

Ornis Svecica

Vol. 13, 2003

Huvudredatör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

Redaktörer *Editors*
**Staffan Bensch, Anders Brodin, Dennis Hasselquist,
Anders Hedenström, Johan Lind, Åke Lindström, Jan-Åke Nilsson,
Lennart Nilsson, Tomas Pärt, Roland Sandberg**



◀ SVERIGES ▶
ORNITOLOGISKA
FÖRENING
◀

Swedish Ornithological Society

Why is the Water Rail *Rallus aquaticus* a very scarce breeder north of 61° N?

G. H. J. DE KROON & M. H. J. MOMMERS

Abstract

Along a transect from just north of Uppsala (c. 60° N) to Luleå (c. 65°30' N), the eastern coast of Sweden, we searched for Water Rails *Rallus aquaticus*. Rails were found at four of twenty-four visited sites, the northernmost site at 61°08' N. The reason for the absence of rails further north we assume to be a transition of the marsh vegetation from one dominated by dense *Phragmites australis* and *Carex elata* with a layer of shallow water above the bottom to one dominated by *Potentilla palustris* and increasing amount of Sphagnaceae and Polytrichaceae mosses without

any water above the vegetation mat. The former vegetation, high and dense but with open space at the bottom, provide both shelter and nest sites and permit the rails to move easily without being exposed to predators. The latter vegetation is too dense and too low for the rails to be able to move without exposing themselves to predators.

*G. H. J. de Kroon and M. H. J. Mommers, Havendijk 56, 4201 XB Gorinchem, The Netherlands.
E-mail: ghjdkroon.rallus@wolmail.nl*

Received 13 January 2003, Accepted 20 May 2003, Editor: S. Svensson

Introduction

The Water Rail *Rallus aquaticus* is a specialized “wading” bird, a species highly adapted to a semi-aquatic life in dense marsh vegetation. The breeding distribution of this species is especially associated with eutrophic water bodies with vegetation of *Phragmites australis*, *Carex* species, *Cladium mariscus*, *Juncus* species, and *Sparganium erectum* (Cramp & Simmons 1980, Hagemeyer & Blair 1997, Svensson et al. 1999, De Kroon & Mommers 2002). The breeding habitat has a typical physiognomy and structure (texture) created by the dead stems and leaves, which provide important shelter predominantly in spring before the growth of new vegetation. The breeding rails also prefer a soil substrate with a layer of shallow water among the stems. A dry soil substrate is a restricting factor (De Kroon 1999).

During the industrial revolution in the 19th and 20th centuries, most inland water bodies, both lakes and rivers (waterways), were regulated in order to stabilise water level fluctuations, and usually the water levels were lowered, canals were dug, and roads and railways were constructed. This was

particularly done for transport of goods by barges, boats and trains, but also in order to fight malaria mosquitoes (*Anopheles*) and to create new land for agriculture. These transformations were carried out everywhere in Europe. In connection with this, people dispersed everywhere, including agricultural people.

The effects of all these transformations, in Sweden too (Eutrophication of soil and water – Swedish EPA, Swedish EnviroNet 2002), were amongst others: (1) Fragmentation and degradation of natural landscapes and habitats for flora and fauna; (2) Increased loading of nutrients in eutrophic, mesotrophic, and oligotrophic waters by agriculture, sewage from cities (nitrogen and phosphorous), and waste water from industries; and (3) Expansion of *Phragmites australis* (Common Reed) in new banks and finally the increase of areas with reed beds/belts.

Because of all these developments the population of the Water Rail increased in range and numbers during the late 19th century, also in Sweden (Curry-Lindahl 1960, Cramp & Simmons 1980, Svensson et al. 1999). The distribution area of breeding rails successively reached north of 61° N in Scandinavia and Russia (Voous 1960, Cramp & Simmons 1980,

Potapov & Flint 1989, Hagemeyer & Blair 1997).

According to the distribution map of breeding Water Rails in Sweden (Svensson et al. 1999, page 151), the species is scarce north of 61° N. In the four coastal provinces of Hälsingland, Medelpad, Ångermanland, and Västerbotten, which cover the latitudes between 61° N and the northern limit of the range of occasional records of the rail at about 65° N, about 820 atlas squares were well surveyed.

Breeding was “confirmed” in only one of them. Breeding was considered “probable” in fifteen (1.8 %) and “possible” in nineteen (2.3%). Both these figures drop to only about one percent if squares that were not well surveyed are included too. For two provinces, Medelpad (Hedvall & Hägglund 1989) and Västerbotten (Olsson & Wiklund 1999) regional summaries of the occurrence of the Water Rail are available. In Medelpad there is only one spring or summer record from before 1950, seven records in 1950–1967, and eleven records in 1968–1988. Breeding has not yet been confirmed and only at one coastal site was the rail found in more than one year. In Västerbotten there are only 13 records from before 1975, and 35 records in 1975–1997. It is not found every year, and it has been recorded in more than one year at only three sites.

Olsson & Wiklund (1999) say that the nearest permanent breeding site south of Västerbotten is located at Skärjavan, just south of 64° N, in the northern part of Ångermanland. However, it is not apparent from the report whether breeding has been documented or if the habitat is suitable for breeding. In any case, the extreme rarity of the Water Rail as a potential breeding bird in northern Sweden is well documented. For that reason we asked the question: What might be the reason for breeding Water Rails to be so very scarce north of latitude 61°?

Methods

We visited a number of sites in the coastal zone between 60° and 66° N, from about 65 km ENE of Uppsala (Häverö) to Luleå, i.e. in the counties of Uppland, Gästrikland, Hälsingland, Medelpad, Ångermanland, Västerbotten and Norrbotten (Figure 1). For each area we described the different helophyte stands of the water bodies and tried to localise rails. For the manner of localising rails, see De Kroon & Mommers (2002, page 70). We made the survey during the period 8–21 May 2002.

We consider the different visits at a number of arbitrary areas as a reliable sample (see Table 1). We had no previous knowledge about exact locations

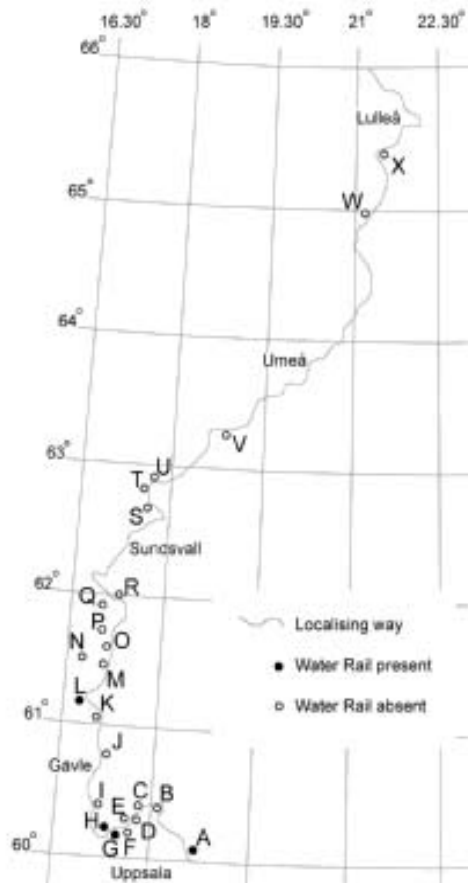


Figure 1. The different arbitrary areas visited in May 2002 in relation to the degrees of latitude and longitude. The letters correspond to those in Table 1.

De olika godtyckligt valda områden som besöktes i maj 2002 i förhållande till bredd- och längdgrad. Bokstäverna motsvarar de i Tabell 1.

where the Water Rail is a breeding bird. We had only the information of the distribution map of Svensson et al. (1999, page 151).

Results and discussion

Twenty-four arbitrary areas were visited. In four (17%) separate areas we localised rails, and three of these areas were south of 61° N. In total, we found 12 rails. In six territories we found one rail and in three territories we found three couples. Our results do not conform to the distribution map of Svensson et al.

Table 1. The arbitrarily chosen areas visited in May 2002. The helophyte vegetations are described for each area. The capital letters refer to Figure 1.

De godtyckligt valda områden som besöktes i maj 2002. Helofytvegetationen beskrivs för varje område. De stora bokstäverna hänvisar till Figur 1.

Sites with Water Rails Lokaler med vattenrall

- A. Bergbofjärden and Lövfjärden, 10 km NE of Hallstavik (*Phragmites mires*). 8 and 9 May.
- E. Western side of Vendelsjön north of Örbyhus slott (*Phragmites* belt). 11 May.
- H. NW of Hällholmen, Tännaren, north-eastern side, nature reserve Iggelbo (*Phragmites* border). 12 May.
- L. Northwestern part of Hunsbosjön, 21 km SW of Söderhamn (*Phragmites* border). 14 May.

Sites without Water Rails Lokaler utan vattenrall

- B. Southern part of Södra Åsjön, 6 km W of Forsmark (local *Phragmites* borders). 10 May.
- C. Northeastern side of Bruksdammen, NW of Forsmark (lake with local *Phragmites* borders). 10 May.
- D. Parts of Finnsjön, south of Kastudden and at Skeppsviken, 15 km WSW of Forsmark (narrow *Phragmites* borders). 10 May.
- F. Nymdängen and Risön, 1–2 km west of Finnsjön (fragmentary thin helophyte stands). 11 May.
- G. Eastern part of Kyrksjön at Tegelsmora north of Örbyhus (*Phragmites* belt). 11 May.
- I. Small bay east of Hedesunda church (tall-herb fens border). 13 May.
- J. Western part of Hillesjön, near Hille, c. 7 km north of Gävle (*Phragmites* border). 13 May.
- K. Nydammen west of Överhammaren c. 2 km west of Axmar bruk (small lake, part of Skärjån river area, fragmentary thin helophyte stands). 14 May.

- M. Northern part of Skenstaviken, 5 km north of Söderhamn (*Phragmites* belt). 14 May.
 - N. Southern half of Långbrosbodsjön, 14 km SW of Enånger (fragmentary, thin helophyte (*Phragmites*) stands). 14 May.
 - O. Western shores of Norasjön and Hedsjön, 5–9 km SE of Enånger (too fragmentary thin helophyte stands). 15 May.
 - P. Grängsjön, 11 km west of Enånger (thin helophyte stands). 15 May.
 - Q. Southeastern part of Storsjön, between Ölsund and Lumnäs, c. 5 km W of Iggesund (*Phragmites/Palustris potentilla* border). 16 May.
 - R. Northwestern part of Orrsjön, 5 km NE of Bergsjö (thin *Phragmites/Palustris potentilla* border). 16 May.
 - S. Both sides of the road between Nabben and Uland (*Phragmites/Palustris potentilla mires*). 17 May.
 - T. Selasjön, 15 km SW of Kramfors (too fragmentary thin helophyte stands). 17 May.
 - U. Ytter-Hansjön, 9 km SW of Kramfors (too fragmentary thin helophyte stands). 19 May.
 - V. The shores of Nördviken and Näsvisken, northern part of Idbyfjärden, NE of Ömsköldsvik (small *Phragmites* border, *Alnus* forest). 19 May.
 - W. Vitsjön, 6 km north of Byske (fragmentary thin helophyte stands). 20 May.
 - X. Eastern side of road E4, 6 km NW of Piteå (*Phragmites* belt). 21 May.
-

(1999, page 151) in this part of Sweden, since we were not able to localise any rails north of 61°08'N (Figure 1).

The localised rails were staying in a vegetation of *Phragmites australis* and *Carex elata* along a border of marsh forest and brushwood (*Myrica gale*, *Salix* species).

Hunsbosjön (61.08.N) was the northernmost site. Here we heard one Water Rail with territorial behaviour (high announcement-call with a grumble; De Kroon & Mommers 2002). In addition, he was easy to hear running in the water as a reaction to playback, time after time. He was staying in a reed border (north side of the lake) between open water and brushwood, and he moved along a stretch of

about 200 m. We didn't hear any other rail, so we assume it was a territorial male that was still alone.

The state of swamps and mires with and without rails

We have tried to summarize characteristic properties of the sites where we found and where we did not find rails in Table 2.

In the neighbourhood of most lakes with reed borders or reed belts there were variable agriculture areas with good deep drained fields and meadows (sites E, G, J, L, X in Figure 1). In the course of many years the water has been enriched with nutrients from the farms (nitrate nitrogen of muck, fertilizer).

Table 2. Vegetation and hydrology of swamps and mires with and without Water Rails.
Vegetation och hydrologi för kärr och myrar med och utan vattenrallar.

With rails <i>Med rallar</i>	Without rails <i>Utan rallar</i>
<p>Lake practically overgrown with <i>Phragmites</i>. Only a (narrow) border of <i>Phragmites</i> on bank side. <i>Phragmites australis</i> dominance. <i>Carex elata</i> dominance. <i>Salix</i> marsh forest border along <i>Phragmites</i> belt. <i>Myrica gale</i> brushwood border along <i>Phragmites</i> belt. Shallow water (20–30 cm) on substrate. Helophytes area > 10x2 m.</p> <p><i>Sjö nästan täckt av vass.</i> <i>Endast en (smal) bärd av vass längs strandkanten.</i> <i>Bladvass dominerar.</i> <i>Carex hudsonii</i> dominerar. <i>Sumpskog av viden gränsar mot vassbältet.</i> <i>Pors gränsar till vassbältet.</i> <i>20–30 cm grunt vatten över botten.</i> <i>Arealen helofyter större än 10x2 m.</i></p>	<p>Too thin helophytes (including <i>Phragmites</i>) vegetation. Vegetation too short (< 50 cm). <i>Potentilla palustris</i> amid helophytes (including <i>Phragmites</i>). <i>Potentilla palustris</i> dominance. Sphagnaceae and Polytrichaceae moss species. Soil substrate not inundated. Vegetation mat not inundated. Area of helophytes < 10x2 m.</p> <p><i>För gles helofytvegetation.</i> <i>För kort vegetation (<50 cm).</i> <i>Kräkklöver bland helofyterna.</i> <i>Kräkklöver dominerar.</i> Arter av vitmossor och Polytrichaceae mossor <i>Bottensubstratet ej under vatten.</i> <i>Flytande vegetationsmatta ej under vatten.</i> <i>Helofytarealen mindre än 10x2 m.</i></p>

Therefore many lakes had changed successively into swamps and reed beds of *Phragmites australis* by succession sequences and cropping. Sometimes the floating vegetation had grown into a thick mat that rose completely above the water surface, and the vegetation mat was not inundated. Since shallow water above the vegetation mat is important for breeding rails, this is a negative factor. At sites where this situation was actually present, we did not localize any rails.

We observed, at most visited sites between Gävle and Luleå, that the vegetation of helophytes first dominated by *Phragmites australis* and *Carex elata* then slowly changed into fens with a more open or thin *Phragmites australis* cover with an under-storey of a generally small amount of *Potentilla palustris*. Successively further to the north the sites became first dominated by *Potentilla palustris* with some reed still present, at some places mixed with Sphagnaceae and Polytrichaceae moss species. The vegetation layer was thick, but denser and shorter, so that both the accessibility for the rails to move and the cover of view by predators decreased. Thus,

there was no open vegetation just above the layer of shallow water and no shelter effect. This change of vegetation and the beginning of peat formation is typical for the circumpolar plant communities abundantly distributed at these latitudes all around the northern hemisphere in connection with water bodies which are mesotrophic or oligotrophic. *Phragmites australis* does not have any great tolerance to oligotrophic conditions. Occasionally and isolated, it grows on banks in bog areas enriched with nitrogen.

