnoldsson, Anders Ericsson, Lars Gerre, Gunnar Gustafsson, Dan Johansson, Sigvard Lundgren, Hans Nilsson, Claes Persson, Ronny Fallberg och Peter Wredin medverkat i fältarbetet. Fältarbetet i Hagfors kommun 2010 har organiserats av Lars

Schütt och Lars-Ola Westerlund, och dessutom har Mikael Karlow deltagit. Genom Hans Alexanderssons förmedling har vi kunnat ta del av Nils-Gerhards Karviks handskrivna anteckningar från hans fältarbete i Dalsland från perioden 1944–1962. Anteckningarna finns arkiverade på Vänersborgs museum. Jämförelsen mellan 1944–1962 och 1994–2012 hade inte varit möjlig utan ett träget fältarbete i delar av Dalsland av bland andra Sture Orrhult, Bengt Wiklund, Kent Nilsson, Johnny Björn Hansen, Åke Gustavsson och Kent-Åke Gustavsson under perioden 1994–2012. För sydvästra Sverige och Dalsland har kompletterande information också hämtats från Artportalen/Svalan.

För fältarbetet har Projekt LOM fått ett bidrag från Alvins Fond (Naturvårdsverket dnr 433-8641-08, enligt protokollsutdrag, 2009-02-26). För arbetet i Hagfors kommun har även Länsstyrelsen i Värmlands län bidragit ekonomiskt, och för arbetet i sydvästra Sverige har Ulricehamns kommun bidragit med reskostnader för inventeringar av lokaler belägna i kommunen.

## Referenser

- Borgström, E. 1996. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandsornitologen* 24: 45–50.
- Bright, J.A., Langston, R.H.W., Bullman, R., Evans, R.J., Gardner, S., Pearce-Higgins, J. & Wilson, E. 2006. Bird sensitivity map to provide locational guidance for onshore windfarms in Scotland. *RSBP Research Report* No. 20.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Eriksson, M.O.G. 2010. Storlommen och smålommen i Sverige – populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm och Svenska LOM-föreningen / Projekt LOM, Göteborg; <http://www.projekt-lom.com/Lommar%20status%20hotbild%20etc%202010.pdf>
- Eriksson, M.O.G. 2012. Projekt Lom 2011. I: SOF 2012. *Fågelåret 2011*, sid. 45–55. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B.L. & Johansson, I. 1988. Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 47: 123–132.
- Eriksson, M.O.G. & Johansson, I. 1997. Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. *Ornis Svecica* 7: 1–10.
- Karvik, N-G. 1964. The terrestrial vertebrates of Dalsland in southwestern Sweden. A zoogeographic study. *Acta Vertebratica* 3, nummer 1: 1–239.
- Lindström, Å. & Green, M. 2013. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2012*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- 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. *Fågellarna i Sverige – antal och förekomst*. Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. *Naturvårdsverket Rapport* 5813.
- Schütt, L. & Westerlund, L.-O. 2010. Smålommen *Gavia stellata* i Hagfors kommun 2010 – samt jämförelser med tidigare inventeringar. *Värmlandsornitologen* 38: 51–67.
- Schützer, J. & Schütt, L. 2005. Smålommen *Gavia stellata* i Sunne kommun 2005 – en uppföljning av en 20 år tidigare gjord inventering. *Värmlandsornitologen* 33: 65–72.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld*, supplement 31. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.

## Summary

Red-throated Loon *Gavia stellata* has been subject of bird conservation for a long time, with several potential threats and concern of low recruitment (e.g. Eriksson 2010). In Sweden, results from nation-wide and voluntary-based surveys (Projekt LOM, e.g. Eriksson 2012), have indicated that many breeding sites used in the mid-1990s have been abandoned, but the surveys do not clarify if this loss should be ascribed to a population decline or movements to other breeding sites. With this background, Projekt LOM initiated searches for breeding pairs at potential sites with no previous information about any occurrence of Red-throated Loon and checked abandoned sites that had not been visited for some years. The main questions were: Can any decline in the population size in South Sweden be verified? Has the disappearance from breeding tarns been compensated for by establishing at new sites or reoccupation of sites used in the past?

The field-work was done in three study areas (Figure 1): (1) South-western Sweden, basically the southern part of Västra Götaland County and the northern and central parts of Halland County. This area has also been covered in previous studies (Eriksson et al. 1988, Eriksson & Johansson 1997). The field-work was done during 2009–2011. (2) Province of Dalsland, i.e. the north-western parts of Västra Götaland County, where surveys from 1944–1962 (Karvik 1964) were compared with work done 50 years later during 1994–2012. (3) Hagfors Municipality, where a fully covering survey done in 1995 (Borgström 1996) was partly repeated in 2010.

## Material and methods

The field-work included 149 small lakes or tarns, and about half of them were known to have harboured breeding Red-throated Loons in the past.

As a minimum, the sites were visited twice during at least one of the years 2009, 2010 and/or 2011. The first visit was done around 1 June ( $\pm 2$  weeks) in order to search for pairs and incubating birds, and the second visit around 15 July ( $\pm 2$  weeks) in order to search for chicks. Sites where no Red-throated Loons were seen at the first visit were nevertheless checked a second time, in order to reduce the risk of overlooking incubating birds, or late breeding attempts. Further visits were done, if needed, in order to follow up initiated breeding or the survival of chicks. The field checks followed the same methodology as used in the ordinary surveys done by Projekt LOM (see Annex 1 in Eriksson 2010 for details).

The result for the period 2009–2011 was related to the outcome of previous surveys and if breeding had been verified for at least one year before 1979 and/or during each one of the 10-year periods of 1979–1988, 1989–1998 and 1999–2008. The data for individual sites varied; some of them were checked regularly (sometimes annually) during recent decades, whereas other tarns were visited only sporadically. There is thus a risk that some tarns have been erroneously classified as not harbouring any breeding pairs, especially for the period before 1979. So the conclusions from this study are based on the best available information rather than perfect data.

Tarns where breeding was confirmed for at least one year before 1979 and thereafter regularly during each 10-year period as well as during 2009–2011 were classified as “tarns with a long breeding continuity”. They were compared with the other tarns with reference to breeding success and the percentage of years when breeding was confirmed; with the restrictions that only tarns with information that allowed for an accurate assessment if breeding had occurred during at least ten years during 1994–2011 and with reliable data on the breeding success during at least five years, were included. The average breeding success, in terms of the mean number of large chicks per pair and year, was assessed following the methodology of Projekt LOM (Annex 1 in Eriksson 2010). The reference period of 1994–2011 was related to the start of Projekt LOM and more reliable information than before 1994.

## Results

The 149 tarns included in the study were distributed as follows: 35 tarns with breeding confirmed for at least one year during 2009–2011 (in addition, Red-throated Loons were recorded at another 19 sites), 50 tarns without any confirmation of breeding during 2009–2011, but with breeding confirmed for at least one year before 2009, and 64 tarns without any confirmation of breeding during 2009–2011 or earlier.

Among the 35 tarns with breeding at least once during 2009–2011, two thirds of them had been used at least once during the previous period of 1999–2008, whereas breeding birds most likely had returned to six tarns (17%) after the sites had been abandoned for some years. Another six pairs bred at tarns without any information about previous breeding (Table 1a).

The first breeding record was before 1979 for about one third of the tarns, and almost one quarter had since then been regularly used during the last 30 years (Table 1b). These tarns represent a long breeding tradition, over several decades in some cases. Another third of the pairs bred at tarns with no previous information about breeding or where the first breeding was confirmed only during the previous ten years; assumed to represent establishments at new breeding sites in most cases.

For the 19 tarns with records of Red-throated Loons during 2009–2011, but without any confirmed breeding, more than half of the observations were at tarns with previous information about breeding birds. For one third of them, breeding had been confirmed during at least one year during the preceding 10-year period (Table 1c).

The number of tarns where breeding was confirmed for at least one year during each one of the 10-year periods and during 2009–2011 was at a constant level of 35–37 tarns from 1979 onwards, but the total number accumulated before 1979 was higher, 45 tarns (Figure 2). This may reflect a larger breeding population during the decades before 1980 than later, or simply that a higher number of tarns with information about breeding had accumulated over a longer time before 1979 than after. However, the seemingly constant number of occupied tarns after 1979 may nevertheless indicate a continuous decline, having in mind the increased ornithological activity during recent decades and thus an increased probability to find breeding pairs.

The survey revealed a substantial redistribution of occupied tarns. During a period of ten years, around 30% of the tarns were abandoned, but the



loss was largely compensated for by establishing at now breeding tarns or returns to previously used tarns (Table 2).

The mean number of large chicks per year did not differ between tarns with a long and continuous breeding tradition and the other ones (Table 3). The tarns with a long breeding tradition were on average occupied during three out of four seasons, whereas the other ones were used less frequently, on average every third year (Table 3). Thus, over time, the tarns with a long breeding tradition (sometimes several decades) are especially important for the recruitment.

### *Dalsland*

#### Material and methods

The baseline was a survey of the vertebrate fauna in the province of Dalsland done by Karvik (1964) in 1944–1962. The number of occupied tarns and breeding pairs was compared with results from surveys done by Projekt LOM during 1994–2012, i.e. 50 years later.

For the period 1944–1962, and with reference to copies of Karvik's original and hand-written notes, all sites where breeding was confirmed for at least one year, or sites that he judged likely to harbour breeding Red-throated Loons, were counted as breeding sites. For the period 1994–2012, all sites where breeding could be confirmed at least during one year, were counted as breeding sites (following the same methodology as for south-western Sweden); i.e. a more strict assessment than possible for the period 1944–1962.

#### Results

Karvik (1964) assessed the breeding population of Red-throated Loon to around 40 pairs, although we find an estimate of 31 breeding sites, holding 32 pairs, to be more accurate after a reassessment of Karvik's original notes. Twenty-one of these 31 sites were visited again during the period 1994–2012, with breeding confirmed at five of them (24%). Thus, for 76% of the sample of sites identified by Karvik (1964) we could not confirm any breeding 50 years later.

During the period 1994–2012, in total 56 potential breeding tarns were checked at least during one year (often several years), including the 21 sites surveyed also during 1944–1962. Breeding during

at least one year was confirmed at 29 sites, holding 31 pairs.

From comparing numbers, it might seem as the number of occupied tarns and breeding pairs have remained constant, but considering the increase of field ornithological activities during the last decades and thus a higher possibility to detect breeding pairs at new sites, a decline of the breeding population cannot be excluded.

Furthermore, there was a substantial redistribution of the breeding sites among the 29 breeding sites localized during 1994–2012, only five (17%) were identified during 1944–1962. One tarn, judged to be abandoned by Karvik, was reoccupied during 1994–2012.

### *Hagfors Municipality, Värmland*

#### Material and methods

Breeding sites included in a survey in Hagfors Municipality, province of Värmland, in 1995 were visited again in 2010 (Borgström 1996, Schütt & Westerlund 2010). The field work followed the methodology used by Projekt LOM, with a first visit during 25 May–29 June and a second visit during 5 July–3 August. The first visit included 306 tarns, and after exclusion of tarns judged not being attractive for breeding Red-throated Loons, 156 tarns were checked a second time; with complementary visits if needed to follow up initiated breeding or the survival of chicks (Schütt & Westerlund 2010, for details).

The survey in 1995 was done during 29 June–10 August, so failures during incubation were then overlooked. Thus, comparisons between 1995 and 2010 were primarily based on results from the second visit and with reference to the number of tarns with chicks.

#### Results

A redistribution of breeding sites, as well as a decrease of the size of the breeding population during the 15-year period between 1995 and 2010, was confirmed. Number of tarns with Red-throated Loon chicks had declined by 21% from 33 tarns in 1995 to 26 tarns in 2010. For ten tarns, chicks were recorded both in 1995 and 2010, i.e. that 30% of the 33 tarns occupied in 1995 were used also in 2010, and 38% of the 26 tarns occupied in 2010 were used also in 1995 (Schütt & Westerlund 2010, for details).

## *Discussion*

Redistribution of breeding sites and trends in the population size

From the above surveys it can be concluded that there has been a redistribution of the tarns used by breeding Red-throated Loons. With reference to the results from south-western Sweden, there is an indication that around 30% of the tarns were abandoned during a period of ten years, whereas almost one quarter of the tarns were “old” breeding sites that had been regularly used during more than 30 years.

The loss of breeding sites was largely compensated for by establishing at new tarns or reoccupation of tarns used in the past. Thus, the decreased number of pairs reported by many volunteers might at least partly be explained by movements to other breeding sites. With reference to previous studies it seems likely that breeding failures, primarily due to predation, is a major reason for abandoning breeding sites, although the tarns may be reoccupied after some years (Dahlén & Eriksson 2002).

However, we cannot exclude that there also has been a continuous decline in the number of tarns with breeding pairs since the mid of the 20<sup>th</sup> century. Although the number of sites with confirmed breeding was approximately the same as around 1980 in south-western Sweden, and during the last

50 years in Dalsland, a population decline cannot be ruled out, given an increased ornithological activity during the latest decades and possibly better chances to detect any breeding Red-throated Loons at sites not previously known. For Hagfors Municipality a decline could be clearly confirmed, similar to what was found for the neighbouring Sunne Municipality in surveys done in the mid-1980s and again in 2005 (Schützer & Schütt 2005).

## Applications in management and conservation

A main finding of this study is that the tarns with a long tradition of regular breeding are also used more frequently and may contribute to a substantial part of the recruitment in a long-term perspective. Thus, it is important to localize these tarns and to prioritise their management and protection.

## Lessons for future surveys

The substantial redistribution of the tarns used by breeding Red-throated Loons has monitoring implications. In long-term surveys it is important to also search for pairs at tarns without any previous information about breeding, and at tarns that have been abandoned for some time, to assure a sample size that makes possible meaningful assessments of population trends and breeding success.

## Hur påverkas fågelfaunan av upphörd betesdrift – data från en 26 år lång inventeringsstudie

*How does a bird community change as a consequence of ceased cattle grazing – data from a 26 year long census study*

THOMAS CARLSSON

---

### Abstract

The breeding bird fauna of a 1.6 km<sup>2</sup> large grassland area in southwestern Sweden was monitored in 1987–2012, using the point count method. The area was grazed by approximately 500 cattle until 2006, and the grass height was then at most 10–15 cm except for higher tussocks. From 2007 onwards, when the grazing had ceased, the grass increased in height to 20–30 cm and became much thicker. The average number of bird species per year was 44.7 over the 26 year survey period. Numbers of some farmland birds such as Lapwing *Vanellus vanellus*, Skylark *Alauda arvensis*, Starling *Sturnus vulgaris*, and Linnet *Carduelis cannabina* decreased in the study area,

following the general pattern in the whole of Sweden. Meadow Pipit *Anthus pratensis*, Corn Crake *Crex crex*, Whinchat *Saxicola rubetra* and Grasshopper Warbler *Locustella naevia* increased in the area, but decreased in Sweden in general over the same period. The local changes in bird numbers in the study area seem mainly to be caused by an increased grass height and thickness as a consequence of ceased cattle grazing.

Thomas Karlsson, Brunnsbacken 7, 475 50 Hälsö, Sweden. Email: tk.golfbird@telia.com

---

Received 20 May 2013, Accepted 26 November 2013, Editor D. Hasselquist

### Inledning

Sedan 1987 har jag genomfört punktinventeringar av häckande fåglar på ett militärt område utanför Skövde, Västergötland, enligt den punktruttmetod som används inom den nationella fågelövervakningen (Lindström m.fl. 2012). De öppna områdena i undersökningsytan har huvudsakligen bestått av betesmarker. Ytan har, så vitt jag kunnat utrona, inte genomgått några dramatiska förändringar i markanvändning förutom på en punkt. Från 2007 upphörde betesdriften i området. Stora delar av området hade fram till dess betats av cirka 500 kor under perioden maj–november. Därutöver har marken använts för militära övningar.

I Sverige har många arter knutna till jordbruksmarker minskat kraftigt i antal under de senaste årtiondena. Minskningen är knuten till någon form av förändringar i jordbruket (Lindström m.fl. 2012, Ottosson m.fl. 2012). Jordbruket har sedan 1970-talet genomgått olika intensiva skeenden. En period med kraftig intensifiering av jordbruket skedde under 1970-talet fram till 1987. Denna följdes av en period, 1987–1995, där mycket jordbruksmark lades i träda och en hel del jordbruk i skogsområden till och med försvann. Från 1995, med Sveriges

inträde i EU, skedde en ökad användning av bekämpningsmedel. Dessutom har landskapets utformning och jordbruksmarkens närhet till skog betydelse för fåglar i jordbrukslandskapet (Wretenberg 2006).

Med den bakgrunden i åtanke var huvudfrågan här hur fågelfaunan har förändrats i ett område med gräsmark där betesdriften upphört. Här jämför jag förekomsten av jordbruksfåglar, och vissa andra arter, under perioden när området betades med perioden efter att betesdriften hade upphört.

### Metodik

Fältarbetet utfördes med samma punkttaxeringsmetod som används inom den nationella fågelövervakningen (Lindström m.fl. 2012). Metoden innebär att man på var och en av 20 punkter stannar i 5 minuter och räknar alla fåglar som observeras, oavsett avstånd från observatören. Avståndet mellan varje punkt var 600–4000 m. Jag har utfört fågelräkningarna i mitt studieområde runt 1 maj 1987–2012 (maj-inventeringen), 1 juni 1987–1994 och 2008–2012 (juni-inventeringen) samt 1 juli 1989–1995 och 2008–2012 (juli-inventeringen).



Figur 1. Del av undersökningsområdet. Efter att betesdriften upphört blir vegetationen hög redan tidigt på säsongen. Foto författaren, 1 juni 2008.

*Part of the survey area. After cessation of grazing the vegetation grows tall already in early summer. Photo by the author, 1 June 2008.*

Samtliga inventeringar utfördes mellan kl 06 och 09.30 och resultaten speglar alltså den fågelfauna, som kan ses vid den tiden på dygnet.

Jag har använt mig av samma uppdelning i jordbruks-, skogs- och övriga arter som används inom de europeiska indikatorerna för ”Vanliga jordbruksfåglar”, ”Vanliga skogsfåglar” och ”Övriga vanliga fåglar” (se Lindström m.fl. 2012). Gräsyornas storlek vid varje punkt har mätts baserat på hur jag kunnat överblicka dem vid inventeringarna och säkert kunnat bestämma iakttagna jordbruksfåglar. I de flesta fall har det funnits naturliga gränser med träridåer, skogskanter och liknande, vilket alltså innebär den totala gräsytan runt en inventeringspunkt. Uppmätningen har skett med hjälp av mätverktyget i länstyrelnernas länskartprogram (<http://gis.lst.se/lanskartor/htm/viewer.asp>).

Statistiska beräkningar, dvs. regressionsanalyser, two-tailed t-tester och Mann-Whitney U-tester (när det varit få observationer), har gjorts med hjälp av programmet Minitab. Jag redovisar medelvärden  $\pm$ se (standard error) i text och tabeller, om inte annat anges.

## Undersökningsområde

Det militära området, som räkningarna genomfördes på, är cirka 4 km<sup>2</sup>. Av detta är cirka 1,5 km<sup>2</sup> gräsytor varav cirka 256 ha åker. Punktinventeringarnas gräsyta har varit en väsentligen mindre del, cirka 583 ha. Gräsytan var i medeltal per punkt 29,2 $\pm$ 17 ha (n=20).

Av områdets 20 punkter ligger bara 13 punkter inom det område som betades av kor. Trots detta gör jag i den här studien jämförelser baserat på hela området. Innan korna försvann var gräshöjden på aktuella punkter i början av maj cirka 10 cm och denna gräshöjd bestod över häckningssäsongen med grästuvor här och där. Efter betesdriftens upphörande var gräshöjden 20–30 cm redan i början av maj och oftast runt 50 cm eller mer senare i juli (Figur 1). Jag upplevde också en påtaglig förändring på så sätt att gräset blev mycket tätare och var mer som en tjock matta efter att betesdriften upphörde.

Efter att betesdriften upphört fanns det vid punkterna 5–9 en gräsmark som skördades som vall någon gång under sommaren, ibland före och ibland efter juli-inventeringen, medan övriga punkter med gräsmark lämnades orörda. Vid två punkter bedrevs aktivt jordbruk. Upplöjning av marken

Tabell 1. Medelantalet arter per inventeringsperiod (medelvärde±se). Skillnaderna har jämförts med two-tailed t-test (t) eller Mann-Whitneys U-test (W).

*Average number of species in relation to investigation period. Two-tailed t-test (t) or Mann-Whitney U-test (W) have been used.*

| Period<br><i>Period</i> | Medelantal arter<br><i>Mean no. species</i><br>1987–2006 | Medelantal arter<br><i>Mean no. species</i><br>2007/2008–2012 | Skillnad<br><i>Difference</i> |
|-------------------------|--|---|-------------------------------|
| Maj <i>May</i>          | 42,9±0,5 (n=20)  | 44,7±1,3 (n=6)  | t=1,28; p=0,25                |
| Juni <i>June</i>        | 47,8±0,85 (n=8)  | 48,0±1,5 (n=5)  | W=53,5; p=0,77                |
| Juli <i>July</i>        | 44,7±1,3 (n=6)   | 45,6±1,5 (n=5)  | W=35; p=0,93                  |

skedde vissa år, anläggning av vall och odling av stråsåd har skett i omgångar vid båda dessa punkter under hela inventeringsperioden 1987–2012. Huvudsakligen har dock dessa ytor varit antingen vall eller stråsåd, men jag har inte gjort några särskilda noteringar om detta.

Några andra påtagliga förändringar i områdets miljö har inte noterats, förutom ett vägbygge som berört punkt 19. Detta förefaller inte ha påverkat antalet fåglar negativt (regressionstest;  $r^2=0$ ;  $p=0,78$ ;  $n=26$ ). Vid punkt nummer 20 har varken kor eller får betat under någon period, och här har gräset hela tiden varit relativt tätt och högt.

## Resultat

Antalet observerade arter per år varierade mellan 41 och 50 arter vid maj-inventeringen och var i

medeltal 43,3±2,5 (n=26). Någon skillnad i antalet arter före och efter betesdriftens upphörande kunde inte noteras (Tabell 1).

Antalet sedda fåglar vid de olika inventeringsperioderna framgår av Tabell 2. Totalt har antalet fåglar minskat vid juni-inventeringarna medan gruppen ”Övriga arter” har ökat i antal. Ingen grupp har minskat vid inventeringen i juli. De arter som häckar inom de öppna gräsmarkerna (”Jordbruksarter”) har gått ned kraftigt i antal. För gruppen ”Övriga arter” noteras en liten ökning vid inventeringen i juni.

”Jordbruksarterna” stod för hela minskningen (regressionstest;  $r^2=-0,35$ ;  $p=0,001$ ), medan ”Skogsarterna” (regressionstest;  $r^2=0,03$ ;  $p=0,19$ ) och ”Övriga arter” inte minskat i individantal (regressionstest;  $r^2=0,08$ ;  $p=0,085$ ).

Tabell 2. Medelantalet fåglar per år före och efter betesdriftens upphörande vid respektive inventering. Jämförelsen gäller alla arter (Totalt), Jordbruksarter och Övriga arter (Skogsarter redovisas inte).

*Average number of birds per year reported separately for the period before grazing ceased (1987–2006; Before) and the period when grazing had ceased (2007–2012; After). The comparison includes the total number of observed birds (Total), as well as Farmland birds and Other birds shown separately (Woodland birds are not included).*

| Inventering                   | Totalt<br><i>Total</i> |                       | Jordbruksarter<br><i>Farmland birds</i> |                       | Övriga arter<br><i>Other birds</i> |                       |
|-------------------------------|------------------------|-----------------------|---|-----------------------|------------------------------------|-----------------------|
|                               | Före<br><i>Before</i>  | Efter<br><i>After</i> | Före<br><i>Before</i>                   | Efter<br><i>After</i> | Före<br><i>Before</i>              | Efter<br><i>After</i> |
| Maj<br>May                    | 394±22<br>(n=20)       | 343±24<br>(n=6)       | 138±9<br>(n=20)                         | 92±6<br>(n=5)         | 208±19<br>(n=20)                   | 185±19<br>(n=6)       |
| Skillnad<br><i>Difference</i> | t=1,52; p=0,15         |                       | t=4,39; p<0,001                         |                       | t=0,85; p=0,41                     |                       |
| Juni<br>June                  | 433±24<br>(n=8)        | 353±22<br>(n=5)       | 162±7<br>(n=8)                          | 105±5<br>(n=5)        | 92±7<br>(n=8)                      | 120±10<br>(n=5)       |
| Skillnad<br><i>Difference</i> | W=71; p=0,034          |                       | W=76; p=0,004                           |                       | W=42; p=0,048                      |                       |
| Juli<br>July                  | 531±72<br>(n=6)        | 356±56<br>(n=5)       | 141±5<br>(n=6)                          | 136±39<br>(n=5)       | 204±63<br>(n=6)                    | 95±9<br>(n=5)         |
| Skillnad<br><i>Difference</i> | W=46; p=0,083.         |                       | W=37; P=0,77                            |                       | W=41; p=0,41                       |                       |

Tabell 3. Antal tornfalk *Falco tinnunculus* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Kestrels Falco tinnunculus (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Skillnad<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|-------------------------------------|
| Maj  | 2,60±0,39              | 3,83±0,79             | t=1,40; p=0,21                      |
| Juni | 1,63±0,57              | 1,8±0,74              | W=55; p=0,94                        |
| Juli | 3,33±1,63              | 3,8±1,62              | W=34; p=0,78                        |

Tabell 4. Antal tofsvipa *Vanellus vanellus* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Lapwings Vanellus vanellus mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 18,8±1,4               | 6,2±1,3               | t=6,61; p<0,001                            |
| Juni | 18,4±2,3               | 6,8±1,3               | W=76; p=0,004                              |
| Juli | 23,8±8,2               | 5,6±3,3               | W=43; p=0,23                               |

Tabell 5. Antal sånglärka *Alauda arvensis* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Skylarks Alauda arvensis (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 54,5±3,8               | 40,2±2,3              | t=3,24; p=0,004                            |
| Juni | 73,1±6,0               | 39,4±1,5              | W=75; p=0,007                              |
| Juli | 65,3±2,4               | 34,0±3,2              | W=51; p=0,008                              |

Tabell 6. Antal buskskvätta *Saxicola rubetra* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Whinchats Saxicola rubetra (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 2,6±0,6                | 5,5±0,7               | t=3,30; p=0,006                            |
| Juni | 6,4±0,9                | 11,0±1,7              | W=41,5; p=0,04                             |
| Juli | 4,2±1,2                | 13,8±3,5              | W=26; p=0,08                               |

Tabell 7. Antal Ängspiplärka *Anthus pratensis* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Meadow Pipits Anthus pratensis (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 18,9±7,1               | 8,0±1,1               | t=1,53; p=0,14                             |
| Juni | 3,5±0,93               | 6,0±0,6               | W=41,5; p=0,04                             |
| Juli | 6,33±1,36              | 8,20±2,06             | W=33,5; p=0,72                             |

Tabell 8. Antal stare *Sturnus vulgaris* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Starlings Sturnus vulgaris (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 31,1±3,8               | 22,7±5,7              | t=1,27; p=0,23                             |
| Juni | 41±3,8                 | 25,8±3,1              | W=72; p=0,023                              |
| Juli | 20,5±9,5               | 48,8±38,1             | W=38; p=0,78                               |

Tabell 9. Antal hämpling *Carduelis cannabina* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Linnet Carduelis cannabina (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 2,35±0,64              | 0,67±0,33             | t=2,33; p=0,029                            |
| Juni | 1,67±0,71              | 0                     |  |
| Juli | 1,67±0,71              | 0,8±0,58              | W=42; p=0,29                               |

Tabell 10. Antal enkelbeckasinen *Gallinago gallinago* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Common Snipes Gallinago gallinago (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 1,5±0,33               | 0,33±0,21             | t=2,94; p=0,007                            |
| Juni | 0,63±0,26              | 0                     |  |
| Juli | 0,17±0,17              | 0                     |  |

Tabell 11. Antal gräshoppsångare *Locustella naevia* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Grasshopper Warblers Locustella naevia (mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 0                      | 0                     |  |
| Juni | 0,125±0,125            | 1,4±0,93              | W=46; p=0,09                               |
| Juli | 0 (n=6)                | 1,6±0,68              |  |

Tabell 12. Antal stenskvätta *Oenanthe oenanthe* (medelantal/år±se) under och efter betningsperioden.  
*Number of Wheatears Oenanthe oenanthe mean/year±se) during and after the grazing period.*

|      | Under<br><i>During</i> | Efter<br><i>After</i> | Statistisk test<br><i>Statistical test</i> |
|------|------------------------|-----------------------|--|
| Maj  | 0,8±0,22               | 1,5±0,72              | t=0,93; p=0,39                             |
| Juni | 0,125±0,125            | 0,4±0,4               | W=54; p=0,73                               |
| Juli | 0,17±0,17              | 0                     |  |

### Tornfalk *Falco tinnunculus*

Arten har inte genomgått några större antalsförändringar över tiden (regressionstest;  $r^2=0$ ,  $p=0,52$ ,  $n=26$ ; Tabell 3). I området finns några holkar uppsatta för att underlätta för tornfalkens häckning och innan den första holken kom upp fanns, såvitt jag känner till, endast en frihäckning.

### Kornknarr *Crex crex*

Även kornknarr, som är en mer ovanlig jordbruksanknuten art, har noterats i området på senare tid (1 ex 2009, 2 ex 2010 och 1 ex 2012).

### Tofsvipa *Vanellus vanellus*

För hela undersökningsperioden har tofsvipan minskat i området (regressionstest;  $r^2=-0,18$ ;  $p=0,019$ ;  $n=26$ ). För åren 1987–2006 fanns ingen minskning (regressionstest;  $r^2=0$ ,  $p=0,65$ ;  $n=19$ ). Skillnaden mellan före och efter betesdriftens upphörande framgår av Tabell 4.

### Sånglärka *Alauda arvensis*

I undersökningsområdet har sånglärkan minskat (regressionstest;  $r^2 = -0,52$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 26$ ) vid maj-inventeringarna. Dock hade det redan innan betesdriften upphörde skett en kraftig nedgång i sånglärkans bestånd (regressionstest;  $r^2=-0,53$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 19$ ). Trots det är nedgången i antal påtaglig från perioden med betesdrift till perioden då betesdriften upphört (Tabell 5).

### Buskskvätta *Saxicola rubetra*

Arten visar sig, till skillnad från övriga jordbruksarter, ha ökat vid alla tre inventeringstillfällena även om skillnaden vid juni-inventeringen inte är statistiskt säkerställd (Tabell 6).

### Ängspiplärka *Anthus pratensis*

Ängspiplärkan har inte antalsmässigt genomgått några förändringar över hela inventeringsperioden (regressionstest;  $r^2=0$ ,  $p=0,35$ ,  $n=26$ ). Även om maj-inventeringarna visar att beståndet mer än halverats, så är denna förändring inte statistiskt säkerställd. Juni-inventeringarna ger dock vid handen att arten ökat kraftigt och denna förändring är statistiskt säkerställd (Tabell 7).

### Stare *Sturnus vulgaris*

Några förändringar i antal vid maj- och juli-inventeringarna kunde inte noteras, medan juni-inventeringen visar en minskning efter betesdriftens upphörande (Tabell 8).

### Hämpling *Carduelis cannabina*

Hämplingen är normalt sparsamt förekommande och har knappast blivit vanligare i samband med att betesdriften upphörde (Tabell 9). Arten har minskat sett över hela perioden (regressionstest;  $r^2 = -0,29$ ;  $p=0,003$ ;  $n=26$ ), men denna minskning hade inletts redan innan betesdriften upphörde (regressionstest;  $r^2 = -0,27$ ;  $p=0,011$ ;  $n=19$ ). Numera visar maj och juli-inventeringarna låga antal, medan arten helt försvunnit under juni -inventeringarna.

För gruppen övriga arter är bilden mer splittrad och jag har valt tre arter ur denna grupp. Dessa tre arter lever i ett öppet landskap där igenväxning kan tänkas ha betydelse.

### Enkelbeckasin *Gallinago gallinago*

För hela perioden 1986–2012 har det inte skett några förändringar under maj-inventeringen (regressionstest;  $r^2=0$ ;  $p=0,36$ ;  $n=26$ ). Efter att betesdriften upphört försvinner enkelbeckasinen helt under sommaren (dvs. juni- och juli-inventeringarna) och maj-inventeringarna uppvisar också en minskning som är statistiskt verifierbar (Tabell 10).

### Gräshoppsångaren *Locustella naevia*

Arten har påträffats i låga antal (i medeltal 1,4–1,6 per år) under juni- och juli-inventeringarna under perioden då betesdriften upphört (Tabell 11). Under betesperioden sågs arten bara en gång.

### Stenskvätta *Oenanthe oenanthe*

Över hela perioden noterades inga förändringar i antalet stenskvättor (regressionstest;  $r^2=0,02$ ;  $p=0,24$ ;  $n=26$ ). Däremot gjordes inga observationer alls under juli-inventeringarna efter att betesdriften upphört 2007-2012 (Tabell 12).

## Diskussion

Materialet är inte särskilt stort, men för jordbruksarterna verkar förändringarna ha varit så stora att de ändå slår igenom i materialet. Betesdriftens upphörande innebar för jordbruksarterna att tre arter ökade medan fyra arter minskade och en art uppträdde i oförändrat antal. Jämfört med hela Sverige, kan man notera att sånglärkan, tofsvipan och hämplingen har minskat både i riket som helhet och i undersökningsområdet. Staren och ängspiplärkan intar båda en särställning så tillvida att, om vi antar att juni-inventeringen representerar den häckande populationen i området, har dessa arter också minskat. För båda arterna är värsträcket i full gång vid maj-inventeringen och vid juli-inventeringen är det

åtminstone för staren så att större ungfågelflockar drar omkring i området. Buskskvättan har däremot minskat i riket (Lindström m.fl. 2012) medan den har ökat i antal i studieområdet. Att buskskvättan har ökat i mitt område beror sannolikt på att den både getts möjlighet att gömma bon och hitta mer föda i det högre och tätare gräset (Glutz von Blotzheim m. fl. 1988).

Tofsvipans minskning i området kan sannolikt helt tillskrivas betesdriftens upphörande eftersom beståndet var stabilt under perioden med betesdrift. I högt gräs har de inte samma möjlighet att anlägga bo och söka föda till sig själva och ungarna då det sannolikt blir mer svåråtkomligt (Glutz von Blotzheim m.fl. 1975). Vid juli-inventeringen finns ingen minskning noterad för tofsvipan. De tofsvipor som sågs vid juli-inventeringen har jag betraktat som flyttande och alltså inte en del av det häckande beståndet, men inventeringsmetoden anger att allt skall räknas. Om jag bortser från individer som uppvisat beteende typiskt för flyttande/rastande tofsvipor skulle medeltalet vid juli-inventeringen vara  $2,6 \pm 2,36$ , vilket skulle innebära en minskning även under sensommaren ( $W=38$ ;  $p=0,037$ ). I medeltal fanns det  $10 \pm 1,52$  tofsvipor per år på de 14 punkter med möjlig häckningsyta. På dessa punkter var gräsytan i medeltal  $36,9 \pm 3,5$  ha. Ju större gräsyta runt en punkt desto längre hade det funnits tofsvipor vid maj-inventeringarna (regressionstest;  $r^2=0,3$ ;  $p=0,007$ ;  $n=20$ ). De ytor där tofsvipor funnits längst är de som i sin tur gränsat till ännu större gräsytor. Innan betesdriften upphörde var beståndets storlek i medeltal  $32$  exemplar/km<sup>2</sup>, vilket kan jämföras med  $100$  par/km<sup>2</sup> på betade strandängar och  $0,3$  och  $3,4$  par/km<sup>2</sup> på jordbruksmark (Ottosson m. fl. 2012).

När det gäller tornfalken har den inte ökat, även om man får den känslan när man besöker området.

För ängspiplärkan gäller att det inte finns någon statistisk skillnad mellan före och efter betesdriftens upphörande. Men ökningen vid juni-inventeringen verkar avspegla att arten faktiskt har ökat i området. Att maj-inventeringarna inte uppvisar en ökning kan avspegla att det under denna tid är gott om nordsträckande ängspiplärkor. Tätheten var  $11,3$  exemplar/km<sup>2</sup> efter betesdriftens upphörande, vilket kan jämföras med ett medelvärde för hela Sverige på  $3-7$  par/km<sup>2</sup> (Ottosson m. fl. 2012).

Sånglärkan har setts vid 19 av 20 punkter med  $3,46 \pm 0,42$  exemplar/punkt före och  $2,40 \pm 0,40$  efter betesdriftens upphörande. Något samband fanns inte mellan gräshöjd och antalet par per punkt i medeltal (regressionstest;  $r^2=0$ ;  $p=0,54$ ;  $n=20$ ). Donald (2004) menar att gräsets täthet är viktigare än

själva gräshöjden. Och generellt sett hävdar Donald (2004) att gräsmarker inte är den biotop som hyser den tätaste sånglärkeförekomsten. I takt med att sånglärkan minskat har antalet punkter där arten noterats minskat ( $r^2=-0,33$ ;  $p=0,001$ ;  $n=26$ ). Arten har setts fler säsonger per punkt ju större gräsytorna varit (regressionstest;  $r^2=0,63$ ;  $p<0,001$ ;  $n=20$ ), vilket torde innebära att de mest ogynnsamma biotoperna, dvs. de minsta gräsytorna, har övergetts först. Antalet exemplar/km<sup>2</sup> varierar enligt Donald (2004) kraftigt och han anger en täthet från trakten av Baikalsjön på  $113$  exemplar/km<sup>2</sup> och en högsta täthet från Storbritannien på  $36$  par/km<sup>2</sup>. I Sverige ligger populationstätheten i gynnsamma områden på  $2-60$  par/km<sup>2</sup> men mer typiskt är  $10-30$  par/km<sup>2</sup> och på alvarmark, en biotop som mer liknar min inventeringsyta, på  $77$  par/km<sup>2</sup> (Ottosson m.fl. 2012). I mitt studieområde var tätheten före betesdriftens upphörande  $118$  exemplar/km<sup>2</sup> och efter betet upphörde  $82$  exemplar/km<sup>2</sup>. Således ligger sånglärkans populationsstorlek fortfarande på en mycket hög nivå trots betesdriftens upphörande.

Stenskvättan har minskat i Sverige (Lindström m.fl. 2012), men någon förändring har inte noterats i mitt undersökningsområde. Tätheten var  $2,6$  exemplar/km<sup>2</sup> i mitt studieområde medan Ottosson m.fl. (2012) anger  $10-35$  par/km<sup>2</sup> som typiskt för betesmarker i södra Sverige. Arten har således en sparsam förekomst i mitt studieområde. En orsak till varför arten inte verkar ha påverkats av att gräshöjden ökat i studieområdet kan vara att den främst häckar i stenrösen. Dock födosöker stenskvättor gärna på mark med ganska kort gräs (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988), vilket kan förklara varför arten inte noterats under juli-inventeringarna.

Gräshoppsångaren har ökat i området men minskat i Sverige som helhet (Lindström m.fl. 2012). Att arten ökat borde rimligtvis bero på att gräset tillätits växa fritt och att man på något ställe kan skönja nyetablering av små buskage. Det är sannolikt att arten kommer att öka ytterligare allteftersom buskagen sprider sig. Tätheten i mitt undersökningsområde var  $2,74$  exemplar/km<sup>2</sup>, medan den typiska tätheten för Sverige uppskattats till  $3-6$  par/km<sup>2</sup> (Ottosson m.fl. 2012).

Enkelbeckasinen visade sig minska drastiskt i mitt studieområde, vilket följer trenden för arten i riket som helhet (Lindström m.fl. 2012). Att koppa minskningen i inventeringsområdet till igenväxning kanske inte är helt självklart. Glutz m.fl. (1977) anger att arten föredrar gräsmarker, dock inte med för högt gräs under häckningstid, och att dessa gräsmarker dessutom bör vara fuktiga. Det senare kravet tillfredsställs av de bäckar som rinner



genom mitt studieområde. I princip alla observationer av enkelbeckasin har gjorts vid punkter i nära anslutning till de små bäckarna som rinner genom området. Före betesdriftens upphörande var tätheten 2,56 exemplar/km<sup>2</sup> jämfört med en typisk täthet på 1–3 par/km<sup>2</sup> för Sverige som helhet (Ottooson m.fl. 2012).

### Slutsatser

Kor, och i en liten del även får, har uppenbarligen stor betydelse för fågelfaunans sammansättning och numerär. Av beskrivna jordbruksarter har två ökat, fyra minskat och två noterat oförändrat status. Totalt har antalet exemplar dramatiskt minskat beräknat på maj-inventeringen från 142,7±9,3 före till 92,5±5,7 exemplar efter betet upphört (two-tailed t-test;  $t=4,60$ ;  $p<0,001$ ,  $n=26$ ). Hur området attraherar rastande fåglar går inte att utläsa av den undersökningen men rimligtvis borde igenväxning leda till att möjligheter att finna föda vid vattenansamlingar och andra öppna ytor minskas och därmed antalet fåglar. Arterna i den här sammanställningen är helt beroende av hur militära myndigheter vill sköta området i framtiden, med eller utan boskap.

### Tack

Per-Olof Brander och Anna-Klara Brander tackas för granskning av ett första manusutkast.