We visited some lakes with forest all around them. These lakes had along the shores only local and too fragmentary and thin stands of helophytes, for example some *Carex* species, *Equisetum fluviatile*, *Menyanthes trifoliata*, *Eriophorum angustifolium*.

Conclusion

The occurrence of the Water Rail in Sweden is connected with eutrophic water, growth of helophytes, particularly *Phragmites australis*, in particular habitats influenced by agricultural activities

(nitrogen) all around the lakes. The fact that we did not discover any Water Rails north of 61°08'N, we ascribe to the transition of the habitat from one dominated by *Phragmites australis* in the south to one dominated by *Potentilla palustris*, Sphagnaceae and Polytrichaceae moss species in the north. The latter species had only scattered occurrence at the southern study sites but further to the north the habitats were dominated by these species. By this change of vegetation structure the important factors "cover of view" and "potential nest site" are insufficient.

References

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volume 2:539. Oxford.
- Curry-Lindahl, K. 1960. *Våra Fåglar i Norden*. Vol. II: 654–655. Stockholm.
- De Kroon, G.H.J. 1999. Hoe diep is het oppervlaktewater in de broedhabitat van de Waterrail *Rallus aquaticus* (How Deep is the Water in the Breeding Habitat of the Water Rail? *Het Vogeljaar* 47(4):168–172.
- De Kroon, G.H.J. & Mommers M.H.J. 2002. Breeding of the Water Rail *Rallus aquaticus* in *Cladium mariscus* vegetation. *Ornis Svecica* 12: 69–74.
- Hagemeijer, E.J.M. & Blair M.J. 1997. *The EBCC atlas of European breeding birds: Their Distribution and Abundance*. Page 223. London.
- Hedvall, O. & Hägglund, J.-O. 1989. *Förteckning över Medelpads fåglar*. Medelpads Ornitologiska Förening, Sundsvall.
- Olsson, C. & Wiklund, J. 1999. *Västerbottens fåglar*. Västerbottens Ornitologiska Förening, Umeå.
- Potapov, R.L. & Flint V.E. 1989. *Handbuch der Vögel der Sowjetunion*. Band 4:277.
- Rodwell, J.S. 1995. *British Plant Communities. Aquatic communities, swamps and tall-herb-fens*. Volume 4. Cambridge.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld suppl. 31: 150–151. Stockholm.

Sammanfattning

Varför är vattenrallen Rallus aquaticus en mycket sällsynt häckfågel norr om 61° N?

Vattenrallen är en art som är starkt anpassad till ett halvkvatiskt liv i tät kärrvegetation. Förekomsten är särskilt knuten till eutrofa vatten med bladvass, halvgräs, ag, tågväxter och stor igelknopp. Häckningsbiotopen präglas av en tät struktur av döda stammar och blad, som ger skydd särskilt på våren innan den nya vegetationen har vuxit upp. Det bör också finnas grunt vatten ovanför bottensubstratet.

Som en följd av bl.a. sjödikningar och eutrofiering av sjöar spred sig rallen norrut under 1800-talet och

nådde till slut norr om 61° N i Skandinavien och Ryssland. I området mellan 61° och 65°, d.v.s. i landskapen Hälsingland, Medelpad, Ångermanland och Västerbotten, har rallen dock förblivit mycket sällsynt. På få lokaler uppträder den regelbundet och det är okänt om den häckar eller ej.

Med detta som utgångspunkt besökte vi under perioden 8–20 maj 2002 ett antal lokaler från norra Uppland till Luleå (Tabell 1, Figur 1). I varje område försökte vi bestämma om vattenrallen fanns genom att spela upp dess läten. För varje lokal gjorde vi också en beskrivning av vegetation och vattenförhållanden.

I fyra av totalt 24 besökta lokaler fann vi rall, och det nordligaste av dessa låg vid 61°08' N. Det var i ett vassbälte på Hunbosjöns norra strand, där en ensam rall svarade på vår uppspelning. Rallen sprang fram och tillbaka flera gånger längs en sträcka på 200 meter. Totalt lokaliserade vi 12 rallar. I sex revir fann vi en rall och i tre revir fann vi par. Rallarna uppehöll sig i vegetation av bladvass och bunkestarr längs gränsen till sumpskogar med pors och viden.

Vi har försökt summera de egenskaper som karakteriserar lokaler där vi påträffade och inte påträffade rallar i Tabell 2. Flera lokaler präglades av jordbruksområden som bidragit till eutrofiering av vattnet. Detta hade ofta lett till att sjön växt igen och förvandlats till ett kärr. Ibland låg den flytande vegetationsmattan över vattenytan, vilket är negativt för rallen. På sådana platser fann vi heller inga rallar.

Längs transekten mellan Gävle och Luleå fann vi att vegetationen av helofyter, som först dominerades av bladvass och bunkestarr, långsamt förändrades till kärr med öppnare och glesa bestånd av bladvass och med begränsat inslag av kråklöver. Längre norrut blev kråklöver dominerande med små inslag av vass och med fält av mossor (Sphagnaceae och Polytrichaceae mossor). Vegetationsskiktet var tätare och lägre så att rallarna skulle ha haft svårare att röra sig samtidigt som skyddet mot predatorer hade varit sämre. Denna vegetationsförändring tillsammans med ökande torvbildning är typisk för de cirkumpolära vegetationstyper som finns i kärr på dessa breddgrader. Några av sjöarna vi besökte var helt omgivna av skog och hade alltför glesa helofytbestånd längs stränderna, t.ex. av halvgräs, sjöfräken, vattenklöver och ängsull.

Sammanfattningsvis är vattenrallen i Sverige knuten till eutrofa vatten med högvuxna helofyter, särskilt bladvass, och gärna med kväveläckande jordbruk runt sjön. Att vi inte fann några rallar norr om Hunbosjön tillskriver vi kärrvegetationens övergång från dominans av bladvass med vattenskiott över

botten i söder till dominans av kråklöver och vitmossor utan vattenskikt längre norrut. Denna struktureförändring innebär att det i norr saknas insynskydd och lämpliga boplatser.

Stopover of Northern Wheatears *Oenanthe oenanthe* at Helgoland: where do the migratory routes of Scandinavian and Nearctic birds join and split?

VOLKER DIERSCHKE & JULIA DELINGAT

Abstract

According to measurements from bird ringing, Northern Wheatears of both Scandinavian (subspecies *oenanthe*) and Nearctic (subspecies *leucorhoa*) origin stopover on Helgoland (southeastern North Sea) during spring and autumn migration. Although with a large overlap, *leucorhoa* birds migrate earlier in spring and later in autumn compared to *oenanthe*. In release experiments during spring migration, Scandinavian birds headed in directions between northwest and northeast, while Nearctic birds departed in directions between southwest and north. Most Nearctic Wheatears are assumed to switch their direction to northwest already west of Helgoland, some do this on Helgoland but some continue on a northerly course and then head north-westwards in southern Norway. Only very few *leucorhoa* birds occur east of Helgoland in spring as well as in autumn

(shown by birds captured at Greifswalder Oie, 390 km east of Helgoland). Some long-winged Wheatears are found much further east at Rybachy (Courish Spit), most probably belonging to Siberian breeding populations. Owing to the gap in the occurrence of long-winged Wheatears in the western Baltic it is unlikely that long-winged individuals at the German North Sea coast are of Siberian origin.

Volker Dierschke, Institute for Avian Research "Vogelwarte Helgoland", Inselstation Helgoland, Postfach 1220, 27494 Helgoland, Germany. E-mail: volker.dierschke@web.de
Julia Delingat, Institute for Avian Research "Vogelwarte Helgoland", An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven. E-mail: jdelingat@gmx.de

Received 5 September 2003, Accepted 20 September 2003, Editor: S. Svensson

Introduction

With an almost circumpolar breeding range, the Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe* (Wheatear hereafter) is the most widespread migrating passerine bird species with a distribution gap of only 1600 km between Alaska and northeastern Canada (Cramp 1988). Because nearly all Wheatears spend the winter in Africa south of the Sahara desert (Cramp 1988), the migration system includes very long distances, e.g. between Alaska and Africa (e.g. Curry-Lindahl 1981). During migration, the Sahara desert is not the only an ecological barrier that has to be crossed twice a year, and the flight from eastern Canada and Greenland across the Atlantic Ocean towards Europe is probably most challenging (Ottosson et al. 1990). The migration of Wheatears from the eastern Nearctic is basically known (Godfrey 1966, Salomonsen 1967), but despite scattered observations at sea (Snow 1953, Luttik & Wattel 1979) and at land (Hantge & Schmidt-Koenig 1958, K. Thorup pers. comm.) it

remains unclear, where exactly those flights across the Atlantic start and end. In this paper, we present observations from the easternmost occurrence of migrating Nearctic Wheatears as a contribution to understand the migration system of this species.

Methods

On the island of Helgoland (southeastern North Sea; 54° 11' N, 07° 55' E; Figure 1), Wheatears are abundant stopover birds during both spring and autumn migration. During both spring and autumn migration (1998–2002), a total of 2205 birds was captured with spring traps baited with mealworms and measured (wing length and many other measurements not referred to in this paper). Most Wheatears were marked with a combination of 3–4 colour-rings in order to investigate the stopover behaviour and the length of stay of single individuals. A more detailed description of the methods applied was published earlier (Delingat & Dierschke 2000).

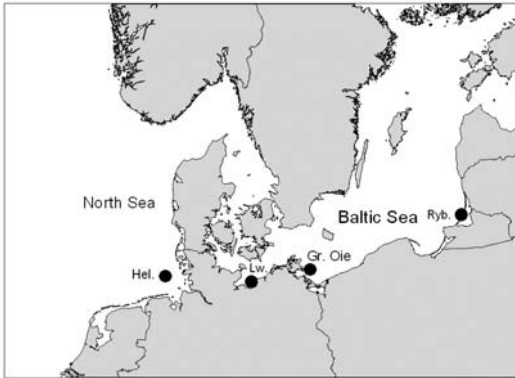


Figure 1. Map of the southeastern North Sea and southern Baltic Sea. Dots show the locations mentioned in the text (from left to right: Helgoland, Langenwerder, Greifswalder Oie, Rybachy).

Karta över sydöstra Nordsjön och södra Östersjön. Prickar visar de platser som nämns i texten (från vänster till höger: Helgoland, Langenwerder, Greifswalder Oie, Rybachy).

Wing length of nominate Wheatears is 90–97 mm (females) and 93–102 (males), whereas those breeding in Iceland, Greenland and NE Canada (subspecies *O. o. leucorhoa*) are larger with 96–105 mm (females) and 99–110 mm (males) (Svensson 1992). Except for birds from the range of overlap, all Wheatears trapped were assigned to one of the two subspecies. During autumn migration this is possible only for a much smaller number of birds, because sex cannot be determined in first-year birds. Therefore, apart from the few adults measured in autumn, subspecies was identified only for juveniles with wing length below 96 mm (*O. o. oenanthe*) or above 102 mm (*O. o. leucorhoa*). Despite a tendency of Nearctic males in spring and of Nearctic juveniles in autumn to show browner plumage at the underparts (e.g. Salomonsen 1934), we refused to identify subspecies by plumage characters.

The phenology of migration is described by a combination of bird counts in the field and results from bird ringing. From the joint database of the Institute for Avian Research “Vogelwarte Helgoland” and the OAG Helgoland, which contains all bird observation from Helgoland, the maximum counts of Wheatears for each five-day-period (pentade, Berthold 1973) in the years 1998–2002 were averaged for a five-year mean. Maximum counts per pentade were considered rather than data from all days, because a complete coverage of the island was not guaranteed for each day, but most probably occurred within each five-day-period. For the birds captured,

the percentages of both subspecies and of birds with unknown subspecies were calculated for each five-day-period. These percentages were extrapolated to the number of Wheatears observed in the respective pentade. In order to compare the migration periods of the two subspecies we calculated the median capture dates for spring and autumn migration, respectively. Note that not all individuals could be identified to subspecies and that trapping effort was not distributed evenly over the migration periods. Therefore, these median dates are only valid for relative comparisons within Helgoland, but not suitable for absolute comparisons with other stopover sites.

The departure direction of Wheatears stopping over on Helgoland was examined with release experiments (Able & Terrill 1987, Ottosson et al. 1990) in spring 2000 and 2001. Birds trapped during the day and assigned to one of the two subspecies were held in cages and provided with mealworms and water until the evening. One hour before sunset, up to six cages containing one Wheatear each were placed on the plateau of the island, allowing the birds to see the sky and to obtain information necessary for orientation. When the sky was completely dark, an activated green lightstick (0.16 g) was fixed with transparent adhesive tape at the two outermost tail feathers (Figure 2). Then, the bird was tossed into the air and its departure behaviour observed with binoculars. The time until the green light vanished, i.e. until the bird had covered 700–1000 m (Ottosson et al. 1990), was measured with a stop watch. The



Figure 2. Wheatear with activated lightstick fixed at the tail. *Stenskvätta* men en aktiverad lysstav fastsatt på stjärten.

departure direction was determined to the nearest 5° with a compass. During the release, cloud cover (x/8), wind direction (to the nearest 45°) and wind force (Beaufort) were recorded. The three evenings with wind force of more than 3 Bft. were not considered in the analysis, because we observed wind drift during the departure from 4 Bft. onwards. The mean departure directions of the two subspecies were calculated by vector addition and tested for significance by the Rayleigh-test (Batschelet 1981). The difference in the departure directions was tested by comparing the medians as well as the absolute differences between the 50% interquartile ranges (iqr-comparison, Muheim et al. 1999).

Biometric data of migrating Wheatears in the Baltic originate from various ringing projects and

were supplied by the respective ringing groups or bird ringing centres. On the Courish Spit, one of us (J.D.) trapped and measured Wheatears in the same way as on Helgoland from 24 August to 19 September 2000.

Results

Phenology of migration

On Helgoland, Wheatears pass from late March to early June and from late July to early November (Figure 3), and very few birds are present between spring and autumn migration, usually without breeding attempts (confirmed breeding only in 1971, 1991 and 1997). Very early birds can occur as soon

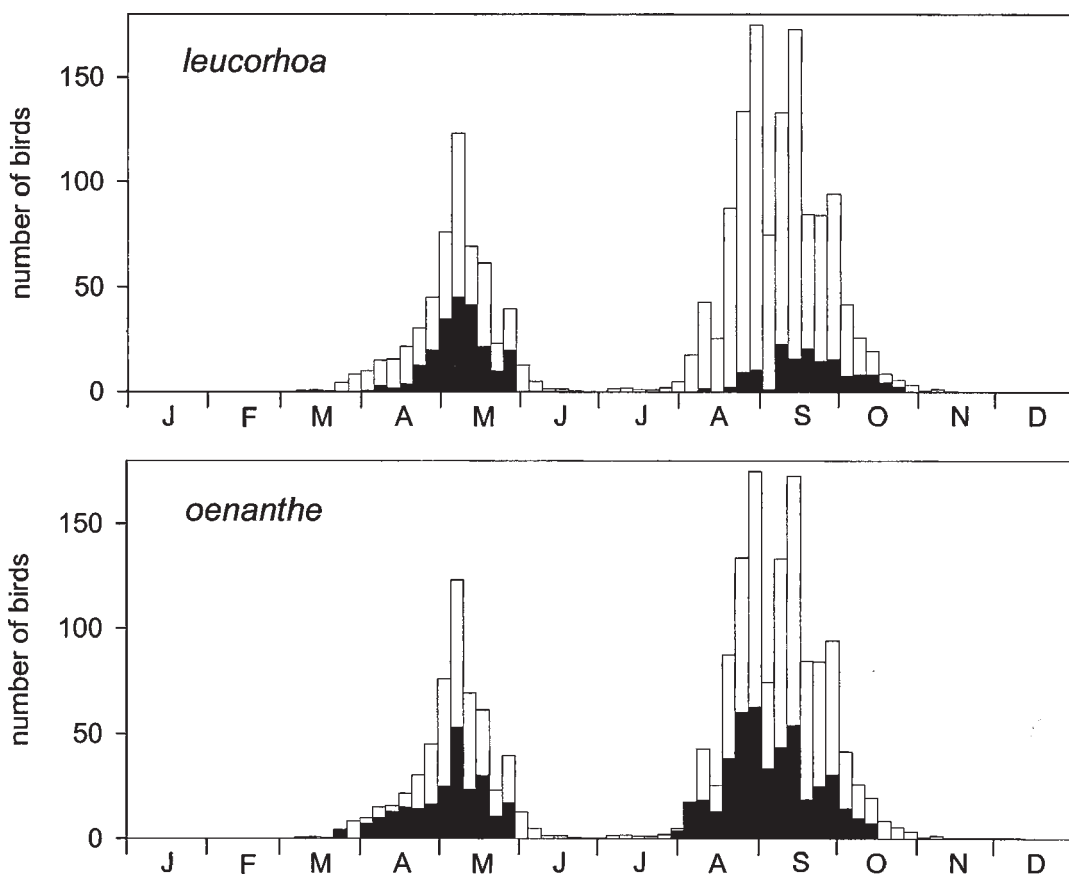


Figure 3. Phenology of Wheatears stopping over on Helgoland. Both panels show the average maximum counts per five-day-period 1998–2002 ($n = 9103$ birds). The proportions of the subspecies *leucorhoa* and *oenanthe* are painted black according to the proportions of the respective subspecies in trapped birds 1998–2002 ($n = 2205$).