### Referenser

- Donald, P.F. 2004. *The Skylark*. T & A D Poyser. London.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & Bezzel, E. 1975. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 6. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K. 1988. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 11/1. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Lindström, Å., Green, M. & Ottvall, R. 2012. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2011. Lund.
- Ottooson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmkvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M. Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- Svensson, S. 1988. Svenska Häckfågeltaxeringen. Punkttaxeringsmetoden Resultatprotokoll.
- Wretenberg, J. 2006. *The Decline of Farmland Birds in Sweden. Doctoral Thesis*. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2006: 113

### Summary

In a military training area with open grassland and woodlots, I have counted birds since 1987, using the standardized method for point census implemented by the Swedish Bird Survey (see Lindström et al. 2012). Every bird seen or heard during 5 minutes at 20 points at any distance from the point was censused. Points were located 600–4000 m apart. The open parts of my study area were mainly pasture grazed by ca. 500 cattle until 2006. Between 2007 and 2012, there have been no cattle grazing in the study area (Figure 1). Each year, census visits have been conducted 1 May in 1987–2012, 1 June in 1987–1994 and 2008–2012, and 1 July in 1989–1995 and 2008–2012. The field work has been carried out between 06.00 h and 09.30 h at each visit. I have classified the bird species into three habitat-based groups: Forest, Farmland and Other bird species according to Lindström et al. (2012). The estimation of Farmland birds/km<sup>2</sup> is based on the area of grass coverage around each census point, which on average has been 29,2±3,8 ha ( $n=20$ ), and a total area of 583 ha.

The total number of bird species was on average 43.3±2.5 species/year ( $n=26$ ; range 41–50 species/year), and it did not change between 1987 and 2012. There was no difference in total number of bird species during the period of cattle grazing as compared with the period when grazing had ceased (Table 1).

The total number of bird species has decreased during the June census period, while the group 'Other species' has increased (Table 2). No group has decreased during the July census period. However, the number of 'Farmland' bird species has decreased in general (Table 2).

There have been no changes in the number of Kestrels *Falco tinnunculus* over the study period (Table 3).

Between 1987 and 2012, the Lapwing *Vanellus vanellus* has decreased in the study area (regression test;  $r^2=-0.18$ ;  $p=0.019$ ;  $n=26$ ), and this mirrors the pattern for the whole of Sweden (Lindström et al. 2012). However, there was no decrease during the period 1987–2006 (regression test;  $r^2=0$ ;  $p=0.65$ ;  $n=19$ ; Table 4), implying that the decrease is related to the ceased cattle grazing. In suitable breeding areas, i.e., grassland, Lapwings occurred in on average 7±6.65 (sd) years out of the 26 years. There was a connection between the number of years when Lapwings had been seen at least once per year at a point and the size of the grass area surrounding the point ( $r^2=0.3$ ;  $p=0.007$ ;  $n=20$ ). During

the grazing period the population was 32 individuals/km<sup>2</sup> compared to 0.3–3.4 pairs/km<sup>2</sup> in farmlands in general in Sweden (Ottosson et al. 2012).

The Skylark *Alauda arvensis* has decreased (regression test;  $r^2=-0.52$ ;  $p<0.001$ ;  $n=26$ ) over the whole period in the May census, which is in accordance with the general pattern for Sweden (Lindström et al. 2012). Moreover, the number of Skylarks also decreased in my study area between the period when grazing occurred as compared with the period without grazing (Table 5). No relationship was found between grass height and the number of Skylarks (regression test;  $r^2=0$ ;  $p=0.54$ ;  $n=20$ ). Over the 26 year period, the number of count points where Skylarks have been observed at least once per year has decreased (regression test;  $r^2=-0.33$ ;  $p=0.001$ ;  $n=26$ ). There was also a relationship showing that the larger the grass area around a census point the more years Skylarks have been observed at this point ( $r^2=0.63$ ;  $p<0.001$ ;  $n=20$ ), which implies that the smallest grass areas are abandoned first. In Sweden, the typical density of Skylarks is 10–30 pairs/km<sup>2</sup> (Ottosson et al. 2012). In my study area, I found 118 individuals/km<sup>2</sup> during the grazing period and 82 individuals/km<sup>2</sup> after the grazing had ceased.

The Whinchat has decreased in Sweden (Lindström et al. 2012) but increased in my study area (Table 6), which probably depends on better nest coverage and feeding possibilities in the taller, denser grass (Glutz von Blotzheim et al. 1988) after the grazing ended.

The number of Meadow Pipits *Anthus pratensis* has not changed in the May census period between 1987 and 2012 (regression test;  $r^2=0$ ;  $p=0.35$ ;  $n=26$ ). During the June census period there has even been an increase (Table 7), and this census period is probably more representative of the actual breeding population. The density of the Meadow Pipit was 11.3 individuals/km<sup>2</sup> during the non-grazing period, which can be compared to 3–7 pairs/km<sup>2</sup> for the whole country of Sweden (Ottosson et al. (2012).

The number of Starlings *Sturnus vulgaris* has not changed between 1987 and 2012 (Table 8). However, if using only the June census period as an estimate of the local breeding population, then the Starling has decreased in my study area (Table 8).

The Linnet *Carduelis cannabina* has decreased over the whole study period (regression test;  $r^2=-0.29$ ;  $p=0.003$ ;  $n=26$ ; Table 9), which is similar to the general trend in Sweden (Lindström et

al. 2012). However, this decrease began before the cattle grazing ceased (regression test;  $r^2=-0.27$ ;  $p=0.011$ ;  $n=19$ ).

The number of Common Snipes *Gallinago gallinago* did not show a significant change over the 26 year period (regression test;  $r^2=0$ ;  $p=0.36$ ;  $n=26$ ). However, when comparing the density in the grazing period with the density in the period after grazing had ceased, the Snipe decreased significantly in numbers (Table 10), which may depend on the taller grass in the latter period (cf. Glutz et al 1977). The Common Snipe has decreased in my study area and the same is true for the whole of Sweden (Lindström et al. 2012). During 1987–2006 the population density was 2.56 individuals/km<sup>2</sup> compared to 1–3 pairs/km<sup>2</sup> for Sweden as a whole (Ottosson et al. 2012).

The Grasshopper Warbler *Locustella naevia* has been a new species to the study area during the last 5 years, and it has only been observed in the June and July census periods (Table 11). This is in contrast to the generally decreasing trend in Sweden (Lindström et al. 2012). Its recent increase in the study area probably depends on the taller, thicker grass and recent establishment of small bushes on the grasslands after the grazing ceased. The population density was 2.74 individuals/km<sup>2</sup> in my study area, which is close to the density in suitable habitats in Sweden of 3–6 pairs/km<sup>2</sup> (Ottosson et al. 2012).

In the whole of Sweden, the Wheatear has decreased (Lindström et al. 2012), but in my study area there has been no change in numbers 1987–2012 (Table 12). However, note that the population density was only 2.6 individuals/km<sup>2</sup> in the study area, compared with a typical density of 10–35 pairs/km<sup>2</sup> on pastures in southern Sweden (Ottosson et al. 2012).

Cattle are of great importance for the Farmland bird fauna, affecting both the species composition as well as the number of individuals/species. Two Farmland species have increased, four have decreased and in two species no changes have been recorded. The number of birds in the May counts have decreased from on average 142,7±9,3 individuals during the grazing period to 92,5±5,7 individuals in the period when grazing had ceased (two-tailed t-test;  $t=4,60$ ;  $p<0,001$ ,  $n=26$ ). The area and its Farmland birds are obviously depending upon how the military decide to manage the study area, with respect to cattle grazing.

## The breeding biology of the Coal Tit *Periparus ater* in South Central Sweden

*Svartmesens Periparus ater häckningsbiologi i Mellansverige*

KARL GUSTAV SCHÖLIN & HANS KÄLLANDER

---

### Abstract

In a nestbox study started in 1948 and still ongoing, the number of breeding Coal Tits *Periparus ater* was always low. Here we present data on time of egg laying and its advancement during the last three decades, clutch size, fledging success and proportion of second broods. Laying dates varied between 18 April and 10 May, with an overall mean of 5 May, and advanced by 0.36 days per year during the second half of the study. Mean clutch size was 8.55 (first clutches). A mean of 7.25 young fledged (all first broods) or 7.78 (failed first broods excluded).

Second broods (12.6%) were often not checked but seven clutches had a mean size of 7.23 eggs and fledged 6.71 young.

Karl Gustav Schölin, Kyrkvärdsg. 10, SE-702 84 Örebro, Sweden. E-mail: kalle.scholin@gmail.com

Hans Källander, Department of Biology (Ecology), Lund University, Ecology Building, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: hans.kallander@telia.com

---

Received 10 September 2013, Accepted 7 November 2013, Editor R. Ekblom

### Introduction

Remarkably little seems to have been written on the breeding biology of the Coal Tit *Periparus ater* in Sweden. Durango (1946) discussed its habitat distribution, claiming that the species which is normally associated with coniferous forest occasionally can be found in predominantly deciduous forest. He also showed that a high proportion of nests was found in cracks in walls and rocks, among tree roots, etc., but gave no data on the Coal Tit's basic breeding biology, such as laying time, clutch size and fledging success. Here we present such data for the Coal Tit from a long-term study of small passerines breeding in nestboxes in a mixed coniferous-deciduous forest near Örebro, South Central Sweden. Although the yearly number of Coal Tits in the boxes was low, the length of the study (65 years) means that the total number of first clutches nonetheless exceeds 100. Our hope is that others running nestbox studies in other parts of Sweden will be stimulated to present their results on the species.

### Study area and methods

The study area some 5 km SE of Örebro, South Central Sweden (59° 14' N, 15° 13' E) has been

described earlier as have the methods used (Schölin 2009, Schölin & Källander 2011, 2012). The study was started in 1948 and is still ongoing. The number of nestboxes varied between 100 (highest number) in 1951 and 58 (lowest number) in 1961. They were of a size suitable for Great Tit *Parus major* and Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*, placed at a height of c. 2.5 m and were checked about once a week during the breeding period with the exception of 1964 and 1965 when the boxes were not monitored regularly. First egg dates were back-calculated from the number of eggs found in the nest assuming the laying of one egg each day. Here we present data on the Coal Tit collected during 1949–2012 (no Coal Tits bred in the starting year).

Possible trends in laying date over the period and the relationship between laying date and mean April temperature were analysed by linear regressions. Temperature data were taken from the Swedish Meteorological and Hydrological Institute's (SMHI) published reports and are from the meteorological station in Örebro. It should be noted that mean monthly temperature is a rather rough measure of the temperature that influences spring phenology and may be responsible for some of the scatter in the regressions. In years when two

or more Coal Tits bred in the boxes the mean laying date was used; in years with a single breeding pair, the laying date of that pair was used. Statistical tests were run on SYSTAT™ (Wilkinson 1987).

## Results

### Laying dates

The number of Coal Tit pairs that bred in the boxes varied from none in eight of the years to six in 1988. The start of laying was earliest in 2007 (18 April) and latest in 2003 (10 May), with a mean for the whole period of 5 May (N = 55, Figure 1). Despite considerable scatter in the data points, laying was negatively associated with mean April temperature ( $b = -1.439$ ,  $t = -4.150$ ,  $P < 0.001$ , Figure 2). However, laying dates showed no trend during the first half of the study ( $b = 0.061$ ,  $t = 0.935$ ,

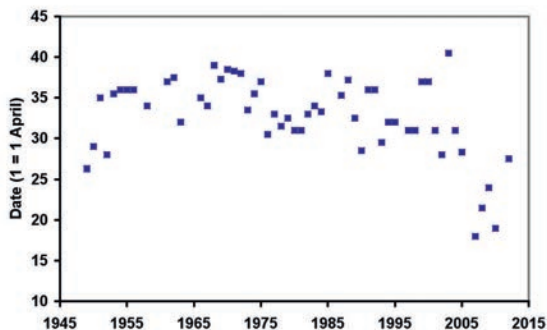


Figure 1. Mean laying dates of Coal Tits during 1949 to 2012 near Örebro, South Central Sweden.

*Medelläggsdatum för svartmesar c.5 km SO om Örebro under åren 1949 – 2012.*

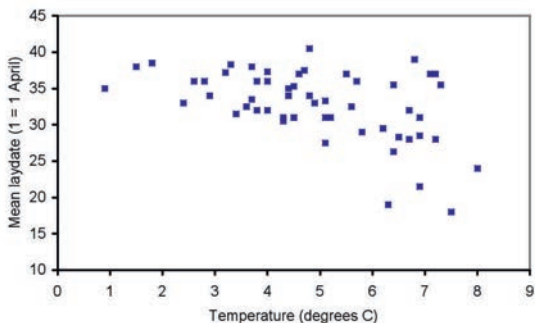


Figure 2. Mean Coal Tit laying dates plotted against mean April temperatures, 1949 to 2012, near Örebro, South Central Sweden.

*Medelläggsdatum för svartmesar c.5 km SO om Örebro 1949 – 2012 plottade mot medeltemperaturen under april dessa år.*

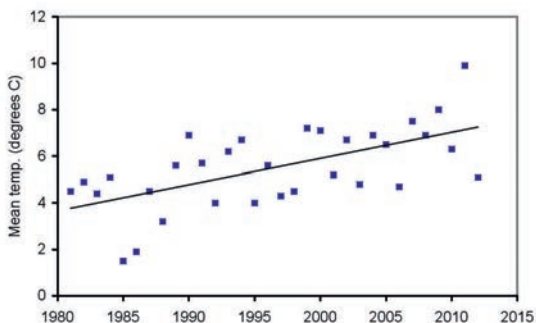


Figure 3. Mean April temperatures at Örebro, South Central Sweden during 1981 – 2012.

*Medeltemperaturen i Örebro åren 1981 – 2012.*

$N = 27$ ,  $P = 0.359$ ), but did so during the second half ( $b = -0.348$ ,  $t = -3.644$ ,  $N = 28$ ,  $P = 0.001$ ) in agreement with the trend of increasing April temperatures during 1981 to 2012 ( $b = 0.112$ ,  $t = 4.215$ ,  $P < 0.001$ , Figure 3).

### Clutch size

The size of full-laid first clutches varied from six to 11 eggs (Figure 4, Appendix 1) with a mean of  $8.55 \pm 0.94$  (SD) eggs ( $N = 103$  clutches). Mean clutch sizes were almost identical during the first and the second half of the study period,  $8.62 \pm 0.54$  vs  $8.77 \pm 0.93$ . Second clutches were relatively rare, only 13 compared with the 103 first clutches (12.6%), and were mostly laid in the same nestbox almost

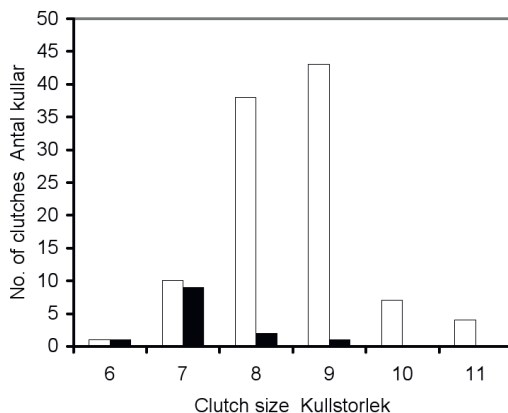


Figure 4. The distribution of clutch sizes of Coal Tits near Örebro, South Central Sweden (open bars: first clutches, filled bars: second clutches).

*Fördelningen av svartmesens kullstorlekar i studieområdet c.5 km SO om Örebro (öppna staplar: förstakullar, fyllda staplar: andrakullar).*

immediately after the first brood fledged. They had a mean size of  $7.23 \pm 0.73$  eggs, i.e. they were about 1.5 eggs smaller than first clutches.

### Fledging rate

Seven first broods (6.8%) failed to produce fledglings. Those that did fledged a mean of  $7.78 \pm 1.24$  young or 91% of the number of eggs laid. Corresponding figures for all first broods, i.e. including total losses, was  $7.25 \pm 2.30$  fledged young or c.85% of eggs laid (Appendix 2). The cause of total loss was predation by Pine Marten *Martes martes* (2 cases), and by Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* (3 cases). In one nestbox the female was found dead on her eggs and in another one the nestbox had been taken over by a Pied Flycatcher, probably after the Coal Tit had deserted its clutch. Fledging rate was not checked for all second broods but reached a mean of 6.71 young fledged ( $N = 7$ ,  $SD = 1.25$ ).

### Discussion

Like the Blue Tits *Cyanistes caeruleus* in the same nestbox study (Schölin & Källander 2012), Coal Tits responded to the increasing April temperatures during the second half of the study period by laying earlier. This contrasts with the results of an English study of Coal Tits breeding in a deciduous habitat (Goodenough et al. 2010). While these authors found that Great Tit, Blue Tit and European Nuthatch *Sitta europaea* had advanced laying during the last circa two decades, the Coal Tit had not done so. The authors had no explanation for this deviating pattern. In our data there was a somewhat larger scatter in the Coal Tit data ( $SD 5.75$ ) during the latter part of the study than in those of the Blue Tit ( $SD 4.57$ ). The reason for this is unknown, but one possibility could be that Coal Tits sometimes may have got their selected nestbox usurped by Great Tits or Blue Tits and been forced to find a new empty box before being able to start building a nest. A few examples of Coal Tits being evicted by larger species were given by Durango (1946). In a study in South Sweden ( $57^\circ 58' N$ ,  $14^\circ 48' E$ ), J.-E. Nilsson (pers.comm.) found the mean laying date to be 25 April ( $N = 18$ ) with a span from 19 April to 9 May during the period 1986–2004. The latest laying date was in 2003, just as in the present study. In our study the laying date for the same period was 3 May.

The mean size of first clutches of the Coal Tits in the present study, c.8.6 eggs, is similar to sizes

reported from larch *Larix* sp. and spruce *Abies alba* forests in lowland Germany (Glutz & Bauer 1993) but is smaller than that reported from pine forest in England, 9.1 – 10.5 eggs (Lack 1966). In 28 first clutches in southern Skåne (c. $55^\circ 40' N$ ,  $13^\circ 30' E$ ), the mean clutch size was  $9.50 \pm 0.84$  (Jan-Åke Nilsson pers.comm.).

As in the English study (Lack 1966), Coal Tits had a rather high fledging success for first broods with 85% of eggs laid resulting in fledged young. The cirka 1.5 fewer eggs in second broods found in the present study agrees with findings from other areas of Europe (Glutz & Bauer 1993).

### Acknowledgements

We thank Jan-Eric Nilsson and Jan-Åke Nilsson for allowing us to use their data on laying dates and clutch sizes, respectively.

### References

- Durango, S. 1946. Habitat and nesting sites of the Coal-Tit (*Parus ater ater* L.) *Vår Fågelvärld* 5: 1–9. (In Swedish with summary in English.)
- Glutz, U.N. & Bauer, K.M. 1993. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 13/I. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Goodenough, A.E., Hart, A.G. & Stafford, R. 2010. Is adjustment of breeding phenology keeping pace with the need for change? Linking observed response in woodland birds to changes in temperature and selection pressure. *Climatic Change* 102: 687–697.
- Lack, D. 1966. *Population studies of birds*. Clarendon Press, Oxford.
- Schölin, K.G. 2009. A long-term study of the breeding biology of the Great Tit *Parus major* in a mixed forest in South Central Sweden. *Ornis Svecica* 19: 222–232. (In Swedish with summary in English.)
- Schölin, K. G. & Källander, H. 2011. A 64-year study of a Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* population. *Ornis Svecica* 21: 79–91.
- Schölin, K.-G. & Källander, H. 2012. A Blue Tit *Cyanistes caeruleus* population: its recent increase and breeding data. *Ornis Svecica* 22: 19–24.
- Wilkinson, L. 1987. *The system for statistics*. SYSTAT Inc., Evanston.

### Sammanfattning

Det tycks inte finnas några publicerade uppsatser från Sverige om svartmesens *Periparus ater* häckningsbiologi utöver några omnämmanden om boplatssval (Durango 1946). Här presenteras data om läggningsstart, kullstorlek och antal flygga ungar hos svartmes från en 65-årig holkstudie bedrivna strax SO om Örebro. För en beskrivning av studieområde och metod hänvisas till Schölin (2009) och

Schölin & Källander (2011, 2012). Totalt omfattar materialet 103 förstakullar, men svartmes häckade inte varje år i holkarna.

Medeldatum för läggstarten var 5 maj, med 18 april som tidigaste datum och 10 maj som det senaste (Figur 1). Under studiens första hälft fanns ingen trend i läggdatum, medan läggstarten under dess andra hälft inträffade i medeltal en dryg tredjedels dag tidigare för vart år (Figur 2), i samstämmighet med en statistiskt signifikant trend mot högre apriltemperaturer (0,11°C per år, Figur 3).

Medelkullstorleken för förstakullar var 8,55 ägg (Appendix 1, Figur 4) och var nästan identisk mellan den första och andra halvan av studien. Andrakullarna, totalt 13 (12,6 % av antalet förstakullar) var c.1,5 ägg mindre (medel 7,23).

Totalt blev i medeltal 7,25 förstakullsungar flygga eller 7,78 om sju kullar som helt misslyckades utesluts. Det innebär att c.85 respektive 91 % av lagda ägg resulterade i flygga ungar (Appendix 2). Av de misslyckade kullarna prederades två av mård och tre av större hackspett, i en holk låg honan död på äggen och en kull överbyggdes av svartvit flugsnappare, sannolikt efter det att svartmesen övergett boet. Andrakullars framgång kontrollerades inte alla år, men de sju kullar som följdes producerade 6,7 flygga ungar.

Medeldatum för förstakullarnas läggning var något senare (5 maj) än vad J.-E. Nilsson (pers. comm.) fann vid Linderås sydväst om Tranås åren 1996–2004 (25 april). För dessa år var medeldatum 3 maj utanför Örebro. I en lövskogsbiotop i England fann Goodenough et al. (2010), ingen tidigareläggning hos svartmes trots ökande temperatur under perioden och i motsats till vad fallet var hos talgoxe *Parus major*, blåmes *Cyanistes caeruleus* och nötväcka *Sitta europaea*. Författarna fann ingen förklaring till denna skillnad mellan arterna.

Medelkullstorleken i denna studie är jämförbar med värden från låglandsbarrskogar i Tyskland (Glutz & Bauer 1993), men är mindre än motsvarande värden från England, 9,1–10,5 ägg (Lack 1966) och också mindre än vad som noterats i södra Skåne, 9,5 ägg (J.-Å. Nilsson pers. comm.). Andrakullarnas cirka 1,5 färre ägg överensstämmer väl med vad som noterats i andra europeiska studier.

Förstakullarna hade god framgång. Av äggen resulterade 85 % i flygga ungar, när även misslyckade kullar är inräknade, och hela 91 % om bara kullar som producerat flygga ungar räknas in (Appendix 2). De sju andrakullar som följdes, producerade 6,7 flygga ungar, medan häckningsutfallet inte följdes i de återstående sex andrakullarna.

Appendix 1. Number of clutches of different size in Coal Tits *Periparus ater* at Lövsätter, near Örebro, South Central Sweden during 1949 – 2012.

*Antal svartmeskullar av olika storlek vid Lövsätter SO om Örebro under åren 1949 – 2012.*

| Year<br>År | Clutch size <i>Kullstorlek</i> |   |   |   |    |    | No. of clutches<br><i>Antal kullar</i> | No. of eggs<br><i>Antal ägg</i> | Mean clutch size<br><i>Medelkullstorlek</i> |
|------------|--------------------------------|---|---|---|----|----|--|---------------------------------|---|
|            | 6                              | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |  |                                 |   |
| 1949       |                                |   | 1 | 1 | 1  |    | 3                                      | 27                              | 9.00  |
| 1950       |                                |   | 1 |   |    |    | 1                                      | 8                               | 8.00  |
| 1951       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1952       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1953       |                                |   | 2 |   |    |    | 2                                      | 16                              | 8.00  |
| 1954       |                                |   | 1 |   |    |    | 1                                      | 8                               | 8.00  |
| 1955       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1956       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1957       |                                |   |   |   |    |    | 0                                      | -                               | -   |
| 1958       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1959       |                                |   |   |   |    |    | 0                                      | -                               | -   |
| 1960       |                                |   |   |   |    |    | 0                                      | -                               | -   |
| 1961       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1962       |                                |   | 1 | 1 |    |    | 2                                      | 17                              | 8.50  |
| 1963       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1964       |                                |   |   |   |    |    | 4*                                     | -                               | -   |
| 1965       |                                |   |   |   |    |    | 4*                                     | -                               | -   |
| 1966       |                                | 1 | 1 |   |    | 1  | 3                                      | 25                              | 8.33  |
| 1967       |                                |   |   | 2 |    |    | 2                                      | 18                              | 9.00  |
| 1968       |                                |   | 1 | 2 |    |    | 3                                      | 26                              | 8.67  |
| 1969       |                                |   | 2 | 1 |    |    | 3                                      | 25                              | 8.33  |
| 1970       |                                |   | 2 |   |    |    | 2                                      | 16                              | 8.00  |
| 1971       |                                | 1 |   | 2 |    |    | 3                                      | 25                              | 8.33  |
| 1972       |                                |   | 1 |   |    |    | 1                                      | 8                               | 8.00  |
| 1973       |                                |   | 1 | 1 |    |    | 2                                      | 17                              | 8.50  |
| 1974       |                                |   |   | 2 |    |    | 2                                      | 18                              | 9.00  |
| 1975       |                                |   |   |   |    | 1  | 1                                      | 10                              | 10.00                                       |
| 1976       |                                | 1 | 1 |   |    |    | 2                                      | 15                              | 7.50  |
| 1977       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1978       |                                |   | 1 | 1 |    |    | 2                                      | 17                              | 8.50  |
| 1979       |                                | 1 |   | 1 |    |    | 2                                      | 16                              | 8.00  |
| 1980       |                                |   |   | 1 |    |    | 1                                      | 9                               | 9.00  |
| 1981       |                                | 1 |   | 1 |    |    | 2                                      | 16                              | 8.00  |
| 1982       |                                |   | 1 | 1 |    |    | 2                                      | 17                              | 8.50  |
| 1983       |                                |   | 1 | 1 |    |    | 2                                      | 17                              | 8.50  |
| 1984       |                                |   | 1 | 2 |    |    | 3                                      | 26                              | 8.67  |
| 1985       |                                |   | 1 |   |    |    | 1                                      | 8                               | 8.00  |
| 1986       |                                |   |   |   |    |    | 0                                      | -                               | -   |
| 1987       |                                | 1 | 1 | 1 |    |    | 3                                      | 24                              | 8.00  |

Appendix 1, continued

|       |   |    |    |    |   |   |     |     |       |
|-------|---|----|----|----|---|---|-----|-----|-------|
| 1988  |   | 1  | 4  |    | 1 |   | 6   | 49  | 8.17  |
| 1989  |   |    | 1  | 1  |   |   | 2   | 17  | 8.50  |
| 1990  |   |    | 3  | 1  |   |   | 4   | 33  | 8.25  |
| 1991  |   |    | 2  | 1  |   |   | 3   | 25  | 8.33  |
| 1992  |   |    | 1  | 1  |   |   | 2   | 17  | 8.50  |
| 1993  |   |    | 2  |    |   |   | 2   | 16  | 8.00  |
| 1994  |   |    |    |    | 1 |   | 1   | 10  | 10.00 |
| 1995  |   |    |    | 1  |   |   | 1   | 9   | 9.00  |
| 1996  |   |    |    |    |   |   | 0   | -   | -     |
| 1997  |   |    | 1  | 1  |   |   | 2   | 17  | 8.50  |
| 1998  |   |    |    |    |   | 1 | 1   | 11  | 11.00 |
| 1999  |   | 1  |    |    | 1 |   | 2   | 17  | 8.50  |
| 2000  |   |    |    | 1  |   |   | 1   | 9   | 9.00  |
| 2001  |   |    |    | 1  |   |   | 1   | 9   | 9.00  |
| 2002  | 1 |    |    | 1  |   |   | 2   | 15  | 7.50  |
| 2003  |   |    | 2  |    |   |   | 2   | 16  | 8.00  |
| 2004  |   |    |    | 1  |   |   | 1   | 9   | 9.00  |
| 2005  |   | 1  | 1  | 1  |   |   | 3   | 24  | 8.00  |
| 2006  |   |    |    |    |   |   | 0   | -   | -     |
| 2007  |   |    |    | 1  |   | 1 | 2   | 20  | 10.00 |
| 2008  |   | 1  |    | 1  |   |   | 2   | 16  | 8.00  |
| 2009  |   |    |    |    |   | 1 | 1   | 11  | 11.00 |
| 2010  |   |    |    | 1  |   |   | 1   | 9   | 9.00  |
| 2011  |   |    |    |    |   |   | 0   | -   | -     |
| 2012  |   |    |    |    | 1 | 1 | 2   | 21  | 10.50 |
| Total | 1 | 10 | 38 | 43 | 7 | 4 | 103 | 881 | 8.55  |

\* Clutch size not checked *Kullstorlek ej kontrollerad*



Appendix 2. Number of Coal Tit broods from which 0, 1, 2, 3, etc. young fledged during 1949 – 2012 at Lövsätter near Örebro in South Central Sweden.

*Antal kullar av svartmes från vilka 0, 1, 2, 3, etc. ungar blev flygga vid Lövsätter utanför Örebro under åren 1949 – 2012.*

| Year<br><i>År</i> | No. of young fledged <i>Antal flygga ungar</i> |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    | No. fledged<br><i>Antal flygga</i> | No. broods<br><i>Antal kullar</i> | Mean fledged<br><i>Medeltal flygga</i> |      |
|-------------------|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|------------------------------------|-----------------------------------|--|------|
|                   | 0  | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |                                    |                                   |  | 11   |
| 1949              | 2  |   |   |   |   |   |   |   |   |   | 1  |                                    | 10                                | 3                                      | 3.33 |
| 1950              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1951              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1952              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1953              |  |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   |   |    |                                    | 13                                | 2                                      | 6.50 |
| 1954              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   |   |    |                                    | 7                                 | 1                                      | 7.00 |
| 1955              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   |   |    |                                    | 7                                 | 1                                      | 7.00 |
| 1956              |  |   |   |   |   |   |   |   |   | 1 |    |                                    | 9                                 | 1                                      | 9.00 |
| 1957              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    | -                                 | -                                      |      |
| 1958              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1959              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    | -                                 | -                                      |      |
| 1960              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    | -                                 | -                                      |      |
| 1961              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1962              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 |    |                                    | 17                                | 2                                      | 8.50 |
| 1963              |  |   |   |   |   |   |   |   |   | 1 |    |                                    | 9                                 | 1                                      | 9.00 |
| 1964              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    |                                   | (4)*                                   |      |
| 1965              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    |                                   | (4)*                                   |      |
| 1966              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 2 |   |    |                                    | 23                                | 3                                      | 7.67 |
| 1967              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   | 1 |    |                                    | 16                                | 2                                      | 8.00 |
| 1968              |  |   |   |   |   |   |   |   | 3 |   |    |                                    | 24                                | 3                                      | 8.00 |
| 1969              |  |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   | 1 |    |                                    | 22                                | 3                                      | 7.33 |
| 1970              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   |    |                                    | 15                                | 2                                      | 7.50 |
| 1971              |  |   |   |   | 1 |   |   | 1 | 1 |   |    |                                    | 19                                | 3                                      | 6.33 |
| 1972              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   |   |    |                                    | 7                                 | 1                                      | 7.00 |
| 1973              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   | 1 |    |                                    | 16                                | 2                                      | 8.00 |
| 1974              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   |    |                                    | 15                                | 2                                      | 7.50 |
| 1975              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1976              |  |   |   |   |   |   | 1 |   | 1 |   |    |                                    | 14                                | 2                                      | 7.00 |
| 1977              |  |   |   |   |   |   |   |   | 1 |   |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1978              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   |    |                                    | 15                                | 2                                      | 7.50 |
| 1979              |  |   |   |   |   |   |   |   | 2 |   |    |                                    | 14                                | 2                                      | 7.00 |
| 1980              |  |   |   |   |   |   |   |   |   | 1 |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1981              |  |   |   |   |   |   | 1 |   |   |   | 1  |                                    | 15                                | 2                                      | 7.50 |
| 1982              |  |   |   |   |   |   |   | 1 |   | 1 |    |                                    | 16                                | 2                                      | 8.00 |
| 1983              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 |   |    |                                    | 15                                | 2                                      | 7.50 |
| 1984              |  |   |   |   |   |   |   | 1 | 1 | 1 |    |                                    | 24                                | 3                                      | 8.00 |
| 1985              |  |   |   |   |   |   |   |   |   | 1 |    |                                    | 8                                 | 1                                      | 8.00 |
| 1986              |  |   |   |   |   |   |   |   |   |   |    |                                    | -                                 | -                                      |      |

Appendix 2, continued

|       |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   |   |     |     |       |
|-------|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|---|---|---|-----|-----|-------|
| 1987  |   |   |   |   |   |   |   | 1  |    | 2  |   |   |   | 22  | 3   | 7.33  |
| 1988  |   |   |   |   |   |   |   | 1  | 3  | 1  |   | 1 |   | 45  | 6   | 7.50  |
| 1989  |   |   |   |   |   |   |   |    | 1  |    | 1 |   |   | 16  | 2   | 8.00  |
| 1990  | 2 |   |   |   |   |   |   |    |    | 1  | 1 |   |   | 17  | 4   | 4.25  |
| 1991  | 1 |   |   |   |   |   |   |    | 1  |    | 1 |   |   | 16  | 3   | 5.33  |
| 1992  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    | 1 | 1 |   | 17  | 2   | 8.50  |
| 1993  | 1 |   |   |   |   |   |   |    | 1  |    |   |   |   | 7   | 2   | 3.50  |
| 1994  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   | 1 |   | 9   | 1   | 9.00  |
| 1995  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   | 1 |   | 9   | 1   | 9.00  |
| 1996  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   |   | -   | -   |       |
| 1997  |   |   |   |   |   |   |   |    |    | 1  | 1 |   |   | 17  | 2   | 8.50  |
| 1998  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   | 1 | 10  | 1   | 10.00 |
| 1999  |   |   |   |   |   |   | 1 |    |    |    |   |   | 1 | 15  | 2   | 7.50  |
| 2000  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   | 1 |   | 9   | 1   | 9.00  |
| 2001  | 1 |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   |   | 0   | 1   | 0     |
| 2002  |   |   |   |   |   |   |   | 1  |    | 1  |   |   |   | 14  | 2   | 7.00  |
| 2003  |   |   |   |   |   |   |   |    |    | 2  |   |   |   | 16  | 2   | 8.00  |
| 2004  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    | 1 |   |   | 8   | 1   | 8.00  |
| 2005  |   |   |   |   |   |   |   |    | 2  |    | 1 |   |   | 23  | 3   | 7.67  |
| 2006  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   |   | -   | -   |       |
| 2007  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    | 1 | 1 |   | 17  | 2   | 8.50  |
| 2008  |   |   |   |   | 1 |   |   | 1  |    |    |   |   |   | 10  | 2   | 5.00  |
| 2009  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   | 1 | 11  | 1   | 11.00 |
| 2010  |   |   |   |   |   |   |   | 1  |    |    |   |   |   | 6   | 1   | 6.00  |
| 2011  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   |   |   | -   | -   |       |
| 2012  |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |   | 1 | 1 | 19  | 2   | 9.50  |
| Total | 7 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 9 | 25 | 33 | 20 | 5 | 1 |   | 747 | 103 | 7.25  |

\* Brood success not checked *Framgång ej kontrollerad*

## Biometrics of Razorbills *Alca torda* staying during the non-breeding season in the Polish Baltic zone

*Biometri hos tordmular Alca torda som utanför häckningssäsongen vistas i den polska zonen av Östersjön*

WŁODZIMIERZ MEISSNER, JOANNA DROZDOWSKA & SZYMON BZOMA

---

### Abstract

Biometrical analysis of Razorbills *Alca torda* captured or drowned in fishing nets in the Polish economic zone of the Baltic Sea is based on measurements of 98 individuals collected in the non-breeding period (October–April) in 2006–2013. These birds are assumed to represent the breeding population of the Baltic Sea as recoveries show that very few other birds visit that area. Bill depth and wing length of juveniles were much smaller than in older birds which suggests that the final size of these measurements is not achieved during the first winter but continue to increase as the birds grow older. In older birds only total head length and bill length were significantly larger in males than in females. Mean bill depth of Razorbills from the Polish Baltic zone fits well to clinal variation

from south-west to north of the European part of the breeding range. However, mean wing length was much larger than expected according to the regression, which might result from differences in measuring technique. On the other hand it cannot be excluded that the Baltic population may actually have longer wings.

*Włodzimirz Meissner and Joanna Drozdowska, Avian Ecophysiology Unit, Department of Vertebrate Ecology & Zoology, University of Gdańsk, Wita Stwosza 59, 80-308 Gdańsk, Poland. E-mail: w.meissner@ug.edu.pl*  
*Szymon Bzoma, Waterbird Research Group KULING, Świerkowa 34/7, 81-526 Gdynia, Poland.*

---

Received 14 August 2013, Accepted 1 October 2013, Editor S. Svensson

### Introduction

Remarkable variability in biometrics among Razorbills *Alca torda* has attracted attention of ornithologists at least since the 1940s resulting in several publications on geographical (e.g. Salomonsen 1944, Jones 1990, Barrett et al. 1997) and sexual differences in linear measurements (e.g. Anker-Nilssen et al. 1988, Jones 1988, Wagner 1999, Grecian et al. 2003). Breeding populations of Razorbills in Europe are divided into two groups. One group of smaller birds, referred to subspecies *Alca torda islandica* inhabits Iceland, the Faroes, Ireland, Great Britain and France, while the second, composed of larger birds representing *Alca torda torda*, breeds in Scandinavia and Russia (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). The proportion of larger and smaller individuals was often used in assessing the origin of oiled birds collected after ship accidents (Jones et al. 1985, Anker-Nilssen et al. 1988, Camphuysen & Leopold 2004, Heubeck et al. 2011).

Clinal increase in size of Razorbills from the south-western towards north-eastern part of the breeding range is observed in Europe, with the exception of Baltic birds which appear to be much

larger than would be expected from their geographical position (Barrett et al. 1997). However, information on biometrics of Razorbills recorded in the Baltic Sea is scarce. Published data used in Barrett's et al. (1997) paper come from breeding colonies in the islands of Graesholm, Denmark (Jones 1990, N=30) and Stora Karlsö, Sweden (Salomonsen 1944, N=17). Moreover, at least partly these data were taken from museum specimens and were corrected by adding a constant value of 2 mm to wing length and 1 mm to bill depth (Barrett et al. 1997).

This study is aimed at biometrical analysis of Razorbills captured or drowned in fishing nets in the Polish economic zone of the Baltic Sea in the non-breeding period with special emphasis on checking if Baltic birds fit to the clinal variation of size of European Razorbills presented by Barrett et al. (1997).

### Methods

This study is based on measurements of 98 Razorbills collected from October to April in 2006–2013. Seventy five birds were taken from fishing nets in

the open sea of the Polish Exclusive zone of the Baltic. Among them 27 were alive and were ringed and released. The dead birds were collected from fishing harbours situated in the Gulf of Gdańsk, where boats are operating near the coast.

Total head length (Green 1980), bill length from the end of feathering on the upper mandible to the tip, bill depth at gonys and tarsus length (Hanners & Patton 1985) were measured using dial callipers with an accuracy of 0.1 mm. Measurements of wing length (maximal straightened chord, Evans 1986) and tarsus with middle toe included (Piersma 1984) were taken with a stopped ruler with an accuracy of 1 mm. Birds were weighed to the nearest 1 g (dead birds after drying). Most of dead individuals were sexed by gonadal inspection. Ageing of birds was performed according to bill ornament. However taking into account the controversy over development of the number of bill grooves with age (de Wijs 1985, Jones 1988), the birds were divided into two age groups: juveniles with no white vertical line and no grooves on the bill and older birds (including immatures and adults – here called adults) with white line only and white line with at least one groove. Due to small sample size juveniles were excluded from the majority of analyses. Not all measurements were taken from each indi-

vidual, therefore the sample sizes differed in specific measurements.

Data on mean wing length and bill depth of Razorbills from different breeding colonies were obtained from published sources, while data taken from museum specimens were excluded (Barrett et al. 1997, Jones 1990, Wagner 1999). When data on males and females were presented separately (Wagner 1999) or there were two sets of measured birds from one breeding colony (Barrett et al. 1997 and Jones 1990 for Hornøya), mean measurements for birds were calculated as weighted average. Only mean wing length and mean bill depth calculated from sample size equal to or greater than 30 were taken into account.

To check if Baltic birds fit to the geographical cline in body size described by Barrett et al. (1997) mean wing lengths and bill depths were correlated with an index of the geographical position of each breeding colony calculated as a sum of latitude and longitude as in the Barrett et al. (1997) paper. Geographical position of fishing harbours, where dead birds were collected, and the position of the ship in case of birds captured alive, were averaged and taken as the assumed position of all individuals from the Polish zone of the Baltic.

Table 1. Mean measurements (M) of Razorbills drowned or captured alive in fishing nets in the Polish exclusive zone of the Baltic. Standard deviation (SD) and sample size (N) are given. Coefficient of variation (V) concerns older unsexed birds.