Stenskvättornas rastningsfenologi på Helgoland. Båda panelerna visar det genomsnittliga högsta antal som räknats per femdagarsperiod 1998–2002 ($n = 9103$). Proportionerna av underarterna leucorhoa och oenanthe har färgats svarta utifrån proportionerna av respektive underart bland de fångade fåglarna 1998–2002 ($n = 2205$).

Table 1. Median dates of the two Wheatear subspecies trapped on Helgoland 1998–2002 (sample sizes given in brackets). Note that the trapping effort was not distributed evenly throughout the seasons. *Mediandatum för de två underarterna av stenskvätta som fångats på Helgoland 1998–2002 (stickprovsstorlek inom parentes). Notera att fångstansträngningen inte var jämt fördelad över säsongerna.*

	Males <i>Hanar</i>	Females <i>Honor</i>	All birds <i>Alla fåglar</i>
Spring migration			
<i>Vårflyttning</i>			
<i>leucorhoa</i>	27 April (106)	4 May (141)	2 May (247)
<i>oenanthe</i>	7 May (242)	8 May (209)	7 May (451)
Autumn migration			
<i>Höstflyttning</i>			
<i>leucorhoa</i>			11 September (129)
<i>oenanthe</i>			31 August (497)

as mid March (during this study the early extreme was on 12 March), whereas late autumn migrants can stay until early December (the late extreme was on 9 December). During both spring and autumn migration the two subspecies occur simultaneously throughout most of the season (Figure 3), but in both seasons the nominate subspecies arrives first.

Greenlandic/Icelandic birds migrate earlier in spring (Table 1). The median date of captured birds is 2 May in *leucorhoa*, but 7 May in *oenanthe* (Mann-Whitney U-test: $Z = -2.705$, $P = 0.007$). In both subspecies, males migrate earlier than females, but this is significant only in *leucorhoa* (Mann-Whitney U-tests: *leucorhoa* $Z = -5.667$, $P < 0.001$; *oenanthe* $Z = -0.743$, $P = 0.458$). While *leucorhoa* males migrate earlier than *oenanthe* males (Mann-Whitney U-test: $Z = -4.781$, $P < 0.001$), the difference is not significant in females (Mann-Whitney U-test: $Z = -0.185$, $P = 0.853$). Note that owing to relatively low trapping effort in March and early June, early males and late females of the nominate subspecies are most probably underrepresented in the sample of trapped birds. Therefore, the difference in the timing of migration can be expected to be more pronounced.

The first part of autumn migration and its first peak in late August and early September includes nearly exclusively birds of the nominate subspecies (Figure 3). From mid September onwards the occurrence of *leucorhoa* is more prominent, but only in the last part of autumn migration does this subspecies outnumber *oenanthe*, of which only a very small proportion occurs in October. The different timing of migration is expressed also by the large difference of the median dates of trapped birds (*oenanthe* 31 August, *leucorhoa* 11 September; Mann-Whitney U-test: $Z = -6.641$, $P < 0.001$).

Because trapping effort was relatively low in October, when many *leucorhoa* birds are present, this difference of median dates is probably even larger.

Departure behaviour in spring

In the release experiments, both subspecies showed the same proportion of birds departing immediately after release. Eleven out of 14 *leucorhoa* birds and 24 out of 40 *oenanthe* birds departed (Fisher's exact test: $P = 0.331$). Departure was obviously affected by the weather. With a clear sky (cloud cover 0–1/8) 75% of all released birds departed ($n = 36$), but the proportion departing was significantly lower with cloud cover of 5–8/8 (44%, $n = 18$; Fisher's exact test: $P = 0.037$). In addition, departure was faster with a clear sky (mean time from release to vanishing 75 s, sd 59 s, $n = 25$) than with cloud cover (mean 153 s, sd 104 s, $n = 6$; Mann-Whitney U-test: $Z = -1.978$, $P = 0.046$). With wind force of 1–3 Bft., most Wheatears departed (61%, $n = 41$), but despite of obvious wind drift immediately after release all birds departed with 4 Bft. ($n = 8$) and two out of five did so with 5 Bft. With an approaching thunderstorm (16 May 2000), only one out of five birds departed. Altogether, the observed departure behaviour is very much in accordance with the results of similar experiments with Wheatears in Greenland (Ottosson et al. 1990) and with other passerines (Sandberg et al. 1991), as well as with results from field observations on Helgoland, showing that especially cloud cover suppresses departures of Wheatears (Dierschke & Delingat 2001). We therefore consider also the observed departure directions to be realistic.

Most of the nominate Wheatears released with wind force 1–3 Bft. departed in directions between

northwest and east (mean 10° , mean vector length 0.63, $n = 17$, median 355° , $\text{iqr } 76.25^\circ$, Figure 4), and the departure was significantly directed (Rayleigh test: $P = 0.001$). With one exception, *leucorhoa* birds headed towards north to southwest (mean 296° , mean vector length 0.54, $n = 8$, median 295° , $\text{iqr } 95.0^\circ$, Figure 4), but the departure was only nearly significantly directed (Rayleigh test: $P = 0.096$). The two subspecies differ significantly in their departure directions (median-comparison: $P = 0.029$), but overlap in their scatter ($\text{iqr-comparison: } P = 0.282$).

Discussion

In spring and in the second half of autumn migration, considerable proportions of Wheatears stopping over on Helgoland belong to the subspecies *leucorhoa*, which breeds in Greenland and Iceland. Owing to the usually longer stays of *leucorhoa* birds (Dierschke & Delingat 2001, V.D. unpubl.), at least during spring migration, probably nearly half of the “bird days” refers to this subspecies. In contrast to Helgoland and the North Sea coast of Belgium (van Havre 1933, Herroelen 1970), the Netherlands (Verwey 1926) and Germany (Hantge & Schmidt-Koenig 1958) only very few long-winged Wheatears are found at the German Baltic Sea coast (Figure 5; Klafs & Stübs 1987) as well as in inland Germany (Kleinschmidt 1903, Ringe 1965). The regular

occurrence of *leucorhoa* on Helgoland shows that the southeastern North Sea is at the northeastern edge of the flyway of Greenlandic/Icelandic Wheatears and one of the last regions where the spring migration (starting in West Africa) switches to a northwesterly direction. Some Wheatears do not shift direction until they arrive in southern Norway, where spring occurrence of *leucorhoa* is known as well (Bernhoft-Osa 1958, Haftorn 1971; see also spring observations at sea between Norway and Greenland, Luttkik & Wattel 1979). As shown in our release experiments, part of the *leucorhoa* Wheatears stopping over on Helgoland depart towards north and can be expected to switch towards northwest in southern Norway. However, most Greenlandic and Icelandic Wheatears probably change their migration direction already at lower latitudes and move towards the breeding area through the British Isles (Williamson 1958, Zink 1973, Hutchinson 1989). According to observations at sea (Luttkik & Wattel 1979), even direct flights from Iberia to Greenland occur, but crossings of the North Atlantic are probably rarer than in autumn owing to the unfavourable wind conditions in spring (Snow 1953). On Helgoland, a surprisingly high proportion of *oenanthe* Wheatears started towards north and northwest, indicating that part of the Wheatears touching Helgoland during migration may breed in Norway. The departures observed in the release experiments are more directed to the north than expected from ringing recoveries (Zink 1973).

Greenlandic/Icelandic Wheatears are regular migrants on Helgoland also during autumn migration. As in spring, the southeastern North Sea is situated at the edge of the *leucorhoa* flyway, because records of this subspecies are almost lacking in the western Baltic Sea. The proportion of long-winged Wheatears is small 390 km east of Helgoland on the island Greifswalder Oie (Figure 5). Although the sample size is small ($n = 14$), the only one Wheatear trapped on the island of Langenwerder (Bay of Wismar, 240 km east of Helgoland) in the years 1990–1998 and falling in the range of wing length typical for *leucorhoa* birds (110 mm; U. Köppen pers. comm.) seems to be an exceptional record. Because further east, on the Courish Spit at Rybachy (850 km east of Helgoland), 41% of trapped females ($n = 21$) were long-winged (>97 mm), but none of 25 trapped males exceeded 102 mm wing length, it seems that eastern (Siberian) Wheatear populations are involved there. Wing lengths of more than 104 mm, which are commonly observed on Helgoland in Nearctic birds, were never found in Wheatears ringed at Rybachy (n

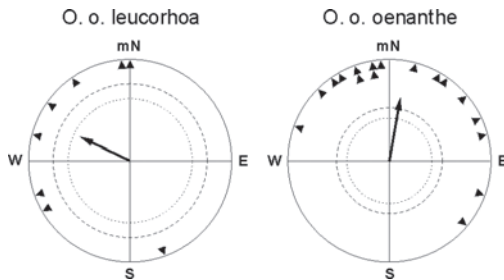


Figure 4. Departure directions of Wheatears in release experiments in spring 2000 and 2001 (triangles). Arrows show mean departure directions (arrow length indicates the mean vector length in relation to the radius). The two inner circles represent the 5% (inner dotted circle) and 1% (outer dotted circle) significance levels according to Rayleigh-test (Batschelet 1981). *O. o. leucorhoa*: $\alpha = 296^\circ$, $r = 0.54$, $n = 8$, $P = 0.096$; *O. o. oenanthe*: $\alpha = 10^\circ$, $r = 0.63$, $n = 17$, $P = 0.001$. Flygriktning för stenskvättor vid utsläppsexperiment vårarna 2000 och 2001 (trianglar). Pilarna visar medelriktning (pilens längd indikerar genomsnittlig vektorlängd i förhållande till radien). De inre prickade cirklarna representerar 5% och 1% signifikansnivå enligt Rayleigh-test (Batschelet 1981).

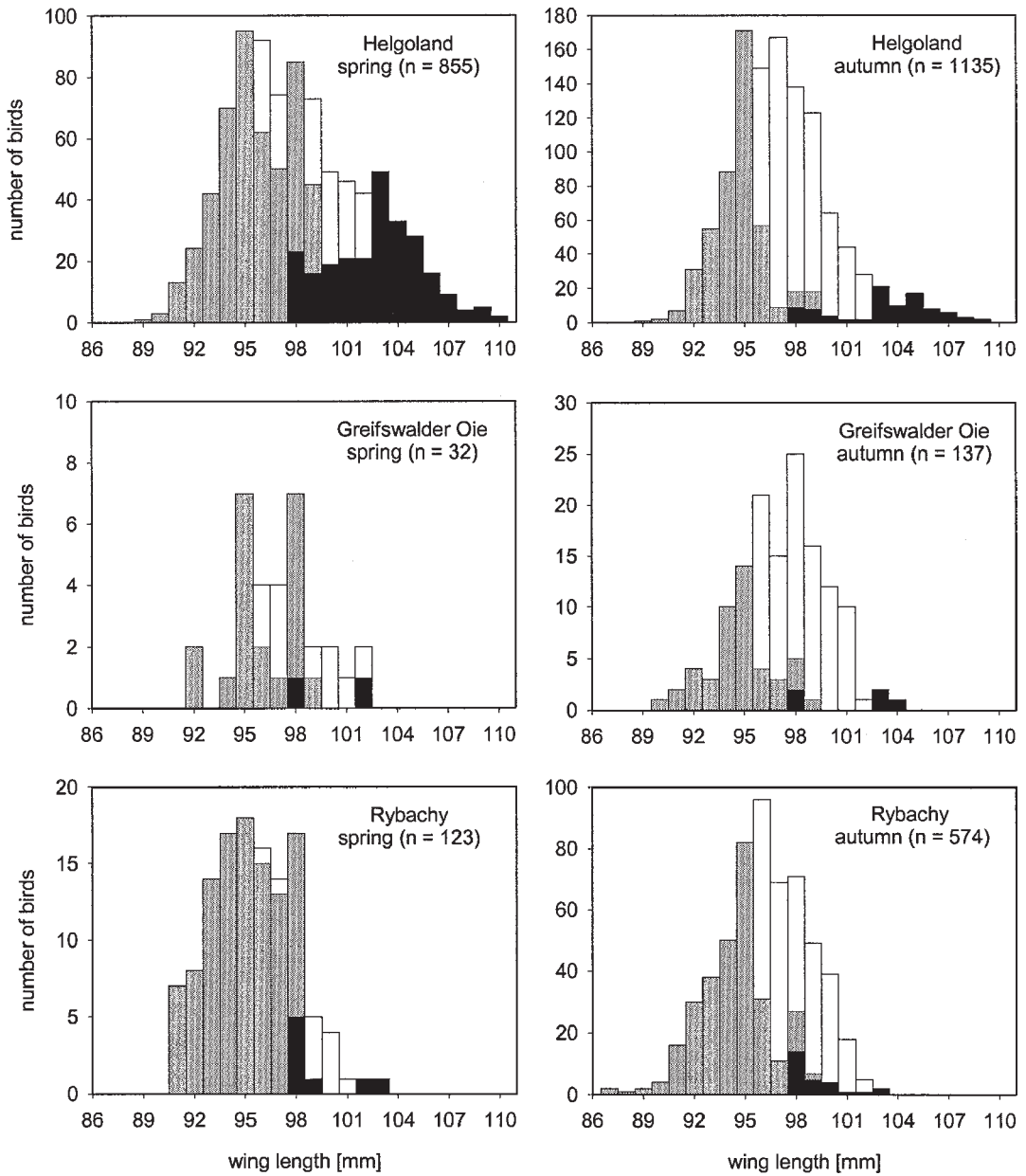


Figure 5. Wing lengths of Wheatears at different stopover sites. The columns are divided according to the proportions of birds which could be attributed to a subspecies (white: unidentified; grey: *O. o. oenanthe*; black: on Helgoland *O. o. leucorhoa*, at the Baltic Sea stations birds with wings longer than nominate subspecies from Scandinavia).