*Mått hos tordmularna som drunknat eller fångats levande i fisknät inom den polska ekonomiska zonen i Östersjön. Efter medelvärde (M) anges standarddeviation (SD) och antal (N) fåglar. Variationskoefficienten (V) avser äldre fåglar av båda könen.*

| Age/sex             |    | Total head<br><i>Huvud totalt</i><br>[mm] | Bill depth<br><i>Näbbhöjd</i><br>[mm] | Bill length<br><i>Näbb-längd</i><br>[mm] | Wing length<br><i>Ving-längd</i><br>[mm] | Tarsus plus toe<br><i>Tars plus tå</i><br>[mm] | Tarsus<br><i>Tars</i><br>[mm] | Body mass<br><i>Kroppsmassa</i><br>[g] |
|---------------------|----|---|---------------------------------------|--|--|--|-------------------------------|--|
| Juveniles           | M  | 96.19                                     | 17.43                                 | 33.83                                    | 206.4                                    | 87.4   | 35.05                         | 909.9                                  |
|                     | SD | ±2.39                                     | ±0.95                                 | ±1.17                                    | ±4.29                                    | ±3.20  | ±1.50                         | ±60.65                                 |
|                     | N  | 11  | 8                                     | 9  | 14                                       | 14   | 4                             | 8                                      |
| Older Males         | M  | 97.57                                     | 22.12                                 | 35.04                                    | 213.2                                    | 88.9   | 35.54                         | 894.4                                  |
|                     | SD | ±1.80                                     | ±1.25                                 | ±1.14                                    | ±3.86                                    | ±3.10  | ±1.57                         | ±104.51                                |
|                     | N  | 29  | 30                                    | 29                                       | 30                                       | 30   | 20                            | 29                                     |
| Older females       | M  | 95.08                                     | 21.86                                 | 34.18                                    | 213.0                                    | 88.1   | 35.65                         | 890.3                                  |
|                     | SD | ±1.96                                     | ±1.11                                 | ±1.14                                    | ±5.15                                    | ±2.21  | ±1.16                         | ±78.38                                 |
|                     | N  | 27  | 27                                    | 23                                       | 27                                       | 27   | 17                            | 26                                     |
| Older unsexed birds | M  | 96.19                                     | 22.05                                 | 34.37                                    | 213.3                                    | 89.04  | 35.54                         | 891.8                                  |
|                     | SD | ±2.50                                     | ±1.24                                 | ±1.64                                    | ±4.65                                    | ±3.39  | ±1.39                         | ±91.55                                 |
|                     | N  | 77  | 73                                    | 62                                       | 79                                       | 79   | 38                            | 56                                     |
| V %                 |    | 2.6                                       | 5.6                                   | 4.8                                      | 2.2                                      | 3.8  | 3.9                           | 10.3                                   |

## Results

Bill depth and wing length of juveniles were much smaller than in older birds, while other mean measurements were well within the range of one standard deviation from mean values of older birds (Table 1). Only total head length and bill length were significantly greater in adult males than in adult females (t-test,  $t=4.97$ ,  $p<0.001$  and  $t=2.70$ ,  $p=0.009$  for total head and bill length, respectively). Other measurements did not differ between sexes (t-test,  $p>0.41$  in all cases). Hence, data on wing length and bill depth of males and females analysed in this study were pooled for the next analysis, i.e. fitting of the data to the geographical cline in size of Razorbills. Bill depth showed the highest coefficient of variation among all linear measurements followed by bill length (Table 1).

There was a significant increase in mean wing length and bill depth north-eastwards (Figure 1). Wing length and bill depth increased by 0.29 mm and 0.05 mm per 1 degree of the geographical index, respectively. However the standard error of estimate was six times greater in case of wing length compared to bill depth (5.13 versus 0.85) (Figure 1). The sum of geographical coordinates explained 42% and 47% of the variation in wing length and bill depth, respectively. The point representing birds measured in the Polish Baltic zone was situated within 95% confidence limit close to the regression line only in case of bill depth. Mean wing length was much higher than expected according to the regression and is lying far from the confidence limit of the regression line (Figure 1).

## Discussion

Most adult Razorbills from the Baltic breeding colonies stay year around in the Baltic Sea and only some immatures move to Skagerrak, Kattegat and the North Sea (Bønløkke et al. 2006, Fransson et al. 2008). There are only few reports of Norwegian or Russian birds wintering in the western Baltic (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). Hence, it may be assumed that data analysed in this study concerned birds from the Baltic breeding population.

Conspicuous differences in bill depth and wing length between juvenile and older birds show that the final size of these parts of the body is not achieved during the first winter. This result is consistent with data on post-fledging development of body measurements in this species, especially in

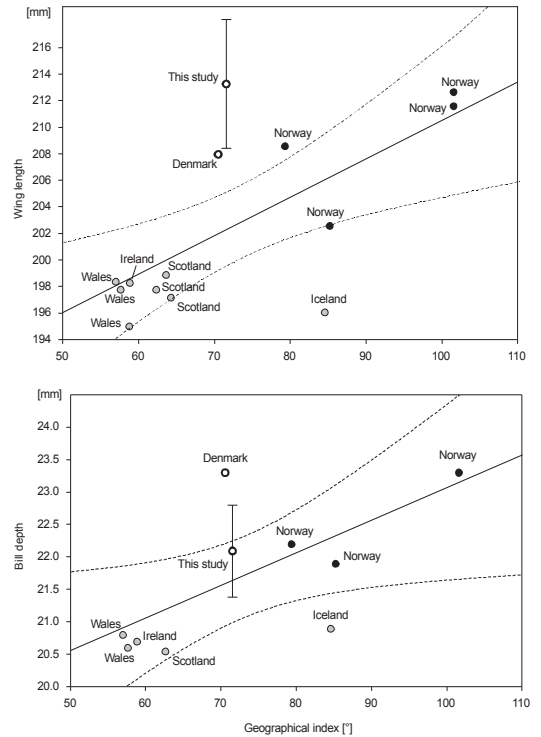


Figure 1. Wing length (top) and bill depth (bottom) of Razorbills in relation to the breeding colony localization or central position of the area, where birds were captured/collected for this study. Grey dots – subspecies *A. t. islandica*, black dots – subspecies *A. t. torda*, open dots – birds from the Baltic Sea. Geographical index was calculated as a sum of longitude and latitude. Vertical line –  $\pm$  standard deviation. The regression lines (solid line) and 95% confidence limits (dashed lines) are shown.

Vingläng (övre) och näbbhöjd (nedre) hos tordmular i förhållande till ett geografiskt index för en koloni eller fångstområde (denna studie). Grå prickar rasen *islandica*, svarta prickar rasen *torda*, öppna prickar denna studie (vertikal linje visar en standarddeviation). Det geografiska indexet är summan av latitud och longitud. Regressionslinjerna omges av 95-procentiga konfidensintervall.

case of bill depth which is still increasing up to the third winter of bird life (Jones 1988).

Biometrical differences between males and females are found only in bill and total head length. According to data from different breeding colonies Razorbill males are larger than females, but the differences are most pronounced in bill dimensions (Anker-Nilssen et al. 1988, Wagner 1999, Grecian et al. 2003), and this was confirmed also in this study. As it was impossible to reliably distinguish immatures and adults (de Wijs 1985, Jones 1988) birds from these two age classes were included into

one category of older birds. This may have influenced mean values as well as increased the coefficient of variation, especially in case of bill depth, which slightly increases up to the third year of the Razorbill life (Jones 1988).

Mean bill depth of Razorbills from the Polish Baltic zone fits well to the clinal variation of this measurement from south-western to northern parts of the European breeding range. However, mean wing length is far above the regression line. This might be a result of the inter-observer differences in the wing measuring technique. It was declared in all studies that wing length was measured as maximum flattened chord (Barrett et al. 1989), but even slight differences in taking this measurement, like position of the point where the carpal joint is pressed, force of this pressure and the way of flattening the wing on the rule have crucial influence on this measurement when taken by different persons (Busse 2000, de Beer et al. 2011, authors' unpublished data). Probably this may be one of the reasons why mean wing length of Polish birds is so far away from the confidence limit of the regression line. However, it cannot be excluded that Baltic Razorbills indeed have longer wings than expected, especially as mean wing length of birds from Graesholm colony in Denmark is outside the confidence limit as well, and also mean bill depth of those birds is far above the regression line (Figure 1).

## Acknowledgements

We are grateful to all colleagues for their assistance in the work on fishing boats. Special thanks to Sławka Fryderyk and Adam Janczyszyn for collecting birds from harbours. We also would like to thank Agnieszka Ozarowska for English correction of the manuscript.

## References

Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of auks (*Alcidae*) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. *Seabirds* 11: 28–46.

Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T. & Krasnov, Y.V. 1997. Can Norwegian and Russian Razorbills *Alca torda* be identified by their measurements? *Marine Ornithology* 25: 5–8.

Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerum, M. & Rahbek, C. 2006. *Dansk Trækfuleatlas*. Rhodos, Humlebæk.

Busse, P. 2000. *Bird station manual*. Gdańsk University Press, Gdańsk.

Camphuysen, C.J. & Leopold, M.F. 2004. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands. *Atlantic Seabirds* 6: 109–128.

Cramp, S. (ed.) 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 4. Oxford University Press, Oxford.

de Beer, S.J., Lockwood, G.M., Raijmakers, J.H.F.A., Scott, W.A., Oschadleus, H.D. & Underhill, L.G. 2001. *SAFRING bird ringing manual*. Avian Demography Unit, Cape Town.

de Wijs, W.J.R. 1985. Reliability of ageing Razorbills. *Seabird* 8: 58.

Evans, P.R. 1986. Correct measurements of the wing length of waders. *Wader Study Group Bull.* 48: 11.

Fransson, T., Österblom, H. & Hall-Karlsson, S. 2008. *Svensk ringmärkningsatlas*. Vol. 2. Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm.

Grecian, V.D., Diamond, A.W. & Chardine, J. W. 2003. Sexing Razorbills *Alca torda* breeding at Machias Seal Island, New Brunswick, Canada, using discriminant function analysis. *Atlantic Seabirds* 5: 73–80.

Green, G.H. 1980. Total head length. *Wader Study Group Bull.* 29: 18.

Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K.M. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 8/II. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Hanners, L.A. & Patton S.R. 1985. Sexing Laughing Gulls using external measurements and discriminant analysis. *J. Field. Orn.* 56: 158–164.

Heubeck, M., Aarvak, T., Isaksen, K., Johnsen, A., Petersen, I.K. & Anker-Nilssen, T. 2011. Mass mortality of adult Razorbills *Alca torda* in the Skagerrak and North Sea area, autumn 2007. *Seabirds* 24: 11–32.

Jones, P.H., Barrett, C.F., Mudge, G.P. & Harris, M.P. 1985. Examination of corpses of auks beached on East British coasts in February 1983. *Seabird* 8: 9–14.

Jones, P.H., Monnat, J.-Y. & Harris, M.P. 1982. Origin, age and sex of auks (*Alcidae*) killed in the 'Amoco Cadiz' oiling incident in Brittany, March 1978. *Seabird* 6: 122–130.

Jones, P.H. 1988. Post-fledging wing and bill development in the Razorbill *Alca torda islandica*. *Ring. & Migr.* 9: 11–17.

Jones P.H. 1990. The occurrence of larger ('northern') Razorbills in British and Irish waters. *Ringling & Migration* 11: 105–110.

Lyngs, P. & Kampp, K. 1996. Ringing recoveries of Razorbills *Alca torda* and Guillemots *Uria aalge* in Danish waters. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 90: 119–132.

Piersma, T. 1984. International wader migration studies along the East Atlantic Flyway during spring 1985. Final announcement of a Wader Study Group project. *Wader Study Group Bull.* 42: 5–9.

Salomonsen, F. 1944. The Atlantic *Alcidae*. The seasonal and geographical variation of the auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent waters. *Göteborgs Kung. Vetenskaps och Vitterhetssamhälles Handl. Följen* 6, Ser. B, 3: 1–138.

Wagner, R.H. 1999. Sexual size dimorphism and assortative mating in Razorbills (*Alca torda*). *Auk* 116: 542–544.

## Sammanfattning

Tordmulens mått varierar från område till område. Två grupper brukar urskiljas i Europa. En grupp består av relativt små fåglar och bebor Island, Färöarna, Irland, Storbritannien och Frankrike. De brukar hänföras till en egen ras *islandica*. Fåglarna i Skandinavien och Ryssland är större och utgör rasen *torda*. Rasen *islandica* ökar i storlek från söder mot norr, men det har varit oklart vilken position Östersjön tordmular intar i trenden, främst på grund av ringa underlag. Eftersom Östersjön sällan besöks av andra tordmular är det nästan säkert att de fåglar vi mätt kommer från Östersjöns häckande bestånd. Däremot går det inte att bestämma till vilka häckningskolonier de hör.

Studien baserar sig på 98 tordmular som erhöles som bifångster vid nätfiske utanför polska kusten mellan oktober och april åren 2006–2013 (27 av den var levande och släpptes efter mätningarna). De mått som togs var total längd på huvudet, näbbens längd från spetsen till befjädringens slut på övernäbben, näbbens höjd, tarsens längd, vingens längd och vikten. Könbestämning skedde genom inspektion av gonaderna på de döda fåglarna. Antalet ungfåglar var få och uteslöts ur flertalet beräkningar.

Hos ungfåglarna var näbbhöjden och vinglängden betydligt mindre medan övriga mått låg inom en standarddeviation från de äldre fåglarnas medelvärde (Tabell 1). Adulta hanar hade signifikant längre huvud och näbb än adulta honor, medan övriga mått inte skilde mellan könen. Vid analysen av de senare måtten slogs därför könen ihop.

Vår sammanställning av de mått som hämtats ur litteraturen konfirmerade den ökande vinglängden och näbbhöjden från sydväst mot nordost (Figur 1). De polska tordmularna passade inte helt in i detta system. Näbbhöjden låg inom det 95-procentiga konfidensintervallet och passar därför i mönstret men vinglängden låg långt ovanför. Det finns en felkälla som måste beaktas när man studerar vinglängder. Trots att det uppgivits i samtliga jämförda studier att vinglängden mätts enligt principen ”maximum flattened chord” kan olika personer ha mätt olika. En del av effekten kan därför vara mätfel. Men tordmularna på Gräsholm har också längre vingar än vad som är förväntat på breddgraden. Det kan därför inte uteslutas att tordmularna i Östersjön faktiskt har längre vingar än vad man haft att vänta sig utifrån regressionen i förhållande till breddgrad.

## Nya böcker – *New books*



Pertti Saurola, Jari Valkama & William Velmala, 2013: **Suomen Rengastusatlas I.** Luomus, Helsinki. ISBN 987-952-10-8572-7. Säljs på Naturbokhandeln för 630 kr.

Ett hundra år efter det att den första ringen sattes på en fågel i Finland kommer nu volym ett av den finska ringmärkningsatlasen. Det var Johan Axel Palmén som kom att bli den finska ringmärkningens fader. Han var professor i zoologi vid Helsingfors universitet, beställde 1912 ringar från en tysk firma med sitt eget namn instansat och började engagera studenter och andra fågelintresserade att ringmärka fåglar. Den första fågeln var en talgoxe som fick sin ring av Einari Merikallio, senare känd som en av världens främste föregångare i att inventera fåglar systematiskt och storskaligt. Antalet märkta fåglar ökade till en topp om 12 000 1936, men var sedan obetydligt under krigsdecenniet 1940–1949. Sedan ökade antalet åter och passerade 150 000 år 1968. Sedan 1970 har antalet mestadels legat över 200 000 per år och ett par år till och med över 250 000 fåglar. Över tio miljoner fåglar hade ringmärkts till och med år 2011 och detta hade resulterat i över en miljon återfynd.

Merparten av boken (444 av 549 sidor) utgörs av artvisa analyser av återfynden. Men hela 74 sidor ägnas åt en allmän presentation och diskussion av ringmärkning, både i nationellt och internationellt perspektiv. Resterande 31 sidor är tabeller, register och referenser. De artvisa analyserna är lätta att ta till sig om man lärt sig att tolka andra ringmärkningsatlas, t.ex. den svenska. För så gott som samtliga arter ingår ett stapeldiagram över antalet årligen märkta fåglar med delar av staplarna i olika färger för vuxna fåglar och ungar. Det finns också kartor över var märkningarna utförts. Cirkeldiagram redogör för fyndomständigheter, dödsorsaker

och återfyndens kompassriktning. Det viktigaste är naturligtvis återfyndskartorna, och dessa är av olika slag. Dels finns generella kartor som visar alla eller merparten av återfynden kategoriserade med olika färger för exempelvis olika tidsperioder, olika årstider eller skilda dödsorsaker. Men det finns också ett stort antal specialiserade kartor för arter som har tillräckligt antal återfynd för djupare analyser. Ett annat grepp är att i diagram visa återfyndens latitud i förhållande till återfyndsmånad. Och självfallet får några av författarnas älsklingsarter särskilt initierade presentationer.

Hur går det då att läsa atlasen utan att kunna finska? Jo, det går alldeles utmärkt! Det finns nämligen mycket välskrivna och utförliga texter på engelska, näst intill översättningar, av den mycket intressanta första och inledande delen av boken. I artpresentationerna är de engelska sammanfattningarna korta, men mer än så behövs inte. Kartor och diagram talar för sig själva och där är allt på både finska och engelska.

Med den finska återfynds atlasen har vi nu aktuella presentationer av återfynden från ringmärkningen i alla de nordiska länderna. Den nu utkomna volymen omfattar grupperna andfåglar till vadarfåglar, men med den professionalism som denna första volym utstrålar råder knappast någon tvekan om att vi snart ser också resten i tryck.

Det kan knappast råda någon tvekan om att den svenska återfynds atlasen spelat stor roll som föredöme och stimulans för de europeiska ringmärkningsorganisationerna, särskilt som bara någon enstaka atlas hade utkommit från ett europeiskt land före den svenska. Ett foto med de tre volymerna av den svenska atlasen pryder också följdriktigt ett uppslag i den finska. Efter den svenska atlasen 2001 finns nu liknande verk också för Storbritannien och Irland 2002, Norge 2003, Danmark 2006, Italien 2008, Tjeckien och Slovakien 2008, Ungern 2009 och nu också Finland. Eftersom det var jag själv som 1984 tog initiativ till den svenska ring-



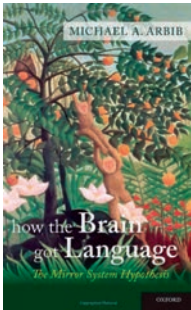
märkningsatlasen under min tid som SOFs representant i ringmärkningsnämnden känns det minst sagt tillfredsställande att se alla dessa volymer i bokhyllan. Men om det är något som är internationellt så är det fenomenet fågelflyttning. Självklart går det att få en någorlunda samlad bild av de mer storskaliga flyttmönstren genom att studera alla de olika nationella volymerna. Men hur mycket bättre vore inte en återfyndsatlas för hela Europa, från Ural till Atlanten! Är det inte dags att göra en sådan sammanställning? Förhoppningsvis diskuteras ett dylikt projekt mellan ringmärkningscentralerna. Ty även om den ena nya tekniken efter den andra börjar användas för att följa fåglarna så kommer vanliga återfynd av ringmärkta fåglar att vara den dominerande källan till kunskap om deras vistelser under överskådlig tid.

SÖREN SVENSSON

*Biologiska institutionen, Lunds universitet*



Johan J. Bolhuis & Martin Everaert (red.), 2013: **Birdsong, Speech, and Language: Exploring the Evolution of Mind and Brain.** MIT Press.



Michael A. Arbib, 2012: **How the Brain Got Language: The Mirror System Hypothesis.** Oxford University Press.

Den neurologiska bakgrunden till många fåglars häpnadsväckande förmåga att minnas ljudmönster utforskas i dag på många håll. Denna forskning är högst relevant för förståelsen även av människors och andra djurs minne. Hur inläring av sekventiell information (dvs. information om ett skeende över tiden) går till är nämligen ett stort och i huvudsak olöst problem inom neurologi och neurofysiologi. Ändå spelar sådan sekventiell information en enorm roll för oss människor, till exempel för musikaliskt minne, språkförståelse och språkligt minne. Under många år har jag haft ett stort intresse för dessa frågor, har bland annat forskat om inläring i neurala nätverk och om musik och känslor, och sysslar på fritiden med ljudinspelningar av fåglar – sedan några år

också med film.

I en nyutkommen antologi, *Birdsong, Speech and Language* diskuteras just analogierna mellan fågelsång och mänskligt språk. Vi människor lär oss språk först och främst genom härmning, imitation. En viktig anledning till att man kan mistänka att fågelsång, mer än andra djurläten, kan ha med språk att göra är att fåglar är så bra på att härma vokalt – dvs. de kan härma läten och röster. Chimpanser kan härma andra chimpansers beteenden och en del av våra, och de kan – liksom våra kära husdjur katten och hunden – lära sig att förstå mycket av vad vi människor säger, men de kan inte härma våra röster. Faktiskt är det bara i enstaka däggdjursgrupper man finner vokal härmning: till dem hör fladdermöss, valar och sälar. Men ungefär hälften av alla kända fågelarter är på ett eller annat vis härmare. De flesta härmar bara andra individer av samma art (t.ex. när de lär sig den lokala dialekten av artens sång), men många är som bekant duktiga härmare av andra fågelarter. I en svensk kärrsångares ändlösa melodiflöde kan en kännare av fågelröster inte sällan höra läten från afrikanska arter som den måste ha hört under sin vintervistelse eller sin flyttning. Det kan också vara fråga om härmning av andra omgivningsljud och i vissa fall av människors tal (papegojor, kråkfåglar, starar). Som en parallell till fåglarnas stora härmningsförmåga har den moderna forskningen också funnit, att de system i sångfåglars hjärnor som handlar hörselinformation och ljudproduktion är mycket lika motsvarande system i människohjärnan, medan hjärnorna hos de flesta primater och andra däggdjur *inte* uppvisar dessa likheter med människan.