Vinglängden hos stenskvättor på olika rastplatser. Staplarna är delade i förhållande till proportionen fåglar som kunde rasbestämmas (vitt: ej rasbestämda; grått: *O. o. oenanthe*; svart: på Helgoland *O. o. leucorhoa*, vid Östersjöstationerna fåglar med vinglängd längre än nominatrasen i Skandinavien).

= 699; J.D. unpubl.) and cannot be expected from eastern populations (Loskot 1973). The small proportion in the western Baltic indicates that Wheatears from the Courish Spit follow a course to the south (instead of southwest) and winter in East Africa – much alike other trans Sahara migrants ringed at Rybachy (Bolshakov et al. 2001). Therefore, an occurrence of eastern populations at the North Sea during spring migration as postulated by Hantge & Schmidt-Koenig (1958) appears unlikely.

As in spring, hints on the migration of large Wheatears are almost lacking from inland Germany in autumn (Mester 1957, Engländer & Weitz 1982). We therefore expect that in *leucorhoa* the direction of migration switches to southwest not later than in the southeastern North Sea. Accordingly, the four recoveries of Wheatears ringed on Helgoland and belonging to *leucorhoa* are all in a southsouthwest to southwest direction (198°, 203°, 206°, 226°; K. Hüppop pers. comm.). Furthermore, the occurrence of Wheatears in the Netherlands is much more concentrated along the coast in October (when a high percentage of *leucorhoa* can be expected) compared to August and September (SOVON 1987). However, the directional switch to southwest of most *leucorhoa* Wheatears seems to happen much earlier, probably when arriving at the European coastline between the British Isles and Spain or even in NW Africa after a nonstop flight starting in Greenland or NE Canada (Ottosson et al. 1990, K. Thorup pers. comm.). The abrupt limit of the *leucorhoa* flyway at the German North Sea coast may indicate that the arrival at a coastline contributes to switch the direction of migration.

Acknowledgements

The results of this study would have been impossible without the help of the staff and many volunteers at the Institute for Avian Research “Vogelwarte Helgoland”. We especially thank T. Bleifuß, S. Engel, A. Fischer, S. Jaquier, B. Mendel, H. Schmaljohann and A. Walter for their cooperation. R. Muheim kindly analysed the departure directions and drew the respective figure. Wheatear data from the German Baltic Sea were supplied by U. Köppen (Hiddensee Ringing Centre) and J. von Rönn (Verein Jordsand), those from the Courish Spit by C.V. Bolshakov and N.P. Zelenova (Biological Station Rybachy). Own research at Rybachy was granted by the ESF-BIRD program. Financial support was obtained also from “Freunde und Förderer der Inselstation der

Vogelwarte Helgoland e.V.” and by Deutsche Forschungsgemeinschaft (BA 816/15-1).

References

- Able, K.P. & Terrill, S.B. 1987. A new technique for releasing migrants from orientation cages. *Auk* 104: 135–139.
- Batschelet, E. 1981. *Circular Statistics in Biology*. Academic Press, London.
- Bernhoft-Osa, A. 1958. Das Vorkommen von *Oenanthe oe. leucorrhoa* (Gmel.) in den Zugzeiten auf Jaeren in Süd-Norwegen. *Sterna* 3: 13–18.
- Berthold, P. 1973. Proposals for the standardization of the presentation of data of annual events, especially migration data. *Auspicium* 5 Suppl.: 49–59.
- Bolshakov, C.V., Shapoval, A.P. & Zelenova, N.P. 2001. Results of bird ringing by the Biological Station “Rybachy” on the Courish Spit: long-distance recoveries of birds ringed in 1956–1997. Part 1. *Avian Ecol. Behav., Suppl.* 1: 1–126.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 5. Oxford University Press, Oxford.
- Curry-Lindahl, K. 1981. *Bird migration in Africa*. Academic Press, London.
- Delingat, J. & V. Dierschke, V. 2000. Habitat utilization by Northern Wheatears (*Oenanthe oenanthe*) stopping over on an offshore island during spring migration. *Vogelwarte* 40: 271–278.
- Dierschke, V. & Delingat, J. 2001. Stopover behaviour and departure decision of northern wheatears, *Oenanthe oenanthe*, facing different onward non-stop flight distances. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 50: 535–545.
- Engländer, H. & Weitz, H. 1982. Ornithologischer Sammelbericht für das Rheinland. *Charadrius* 18: 20–28.
- Godfrey, W.E. 1966. The birds of Canada. *Nat. Mus. Canada, Bull.* 203, *Biol. Ser.* 73, Ottawa.
- Haftorn S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Hantge, E. & Schmidt-Koenig, K. 1958. Vom Herbstzug des Steinschmätzers (*Oenanthe oenanthe* L.) auf Wangerooge und Langeoog. *J. Ornithol.* 99: 142–159.
- van Havre, G.C. 1933. Sur la migration des grands Motteux cendrés et sur leur passage en Belgique. *Oenanthe oe. leucorrhoa* (Gmelin) et *Oenanthe oe. Schiöleri* (F. Salomonsen). *Gerfaut* 23: 1–10.
- Herroelen, P. 1970. Biometrie van Groenlandse tapuit (*Oenanthe oenanthe leucorrhoa*) op doortrek in België. *Gerfaut* 60: 278–286.
- Hutchinson, C.D. 1989. *Birds in Ireland*. T. & A.D. Poyser, Calton.
- Klafs, G., & J. Stübs 1987. *Die Vogelwelt Mecklenburgs*. 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Kleinschmidt, O. 1903. *Saxicola Borealis*. *Ornis von Marburg*: 389–398.
- Loskot, W.M. 1973. Geographical variability of the European-Asian populations of *Oenanthe oenanthe* (L.). *Sb. praz Zool. Mus. Akad. Nauk USSR* 35: 72–77.
- Luttik, R. & Wattel, J. 1979. Observations of land birds on weather ships in the North Atlantic. *Limosa* 52: 191–208.
- Mester, H. 1957. Zum Zug des Steinschmätzers (*Oe. oenanthe*). *Ornithol. Mitt.* 9: 141–142.

- Muheim, R., Jenni, L. & Weindler, P. 1999. The orientation behaviour of Chaffinches, *Fringilla coelebs*, caught during active migratory flight, in relation to the sun. *Ethology* 105: 97–110.
- Ottosson, U., Sandberg, R. & Pettersson, J. 1990. Orientation cage and release experiments with migratory wheatears (*Oenanthe oenanthe*) in Scandinavia and Greenland: the importance of visual cues. *Ethology* 86: 57–70.
- Ringe, F. 1965. Ein Grönländischer Steinschmätzer (*Oenanthe oe. leucorhoa*) bei Osnabrück. *Beitr. Naturk. Niedersachsens* 18: 77–78.
- Salomonsen, F. 1934. La variation géographique et la migration du Traquet Moteux (*Oenanthe oenanthe* (L.)). *Oiseau* 4: 222–237.
- Salomonsen, F. 1967. *Fuglene på Grønland*. Rhodos, København.
- Sandberg, R., Pettersson, J. & Persson, K. 1991. Migratory orientation of free-flying Robins *Erithacus rubecula* and Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*: release experiments. *Ornis Scand.* 22: 1–11.
- Snow, D.W. 1953. The migration of the Greenland Wheatear. *Ibis* 95: 376–378.
- SOVON 1987. *Atlas van de Nederlandse Vogels*. Arnhem.
- Svensson, L. 1992. *Identification guide to European passerines*. 4. Ed. Stockholm.
- Verwey, J. 1926. Über das Vorkommen und Biologie des Grönländischen Steinschmätzers [*Oenanthe oenanthe* (L.), Subsp. *leucorhoa* (Gm.)] in Holland. *Ardea* 15: 73–76.
- Williamson, K. 1958. Bergmann's rule and obligatory overseas migration. *Brit. Birds* 51: 209–232.
- Zink, G. 1973. *Der Zug europäischer Singvögel*. Lfg. 1. Vogelwarte Radolfzell.

Sammanfattning

Stenskvättans Oenanthe oenanthe rastning på Helgoland: var förenas och klyvs flyttvägarna för skandinaviska och nearktiska fåglar?

Med ett nästan cirkumpolärt häckningsområde är stenskvättan den flyttande tätting som har den vidaste utbredningen med en lucka på bara 1600 km mellan Alaska och nordöstra Kanada. Eftersom nästan alla stenskvättor övervintrar i Afrika söder om Sahara är flyttsträckorna mycket långa, t.ex. mellan Alaska och Afrika. Sahara utgör en betydande ekologisk barriär, men sträckan från östra Kanada och Grönland över Atlanten till Europa är sannolikt en ännu större utmaning. Flyttningens mönster från östra Nordamerika är till sina huvuddrag känt, men detaljerna kring exakt hur långt österut som flyttningen över Atlanten börjar och slutar är inte klarlagd. Vi har därför studerat de nordamerikanska stenskvättornas (rasen *leucorhoa*) uppträdande på Helgoland i sydöstra Nordsjön, och funnit att detta är den östligaste lokal där dessa stenskvättor regelbundet rastar i större antal (Figur 1).

Metoder

Under både vår- och höststräcket åren 1998–2002 fångades 2205 stenskvättor med hjälp av slagfällor som betats med mjölmaskar. De flesta märktes med en kombination av tre eller fyra färgringar för att vi skulle kunna bestämma hur länge enskilda individer stannade. Vinglängden mättes för att skilja rasen *leucorhoa* från rasen *oenanthe*.

Vinglängden hos nominatrasen *oenanthe* är 90–97 mm (honor) och 93–102 mm (hanar) medan den hos de fåglar av rasen *leucorhoa* som häckar på Island och Grönland samt i nordöstra Kanada är 96–105 mm (honor) och 99–110 mm (hanar). Alla fåglar som inte hade vinglängder inom överlappningsområdet fördes till respektive ras. Under höstflyttningen var det ett mindre antal fåglar som kunde rasbestämmas eftersom könet inte kan bestämmas för ungfågarna. Dessa rasbestämdes därför bara om deras vingar var kortare än 96 mm (*oenanthe*) eller längre än 102 mm (*leucorhoa*).

För att beskriva stenskvättans säsongsuppträdande på Helgoland använde vi fågelstationens databas som innehåller alla fältobservationer och all ringmärkning. Vi utnyttjade det maximala antal fåglar som registrerats under varje femdagarsperiod och beräknade medelvärdet för varje sådan period över åren 1998–2002. Med hjälp av procentfördelning för de två raserna och de obestämda fåglarna bland de ringmärkta fåglarna extrapolerade vi deras andelar av totalmaterialet. Därefter beräknades mediandatum för de tre kategorierna.

Avflyttningsriktningen från Helgoland bestämdes med hjälp av fåglar som försågs med ljusampuller (Figur 2), släpptes i mörker och följdes i kikare. Fåglar som fångats under dagen och rasbestämts fick sitta i en bur från en timme före solnedgången för att samla information som de behövde för att bestämma sin flytttriiktning. När det var helt mörkt aktiverades ljusampullen och fågeln kastades upp i luften. Fågarna kunde följas 700–1000 meter. Utöver flytttriiktningen (närmaste fem grader med kompass) registrerades molnighet, vindriktning och vindstyrka.

Rastningens fenologi

På Helgoland passerar stenskvättor från slutet av mars till början av juni och från slutet av juli till början av november (Figur 3). Båda raserna förekommer samtidigt under större delen av säsongerna. På våren flyttar fåglar av rasen *leucorhoa* tidigare än de av rasen *oenanthe* (mediandatum 2 maj resp. 7 maj; Tabell 1). Det gäller både honor och hanar. På

hösten är ordningen den omvända, 31 augusti för *oenanthe* och 11 september för *leucorhoa*. På grund av låg fångstaktivitet i början av våren och slutet av hösten är skillnaderna i verkligheten troligen större.

Avflyttning på våren

Vid utsläppen med ljusampuller var det samma andel av experimentfågeln som sträckte iväg av båda raserna (11 av 14 *leucorhoa* och 24 av 40 *oenanthe*). Vädret påverkade avflyttningen. När det var klart gav sig 75% av fåglarna iväg (av 36 individer) medan bara 44% av 18 fåglar gav sig iväg när det var mulet eller nästan mulet. Vid vindstyrka på 1–3 Beaufort gav sig 61% av 41 fåglar iväg, vid 4 Bft alla av åtta, vid 5 Bft två av fem, men vid ett annalkande åskväder bara en av fem.

De flesta fåglar av rasen *oenanthe* sträckte iväg i en riktning mellan nordost och ost (Figur 4) medan de av rasen *leucorhoa* försvann i riktningar mellan norr och sydväst. De förra visade en signifikant riktningskoncentration medan de senare inte gjorde det. Skillnaden mellan raserna var däremot signifikant trots att riktningarna överlappade.

Diskussion

Till skillnad från Helgoland och Nordsjöns kuster i Belgien, Nederländerna och Tyskland påträffas mycket få långvingade stenskvättor längs tyska Östersjökusten och i tyska inlandet. Detta visar att sydöstra Nordsjön på våren är den östligaste kanten av flyttvägen för *leucorhoa* innan fåglarna växlar

riktning mot nordväst för att flyga över Atlanten till Island och Grönland. Enstaka fåglar kan dock fortsätta norrut till södra Norge innan de ger sig ut över Atlanten, vilket också bestyrks av vårfynd till havs mellan Norge och Grönland. Det är dock troligt att majoriteten av *leucorhoa*-stenskvättorna lämnar Europa söder om Helgoland och flyger via de brittiska öarna. Observationer till havs visar också att det förekommer direkta flygningar från Iberiska halvön till Grönland. Av rasen *oenanthe* var det en hög andel som visade nordlig eller nordvästlig riktning i utsläppsexperimenten. Detta antyder att en stor del av Helgolandsfågeln av denna ras häckar i Norge.

I Figur 5 ges en jämförelse med lokaler öster om Helgoland. Vid Rybachy var 41% av 21 honor långvingade (>97 mm), men ingen av 25 hanar hade längre vinge än 102 mm. Detta tyder på att de långvingade fåglarna på denna lokal har östligt, troligen sibiriskt ursprung. Av 699 stenskvättor som mätts vid Rybachy hade ingen en vinglängd över 104 mm, något som är vanligt på Helgoland.

Även på hösten är det ytterst sällsynt att påträffa långvingade stenskvättor i Tysklands inland. Troligen är det så att det är ankomsten till Europas kust efter det att de korsat Atlanten som utlöser växlingen av flyttriktningen mot söder–sydväst vid denna årstid. Våra rasbestämningar och utsläppsexperiment på Helgoland i kombination med praktiskt taget total frånvaro av fåglar som kan tillhöra rasen *leucorhoa* öster om Helgoland visar att östgränsen för regelbunden och frekvent rastning av denna ras ligger i sydöstra Nordsjön.

Variation in bill colour among Greylag Geese *Anser anser* breeding in south-west Scania

HAKON KAMPE-PERSSON

Abstract

The *anser* subspecies of the Greylag Goose *Anser anser* was earlier distributed over most of Europe, between the ranges of *sylvestris* in the west and *rubirostris* in the east. Its bill colour was orange. I examined the bill colour of 97 trapped breeding adults from the province of Scania in 1995–1998. I used a six-grade scale from orange (I) to pink (VI). Most birds were intermediate (III), a few had pink bills (V–VI), but none had an orange one (I). Two explanations are examined: fauna falsification by introduction of *rubirostris* birds, which is known to have taken place

several times, and inclusion of *rubirostris* genes into the small 20th century population of *anser* birds by *rubirostris* individuals that have reached the *anser* range naturally; a few such winter visitors are known. I conclude that the most likely explanation is the deliberate introduction of *rubirostris* but the other alternative cannot yet be ruled out.

Hakon Kampe-Persson, Department of Animal Ecology, Ecology Building, SE-223 62 Lund, Sweden.
E-mail: hakonpersson@hotmail.com

Received 5 June 2003, Accepted 19 August 2003, Editor: S. Svensson

The Greylag Goose *Anser anser* has a large breeding range, extending from Iceland across Europe, southern Siberia and north-central Asia to the Pacific, and from northern Norway to southern Turkey (Kampe-Persson 2002). Three subspecies are recognized; *sylvestris* in Iceland, Scotland and Norway, *rubirostris* from south-east Europe and eastwards, and *anser* in the range situated in between. Reportedly, the bill is orange, with some pink only behind the nail and along the cutting edges, in the western part of the species' range, and wholly pink in the eastern part (Cramp & Simmons 1977). The border between orange-billed *anser* and pink-billed *rubirostris* evidently is situated somewhere in Hungary (van den Bergh 2002).

The Greylag originally bred over the whole of Europe, before excessive hunting and habitat destruction led to a disjunct distribution. The population sizes were probably at their lowest in the 1920s and 1930s. In Scania, for instance, there were only between 20 and 25 breeding pairs in the early 1930s, chiefly at fish-ponds in Perstorp (Rosenius 1937). During the last 50 years, there have been large increases in numbers and range in Europe, mainly owing to reduced persecution and improved feeding conditions throughout the year (Kampe-Persson

2002). The Swedish population, for instance, increased from 200–300 pairs to c. 25,000 pairs during the last half a century. The restoration of the former breeding range was assisted by introductions in many areas, often involving non-native birds.

In south-west Scania, a long-term study of the breeding ecology of the Greylag Goose was launched in 1985 (Nilsson 1998). Notwithstanding the study population was not established until in the late 1960s and early 1970s, it had grown to 910 breeding pairs in 2001 (Nilsson 1998, Nilsson *et al.* 2002). Greylag Geese breeding in Scania before the population decline were described as orange-billed (Nilsson 1858). Under the present circumstances, having recovered from such an extremely low population size, it might be justified to ask: Do also today's breeders in Scania have orange bills?

To check this, bill colour was determined according to a six-graded scale, ranging from orange to pink (Hudec & Rooth 1970), while neck-collaring Greylag Geese in the study area in 1995–1998 (Persson 2000). In total, data were obtained from 97 breeders at Lakes Klosterviken, Börringesjön, Fjällfotasjön and Yddingen. There was no significant difference in bill colour between the sexes ($\chi^2_3=5.51$, $P>0.1$). The majority of the birds had an intermediate bill colour,

a few had a pink bill, but none had an orange one (Figure 1). With a generous definition of the word orange, most intermediates might be included in the 19th century description of an *anser* bill, but not the pink ones. So, which is the origin of the pink bills? Two possibilities must be considered.

One possibility is that at least one male from the native range of *rubrirostris* was recruited into the study population. However, native *rubrirostris* is a rare vagrant in the East Atlantic flyway, and there is no evidence of any dispersal to this flyway. The only known large influx of *rubrirostris* was recorded during the very cold winter of 1979, when as many as 372 birds were found in The Netherlands on 24 February (van den Bergh 2002). On 20 October 2003, at least 10–15 *rubrirostris* geese staged at Skatelöv, province of Småland (Leo van den Berg, pers. comm.)

Another possibility is that the occurrence of pink bills is the result of fauna falsification. The earliest known introduction of *rubrirostris* into the breeding range of *anser* took place in May 1929, when six birds were brought from India to Kalmarsund (Berg 1930, 1937). The most famous case, however, was the introduction of six *rubrirostris* to the Zwin Reserve in Belgium in 1956 (Lippens 1966). Other introductions of *rubrirostris*, using birds from Zwin, took place in France, The Netherlands and England (Riols 1994, Sharrock 1976, Teixeira 1979). Of Greylags ringed as breeders at Zwin, 21 were recovered abroad, including two from Sweden (Lippens & Wille 1972), and a great number of the *rubrirostris* sightings along the East Atlantic flyway in the 1960s and 1970s were of Zwin birds. Also my own sightings of *rubrirostris* in Sweden, at Trolle-Ljungby on 29 October 1977 and at Södra Sandby on 8 February and 10 March 1978, probably concerned

such a bird. The Zwin *rubrirostris* later hybridised with *anser* and gradually the *rubrirostris* characteristics disappeared from this population (Nilsson *et al.* 1999). However, do these disappearing characteristics refer to both plumage and bill colour? Moreover, genetic studies showed marked differences between breeders in The Netherlands and Scania in the mid-1990s (Blaakmeer 1995).

The large mobility among breeders at Zwin strongly indicates that dispersal in at least some naturalised populations might be similar to that in native birds. Natal dispersal in the study population in Scania ranges 0–1,000 km (Nilsson & Persson 2001). There are no reports of the whereabouts of the *rubrirostris* brought to Kalmarsund, but the main wintering area of birds belonging to this local population at the time of introduction was the Guadalquivir Marismas in south-west Spain (Berg 1930, 1937).

For the time being, not only the origin of the pink bills is unknown but also when they first occurred, as well as if they occur also outside the study area. Data to show light upon these questions are scanty, especially when restricting to sources based on large samples. The examination of between 300 and 400 Greylags in Denmark in the early 20th century did not reveal a single individual with a pink bill (Schjøler 1925). In Utterslev Mose in Copenhagen during the years 1962–2003, none of the breeders and only three of the moulters had a pink bill (Henning Jensen *in litt*). On Gotland, on the other hand, 28.9% of 381 moulters examined during the years 1969–1975 were pink-billed (von Essen 1982). However, these birds came from a large area, many of them from Central Europe.

The most plausible explanation for the occurrence of Greylag Geese with pink bills in the Scanian study population is that it was brought about by fauna

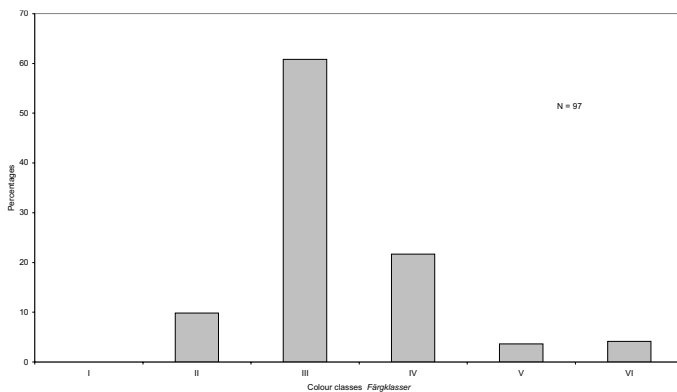


Figure 1. Division according to bill colour of breeding Greylag Geese in south-west Scania, 1995–1998. Colour classes (after Hudec & Rooth 1970) range from orange (I) to pink (VI).

Uppdelning efter näbbfärg av grågäss häckande i sydvästra Skåne åren 1995–1998. Färgskalan (enligt Hudec & Rooth 1970) sträcker sig från orange (I) till skär (VI).

falsification, and that at least one of the recruits in this area was a descendant from introduced *rubrirostris*. That a bird from the native range of *rubrirostris* dispersed to Scania is unlikely, but cannot be fully ruled out however. Detailed genetic studies might reveal the origin of pink bills, while studies in other parts of the flyway can reveal how common pink bills are. Presumably, the frequency of pink-billed individuals declines the further away one moves from sites where introductions of *rubrirostris* took place.

Acknowledgements

Members of the catching teams were Roselyne Besson, Adrie Burnett, Fred Cottaar, Peter van Haaren, Alain Kim, Annemarie Lohding, Gerhard Moll, Ana Norlén, Hanne Tatchell, Anneke Vegelin, Eric Vegelin, Jan Vegelin, Robert-Jan Vegelin, José Verbeek, Kees Verbeek and Berend Voslamber.

References

Berg, B. 1930. *De liefdesgeschiedenis van een wilde gans*. 146 pp. H.P. Leopolds Uitgeversnij N.V., The Hague.

Berg, B. 1937. *Mina försök med vildgäss*. 188 pp. P.A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.

Bergh, L.M.J. van den 2002. De oostelijke Grauwe Gans *Anser anser rubrirostris*. *Vogeljaar* 50: 195–200.

Blaakmeer, K. 1995. *Genetic variation within the West European population of the Greylag goose (Anser anser)*. Sub-fase III Report, 27 pp. Animal Ecology and Population Genetics, University of Groningen, Groningen.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Ed.) 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 1, 722 pp. Oxford University Press, Oxford.

Essen, L. von 1982. De ruggande grågässen på Gotland. Pp. 45–52 in *De svenska gässen* (Svensson, S., ed.). *Vår Fågelvärld, Supplement 9*. Sveriges Ornitologiska Förening.

Hudec, K. & Rooth, J. 1970. *Die Graugans*. Die Neue Brehm Bücherie 429, 150 pp. A Ziemer Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Kampe-Persson, H. 2002. *Anser anser*. *Greylag Goose BWP-Update* 4(3): 181–216.

Lippens, L. 1966. Grauganseinbürgerung in Belgien. *Wild und Hund* 69: 409–410.

Lippens, L. & Wille, H. 1972. *Atlas van de Vogels in België en West-Europa*. Lanno, Tielt/Utrecht.

Nilsson, L. 1998. The Greylag Goose *Anser anser* as a model species for the study of waterfowl breeding ecology. *Acta Zoologica Lituanica, Ornithologia* 8: 20–28.

Nilsson, L., Follestad, A., Koffijberg, K., Kuijken, E., Madsen, J., Mooij, J., Mouronval, J.B., Persson, H., Schricke, V. & Voslamber, B. 1999. Greylag Goose *Anser anser*: Northwest Europe. Pp 182–201 in *Goose populations of the Western Palearctic* (Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D. eds). Wetlands International Publ. No. 48, 344 pp. Wetlands

International/National Environmental Research Institute, Wageningen/Rönde.

Nilsson, L., Green, M. & Kampe-Persson, H. 2002. Field choice in spring and breeding performance of Greylag Geese *Anser anser* in Southern Sweden. *Wildfowl* 53: 7–25.

Nilsson, L. & Persson, H. 2001. Natal and breeding dispersal in the Baltic Greylag Goose *Anser anser*. *Wildfowl* 52: 21–30.

Nilsson, S. 1858. *Skandinavisk Fauna. Foglarna*. Andra Bandet, 580 pp. Gleerups Förlag, Lund.

Persson, H. 2000. Neck-collaring of Greylag Geese *Anser anser* in Scania, 1984–2000. *Anser* 39: 167–172. (Swedish with English summary).

Riols, C. 1994. Oie cendrée *Anser anser*. Pp. 120–121 in *Novel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985–1989* (Yeatman-Berthelot, D. & Jarry, G. eds), 776 pp. Société ornithologique de France, Paris.

Rosenius, P. 1937. *Sveriges Fåglar och Fågelbon*. Vol. 4, 428 pp. Gleerups Förlag, Lund.

Schiøler, E.L. 1925. *Fugle, med Henblikk paa de i Grønland, paa Færøerne og i Kongeriget Island forekommende Arter*. Vol. 1. Nordisk Forlag, Copenhagen.

Sharrock, J.T.R. 1976. *The Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland*. British Trust for Ornithology, Tring.

Teixeira, R.M. 1979. *Atlas van de Nederlandse Broedvogels*. 431 pp. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland.

Sammanfattning

Näbbfärgsvariation bland grågäss Anser anser häckande i sydvästra Skåne.

Grågäsens vida utbredningsområde sträcker sig från Island till Stilla Havet, samt från nordligaste Norge till södra Turkiet. Arten representeras av tre raser; *sylvestris* i Island, Skottland och Norge, *rubrirostris* från sydöstra Europa och österut, samt *anser* i mellanliggande område. Enligt uppgift är näbben huvudsakligen orange i västra delen av utbredningsområdet och helt skär i den östra. Gränsen mellan orangefärgade *anser* och skära *rubrirostris* går någonstans i Ungern.

Grågäsen häckade ursprungligen över hela Europa, innan hänsynslös jakt året om ledde till en osammanhängande utbredning. Fåtaligast var arten på 1920- och 1930-talet, då det till exempel endast fanns 20–25 par i Skåne. Under det senaste halvselet har arten ökat kraftigt överallt i Europa; i Sverige från 200–300 par till ca: 25.000 par. Före populationsminskningen hade grågäss häckande i Skåne orangefärgade näbbar.

För att kontrollera om detsamma gäller även idag användes en sexgradig skala, löpande från orange till skär, för att fastställa näbbfärgen hos de 97 häckande grågäss som halsringmärktes i Klosterviken, Börningsjön, Fjällfotassjön och Yddingen under åren

1995–1998. Majoriteten av fåglarna visade sig ha en intermediär näbbfärg, några hade skär näbb, men ingen hade en orange. Med en generös definition av ordet orange kan de flesta intermediärerna inkluderas i 1800-talets beskrivning av en *anser*-näbb, men inte de skära. Så, vilket är ursprunget till de skära näbbarna?

En möjlighet är att minst en hane från det ursprungliga häckområdet för *rubrirostris* rekryterats till den undersökta populationen. Vilda *rubrirostris* är emellertid sällsynta gäster i den atlantiska flyttningsskorridoren, och det finns inga bevis för att någon fågel skulle ha spritt sig hit.

En annan möjlighet är att de skära näbbarna är ett resultat av faunaförfalskning. Den tidigast kända introduktionen av *rubrirostris* till häckområdet för *anser* skedde i maj 1929, då sex fåglar togs från Indien till Kalmarsund. Det mest kända exemplet däremot är introduktionen av sex *rubrirostris* till Zwin-reservatet i Belgien 1956. Ytterligare introduktioner av *rubrirostris*, utnyttjande fåglar från

Zwin, skedde i Frankrike, Nederländerna och England. Av häckande grågäss ringmärkta i Zwin återfanns 21 i utlandet, inklusive 2 i Sverige, och ett stort antal av *rubrirostris*-observationerna i den atlantiska flyttningsskorridoren under 1960- och 1970-talet gällde fåglar från Zwin. Den stora rörligheten bland häckfåglarna i Zwin är en stark indikation på att spridningsförmågan hos åtminstone några av de naturaliserade populationerna kan vara densamma som hos vilda grågäss. Ungfågelspridningen i den skånska populationen varierar mellan 0 och 1,000 km.

Den rimligaste förklaringen till förekomsten av grågäss med skära näbbar i den skånska populationen är att det förorsakades genom faunaförfalskning, och att åtminstone en av de rekryterade fåglarna i detta område var en avkomling till introducerade *rubrirostris*. Att minst en fågel rekryterats från det ursprungliga häckområdet för *rubrirostris* är osannolikt, men kan inte helt och hållet uteslutas.

Mås- och kråkfågelförekomsten på en soptipp

THOMAS KARLSSON

Abstract

The present study presents results from counts of gulls and corvids once a week on a refuse dump just outside the city of Skövde in southwestern Sweden during 1992–1999. The most common gull was Herring Gull *Larus argentatus*, which visited the dump during the whole year. The most common corvid was Jackdaw *Corvus monedula* with a peak in late June and July. All species except Jackdaw and Raven *Corvus corax* were found in small numbers during August. High numbers of gulls and corvids were seen on the refuse dump during the winter months. After that the

community stopped dumping food rests on the refuse dump in January 1999, Herring Gull, Jackdaw, Hooded Crow *Corvus cornix*, and Black-headed Gull *Larus ridibundus* decreased during the spring and summer 1999, however not significantly. In the same time the number of Magpies *Pica pica*, Great Black-backed Gulls *Larus marinus* and Ravens increased.