Ett av kapitlen i boken berör de så kallade spegelsystemen. Spegelsystem – också omtalade som ”spiegelneuron” – är system av nervceller som är aktiva både när ett djur utför en handling och när det observerar ett annat djur som utför denna handling. Det finns god evidens för att människor också har spegelneuron, och det antas ofta att spegelneuronen ligger till grund för spontan imitation av olika slag. Det är vidare känt att spegelneuron hos apor kan reagera inte bara på visuell information utan också på ljud. Troligen gäller detta även människor. Dvs om en handling *låter* på ett bestämt, välbekant sätt (klapp i händerna kunde vara ett exempel), så kan ljudet av handlingen aktivera motsvarande handlingstendens genom spegelneuronen. Man har dock inte haft några empiriska belägg för att denna mekanism också fungerar för *vokal* framställning av ljud. Det vill säga, några spegelsystem för vokal härmning har man inte hittat – utom alldeles nyli-

gen, och då hos en fågel! Sedan några år finns det nämligen goda belägg för att åtminstone en fågelart (sparven *Melospiza georgiana*) har sådana spegelneuron. En rimlig gissning är att man kommer att kunna hitta spegelneuron för vokal härmning i hjärnan hos människor och valar, men inte hos t.ex. primater.

Betyder det sagda att fågelsången ska uppfattas som analog med vårt språk? Några av författarna till bidragen i den här boken poängterar istället de stora *olikheterna* mellan fågelsång och mänskligt språk. Inte ens den mest komplicerade fågelsången har den avancerade struktur som alla mänskliga språk uppvisar. Och många arter sjunger på betydligt enklare sätt. Men den viktigaste pusselbiten i den här frågan är att sångfåglar förutom sin sång också använder sig av kommunikationslåten som varningsrop, lockrop, rop på mat etcetera. Dessa kommunikationslåten berättar, till skillnad från sången, för andra individer om vad som händer här och nu, och det är de, inte sången, som i första hand bör jämföras med vårt språk.

Det just sagda kan ifrågasättas. Sjunger inte fåglar för att markera revir, och *kommunicerar* de inte då vem som är herre på täppan? Jo, det är säkert sant, men det betyder inte att de olika melodierna och harmonierna i sången beskriver deras revir. Det är det faktum att de *alls* sjunger som utgör revirmarkeringen, inte detaljer i sången.

En bättre invändning är denna: uttrycker inte fåglar sina känslor i sången, och kommunicerar de inte känslorna just genom sångens detaljer? Jo, det är säkert också sant, men det gör inte automatiskt fågelsång till ett språk. Vi människor har mängder av icke-språkliga sätt att uttrycka våra känslor: grimaser, grymtningar, skrik... och musik! Fåglarnas sång ska jämföras med vår musik, inte med vårt språk, och därför kanske inte heller med vår sång. En taltrast som en varm vårväll i timvis varierar sina melodiska uppslag är ganska lik en pianist som spelar Sjostakovitjs nocturner för sin älskade, men han är inte en trubadur som försöker övertyga henne med både ord och musik. Fast det vore nog oöverlagt att byta ordet "fågelsång" mot "fågelmusik". För visst kan det tänkas att en del fåglar väver in meningsfulla "ord" för omgivningsföreteelser i sin musik, så att beteckningen "fågelsång" trots allt har en grund.

Mer stoff till de här diskussionerna kan man hitta i en annan ny bok, den av Michael Arbib om hjärnan och språket, samt i ett tidskriftsnummer som helt ägnas åt kommentarer till den (volym 5, nummer 2–3 (2013) av *Language and Cognition*). Arbib argumenterar kraftfullt för att vår språkförmåga

bygger på ett särskilt spegelsystem, som bland annat stöder vokal härmning men som enligt Arbib *inte* är identiskt med det system som fåglar utnyttjar i sin sång. Spegelsystemet för mänskligt språk har, menar Arbib, först utvecklats för ett tidigt uppkommet manuellt och pantomimiskt *gestspråk*, något som fåglar enligt honom inte har. Detta resonemang utesluter förstås inte att det finns en nära parallell mellan människans och fågelns spegelsystem för *sång*. Tvärtom ger det ytterligare stöd för tanken att det är i musiken, inte i språket, som man ska leta efter den mänskliga motsvarigheten till fågelsång.

Nu till en spännande och kanske mer filosofisk än vetenskaplig fråga (åtminstone på vetenskapens nuvarande stadium). Vi som älskar att lyssna på fågelsång tycker inte sällan att vi uppfattar *vilka* känslor som fågel vill uttrycka. Säkert är det ofta fråga om projektioner av våra egna känslor, men är det alltid så? Jag tror inte det, och har blivit mer övertygad i min ståndpunkt av det genom att titta på filminspelningar av sjungande fåglar. När jag inte bara *hör* utan också *ser* det intensiva engagemang med vilket en fågel sjunger, så får jag ofta en övertygande helhetsupplevelse av vilken känsla som dominerar. Och varför skulle den upplevelsen vara mer vilseledande än min upplevelse av att min katt *jamar ilsket*, eller *jamar tillgivet*? Snarare är den väl mer pålitlig, eftersom "ljudsystemen" i fågelns hjärna är mer lika mina än vad kattens är.

Den exakta forskningen har faktiskt börjat närma sig också denna fråga. David Rothenberg, som forskat och skrivit om fågelsång under lång tid, menar i en alldeles färsk översiktsartikel (D. Rothenberg et al, "Investigation of musicality in birdsong." *Hearing Research*, in press, online september 2013) att känslouttryck i fåglars sång bygger på samma principer som mänsklig musik: "en kombination av rytm och tonhöjd – och övergångarna mellan akustiska tillstånd – som påverkar känslor genom att skapa förväntningar, förutsägelser, spänningar, förlösning av spänningar eller överraskning." Detta påstående bygger bland annat på detaljerade undersökningar av strukturen hos näktergalens sång, och stöder förstås tanken att vi människor kan *förstå* vilka känslor en fågel kan uttrycka. Fåglarnas musik är till också för oss. Det ska bli mycket spännande att se vart denna forskning leder.

HELGE MALMGREN  
senior professor i teoretisk filosofi vid  
Göteborgs Universitet



Arne Chr. Stryken, 2013: **Klimahistorie & Klimapolitik**. Dreyers Forlag, Oslo. ISBN 978-82-8265-026-7. Ca. 350 NOK.

Att vädret spelar roll för både fåglar och ornitologer är inget nytt. De senare vet när de skall gå ut och leta ungar som är lagom stora att ringmärka eller ställa sig på post för att räkna sträcket. Vetskapen om vädrets inverkan på bland annat fåglars häckningsstart och flyttningstid är en mycket gammal nyhet. Inte desto mindre är fåglar och väder ett återkommande ämne i otaliga av dagens publikationer, en del ytliga och triviala, andra ambitiösa och djuplodande. Det beror på den förändring som klimatet genomgår. Global uppvärmning har blivit ett självklart ord i dagens vokabulär även till vardags. Många slänger begreppet omkring sig lika slarvigt som man gjorde med den annalkande atomvintern för ett drygt halvsekel sedan. Fakta och påhitt blandas efter behov. Men med publiceringen av den första delen av den internationella klimatpanelens femte rapport (*Climate Change 2013: The Physical Science Basis*; [www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch)) är det inte längre så lätt att bortse från fakta. Rapporten är den första av tre som skall presenteras i en samlad syntes på IPCCs möte i Köpenhamn i oktober 2014. IPCC, klimatpanelen, tillsammans med Al Gore, fick som vi nog minns Nobels fredspris 2007 ”för deras ansträngningar att skapa och sprida ökad kunskap om klimatförändringar som orsakats av människan, samt för att lägga grunden till de åtgärder som behövs för att motverka sådana förändringar”. De klimatförändringar som pågår är i allt väsentligt både väl kända och väl uppmätta. IPCC-rapporten redovisar på ett övertygande sätt de fysikaliska mekanismer som ligger bakom och fastställer bortom rimligt tvivel att människan spelar en avgörande roll för utvecklingen. Rapporten från IPCC är ett massivt dokument som inte är så lätt att penetrera. Visserligen får man god hjälp av den ”Summary for Policymakers” som tillhandahålls på hemsidan. Men ändå saknas en hel del mera pedagogisk bakgrundsinformation. Väl tajmat finns nu en alldeles utmärkt bok i ämnet. Titeln är helt rätt; ingen kan ha undgått att inse hur intimt klimat och politik hänger samman.

Arne Chr. Stryken är till grundutbildningen sociolog och har under många år undervisat i miljö-kunskap, politisk idéhistoria och samhällskunskap på Nansenskolan i Lillehammer och är nu lektor i

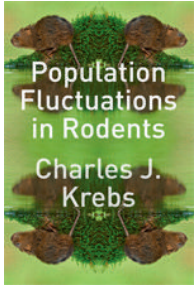
miljö- och klimatforskning på högskolan i samma stad. Han har tidigare skrivit böcker om bl.a. Svalbard och Grönland, naturuppfattning i idéhistoriskt perspektiv, om naturens egenvärde och om naturbruk och naturförvaltning. Den bok han nu skrivit är en mycket bred exposé av såväl jordens klimathistoria som framväxten av dagens miljöpolitik. Jag kan inte påminna mig att ha sett någon jämförbar bok på ett skandinaviskt språk.

Boken täcker det mesta som har med klimatet att göra: klimatforskningens historia, omvälvande klimathändelser i jordens historia, de långsamma klimatprocesserna på grund av kontinenternas drift, planetens rörelser och solstrålningens variation, och naturligtvis de förändringar som skett under människans historia, inte minst de som sker så unikt snabbt just i vår tid. I kapitlet om politiken går Stryken noga igenom de utmaningar som föreligger och ger bilder av det som förväntas ske vid olika framtida globala uppvärmningar. Men utmaningarna är kanske inte i första hand de biologiska utan de ekonomiska och sociala konsekvenserna. Hur kommer olika nationer att reagera när deras fundamentala förutsättningar för välfärd eller i värsta fallet existens hotas?

Varför sker inte kraftfullare motåtgärder? Är det följden av att vi trots alla fakta om förändringarna och vetskapen om att människan är en huvudsak ändå inte uppfattar förändringarna som ett allvarligt hot? Det som sker har ju två sidor. I stora delar av världen upplevs förändringarna inte som en annalkande katastrof utan som en förbättring med sjunkande energibehov och ökande odlingsmöjligheter. Hur är det med oss fågelskådare, tycker vi att det är negativt eller positivt när sydliga arter börjar komma in och sprida sig norrut i landet? Sådana psykologiska barriärer tar Arne Stryken upp i sista kapitlet. Det politiska klimatspelet går ut på att se till att man inte själv blir sittande med Svarte Petter. Enligt den kollektiva handlingens logik: om alla andra utom jag själv tar på sig kostnaderna så tjänar jag på saken. Frågan om vem som ska belastas för kostnaderna för reduktion av klimatutsläppen har hittills stoppat det mesta. Misslyckandena på klimatkonferenserna har nog knäckt den offensiva klimatpolitiken i EU (utsläppen ner minst 20% till 2020 och 80% till 2050); i dag har såväl politiker som opinion tappat drivet. Vi får se om IPCCs nya klimatrapport kan ändra på saken. Annars kommer väl Arne Strykens fyra psykologiska drivkrafter för icke-handling att dominera: fatalismen (det lönar sig inte att göra något), obetydligheten (en enskild människa kan inte göra något), kortsyntheten (följderna ligger oöverskådligt långt in i framtiden) och

att ingen annan gör något (då kan problemet inte vara särskilt farligt och då behöver inte heller jag göra något).

SÖREN SVENSSON



Charles J. Krebs, 2013: **Population Fluctuations in Rodents**. University of Chicago Press. ISBN 978-0-226-01035-9 (finns även som e-bok -01049-6).

Populationsbiologins centrala frågor är varför det finns vissa beståndstätheter av en organism, olika i olika miljöer, och varför det sker förändringar av beståndstätheterna. En del tillstånd och förändringar är särskilt spektakulära och tilldrar sig extra uppmärksamhet. Uppmärksammade tillstånd är ovanligt höga beståndstätheter, som kan orsaka ekonomiska skador eller vara till irritation för människor; bland fåglarna utmärker sig gässen genom att vara av båda slagen. Uppmärksammade förändringar är de väldiga beståndsvariationer som många smågnagare uppvisar. Lämmeltågen är det mest omskrivna fenomenet, men flertalet smågnagare har liknande mönster. Alldeles särskilt intrikata har frågeställningarna blivit eftersom beståndssvängningarna ofta är cykliska med tre till fyra års intervall. Det finns organismer som också varierar cykliskt men med andra intervall, till exempel fjällbjörkmätarna som har populationstoppar vart elfte år. Smågnagarna har emellertid varit särskilt gynnsamma att arbeta vetenskapligt med, bl.a. på grund av den korta generationstiden som gör att många cykler rymms inom blott några få decennier. Det har bedrivits omfattande forskning sedan hundra år tillbaka.

Förändringar i gnagarbestånden har varit en central del även av den ornitologiska forskningen eftersom många fåglar lever av gnagare eller påverkas indirekt av deras antal. I boken tar Charles Krebs inte upp gnagarvariationerna ur fåglarnas synvinkel, utan de ingår bara som en del av den så kallade predationshypotesen. För att förklara smågnagarna variationer finns en rad olika idéer. Forskarna är överens om att dela in de faktorer som kan påverka i två kategorier, nämligen yttre och inre. De yttre faktorerna är predation, föda, sjukdomar och parasiter, väder och landskapets struktur. De inre är sociala, fysiologiska och genetiska faktorer. Krebs fördjupar sig i tre aspekter: i vardera ett kapitel behandlas föдохypotesen, predationshypotesen

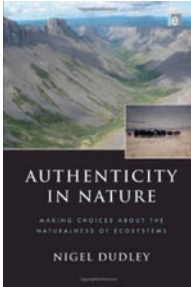
och sjukdomshypotesen. I ytterligare ett kapitel behandlar han de inre faktorerna under rubriken självreglering.

Boken är inte något som direkt hjälper en ornitolog att förstå rovfåglarnas fluktuationer i takt med gnagarnas. Inte heller blir det särskilt många upplysningar om vilken roll just rovfågarna spelar i förhållande till andra predatorer för gnagardynamiken. Kanske rovfågarna ensidigt styrs passivt av gnagarna. Över huvud taget är det inte många definitiva sanningar som radas upp. I stället är boken en avvaktande och kritisk analys av kunskapsläget. Jag föreställer mig att den passar bäst för personer som inte är experter i ämnet men som är ute efter rejält fördjupad insikt. Den kritiska attityden och försiktigheten i tolkningarna framkommer på mängder av ställen, ibland i form av rätt syrliga kommentarer om andra forskares arbetssätt och resultat. Försöksuppläggen i många studier, med inga eller dåliga kontroller, drabbas. Och ska man dra någon litet provokativ slutsats så är det väl att forskningen om gnagardynamiken står och stampar utan den sammanhållande teori som utgjort drömmen i ett helt sekel. Charles Krebs framhåller att vi faktiskt inte kan vara säkra på att det ens går att skapa en sammanhållen teori. Kanske måste dynamiken för varje art lösas för sig. Boken är en utmärkt introduktion till den spännande forskningen om gnagarnas cykler och dessutom en bra lärobok i gott vetenskapligt tänkande.

Om man skall isolera ett besked som Charles Krebs vill ge sina läsare så är det nog det om strikt hypotesprövning, att skapa klara hypoteser som producerar förutsägelser som verkligen kan testas och falsifieras i Karl Poppers anda. Missbruket att inte hålla sig till denna regel kommenterar Krebs så här: "Varje typ av populationsförändring kan förklaras i efterhand av nödvändigt antal faktorer, särskilt om dessa faktorer in har uppmätts." Och den principen gäller all vetenskap. Men jag tror inte att just gnagarforskningen varit utsatt för slappa hypoteser och tolkningar i högre grad än annan ekologi. Avslutningsvis kan jag inte låta bli att anknyta till ett tema som börjar dyka upp i ökande utsträckning och som är besläktat med Krebs' kritik: alltför många studier publiceras bara som resultat av "publish or perish"-syndromet och alltför få som seriöst testar (återupprepar) tidigare studier. Det är alltså inte fråga om att forskningen fuskar utan att det publiceras en massa onödigt och oanvändbart. När jag precis hade skrivit färdigt denna anmälan dök det upp en holmgång i ämnet i *The Economist*, häftet 19 oktober. Och på hemsidan håller man på och röstar om "Has Science gone

wrong?” Det verkar dock vara någorlunda betryggande majoritet för ”No”, men väl värt att ta till vara Kreb’s råd i alla fall.

SÖREN SVENSSON



Nigel Dudley, 2011: **Authenticity in Nature. Making Choices about the Naturalness of Ecosystems.** Earthscan, Oxon. ISBN 978-184407-836-3.

Naturligt eller onaturligt? Det är en fråga som följt naturvården genom tiden. Å ena sidan naturlig natur, å andra sidan

människan påverkad natur. Naturlig natur skulle vi kanske kunna definiera som natur som i dag faktiskt ser ut ungefär som den skulle ha sett ut om människor aldrig funnits. En uppfattning är att naturlig natur i denna mening inte finns, all natur, även den mest fjärran från direkt mänsklig påverkan, är på ett eller annat sätt annorlunda än den hade varit utan människor. Somliga debattörer räknar in människan som en del av den naturliga naturen, utvecklad i och av densamma, men då blir ju naturlig natur ett helt meningslöst och väldigt trivialt begrepp. Andra debattörer stannar vid människor i jägar- och samlarstadiet, dvs. tiden före jordbrukets segertåg. Att så olika syn på natur frodas beror på att ämnet å ena sidan är komplext och å andra sidan tolkas subjektivt och i olika sociala sammanhang.

Nigel Dudley startar med två kapitel som han kallar vildmarksmyter. Myt 1 är uppfattningen att det fortfarande finns stora områden på jorden som är genuina vildmarker, helt orörda och naturliga. Myt 2 är uppfattningen att naturlighetsbegreppet efter många årtusenden av mänsklig påverkan inte längre är relevant.

Mot uppfattningen att det finns mycket naturlig natur kvar på jorden konstaterar Dudley att även om det rent arealmässigt är mellan en tredjedel och hälften av landytan som trots allt är föga påverkad, så är det mesta av denna areal sten, is och sand. Och annat är bara skenbart ursprunglig natur utan i stället sekundär återväxt efter tidigare exploateringar, ofta av sedan länge försvunna kulturer. Som exempel på det sistnämnda lyfter han fram att många av de mest hyllade av dagens ”vilda” skogar växer på resterna av tidigare hårt exploaterande civilisationer, t.ex. Maya, Aztek, Toltek och Inka. Trots att dessa skogar uppfattas som juveler av naturlighet och mångfald visar mer detaljerade studier att

många arter saknas trots att skogarna frodats utan direkt påverkan i tusen år. Och samma sak finner vi i svenska ”urskogar”. Även våra urskogreservat kan förefalla naturliga med träd av rätta arter i höga åldrar. Men ändå saknas många av de riktigt kontinuitetskrävande organismerna eftersom det någon gång i historien skett ett avbrott av beskogning som vi inte ser några ytliga spår av. Och påverkan är ju inte bara utarmning utan också tillägg av arter, medvetet eller omedvetet. Fasanen och fältharen är ju välkända fast tämligen ofarliga exempel i vår fauna. Och all den påverkan vi har av faktorer som inte är lika drastiska som den som orsakas av areella näringar och bebyggelse kan vara genomgripande. Exempel är spridning av försurande ämnen och kväveföreningar samt klimatpåverkan. Dagens så talrika och enormt spektakulära TV-serier om naturen och djurens och växternas liv ger en gravt förfalskad bild av tillgången på ostörda vildmarker.

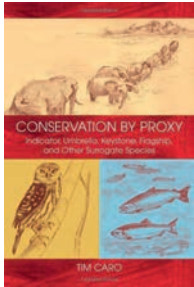
Uppfattningen att begreppet naturlig natur är irrelevant och inte längre tjänar något syfte hävdas från åtskilliga håll. Bara det faktum att det går allt bättre för mänskligheten trots att merparten av naturen har förstörts eller förändrats är väl ett tillräckligt bevis för detta? Och människans påverkan är faktiskt till och med nödvändig eftersom annars skulle ju kulturlandskapets stora värden förstöras. Och begreppet vild natur är bara en social konstruktion som ändras från en tid till en annan. Likväl är det så att många av de värden vi förknippar med det mera klassiska begreppet naturlig natur och biologisk mångfald kräver att det finns områden med minimal mänsklig påverkan. Att det sedan finns fundamentalistiska exploatorer bland naturvårdarna som vill att natur skall designas ändamålsenligt och som gör allt de kan för att förhindra spontan restaurering är en annan historia.

Att natursyn varierar genom tidsepokerna och skiljer mellan folk är förvisso sant. Och detta ämne behandlar Dudley i det tredje kapitlet. Han tar upp hur natur skildrats i konst och litteratur. Och han visar hur samma natur kan betraktas från ett perspektiv av skönhet hos ett folk men i stället ur ett perspektiv av helighet hos ett annat folk. Och för en del människor är naturen varken vacker eller helig, utan i stället till för att krasst brukas. Och den natur som skapas kan genom brukandets resultat och i brukarens ögon i sin tur bli både vacker och helig. Kortfattad och ytlig är en sammanfattning i boken av elva religioners natursyn, men den väcker i alla fall några funderingar kring hur vi påverkar och påverkas. Ett kort och inte särskilt genomarbetat kapitel behandlar natur och etik, t.ex. frågan om arter har en egen rätt att existera och konflikten mel-

lan människans och naturens rättigheter. Så kallade mänskliga rättigheter måste ibland stryka på foten för naturskyddet, vare sig det är områden som inte längre får brukas eller andra inskränkningar.