Thomas Karlsson, Gnistgatan 5A, 421 43 Västra Frölunda.
Email: tk.golfbird@telia.com

Received 18 May 2003, Accepted 20 September 2003, Editor: S. Svensson

Inledning

Soptippar med hushållsavfall utgör en lockelse på fåglar då de finner en ansamling av föda i form av hushållsavfall, som är lättåtkomlig och riklig. Andersson (1970) påpekade att tillgången till hushållsavfall kan ha varit av avgörande betydelse för den populationsökning som ägde rum hos gråtruten vid sjön Järnlunden i Östergötland. Kihlman & Larsson (1974) fann att soptippar under vinterhalvåret utgjorde viktiga födoplatser när annan föda inte fanns tillgänglig.

I samband med en undersökning av skratmåsförekomsten runt om en koloni räknades skratmåsar *Larus ridibundus* och övriga måsar liksom kråkfåglar på Skövde soptipp. Det material som presenteras här är en del av de resultat som erhöles i samband med de inventeringarna. Syftet har varit att undersöka i vilken numerär mås- och kråkfågel uppträder vid Skövde soptipp över året.

Metoder

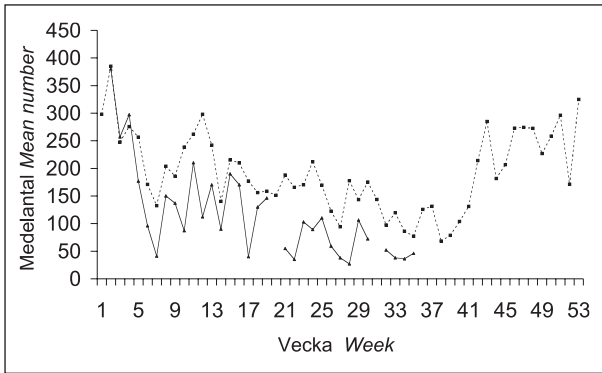
Skövde soptipp ligger alldeles sydost om tätorten omgiven av industri- och bostadsområden på den

västra och norra sidan. Öster och söder om soptippen finns dels åkermark, dels ett militärt övningsfält. Hushållsavfall deponerades fram till den 1 januari 1999. Därefter utgör soptippen endast en omlastningsstation för hushållssopor. Innan borttransporten förvaras numera hushållsavfallet i nättäckta containrar på soptippen.

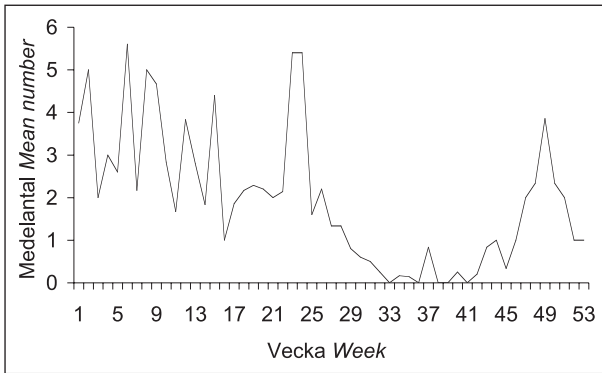
Soptippen har varit tillgänglig för besök under vardagar. Räkningarna utfördes vid lunchtid någon gång mellan klockan 11.30 och 13.30 en gång per vecka. Från den 21 augusti 1992 till den 31 augusti 1999 utfördes 292 räkningar, varvid 80,4 % av veckorna täcktes.

Endast kråkfåglar och måsar räknades och artbestämdes, men skratmåsar åldersbestämdes också. Övriga arter har inte åldersseparerats. Räkningarna genomfördes ofta när fåglarna befann sig i luften ovanför soptippen på grund av de störningar som ideligen förekom. Detta utgjorde ett viktigt skäl till att till exempel åldersbestämning i praktiken inte var möjlig. Skratmåsar utgjorde dock undantag då de ofta låg på en avskild yta och vilade.

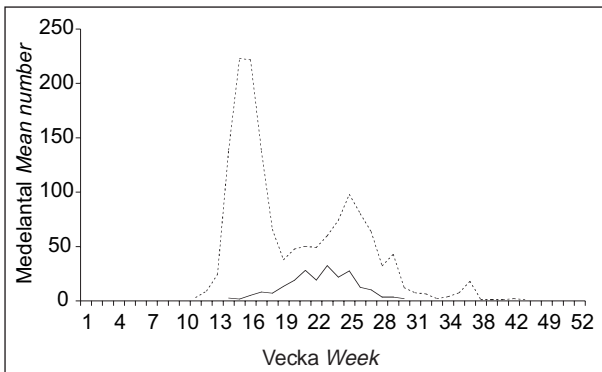
Vid angivelser av medeltal är det medelvärde medelfel (SE) som anges.



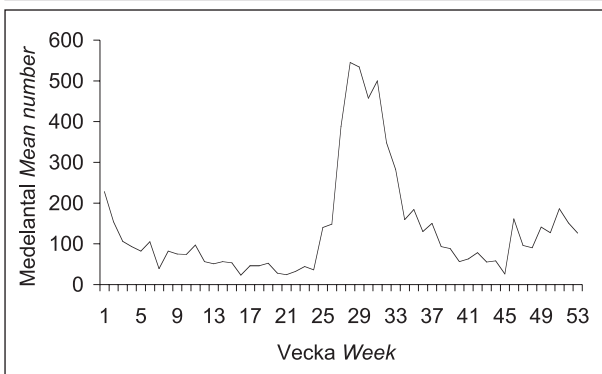
Figur 1. Medelantalet gråtrutar *Larus argentatus* per vecka mellan 1992 och 1998 (streckad linje) och 1999 (heldragen linje).
Average numbers of Herring Gulls per week between 1992 and 1999 (broken line) and only 1999 (unbroken line).



Figur 2. Medelantalet havstrutar *Larus marinus* per vecka under tiden 1992–1999.
Average number of Great Black-backed Gulls during 1992–1999.

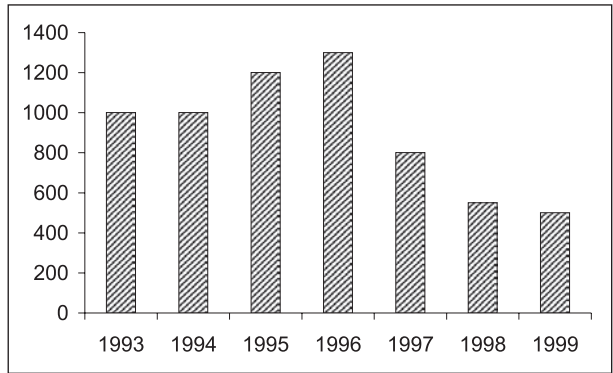


Figur 3. Medelantalet skrattnåsar *Larus ridibundus* per vecka 1992–1999. Heldragen linje 2K-fåglar och streckad linje övriga åldersgrupper.
Average number of Black-headed Gulls per week 1992–1999. Solid line 2K-birds and broken line the other age classes.

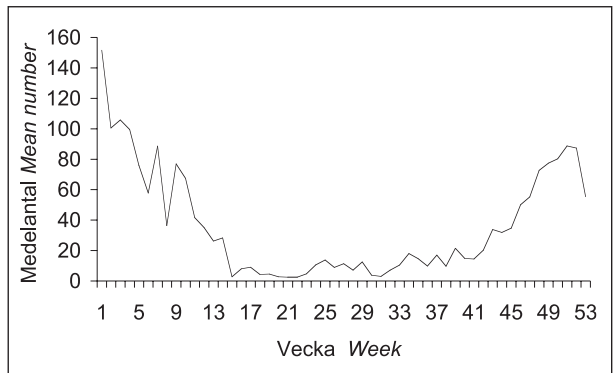


Figur 4. Medelantalet kajor *Corvus monedula* per vecka 1992–1999.
Average number of Jackdaws per week 1992–1999.

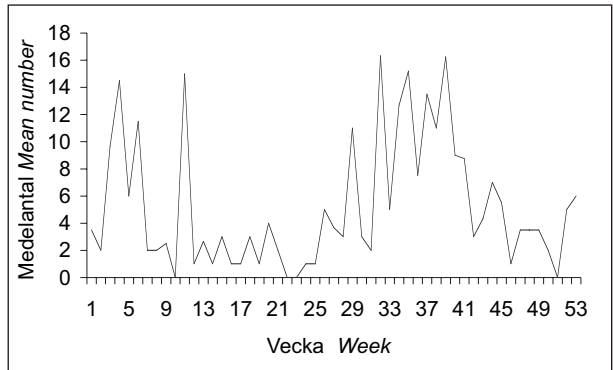
Figur 5. Maximalt antal sedda kajor *Corvus monedula* åren 1993–1999.
Maximum number of Jackdaws 1993–1999.



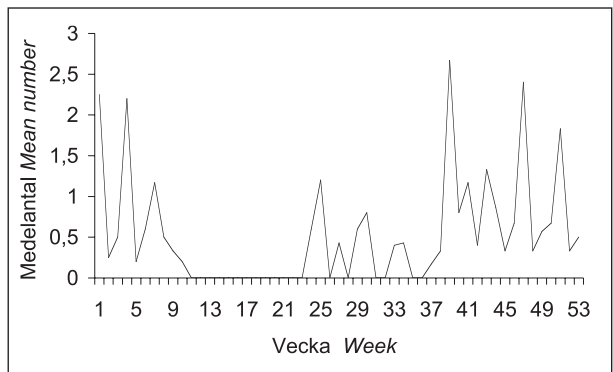
Figur 6. Medelantalet kråkor *Corvus corone cornix* per vecka 1992–1999.
Average number of Hooded Crows per week 1992–1999.



Figur 7. Medelantalet korpar *Corvus corax* per vecka åren 1992–1999.
Average number of Ravens per week 1992–1999.



Figur 8. Medelantalet skator *Pica pica* per vecka åren 1992–1999.
Average number of Magpies per week 1992–1999.



Resultat

Gråtrut *Larus argentatus*

Gråtrutar sågs vid soptippen under hela året (Figur 1) och antalet iakttagna exemplar vid ett enskilt besök varierade mellan lägst tre och högst 591 exemplar. Medelantalet gråtrutar per vecka vid soptippen var 201 ± 8 exemplar. Flest gråtrutar sågs under vintern (månaderna december–februari) med 247 ± 17 exemplar och lägst antal under augusti med 90 ± 8 exemplar.

Havstrut *Larus marinus*

Antalet havstrutar per vecka framgår av Figur 2. Som mest noterades 15 exemplar vid ett enskilt besök. I medeltal noterades $1,91 \pm 0,17$ exemplar per vecka. Under sommaren från vecka 26 och ett stycke in på hösten t.o.m. vecka 45 uppehöll sig endast $0,54 \pm 0,76$ mot att det under övriga året fanns signifikant fler havstrutar, $2,81 \pm 1,18$ (t-test, $t = 8,21$; $df 47$; $p < 0,001$). En förklaring till denna skillnad kan vara att det var färre adulta fåglar närvarande på soptippen och de unga var svårare att artbestämma i luften ovanför soptippen. En del unga havstrutar kan ha felbestämts som gråtrutar. Under de sista två inventeringsåren sågs i medeltal $3,25 \pm 1,34$ per vecka jämfört med föregående år då endast $1,41 \pm 1,09$ sågs (t-test $5,17$; $p < 0,001$).

Silltrut *Larus fuscus*

Silltrutens uppträdande på Skövde soptipp begränsade sig till huvudsakligen vår- och höststräck. Förmodligen var själva besöken vid soptippen kortvariga, kanske endast någon enstaka timma. Silltrutar sågs varje år med 1 till 6 exemplar. Totalt gjordes 27 observationer varav de flesta i maj månad. Adulta silltrutar sågs främst under vårsträcket. Juvenila exemplar sågs från juni t.o.m. november.

Fiskmås *Larus canus*

Fiskmåsar uppträdde under veckorna 15 till 42. Medelantalet per vecka var $0,88 \pm 0,24$ och antalet observationer var litet, endast 33 stycken. En topp kunde urskiljas under vårsträcket och en under höststräcket. De flesta exemplaren på soptippen under häckningssäsongen kom förmodligen från det lokala häckningsbeståndet där några par häckar på hus-tak någon kilometer bort.

Skrattmås *Larus ridibundus*

Skrattmåsen uppträdde vid soptippen i huvudsak mellan vecka 14 och 30 (Figur 3). I medeltal sågs $19 \pm 2,37$ per vecka. En tydlig topp noterades under vårsträcket i april. Under perioden vecka 19 till 23 härrörde förmodligen de flesta skrattmåsar från en liten skrattmåskoloni cirka 2 km bort där det normalt häckar mellan 50 och 150 par. Från medio juni till vecka 29 medio juli månad noterades lite fler skrattmåsar, vilka bestod av ungar och adulta fåglar från den närbelägna kolonin och även från sydsträckande fåglar i juli.

Av Figur 3 framgår också 2K skrattmåsar uppträdande vid soptippen. 2K skrattmåsar brukade anlända i enstaka exemplar samtidigt med 3K+ skrattmåsar. De uppträdde vanligare från vecka 21 till vecka 25, vilket motsvarade den senare delen av ruvningsperioden fram till att årsungarna började lämna häckningsplatsen. Ingen särskild variation kunde särskiljas mellan åren.

Kaja *Corvus monedula*

I ortstidningarna kunde man läsa om störande kajor vid soptippen under sommaren. Flest kajor besökte soptippen, när ungfågarna blev flygga under juli månad och ett stycke in i augusti (Figur 4). Antalet kajor låg under större delen av året mellan 50–250 exemplar per vecka med 137 ± 12 som medelvärde. Som mest sågs cirka 1300 exemplar år 1996.

Maximalt antalet kajor minskade under de sista tre åren (Figur 5). Under häckningstiden utgjorde soptippen en viktig födoplats för de kringhäckande kajorna, som exempelvis kunde ses flyga med chips i näbben från soptippen.

Kråka *Corvus cornix*

Kråkor höll till vid soptippen under hela året med i medeltal 36 ± 5 exemplar, men större numerär av kråka besökte den under vintern (Figur 6). Under vintern, december till februari, fanns i medeltal 86 ± 8 kråkor på tippen. En topp nåddes under vecka 1 med 151 exemplar. Variationen mellan åren var inte stor och räknat över de år, 1993–1998, då observationer gjordes över hela året urskiljde sig endast 1996 genom att fler kråkor sågs per vecka (48 ± 7) än övriga år ($33 \pm 6,8$) (t-test; $t = 1,83$; $p < 0,03$).

Korp *Corvus corax*

Korpar uppehöll sig vid soptippen under hela året i skiftande antal. I medeltal sågs $2,5 \pm 0,4$ korpar varje

vecka. Under sensommar och höst från vecka 30 till vecka 45 sågs flest korpar. Under korpens häckningstid nyttjades soptippen inte i någon större utsträckning. Från sensommaren och under hösten uppträdde korpar däremot i större utsträckning (Figur 7). Som mest sågs 55 exemplar samtidigt på soptippen. Runt soptippen torde det normalt häcka 2–3 par.

Råka *Corvus frugilegus*

Totalt gjordes 16 observationer framför allt mellan vecka 42 och 11. Ett exemplar övervintrade vardera vintern 1992/93 och 1995/96.

Skata *Pica pica*

I medeltal sågs 0,4 ± 0,1 exemplar. Någon enstaka gång noterades större flockar på upp till 13 exemplar. Under veckorna 11–23, vilket i huvudsak motsvarar skatans häckningstid, sågs dock inga skator alls (Figur 8). Troligen på grund av att de höll till i lite mer svårtillgängliga delarna av tippen där inget avfall dumpades och där det fanns buskage som omöjliggjorde insyn. Möjligen kan soptippens rishögar ha utgjort övernattningsplats under vintern eftersom skator i andra sammanhang sågs flyga in till soptippen i skymningen.

Diskussion

De iakttagna mås- och kråkfågelarterna utnyttjade soptippen under olika perioder under året. Silltrut, skratmås och fiskmås sågs främst under sträck- och häckningsperioder medan övriga arter sågs under hela året, fast i varierande antal. Flest fåglar fanns vid soptippen under vintern veckorna 47 till vecka 05. Gråtruten dominerade under denna period. Dessutom noterades en kraftig topp under juli månad, helt att hänföra till nyligen utflugna kajungar, då övriga arter samtidigt uppträdde i sina lägsta antal.

Enligt Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) varierar gråtrutens och havstrutens föda efter årstid, populationstillhörighet och individuella preferenser, och avfall kan ingå med upp till en tredjedel. Precis som gråtruten har havstruten en mycket varierande föda, även avfall kan ingå med upp till en tredjedel (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Mattillgången torde ha varit avgörande för antalet trutar på soptippen. Närmast större häckande trutpopulation som söker föda under sommaren finns vid Väneren, vilken ligger 4–5 mil bort. Inom den närmaste milen runtom soptippen finns högst någon enstaka häckning av

gråtrut (Karlsson m. fl. 1996). Därför tror jag att de trutar som besöker tippen under sommaren huvudsakligen utgörs av icke häckande adulta och icke köns mogna ungfåglar. Under övriga årstider bestod trutbeståndet vid tippen av flyttande eller övervintrande exemplar. Vid ett antal tillfällen har jag sett trutflockar på upp till en mils avstånd från tippen flyga in mot soptippen. Större mängder övernattande trutar finns t.ex. vid sjön Östen ett par mil norr eller Hornborgasjön ca 16 km väster om soptippen.

Bland kråkfågelnas fanns påtagliga skillnader i uppträdande mellan årstiderna. Kråkfågelnas höll låga numerär under häckningstiden då soptippen i huvudsak besöktes av exemplar ur det häckande beståndet i omgivningen samt ickehäckare. Detta gällde framförallt kråka. Kråkan ökade mera påtagligt först under november och förekom i större mängd till början av mars. Dessa kråkor torde då komma från en övervintrande population. Skatan häckade också i omgivningen. Under vinterhalvåret samlas skator i grupper om upp till cirka 20 exemplar, vilket också återspeglades i observationerna vid soptippen där de bland annat utnyttjade soptippens rishögar som övernattningsplatser. Kajans och korpens numerär ökade under sommaren i samband med att ungarna blev flygga. Arterna har uppenbarligen olika behov av att utnyttja en artificiell födokälla som en soptipp. Skillnaderna kan också bero på andra faktorer.

Det finns en känd skillnad mellan å ena sidan kråkan och korpen, vilka håller häckningsrevir, och å andra sidan kajan, som inte gör det. Antalet kråkor och korpar på tippen efter det att ungarna flugit ut ökade bara måttligt, och den ökningen kan ungefärligen motsvara antalet ungar i de närliggande reviren. Ökningen av antalet kajor var däremot från ca 30 till ca 500, vilket är långt över ungprouktionen för det tiotal par som sågs pendla mellan bo och soptipp. Kajorna attraherades alltså till tippen från ett vida större häckningsområde än det som låg inom räckhåll för kajorna under matningstiden.

Från och med den 1 januari 1999 upphörde utläggningen av hushållsavfall på soptippen. Antalet kråk- och måsfåglar utvecklades lite olika under de första 35 veckorna, som framgår av Tabell 1. Fem arter minskade, dock icke signifikant (Tabell 1). En förklaring till att minskningen inte blev större och snabbare, med tanke på att de undersökta arterna är populistiska i sitt födoval, var förmodligen att hushållsavfall mellanförvarades i containrar på tippen innan de transporterades bort för bränning. Det var invid containrarna de flesta trutar höll till. Nedgången för kaja började dock innan man slutade förvara hushållsavfall på soptippen, varför detta inte kan vara

Tabell 1. Medelantalet \pm SE för vecka 1–35 1993–1998 (Före tippens stängning, n = 161) jämfört med samma veckor 1999 (Efter tippens stängning, n = 32).
Average number \pm SE per week 1993–1998 (Before closing the dump) and the same weeks in 1999 (After).

Art Species	Före Before	Efter After	z-test	P
Kaja <i>Corvus monedula</i>	178 \pm 31	76 \pm 18	0,14	Ns
Kråka <i>Corvus cornix</i>	33 \pm 7,2	20 \pm 3,9	0	Ns
Gråtrut <i>Larus argentatus</i>	206 \pm 12	120 \pm 15	0	Ns
Havstrut <i>Larus marinus</i>	2,4 \pm 0,3	2,67 \pm 0,6	0,76	Ns
Fiskmåsar <i>Larus canus</i>	2,7 \pm 1,71	0,98 \pm 0,21	0	Ns
Skrattmåsar <i>Larus ridibundus</i>	59 \pm 7	38 \pm 9	0,26	Ns
Skata <i>Pica pica</i>	0,2 \pm 0,07	1,09 \pm 0,33	5,2	<0,001
Korp <i>Corvus corax</i>	1,79 \pm 0,39	2,84 \pm 1,07	1,84	<0,03

orsaken. Tyvärr finns inga uppgifter om huruvida beståndet av kaja i trakten har minskat. Möjliga orsaker till minskningen kan vara att man försökt täcka över hushållsavfallet medan det fortfarande lades ut på soptippen. Ökad avskjutning vid soptippen och olika skrämseleordningar kunde förmodligen förklara minskningen eftersom kringboende klagade på de stora mängderna kajor under sommaren.

I medeltal ökade däremot korp, havstrut, och skata. Skatans och korpens ökning var signifikant. I och för sig har korpen ökat i Sverige (Lindström & Svensson 2003). Min erfarenhet är också att antalet häckande korpar ökat under 1990-talet på det närbelägna militära övningsfältet. När ungarna blivit flygga, söker de sig till närmaste säkra födokälla, soptippen. Varför skatan har ökat är däremot oklart.

Tack

Jag vill rikta ett särskilt tack till Henrik Lerner för hjälp med litteratur och Sören Svensson för genomgång av manus. Kjell Hansson lät mig husera på soptippen. Undersökningen kunde inte ha genomförts utan finansiering via Uddenberg-Nordenssonska fonden.

Referenser

- Andersson, Å. 1970. Food Habitats and Predation of an inland Breeding Population of the Herring Gull *Larus argentatus* in Southern Sweden. *Ornis Scand.* 1:75–81.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer K. M. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 8. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden.
- Karlsson, T., Lerner, H., Abrahamsson, Å. & Strandroth, P.-O. 1996. *Häckfåglar i Skaraborg*. Grus supplement 4.
- Kihlman, J. & Larsson, L. 1974. On the importance of refuse dumps as a food source for wintering Herring Gulls *Larus argentatus* Pont. *Ornis Scand.* 5:63–70.

Lindström, Å. & Svensson, S. 2003. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling och starnens häckningsframgång. Årsrapport för 2002*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.

Summary

Number of gulls and corvids on a refuse dump

Gulls and corvids are often attracted by refuse dumps, especially in winter when other food resources may be scarce. In connection with a study of a colony of the Black-headed Gull *Larus ridibundus*, I counted all gulls and corvids visiting the Skövde refuse dump almost once a week between 11.30 and 13.30 hrs from 21 August 1992 to 31 August 1999. In total, I made 292 visits and covered 80% of the weeks. Different age classes were not distinguished except for the Black-headed Gull, for which 1K, 2K and older birds were counted separately. The dump was used for domestic refuse until 1 January 1999. During 1999, the refuse was temporarily stored in net-covered containers before it was transported away, making food less available to the birds. Where mean numbers are given, standard errors also are given.

Herring Gulls *Larus argentatus* (Figure 1) were found throughout the year (minimum 3, maximum 591, mean 201 \pm 8 birds). The highest mean numbers were found during the winter (December–February) months (247 \pm 17) and the lowest numbers in August (90 \pm 17).

Great Black-backed Gulls *Larus marinus* (Figure 2) occurred with a mean number of 1.91 \pm 0.17 birds per week with a maximum of 15 birds at a single visit. Very few birds were observed during the weeks 26–45. During the rest of the year the mean number was 2.81 \pm 1.18. There was a significant increase of numbers during the last two years (3.25 \pm 1.34).

Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* were rare, only 27 records of between one and six birds, primarily adult birds in May and a few juveniles in late summer and autumn.

Common Gulls *Larus canus* occurred during the weeks 15–42, but only in small numbers (mean 0.24 ± 0.24 ; total 33 individuals). They peaked during spring and autumn migration, and the few birds that visited the dump during summer probably represented breeding pairs on roofs about one kilometer away.

Black-headed Gulls *Larus ridibundus* (Figure 3) had a breeding colony with 50–150 pairs two kilometers from the dump. The mean number was 19 ± 2.37 per week with no or few birds outside the weeks 14–30. There was a strong peak during spring migration. The birds during summer probably came from the breeding colony which is indicated by the occurrence of 1K and 2K birds. Some migrants may also have been involved in July.

Jackdaws *Corvus monedula* (Figure 4) visited the dump throughout the year (mean 137 ± 12), usually between 50 and 250 but with a maximum of 1300 birds. There was a strong peak in July and August. There was a decline of mean numbers in the last three years (Figure 5).

Hooded Crows *Corvus cornix* (Figure 6) were also present during the whole year (mean 36 ± 5) but with very low numbers outside the winter months when the mean number was 86 ± 8 birds. They peaked during week 1 with a mean of 151 birds.

Ravens *Corvus corax* (Figure 7) were most common during the weeks 30–45 but with very low numbers during the breeding season. The maximum number was 55 birds at a single visit. About 2–3 pairs bred in the vicinity.

Rooks *Corvus frugilegus* were found mostly between week 42 and 11, but the total was only 16 records. One individual overwintered in 1992/1993 and 1995/1996.

Magpies *Pica pica* (Figure 8) were observed in low numbers (mean 0.4 ± 0.1). During the breeding period (week 11–23) no Magpies at all were seen. The largest flock was 13 birds. The numbers may have been underestimated since they often visited a

part of the dump where bushes prevented a good view. Magpies may also have used these bushes as night roosts since birds were seen flying to the dump at nightfall.

The different species of gulls and corvids used the refuse dump during different periods of the year. Lesser Black-backed, Black-headed and Common Gulls were recorded primarily during migration and breeding periods whereas the other species were seen throughout the year, although in varying numbers. The highest number of birds was counted during the winter weeks 47–5, the most common species being the Herring Gull.

The nearest colony of Herring Gulls is located 40–50 kilometers away. Hence, the birds visiting the dump during summer were probably non-breeding adults and immature birds. I have seen flocks of Herring Gulls flying in the direction of the dump up to ten kilometers away, and there are two sites where they roost during night, 16 and 20 kilometers from the dump.

Among the corvids there were also differences between the species indicating different needs to exploit the food at the refuse dump, or possibly other factors. For example, the Hooded Crow and the Raven are territorial breeders whereas the Jackdaw is not. The young of the former often stay in the territory some time after fledging. Their low numbers after fledging may roughly correspond to the number of breeding pairs near the dump. The increase of Jackdaws from about 30 to 500 birds is, however, much larger than could be explained by the about ten pairs that were seen commuting between the dump and their nests during nestling period. Therefore the Jackdaws must have been recruited from a much larger area.

The refuse dump was closed for domestic refuse on 1 January 1999. The effect on the birds was not immediate or large (Table 1). Partly this could be explained by spill from the net-covered containers or by some food being accessible through the net before the containers were transported away for burning the refuse. For example, it was at the containers that the majority of the gulls were observed.

Factors affecting different spatial distribution of wintering Tufted Duck *Aythya fuligula* and Goldeneye *Bucephala clangula* in the western part of the Gulf of Gdańsk (Poland)

DARIUSZ JAKUBAS

Abstract

Tufted Duck and Goldeneye wintering in the western part of the Gulf of Gdańsk (Poland) were counted in January 1988–1999. In all seasons, the concentrations of the two species were observed in different places. Tufted Ducks gathered in areas well protected against waves and winds (in harbours, near breakwaters, in the river mouths). Goldeneyes preferred areas abundant in food and with shallow water. This distribution difference of the species could be affected by their behaviour. Tufted Duck searched quiet resting places by day when Goldeneye mainly foraged in the same time. During all seasons, adult male ratio of both species was similar. Adult males were the most

numerous group during severe winters (with ice-cover in part of the study area). This could be a result of arrival of birds from frozen wintering areas in northern Europe (predominance of males) and of abandonment of the study area by females and young birds, which are less resistant to bad conditions. In mild winters, individuals in female plumage predominated in the majority of the coastal sectors.

Dariusz Jakubas, University of Gdańsk, Dept. of Vertebrate Ecology and Zoology, al. Legionów 9, 80-441 Gdańsk, Poland (e-mail: biodj@univ.gda.pl).

Received 31 July 2003, Accepted 17 October 2003, Editor: S. Svensson

Introduction

The Gulf of Gdańsk is an important basin for wintering waterbirds. Relatively shallow water makes this area attractive for Tufted Duck *Aythya fuligula* and Goldeneye *Bucephala clangula*. The populations of both species wintering in the Gulf of Gdańsk periodically make up ca 1% and 1–3,5% of the whole European winter population of these species (Monval & Pirot 1989, Michno et al. 1993, Meissner & Klawikowska 1993, Wetlands International 2002). This winter area is therefore important on the scale of the whole continent.

Data from the southern coast of Sweden (Nilsson 1972) show that wintering Tufted Ducks search for quiet and sheltered places, suitable for resting during day-time, and gather in the flocks of above 1000 birds. They forage at night at sites that may be distant from the daytime roost. On the contrary, the Goldeneye forages by day in smaller, more diffuse flocks and prefers shallow basins with stony bottom.