Trettiofem sidor referenser borgar för att det är lätt att gå vidare om man blir speciellt intresserad av något ämne som behandlas i boken. Boken rekommenderas till alla som är intresserade av relationen mellan naturen och människan.

SÖREN SVENSSON



Tim Caro, 2010: **Conservation by proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species.** Island Press, Washington.

*Ansvarsarter* – Rödlistade arter med en utbredning och förekomstfrekvens som motiverar att områdesskydd

eller andra bevarandeåtgärder bör ske inom vissa regioner för att gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås för respektive art på nationell nivå. Varje berörd länsstyrelse och Skogsstyrelsen har ett särskilt ansvar för att skydda och vårda dessa naturtyper och arter. Så skriver naturvårdsverket i sin definition från augusti 2013. Ansvarsart är ett begrepp som varit med länge och som fått en del praktiska resultat på nationell nivå, bl.a. genom att många kommuner utsett sådana arter som styrarter (nytt proxy-ord?) i naturvårdsarbetet. Begreppet låg från början på global nivå, nämligen att varje land borde ta ett särskilt ansvar för de arter vilkas världsbestand helt eller nästan helt fanns inom landet i fråga under åtminstone någon del av livscykeln. Jag har inte lyckats reda ut om begreppet ansvarsart i något land eller på någon nivå har fått legal status. Man har i alla fall internationellt arbetat både vetenskapligt och opinionsbildande för att få det dithän. I Canada har man gjort upp artlistor baserade på dels artens sårbarhet, dels beståndsandelen i Canada i förhållande till i hela Nordamerika (Dunn, E. m.fl. 1999. Priority-Setting Tool Applied to Canada's Landbirds Based on Concern and Responsibility for Species. *Conservation Biology* 13: 1404–1415). Liknande arbeten som berör Europa helt eller delvis är National Responsibilities in European Species Conservation: a Methodological Review (Schmeller, D.S. 2008, *Conservation Biology* 22: 593–601) och Determination of national conservation responsibilities for species conserva-

tion in regions with multiple political jurisdictions (Gruber, B. m.fl. 2008, *Biodiversity and Conservation* 17: 3607–3622). Dessa arbeten illustrerar bland annat att begreppet uppfattas olika på olika håll, vilket utgör ett hinder för bredare konkret användning. Det återstår att se om de förslag som ges kan normera bruket av ansvarsarter.

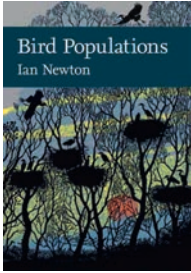
Just begreppet ansvarsart förekommer dock vad jag kan finna inte i Tim Caros bok. Sannolikt beror det på att det varit ett politiskt instrument snarare än ett vetenskapligt verktyg. Men en lång rad andra begrepp, mer eller mindre väl kända och mer eller mindre ofta använda, behandlas. Ordet proxy i titeln syftar naturligtvis på att man försöker använda en art som representant för andra arter, hela fågelsamhällen, hela ekosystem eller andra miljöfaktorer, dvs. – som i undertiteln – som surrogat. Sådana surrogat har också länge används inom svensk naturvård: indikatorart, symbolart, paraplyart, nyckelart, signalart. Och några rader ovan använde jag själv ordet styrart. Fokusart har jag sett i litteraturen. Läsaren känner kanske till fler ord. Men betydelseerna och definitionerna varierar beroende både på den som använder dem och på den som läser eller hör dem. Det finns inte någon enighet i bruket.

Tim Caros bok är därför utomordentligt värdefull. Han går igenom det mesta runt de begrepp som man hoppas skall visa en koncentrerad och förenklad men samtidigt effektiv och rättvisande bild av en alltför komplicerad verklighet. Och han gör det baserat på en verkligt gedigen litteraturgenomgång med ett tusental referenser. De olika kapitlen behandlar följande ämnen. I ett kapitel diskuteras hur man i global skala kan identifiera särskilt viktiga områden och i vilken utsträckning olika urvalskriterier producerar samma ”hotspots”. Och det är ofta inte fallet. För fåglar har det visats att bara några få procent av områdena pekas ut gemensamt av tre kriterier: artrikedom, antal hotade arter och antal endemiska arter. I ett annat kapitel behandlas i princip samma fråga på mindre geografisk nivå, nämligen frågan om hur man kan hitta lämpliga arter eller artkombinationer för att välja områden för reservatsbildning. Större delen av boken är analys av begreppen och deras praktiska användbarhet och dessa kapitel har följande titlar: *Umbrella Species and Landscape Species; Keystone, Engineering, and Foundation Species; Environmental Indicator Species; Ecological-Disturbance Indicator Species; Cross-Taxon-Response Indicator Species* och *Flagship Species*. Orden är nog välkända för de flesta; möjligen frågar någon vad ett cross-taxon-response är. Men det är lätt att förstå. En erfaren fågelskådare vet nästan direkt vilka arter som är att

förvänta sig i en viss biotop eller vegetationstyp. En slutsats om fågelfaunan dras från vegetationen. Men exakt hur rätt hamnar man? Björkskog ger inte samma signal om fågelinnehållet på en ö i Mälaren som på en fjällsluttning i Abisko. Det blir genast komplicerat och björkskog är alltså inte någon generell fågelindikator. Sista kapitlet i boken blir därför en slags syntes under titeln ”Surrogatarter i den verkliga världen”.

Även om det knappast finns några större förhoppningar om att forskare och naturvårdare skall komma fram till oomkullrunkliga definitioner för de aktuella begreppen så är det bra att studera deras diversitet. Skaffar man sig en översikt av den behöver man i alla fall inte tolka något av miss- tag. Och till detta bidrar Tim Caros bok i högsta grad.

SÖREN SVENSSON



Ian Newton, 2013: **Bird Populations**. Collins, London. 596 sidor. ISBN 978-0-0-752798-4 (mjukpärm).

Om fåglarnas antal och antalsvariation finns ett outsinligt behov av information. Tacknämligt nog finns det kunniga och kreativa forskare som vill förmedla kunskap i ämnet. Ämnet kallas populationsbiologi och är lika fascinerande för akademiska ornitologer som för amatörornitologer. Det berör nämligen de mest omedelbara frågor man ställer sig. Varför finns det just så många fåglar? Varför förändras antalet av en art just på det sättet? Och samma frågor om utbredningen. Före David Lack, den förste riktigt store populationsbiologen – om citeringarna i fågeluppsatser läggs till grund för bedömningen – finns ett litet antal centrala personer. John Nicholson, med början 1933 i en uppsats om *The Balance of Animal Populations* i *Journal of Animal Ecology*, hävdade att populationer i princip befinner sig i ett tillstånd av balans, en balans som direkt eller indirekt styrs av populationstätheten via sänkt föryngring vid höga tätheter och höjd föryngring vid låga tätheter. Den konkurrerande idén framfördes 1954 av Herbert Andrewartha och Charles Birch i boken *The Distribution and Abundance of Animals*. Den gick ut på att täthetsberoende populationsreglering spelade liten roll och att det i stället var yttre faktorer, särskilt väder och klimat, som bestämde fluktuationer och antal. David Lack anslöt sig i sin

klassiska bok från 1954, *The Natural Regulation of Animal Numbers*, till Nicholsons synsätt om täthetsberoende reglering. Lack återkom 1966 med en ny bok som handlade om enbart fåglar, *Population Studies of Birds*, där han utvecklade regleringsfilosofin ytterligare. Vid den tidpunkten hade dock en bok med en udda och kontroversiell teori av Vero C. Wynne-Edwards kommit ut 1962, *Animal Dispersion in Relation to Social Behaviour*. Wynn-Edwards accepterade tanken att populationerna var reglerade, men inte genom påtvingad sänkt reproduktion och ökad dödlighet när resurserna överutnyttjades och började ta slut. Han menade att populationer eller grupper av individer själva reglerade sin storlek genom sociala mekanismer som sänkte föryngringstakten medan det fortfarande fanns gott om resurser kvar. De grupper som bededde sig på detta sätt selekterades på bekostnad av grupper som överutnyttjade resurserna. Detta kallades gruppselektion, en selektionsprocess som klassisk teori inte omfattade och som var mycket kontroversiell. Tanken var alltså att djuren hade förstånd att utöva det vi i dag kallar hållbart resursutnyttjande. Men det har ju inte ens människan förstånd till. Wynne-Edwardiansk gruppselektion har i dag ingen plats inom populationsekologin, medan debatten om huruvida bestånd regleras av täthetsberoende eller täthetsoberoende faktorer fortsatt på en livlig nivå. Men den sker inom en kompromiss. Båda typerna av faktorer spelar in och det gäller att klarlägga hur mycket av vardera som spelar in hos varje art och när detta sker i livscykel.

Ian Newton är synnerligen bevärdad i populationsbiologin och har bedrivit många framgångsrika forskningsprojekt, inte minst om rovfåglar. Mest känd är nog hans studie av en sparvhökpopulation i Skottland, en studie som pågick i nästan tre decennier. Och han har redan tidigare skrivit en bok om allmän populationsbiologi, nämligen *Population Limitation in Birds* från 1998. Mellan denna bok och den nu nyutkomna har den produktive Ian Newton också hunnit med två rejäla verk om fågelflyttning, *The Migration Ecology of Birds* från 2008 och *Bird Migration* från 2010. Med tanke på Newtons bakgrund är det därför helt naturligt att det kommer en ny bok om fåglarnas populations- ekologi, femton år efter den föregående. Det är dock en annorlunda bok för en annorlunda publik. Den förra boken var skriven för forskarkollegor och som akademisk lärobok. Den nya boken riktar sig i första hand till fågelintresserade personer som inte har ornitologi som yrke. Språket är så enkelt som möjligt, manifesterat bland annat i att det är de engelska fågelnamnen som används, inga latin-

ska namn finns i den löpande texten. Matematiska och statistiska formler lyser med sin frånvaro och tabeller och diagram är påtagligt få. Innehållet är visserligen anpassat till det Förenade Konungadömet's publik genom att det är mest inhemska fåglar och frågeställningar som avhandlas. Men inom populationsekologin är principerna tämligen likartade oberoende av miljö och arturval så vill man tolka texten till svenska förhållanden finns få svårigheter. I en bok av detta slag hade man annars väntat sig mängder av artdiagram som illustrerade fågelfaunans utveckling på de brittiska öarna. Men så är alltså inte fallet. För sådana basdata hänvisar Newton till källorna hos British Trust for Ornithology, som datalägger och bevarar allt det som tiotusentals fältornitologerna samlat in under årens lopp.

*Bird Populations* bygger i stor utsträckning på *Population Limitation in Birds*. Den är dock rejält uppdaterad vad gäller referenser. Så många som två tredjedelar av de ungefär 1400 referenserna är daterade efter det att "*Limitation*" utkom. Hur

mycket vetenskapligt nytt som tillkommit har jag svårt att uttala mig om. Det kräver nästan att man läser böckerna sida vid sida. Men Ian Newton säger själv att den nya boken bygger på den gamla men skrivits för en icke "lärd" publik. När detta skrivs har jag bara hunnit med några stickprov här och där, skummat de *Concluding remarks* som avslutar varje kapitel samt läst det tiosidiga avslutningskapitlet som har rubriken *Reflections*. Det jag noterat bekräftar Newtons egen beskrivning, dvs. att det övergripande innehållet är likartat det i *Limitation*. Men mycket nytt från den senaste tidens forskning har tillkommit eller moderniserats. Samtidigt har tekniska frågor och inomvetenskapliga specialdetaljer tagits bort eller tonats ner. Det gör boken läsbar för en mycket vidare publik. Vore det inte för att det visat sig så oerhört svårt att få ekonomi i att trycka böcker av detta slag på svenska så är detta en bok som verkligen vore värd en översättning. Den skulle täcka en mycket påtaglig lucka i den svenska faunan av fågelböcker.

SÖREN SVENSSON



## Nya avhandlingar – *New dissertations*

### Biao Wang, 2012: **Development and Application of Genomic Resources in Non-model Bird Species.**

Doktorsavhandling vid Uppsala universitet, Teknisk-naturvetenskapliga vetenskapsområdet, Biologiska sektionen, Institutionen för ekologi och genetik, Populationsbiologi. Permanent länk: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-183645>. ISBN: 978-91-554-8540-5.

Många har nog hört talas om HUGO projektet. Det gigantiska projekt där man kring millennieskiftet kartlade hela den mänskliga arvsmassan (genomet). Det tog hundratals forskare över hela världen dryga tio år att slutföra och beräknas ha kostat, i runda slängar, tre miljarder dollar. Förra vintern försvarade en doktorand vid namn Biao Wang vid Uppsala universitet en avhandling där han bland annat kartlagt orrens genom. Det som för bara tio år sedan krävde ett enormt internationellt samarbete kan idag alltså klaras av en enskild doktorand på betydligt kortare tid och till bara en bråkdel av kostnaden. Nu haltar jämförelsen något eftersom fåglars genom bara är ungefär en tredjedel så stort som däggdjurs, men ändå...

Vad menar man då med att kartlägga (eller sekvensera) ett genom? Alla organismers arvs massa är uppbyggda av det kemiska ämnet DNA. Dess struktur är en väldigt lång kedja i den välbekanta formen av en dubbelspiral (som beskrevs av Watson och Crick för 60 år sedan). I kedjan sitter så kallade baspar på rad och ordningen på dessa baspar är vad som kallas för genomets sekvens. Varje DNA molekyl är en väldigt lång sådan kedja som bildar en kromosom i cellkärnan. Man brukar, lite förenklat, likna basparen vid bokstäver som genom att sättas ihop, på ett för varje organism specifikt sätt, bildar den långa text som arvsmassan alltså består av. När man nu sekvenserat orrrogenomet betyder det alltså att man bestämt ordningen på (eller

läst) de enskilda basparen i texten. Det genetiska alfabetet består av endast fyra olika bokstäver (A, T, G och C) men texten är väldigt lång. En roman på 400 sidor innehåller ca en miljon tecken. En fågels hela genom är ungefär tusen gånger så stort (ca en miljard baspar).

Att man numera kan läsa genomets text så mycket snabbare än för bara något decennium sedan beror framför allt på enorm teknikutveckling inom DNA sekvensering. Men kruxet är att det inte går att (som när man läser en roman) starta läsningen i ena änden av kromosomen och sluta när man kommer till den andra änden. Vad man i stället gör är att klippa sönder allt DNA i små fragment som inte är längre än ca 100 baspar och sedan läsa sekvensen för varje fragment för sig. Tänk dig att ta de tusen tegelstensromanerna och köra dem genom en dokumentförstörare, läsa varje strimla separat och sedan försöka pussla ihop all text i rätt ordning igen. Detta är inget som låter sig göras för hand, utan här behöver man ta hjälp av extremt kraftfulla datorer, smarta program och hårt arbetande forskare. Detta behov har lett till att ett helt nytt vetenskapsfält har växt fram under de senaste åren, bioinformatik.

Bioinformatiker arbetar med att sortera och förstå oerhörda mängder information. För att kunna lägga det otroligt stora genetiska bokstavspusslet krävs att man skaffar ordentligt överlappande sekvensbitar. Därför sekvenseras varje bokstav i genomet i genomsnitt uppåt hundra gånger. De datamängder som genereras på bara några veckors sekvensering är svindlande. Datafilerna brukar ofta komma upp i storlekar av flera terabyte (miljoner megabyte). Skulle man skriva ut filerna på vanligt A4-papper (för att exempelvis kontrollläsa eller arkivera datat) skulle papperstapeln bli flera mil hög (en bra bit högre än man flyger med vanliga flygplan).

Det Biao har bidragit till är alltså att använda sig av denna typ av bioinformatiska tekniker för att kartlägga orrens arvs massa, men genomsekvenseringsprojekt är faktiskt i bara ett av de totalt

fem ingående arbetena i doktorsavhandlingen. I de övriga artiklarna och manuskripten specialstuderas bland annat en viss region av genomet (MHC) där många gener som är viktiga för immunförsvaret är lokaliserade. Han har också studerat det så kallade ”transkriptomet”, det vill säga den del av arvsmassan som består av aktiva gener (som innehåller ritningar till de proteiner och enzymer som bygger upp vår kropp och ser till att den fungerar som den ska).

Varför valdes då just orre som föremål för denna detaljerade genetiska kartläggning? Förutom att det är en utomordentligt intressant art att studera, tack vare sitt ovanliga parningssystem (leken), har den en egenskap som är väldigt praktisk i sammanhanget. Den är nämligen evolutionärt väldigt nära besläktad med tamhönan (de två evolutionära linjerna delades för ”bara” ca 30 miljoner år sedan). Hönans genom var det första fågelgenomet som kartlades (delvis parallellt med HUGO projektet) och det är fortfarande det mest noggrant studerade genomet i fågelvärlden. Tack vare denna släktskap har man kunnat ta en del genvägar (ursäktas ordvitsen) i kartläggningen av orrens arvs massa, genom att använda sig av information från tamhönan. Detta gäller bland annat att lokalisera olika genregioner och att bygga ihop färdiga kromosomer från sekvenseringsfragmenten.

Förhoppningsvis kommer all information som nu sammanställts av Biao om orrens genetik att kunna leda till många spännande upptäckter i framtiden. Bland annat hoppas forskarna kunna studera vilka genetiska mekanismer som ligger bakom att vissa tuppår får mycket fler parningar på spelen medan vissa blir helt utan honor.

ROBERT EKBLÖM

### Katarzyna Kulma, 2013. **Avian malaria, life-history trade-offs and interspecific competition in *Ficedula flycatchers*.**

Doktorsavhandling vid Uppsala universitet, Teknisk-naturvetenskapliga vetenskapsområdet, Biologiska sektionen, Institutionen för ekologi och genetik, Zooekologi. Permanent länk: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-204349>. ISBN: 978-91-554-8708-9.

Flugsnapparena på Gotland och Öland har förmodligen varit föremål för fler vetenskapliga studier än någon annan svensk fågelpopulation. Bortåt tjugo doktorsavhandlingar har producerats vid Uppsala universitet om svartvit- och halsbandflugsnappare

under de senaste trettio åren. Ett grymt imponerande facit. Senast i raden av flugsnappardoktorer är Katarzyna Kulma som disputerade i höstas. Fokus denna gång var hur fåglarnas liv påverkas av de malariaparasiter som är relativt vanliga i dessa och många andra fågelpopulationer. Efter att halsbandsflugsnapparen koloniserade Öland i mitten av förra århundradet har den gradvis trängt undan sin svartvita kusin från delar av ön. Tidigare studier har konstaterat att detta delvis beror på att halsbandsflugsnapparena är bättre på att konkurrera om de riktigt bra territorierna (de i löv- och blandskog) medan de svartvita flugsnapparena har fått nöja sig med sämre revir i barrskogsområden. Detta har lett till en snabbare reproduktionstakt hos halsbandflugsnapparena. Katarzyna har lagt ytterligare en bit av kunskaps pusslet genom upptäckten att honor av svartvit flugsnappare oftare dör när de blir infekterade med fågel malaria jämfört med honor av halsbandflugsnappare, som oftare överlever malariainfektionen. Intressant nog kan skillnaden mellan arterna eventuellt förklaras av att halsbandsflugsnapparena är utsatta för en större variation av malariaparasiter och därför har utvecklat ett effektivare immunförsvaret. I avhandlingen studerades denna aspekt genom jämförelse av MHC (major histocompatibility complex)-generna. Dessa gener är centrala i immunförsvarets funktion att kunna skilja själv från icke-själv.

Med hjälp av genetiska analysmetoder har Katarzyna också kunnat undersöka vilka olika varianter av fågelmalariaparasiter som drabbar de öländska flugsnapparena. Det visade sig att fåglarna kan vara infekterade både med malariavarianter som sprids lokalt på häckningslokalen och med tropiska varianter som sprids i vinterkvarteren i Afrika. Den vanligaste parasitvarianten (*Haemoproteus majoris*, hPHSIB1), som ca hälften av alla studerade flugsnappare var infekterade med, verkar exempelvis främst spridas inom häckningsområdet. Det fanns också skillnader i fördelningen av olika malariavarianter mellan de två flugsnappararterna.

En av anledningarna till att just flugsnappare är så välstuderade inom ekologisk forskning är att de gärna häckar i holkar. Man kan därför enkelt, inte bara observera häckningsutfallet för enstaka individer, utan även manipulera och experimentera med häckningarna (exempelvis genom att flytta ägg mellan kullar och därigenom öka eller minska kullstorleken). Genom denna typ av manipulation har forskarna länge kunnat studera vilka avvägningar (eng. ”trade-offs”) som enskilda individer tvingas göra under sin livstid. Eftersom varje fågelindivid bara har en begränsad mängd resurser att tillgå, kan

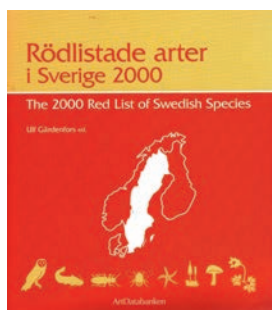
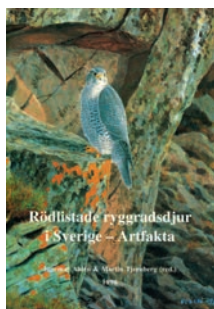
den exempelvis inte satsa maximal energi både på att överleva och att reproducera sig. Katarzyna har i sin avhandling undersökt hur sådana avvägningar påverkas av malariainfektioner. I ett av de ingående arbetena manipulerade hon kullstorlekar hos halsbandsflugsnappare samtidigt som hon mätte hur mycket malariaparasiter honorna hade i blodet. För att få ett mått på hur stark immunreaktion honorna mobiliserade, mätte hon samtidigt också antikropps nivåer i blodet hos fåglarna. Hon kom fram till att malariainficerade honor hade svårare att klara av att föda upp experimentellt förstorade

kullar (sett genom att mäta ungarnas viktökning, och honornas matningsfrekvens) jämfört med icke-inficerade honor. Det fanns dock stor individuell variation mellan olika honor och framförallt visade det sig att honor med höga antikropps nivåer klarade manipulationen utan några mätbara problem. Ett väl fungerande immunförsvar ger således dessa honor en klar fördel i den kamp för överlevnad och reproduktion som vi evolutionsforskare brukar benämna ”det naturliga urvalet”.

ROBERT EKBLÖM

## Ny svensk rödlista 2015

SÖREN SVENSSON



Rödlistningen har i Sverige en historia som för ryggradsdjuren sträcker sig tillbaka till 1975, då Ingemar Ahlén lade fram ett preliminärt förslag till svensk rödlista för de landlevande ryggradsdjuren i Sveriges Naturs Årsbok. Ingemar Ahlén var sedan en central person i rödlistningsarbetet fram till publiceringen av 1996 års lista i boken *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta*, som han redigerade tillsammans med Martin Tjernberg. Den senare tog sedan över arbetet och är fortfarande inför kommande rödlista den som samordnar arbetet med de landlevande ryggradsdjuren. Förutom själva rödlistan blev de så kallade artfaktabladen viktiga och en ny bok med dessa blad samlade utkom 2007 som komplement till 2005 års rödlista. Numera uppdateras artfaktabladen fortlöpande och finns på ArtDatabankens hemsida <http://www.slu.se/artdatabanken/>. Den svenska rödlistan har under åren successivt anpassats till IUCNs regler och i de senaste listorna har man med bara smärre avvikelser följt de internationella principerna.

### Ny rödlista 2015

Den 2–3 september 2013 hölls ett startseminarium för nästa rödlista på SLU i Uppsala med närvaro från de olika expertkommittéerna. Tidsplanen är att kommittéerna skall vara klara med sina preliminära bedömningar våren 2014 och efter att ArtDatabanken granskat och sammanställt dessa rekomen-

dationer läggs ett förslag till rödlista ut på ArtDatabankens hemsida i juni–juli 2014. I oktober samma år skall alla bedömningar vara spikade och i april 2015, efter att ha fastställts av naturvårdsverket, skall den slutliga listan publiceras. Denna gång blir förmodligen den fullständiga versionen publicerad enbart elektroniskt. Möjligen kommer det också en tryckt kortversion.

### Vertebratkommittén

Vertebratkommittén (exklusive fiskar) leds av Martin Tjernberg. Övriga i kommittén är Ingemar Ahlén, Åke Andersson, Claes Andréén, Henrik Andréén, Mats O.G. Eriksson, Sven G. Nilsson och Sören Svensson.

### Inga ändringar av kriterierna

Manualen för hur rödlistningen skall gå till är i allt väsentligt densamma som för rödlistorna 2005 och 2010. Endast ett litet antal förtydliganden har tillkommit. Det innebär att om en art 2015 kommer att flyttas från en kategori till en annan beror det på en faktisk förändring av hotbilden eller bättre kunskap om arten, inte på att bedömningen grundat sig på nya regler. Arterna i rödlistan kommer liksom tidigare att vara uppdelade i tre stora grupper. Den största gruppen är den som har beteckningen LC (Least Concern, *Livskraftig* på svenska). Alla

fåglar även i denna grupp kommer att bedömas för att avgöra om de kan stå kvar. Den näst största gruppen är den som utgörs av kategorin NT (Near Threatened, *Nära hotad*). Arterna i denna grupp ligger i ett slags vänteläge mellan de hotade och de icke rödlistade och kräver därför särskilt ingående granskning för att avgöra om någon skall flyttas upp till de hotade eller ner till de livskraftiga. De minsta grupperna utgörs av de hotade arterna med de tre kategorierna CR (Critically Endangered, *Akut hotad*, EN (Endangered, *Starkt hotad* och VU (Vulnerable, *Sårbar*. Två ytterligare grupper finns i rödlistan (RE, Regionally Extinct, *Nationellt utdöd* och EX, Extinct, *Utdöd*). Någon svensk kandidat till den sistnämnda kategorin har vi lyckligtvis inte. Det närmaste vi kan komma är garfågeln, men den enda svenska anknytningen är ett vinterfynd från 1783, och inte ens häckande bestånd bedöms om de försvunnit före år 1800.

### Rödlistebedömningen

Det är viktigt att ha klart för sig att rödlistan inte säger något om hur stora bestånd vi skall eller vill ha. Rödlistan är alltså inte normerande utan upplysande, strävar efter att identifiera sådana nedgångar i antal eller areal som kan utgöra eller leda till utrotning eller utrotningsshot, normalt i perspektivet inom ett sekel. Den skall objektivt redovisa hotbilden enligt de för ändamålet fastställda reglerna och redovisa risken för en art att dö ut om den *aktuella populationsförändringen* eller den *aktuella populationsstorleken* består i framtiden. Att rödlistan ofta missuppfattas som normerande är nog oundvikligt och beror naturligtvis på att den är ett sökande efter negativa trender. Psykologiskt är vi inställda på att tolka sådana som en avvikelse från ett mera önskvärt ”normaltillstånd”. Och ingen större skada är ju skedd om rödlistan ibland uppfattas som normerande på detta sätt av myndigheter och organisationer.

För att en art skall bli rödlistad skall den uppfylla endera av två kriterier: antingen skall det föreligga en under viss tid pågående populationsnedgång av minst en viss omfattning eller skall populationsstorleken/utbredningsarealen understiga ett visst värde. Gränsvärden för ändringstakt, populationsstorlek eller areal finns fastlagda för varje rödlistningskategori. Populationsförändringarna bedöms relativt, nämligen i form av en förändring inom ett definierat tidsfönster av längden tio år eller tre generationer, vilketdera som är längst. Ytterligare bedömningar måste göras i en del fall, t.ex. hänsyn till förekomster utanför Sverige, men det är alltid

försiktighetsprincipen som gäller, dvs. att de fakta som resulterar i den kraftigaste hotbilden skall ligga till grund för klassificeringen. Alla grunder för bedömning kan man ta del av på hemsidan <http://www.slu.se/artdatabanken/>.

### Skidbackesyndromet

Det man kallade skidbackesyndromet togs upp av flera deltagare på mötet. Med detta syndrom förstår man det som händer när en art, som minskat kraftigt under lång tid övergår till en stabil eller bara svagt minskande nivå. Om detta tillstånd föreligger under det tidsfönster som gäller kan den inte längre rödlistas såvida nivån inte är så låg att den kvalificerar sig av det skälet. Att en art som minskat i antal länge och kraftigt plötsligt inte längre betraktas som hotad, inte ens nära hotad och kanske inte ens rödlistad, är obegripligt eller störande för många. Dessutom, framkom det på mötet, kan det orsaka problem för myndigheter och andra som byggt upp naturvårdsaktiviteter just på basen att en eller flera arter är rödlistade. Det gäller alltså att informera klart och tydligt om vad en rödlistning innebär och hur de rätt strikta kriterierna fungerar.

### Dagens rödlista och den nya

Den gällande rödlistan från 2010 omfattar för fåglarna de häckande bestånden av 91 arter och två underarter, sydlig kärrsnäppa och sydlig gulärta, samt de övervintrande bestånden av alfågel och sädgås. Nio arter har dött ut i modern tid och förs till kategorin RE, nationellt utdöd. Litet diskussion kan det nog bli om vita storken inför 2015. Ska den även i fortsättningen betraktas som utdöd eller ska vi tro att den numera har ett ”naturligt eller naturaliserat” bestånd i landet, oberoende av fortsatt odling och utplantering? I det senare fallet skall den flyttas till lämplig annan kategori än RE. I den högsta hotkategorin CR, Akut hotad, finns fem arter (fjällgås, rödspov, tornuggla, fjälluggla och vitryggig hackspett) samt sydlig kärrsnäppa. Inget tyder på att någon av dessa kan flyttas till en säkrare kategori. Tio arter hör till kategorin EN, Starkt hotad. För nio av dem (svarthalsad dopping, ängshök, tretåig mås, kentsk tärna, fältpiplärka, pungmes, sommargylling, vinterhämling och kornsparv) är det fråga om de häckande bestånden. För en av dem, alfågeln, är det övervintrande beståndet hotat medan vårt häckande bestånd i fjällen bedömts som livskraftigt. Med tanke på beståndsutvecklingen kan väl ett stalltips vara att fältpiplärka och pungmes kan komma att flyttas till CR, Akut hotad. Och

sommargyllingen får nog åter gå igenom den sedvanliga diskussionen.

Den lägsta men artrikaste hotkategorin är VU, Sårbar. Hit hör 25 arter. Tretton av dem har hamnat i VU-kategorin enbart på grund av beståndens storlek understiger gränsvärdet. Här finns därför enstaka arter som det går bra för, t.ex. pilgrimsfalk som ökar i antal men fortfarande har litet bestånd eller hämpling som minskar påtagligt i antal med fortfarande är talrik. Men de flesta går det dåligt för utöver att de har små bestånd. Denna kategori kräver ett grannlaga arbete inför 2015 års lista. En art som inte når kriterierna för denna kategori betraktas inte som hotad, vilket är av stor betydelse i vissa sammanhang. Visserligen är terminologin i dagligt tal rätt slapp, och många skiljer inte på hotade arter och rödlistade arter. Arter som klassas som nära hotad ingår i rödlistan men inte bland de hotade, något som kan vara förvillande. Vanligen spelar ordvalet föga roll men det kan spela roll i särskilt kritiska sammanhang.

Den allra största kategorin i rödlistan är de 44 fåglar som är nära hotade (NT) men som kan bli hotade om pågående trender inte vänder. Detta är en svårhanterlig kategori, särskilt i gränsvallen mot LC, dvs. arter som anses ha livskraftiga bestånd under överskådlig tid. Här finns arter som det bland ornitologer i allmänhet kan råda mycket delade meningar om, i båda riktningarna. Hur kan ni ta med så vanliga och vida spridda arter i rödlistan? Drillsnäppa, gråtrut, tornseglare, sånglärka, gräshoppsångare? Ingen tror väl att de inom överskådlig tid blir så sällsynta att de kan klassas som hotade? Och havsörnen med sitt sedan länge växande bestånd borde väl helt strykas ur rödlistan? Och varför har inte brunand och backsvala placerats i hotkategori; det går ju bara utför? Denna typ av frågor finns hela tiden i rödlistearbetet och mellan kategorin NT och VU ligger många känsliga frågor om hotad eller inte. Det är egentligen mindre känsligt, om än inte lättare, att välja mellan kategorierna NT och LC, men det får mindre betydelsefulla formella konsekvenser vilket som väljs. Det är osannolikt att stora åtgärds paket felaktigt startas eller inte startas för en art i detta gransområde.

### Naturvårdsarter – nytt ord för flera begrepp

I anslutning till rödlistningsarbetet tas ibland en del angränsande frågor upp till diskussion. En sådan var ett förslag om ett nytt begrepp, nämligen *naturvårdsarter*. Det har pågått ett visst utredningsarbete kring denna fråga en längre tid, bland annat genom enkäter till olika forskare och andra intres-

senter, och preliminära slutsatser från detta arbete gavs på mötet.

Sedan gammalt roterar ett antal begrepp om arters roll i naturvårdsarbetet. Sex sådana artbegrepp har ArtDatabanken sorterat fram ur litteraturen: *skyddade arter, rödlistade arter, ansvarsarter, signalarter, nyckelarter och typiska arter*. Skyddade arter (enligt lag) och rödlistade arter (finns i rödlistan) är redan klart definierade. Och ansvarsarter blir väl definierade så snart man lagt fast procentsatserna för aktuellt land eller aktuell region. Övriga begrepp är mer svårhanterliga och kanske saknas ett eller flera. Exempelvis är *paraplyart* något som använts rätt ofta. Samtidigt som det kan vara bra att ha ett samlande ord för många begrepp bär de olika begreppen på egen unik information som man inte vill missa. Användningen av de olika begreppen diskuteras ingående i en bok från 2010 av Tim Caro: *Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species*.

### Målnivåer för arter?

Frågan om det är önskvärt att sätta upp fasta mål för hur många individer det skall finnas av varje art togs på mötet upp flyktigt i samband med några korta ord om art- och habitatdirektiven. Fördelen med sådana mål är att det blir objektivt mätbart hur långt man hunnit i ett åtgärdsarbete och då lättare att argumentera för ökade insatser om man inte nått målet. Nackdelen är att det kan bli svårt att arbeta för en ännu större förbättring när målet uppnåtts och man då inser eller anser att det var för lågt satt. Exemplet kungsörn är en aktuell sådan fråga, som från att tidigare främst varit vetenskaplig nu blivit infekterat politisk och massmedial. Ett beståndsmål för en gåsart i Skandinavien verkar nu var på gång. På Mårtendagen hade Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien bjudit in till ett symposium om gåsbeståndens förvaltning. Bland annat gavs en redogörelse för en färsk förvaltningsplan för spetsbergsgåsen. Spetsbergspopulationen har två rastplatser i Norge, en i Danmark och övervintrar i Holland. Beståndet har ökat mycket kraftigt och omfattar numera närmare hundra tusen individer. Lantbrukare på rastplatserna drabbas av betesskador. Därför har man i de tre länderna gemensamt kommit fram till att beståndet skall reduceras till sextio tusen individer genom höstjakt i Norge och Danmark. Om detta är början på en ny trend återstår dock att se. Intressant är dock att det första fall där en nivå fastställs leder till att ett bestånd skall reduceras, inte förökas. Parallellen med de olika åsikterna kring kungsörnsförvaltningen är slående.

Antalsmål var ingen fråga som egentligen penetrerades på mötet, men kan ses som en del av en annan fråga som också nämndes. Det gällde önskemål om att framtida rödlistor skulle innehålla mycket mera konkret information om lämpliga praktiska naturvårdsåtgärder i anslutning till artinformationen, exempelvis i anslutning till artfaktabladen eller som en separat praktiskt åtgärdsinriktad fak-tasamling. Attityden gentemot denna försöksbal-long uppfattade jag som positiv hos de församlade, men det är naturligtvis ett gigantiskt arbete om det skall kunna täcka någon nämnvärd andel av alla

rödlistade arter. Men för fåglarna finns redan vissa rekommendationer om lämpliga åtgärder för att förbättra situationen i artfaktabladen och för denna grupp vore det rimligen inte svårt att utveckla råden och vara både mera utförlig och framför allt mera konkret.

*Sören Svensson, Lunds universitet,  
Biologiska institutionen,  
Enheten för biodiversitet,  
223 62 Lund.  
Epost: [soren.svensson@biol.lu.se](mailto:soren.svensson@biol.lu.se)*

Innehåll i årgång 23, 2013 Contents of volume 23, 2013

|  |     |
|--|-----|
| ANDERSSON, R. Ungfågelspridning och höstflyttning hos svart rödstjärt <i>Phoenicurus ochruros</i> i södra Sverige. Dispersal of yearlings and autumn migration of Black Redstart <i>Phoenicurus ochruros</i> in southern Sweden. ....  | 65  |
| BERGNER, A. & GEZELIUS, L. Territory vegetation structure and habitat preferences of the Savi's Warbler <i>Locustella luscinioides</i> in lake Tåkern, Sweden. Vegetationsstrukturer i revir och habitatpreferenser hos vassångare <i>Locustella luscinioides</i> i Tåkern. ....   | 72  |
| CARLSSON, T. Hur påverkas fågelfaunan av upphörd betesdrift – data från en 26 år lång inventeringsstudie. How does a bird community change as a consequence of ceased cattle grazing – data from a 26 year long census study. ....   | 143 |
| CIACH, M. Northern Wheatear <i>Oenanthe oenanthe</i> prey on newt. Stenskvätta <i>Oenanthe oenanthe tar salamander</i> som byte. ....  | 110 |
| ERIKSSON, M.O.G & ÅHLUND, M. Dynamiken i smålommens <i>Gavia stellata</i> val av häckningslokaler – övergivande, ny- och återetableringar. Dynamics of breeding site choice of Red-throated Loon <i>Gavia stellata</i> – abandonments, new establishments and reoccupations. ....  | 130 |
| KÅLLANDER, H. Commensal use of Mute Swans <i>Cygnus olor</i> by Common Coot <i>Fulica atra</i> and of Canada Geese <i>Branta canadensis</i> by European Wigeon <i>Anas penelope</i> . <i>Sothöns Fulica atra</i> kommensala utnyttjande av knölsvanar <i>Cygnus olor</i> och bläsänders <i>Anas penelope</i> utnyttjande av kanadagäss <i>Branta canadensis</i> . .... | 108 |
| KAMPE-PERSSON, H., BOIKO, D. & MORKÜNAS, J. Erratum: Distribution and numbers of moulting non-breeding Whooper Swans <i>Cygnus cygnus</i> in the Baltic States and South Sweden. Rättelse: Geografisk fördelning och antal av ruggande icke häckande sångsvanar <i>Cygnus cygnus</i> i Baltikum och Sydsvrige. <i>Ornis Svecica</i> 22: 127–138, 2012. ....            | 61  |
| KOPIJ, G. Distribution, abundance and habitat of Palearctic migrants in Lesotho (Maloti/Drakensberg region). Utbredning, antal och biotopval hos palearktiska flyttfåglar i Lesotho (Maloti/Darakensbergsregionen). ....   | 123 |
| KYLIN, H. Short-tailed Shearwaters <i>Puffinus tenuirostris</i> forage in Grey Whale <i>Eschrichtius robustus</i> mud plumes. Kortstjärtade liror <i>Puffinus tenuirostris</i> födosöker i sedimentmolnen efter födosökande grävvalar <i>Eschrichtius robustus</i> . ....  | 114 |
| KYLIN, H. Birds and mammals off the northern coast of Argentina: first report of an association between birds and a feeding Pygmy Right Whale <i>Caprea marginata</i> . Fåglar och däggdjur utanför Argentinas norra kust: första rapporten om fåglar födosökande tillsammans med dvärggrätval <i>Caprea marginata</i> . ....  | 117 |
| MEISSNER, W, DROZDOWSKA, J. & BZOMA, S. Biometrics of Razorbills <i>Alca torda</i> staying during the non-breeding season in the Polish Baltic zone. Biometri hos tordmular <i>Alca torda</i> som utanför häckningssäsongen vistas i den polska zonen av Östersjön. ....   | 159 |
| NILSSON, L. Censuses of autumn staging and wintering goose populations in Sweden 1977/1978–2011/2012. Inventeringar av höstrastande och övervintrande gåspopulationer i Sverige 1977/1978–2011/2012. ....  | 3   |
| NILSSON, L. & KAMPE-PERSSON, H. Field choice of autumn staging and wintering geese in southwestern Sweden 1977/78–2011/12. Fältval hos höstrastande och övervintrande gäss i sydvästra Sverige 1977/1978–2011/2012. ....   | 46  |
| SCHÖLIN, K.G. & KÅLLANDER, H. The breeding biology of the Coal Tit <i>Periparus ater</i> in South Central Sweden. Svartmesens <i>Periparus ater</i> häckningsbiologi i Mellansverige. ....   | 151 |
| SVENSSON, L. Rasen <i>hornemanni</i> av snösiska <i>Carduelis hornemanni</i> aldrig säkert anträffad i Sverige. <i>Subspecies hornemanni</i> of Arctic Redpoll <i>Carduelis hornemanni</i> never recorded in Sweden. ....  | 112 |
| SVENSSON, S. Ny svensk rödlista 2015. ....   | 176 |
| SVENSSON, S. & ANDERSSON, T. Population trends of birds in alpine habitats at Ammarnäs in southern Swedish Lapland 1972–2011. Beståndsförändringar hos fåglar på kalvfjäll runt Ammarnäs i södra svenska Lappland 1972–2011. ....  | 81  |
| Nya böcker <i>New books</i> .....  | 164 |
| Nya avhandlingar <i>New dissertations</i> .....  | 173 |