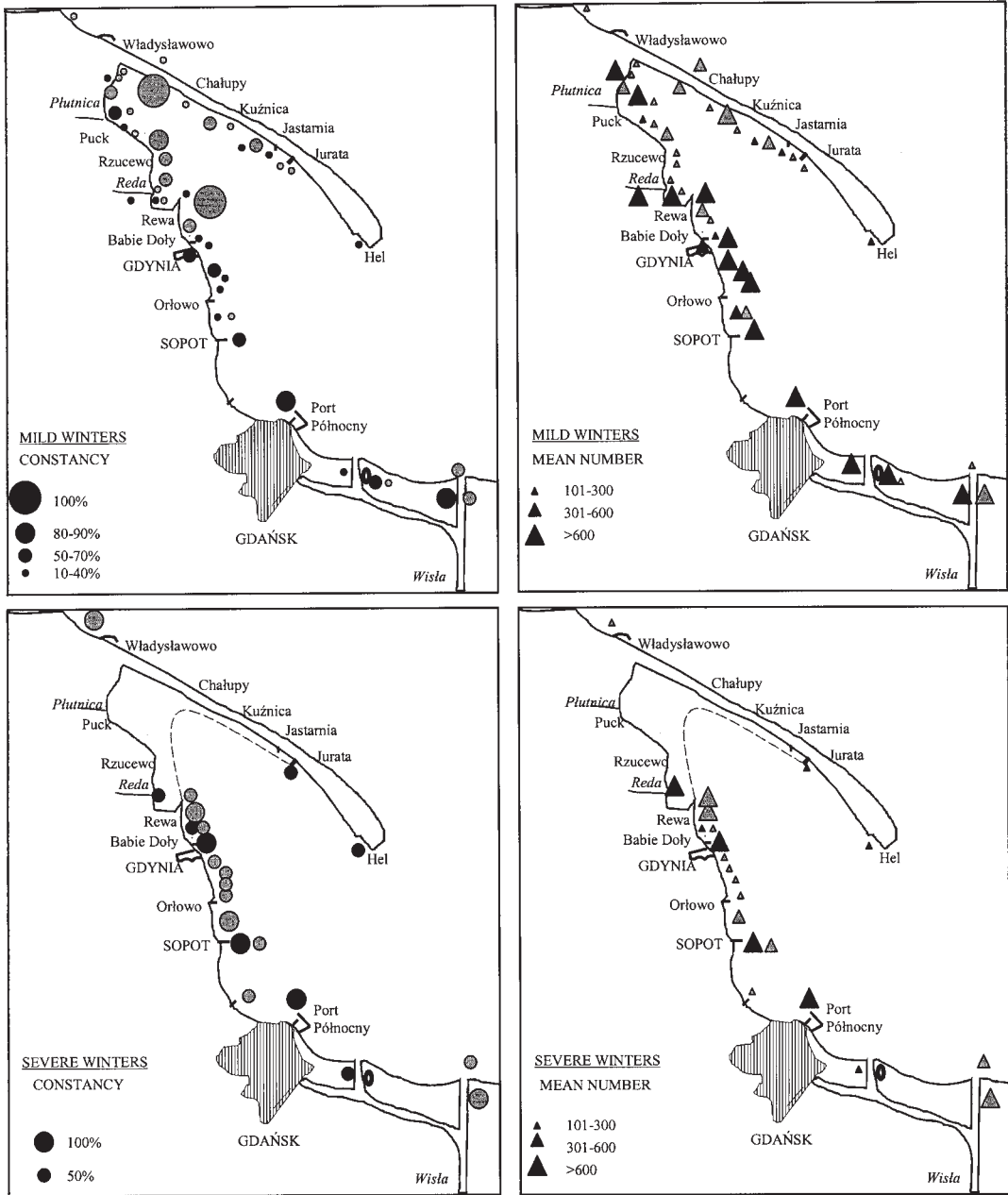
An earlier study on wintering habits of these species in the Gulf of Gdańsk in the seasons of 1984/

1985–1986/1987 (Michno et al. 1993, Meissner & Klawikowska 1993) showed that the two species concentrated in different places.

This paper is an attempt to explain the distribution of Tufted Duck and Goldeneye flocks wintering in the Gulf of Gdańsk, and to explore possible factors that may suggest why they differ in site selection.

Study area

The surveys were conducted in the area from the Vistula mouth to the Rozewie Cape, an area including the westernmost part of the Gulf of Gdańsk, Puck Bay, and the Hel Peninsula (Figure 1). The southern coast between Vistula Mouth and Sopot is sandy and low. North off Sopot, there are cliffs that are crossed by river valleys (among others Reda and Płutnica rivers). The Hel Peninsula (37 km long) is characterized by a sandy coast on the open sea side and shallow bays with narrow sandy beaches on the inner side. There are a few hydrotechnical constructions in the area – harbours with piers in Gdańsk



Figur. 1. Constancy and long-term mean number of Tufted Duck *Aythya fuligula* (black colour) and Goldeneye *Bucephala clangula* (grey colour) in mild and severe winters. Broken line – approximate border of ice cover.
 Förekomstkonstans och medelantal för vigg (svarta symboler) och knipa (grå symboler) under milda och kalla vintrar. Streckad linje: ungefärlig gräns för isbeläggning.

Northern Harbour, Gdynia, Hel, and Władysławowo, and coastal breakwaters in the Wisła Śmiała Mouth, in Gdynia, and between Władysławowo and Kuźnica (Meissner 1993).

Methods

Tufted Duck and Goldeneye were counted during counts of wintering waterbirds, which were performed by the Waterbird Research Group KULING in the seasons 1988–1999. In this paper I use the data from the counts that were carried out in the middle of January from the shore. From 135 km (1988–1997) to 120 (1998–1999) km of the coastline of the Gdańsk Gulf were examined. The small difference of 15 km between the two periods refers to two sections with small bird numbers, which has no effect on the results presented in this paper. The breadth of the surveyed belt was estimated to be about 1000 meters. Both Tufted Duck and Goldeneye dive for food to a depth of a few meters (Tufted Duck 3–5 m, Goldeneye 4 m). The four meters depth line runs within one kilometre from the coast in the southern part of study area.

In the Gulf of Puck that line follows the border of ice cover (Figure 1). A comparison of results of bird counts from ship and coast in the Gulf of Puck has shown that Tufted Duck and Goldeneye gather close to the coast (Strawiński 1990). Counts of these species carried out from land in this area thus give safe estimates of the number and distribution of the whole populations (Cramp & Simmons 1998, Manikowski 1968, Nilsson 1972, Strawiński 1983, Górski & Strawiński 1985).

Due to differentiated shape of the coastline and localisation of the bird feeding places, breakwaters and piers, the study area was divided into 44 basic sectors. 10–15 people have counted birds during 1–2 days. The maximum numbers of birds observed in the consecutive seasons are shown in Table 1. Only

the birds that were distinctly observed feeding or roosting on the water in a given sector were counted. Birds that flew from one sector to another were not recorded.

The twelve seasons were divided into two categories: (1) two severe winters, when ice covered parts of the Gulf of Gdańsk and Gulf of Puck in January 1996–1997, and (2) ten mild winters with little or no ice.

For the analyses of the bird distribution in the 44 basic sectors, I calculated (1) constancy of occurrence (percent of winters with occurrence of more than 100 birds in a given sector), and (2) mean number of birds in seasons when above 100 individuals were observed.

Females and young males cannot be distinguished during this kind of counts (Cramp & Simmons 1998). Therefore I calculated only the adult male ratio. In order to get larger and more reliable samples, this was done for nine bigger areas that were constructed by combining a few neighbouring basic sectors.

Results

Spatial distribution of Tufted Duck

Constancy of occurrence and mean numbers are shown in Figure 1. During the ten mild winters there were no places, where a concentration of above 100 individuals was observed in all winters. Most often, flocks of above 100 Tufted Ducks were observed in the Vistula Mouth and in the Gdańsk Northern Harbour. These two sites had similar mean number of birds (1799 ± 1242 sd and 2289 ± 2880 sd; Student t-test; $t = -0,465$; $df = 15$; $p > 0,05$). A little lower constancy of occurrence was observed in the Płutnica mouth, Ptasi Raj lake, and in the parts of coast with hydrotechnical constructions such as the harbour and embankment in Gdynia and Sopot pier. In the

Table 1. Number of Tufted Duck and Goldeneye observed in the consecutive seasons and the proportion of adult males.

Antal av vigg och knipa som observerats olika vintrar samt andelen adulta hanar.

Species Art	Year År											
	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Tufted Duck	3940	9296	15 211	4231	14 369	6259	8675	8656	18 029	14 347	7464	3572
% adult males	51,5	42,7	42,2	40,9	59,0	57,0	50,4	73,3	54,0	55,3	61,0	–
Goldeneye	2557	3472	5767	5442	2659	3743	3281	15 589	9137	5781	2383	3366
% adult males	38,6	27,5	37,3	48,6	43,5	54,8	36,8	46,7	59,6	64,4	34,5	42,3

rest of the sectors larger concentrations were rare. The Tufted Duck was particularly rare along the Hel Peninsula and in the southern part of the Gulf of Gdańsk.

During the severe winters of 1996–1997, when ice covered the inner, northwestern part of the gulf, the Tufted Duck was concentrated in the southern part and also preferred sectors that were well protected against wind and waves – north off Gdynia (along cliffs), Sopot pier, and Gdańsk Northern Harbour (breakwaters and piers). The number of individuals was similar in these three sectors (Kruskal-Wallis test, $H(2, N=6)=2$; $p>0,05$). During one season birds were observed close to other hydrotechnical constructions – Hel harbour, near Jurata pier, and ice-free areas in the mouths of Reda and Wisła Śmiała rivers. The concentrations were big (above 600 individuals) in four sectors. Concentrations of more than 100 birds were observed in only four sectors in one of the two winters. In the rest of the sectors, as in the mild winters, less than 100 individuals were observed.

Spatial distribution of Goldeneye

The constancy of occurrence and mean numbers of Goldeneye are shown in Figure 1 in the same way as for Tufted Duck. During the mild winters the Goldeneyes were strongly concentrated in the Puck Bay, northwest of a line between Gdynia and Jurata. During all ten mild winters, concentrations of more than 100 Goldeneyes were found in two sectors – near Rewa and between Władysławowo and Chałupy. The mean number of birds (308 ± 237 sd and 439 ± 221 sd) was similar in these places (Student t-test, $t = -1,276$; $df=18$; $p>0,05$). Aggregation of above 100 Goldeneyes during 5–9 winters was observed in the Vistula mouth, along the cliffs of the Gulfs of Puck and Gdańsk (north off Gdynia), and along the flat banks of Hel Peninsula.

During the severe winters, the Goldeneye flocks were observed at other places than in the mild winters, namely between Rewa and Sopot and at the Vistula mouth. More than 100 birds were observed in four sectors in both winters and in nine other sectors in one of the winters. The largest mean concentrations (more than 600 birds) were observed along the border of ice-cover near Rewa and in the Vistula mouth. High concentrations (301–600 birds) were observed also along cliffs between Orłowo and Sopot. In the rest of the sectors concentrations of birds were smaller (less than 300 individuals).

Differences between spatial distribution of the species

In all studied seasons, the concentrations of Tufted Ducks and Goldeneyes were observed in different places (Table 2 and 3, Figure 1). In the mild winters, the Tufted Ducks gathered in parts of the coast with hydrotechnical constructions like breakwaters, piers, jetties, and in the river mouths. Goldeneyes preferred the shallow water of the Gulf of Puck. During severe winters, when that part of water was covered with ice, both species concentrated in the areas, which were free of ice-cover. But Tufted Duck and Goldeneye preferred different parts of the coast. Tufted Duck gathered in the available parts of the coast that were well protected against waves and winds – near hydrotechnical constructions and in the plots with cliff coast. The majority of Goldeneyes was observed in the Vistula Mouth and in the plot near Rewa (bordered with ice-cover). It was only a few places where both species were noticed in greater concentration (Table 3).

Adult male ratio

The proportion of adult males and female plumage birds is shown in Figure 2 for each of the nine larger, combined sectors from which data for a sufficient number of birds were available. Proportions were

Table 2. Constancy during the ten mild and two severe winters (number of winters with more than 100 birds in a sector). For each combination the number of sectors is given. T=Tufted Duck, G=Goldeneye.

Förekomstkonstans under tio milda och två kalla vintrar (antal vintrar med mer än 100 fåglar i en sektor). För varje kombination ges antalet sektorer. T = vigg, G = knipa.

Number of years <i>Antal år</i>	Ten mild winters <i>Tio milda vintrar</i>			Two severe winters <i>Två kalla vintrar</i>		
	T	G	Both	T	G	Both
10	–	2	–			
8–9	2	1	–			
5–7	5	8	–			
1–4	14	14	3			
Total	21	25	6			
2				3	4	–
1				5	9	1
Total				8	13	2

Table 3. Mean number of birds (in seasons when above 100 individuals were observed). For each combination the number of sectors is given. T=Tufted Duck, G=Goldeneye.

Medeltalet fåglar (under vintrar då mer än 100 fåglar observerades). För varje kombination ges antal sektorer. T = vigg, G = knipa. Both = båda arterna.

Mean numbers <i>Medeltal</i>	Ten mild winters <i>Tio milda vintrar</i>			Two severe winters <i>Två kalla vintrar</i>		
	T	G	Both	T	G	Both
101–300	5	16	1	4	7	1
301–600	2	7	1	–	3	–
>600	14	2	–	4	3	–
Total	21	25	6	8	13	2

calculated if the number of birds was larger than 100.

During the mild winters, birds in female plumage of both species predominated in the majority of the combined sectors. In the Tufted Duck, adult males were more numerous in only three of eight sectors, namely in the Gulf of Puck north off Rewa, along city beaches (between Gdynia and Sopot), and in the Ptasi Raj Lake. In some seasons the majority of birds was observed in those three sectors and then the total percentage of adult males was higher than the percentage of individuals in other plumages (Table 1). In the Goldeneye, males predominated in three of seven sectors, namely in the open sea near Władysławowo, south off Rewa, and along city beaches between Gdynia and Sopot.

During the two severe winters, a predominance of adult males was observed in the majority of the sectors. In both species males predominated in three of four sectors. In the Tufted Duck, female plumage birds predominated only in the Reda mouth, and in the Goldeneye only at the Vistula Mouth.

Discussion

Spatial distribution

The very large difference in spatial distribution between the two species could be an effect of their behaviour. The Tufted Duck searches quiet resting areas during the day and feed at night, whereas the Goldeneye mainly forages during day-time. I will therefore first try to explain the spatial distribution of each species separately and then compare them.

For the Tufted Duck, harbours and cliff shores are

attractive since they are well protected against western winds. The importance of harbours for resting Tufted Duck flocks was highlighted in the studies from the Gulf of Gdańsk in the seasons 1984/1985–1986/1987 (Michno et al. 1993), from Denmark (Joensen 1974) and Sweden (Nilsson 1972). Movements among harbour basins were observed in the Gdańsk Northern Harbour. Birds probably wanted to avoid rough waves (Gniotyński 1988).

Data from this study confirmed the importance of the Vistula Mouth for wintering Tufted Ducks (Michno et al. 1993). The concentration of birds was observed in the part of Vistula River close to the mouth. This sector was well protected against wave and wind. Small concentrations of Tufted Ducks in the open parts of the coast were also noticed in Sweden (Nilsson 1972).

Even if sheltered roosting sites was the most important factor determining the distribution of the Tufted Ducks, it is possible that access to nearby foraging sites could be a contributory explanation. For example, Common Mussel *Mytilus edulis*, which is a component of the Tufted Duck diet, occurs on the surface of hydrotechnical constructions (Mańkowski 1975, Michno et al. 1993). Such constructions occurred at several of the concentrations sites – Gdańsk Northern Harbour, Gdynia harbour, and breakwaters near Gdynia. In those places the four metres water depth line runs in a distance of one kilometre from the coast. Tufted Ducks dive only to 3–5 metres, so they can feed in the vicinity of roosting places.

On the other hand they can fly to the shallow waters Gulf of Puck, 15–30 km away. A few evening observations in one sector in the vicinity of Rewa showed that Tufted Ducks flew far away into the Gulf of Puck. This shallow water basin can be attractive for feeding birds. The lack of night data about duck distribution makes it impossible to confirm this presumption.

Since Goldeneyes feed during day-time, when the counts were made, the connection between feeding sites and bird concentrations is more clear than for the Tufted Duck. The shallow shelf zone of the Gulf of Puck was a good place for foraging Goldeneyes. In some areas of shelf zone high values of macrozoobenthos biomass were recorded in the 1990s (Osowiecki 2000). Additionally, the western part of the Gulf is protected against western winds by cliff shore. Western and northwestern winds dominate in the Gulf of Puck (Augustyn 1985). Protection against winds can have positive influence for the water transparency.

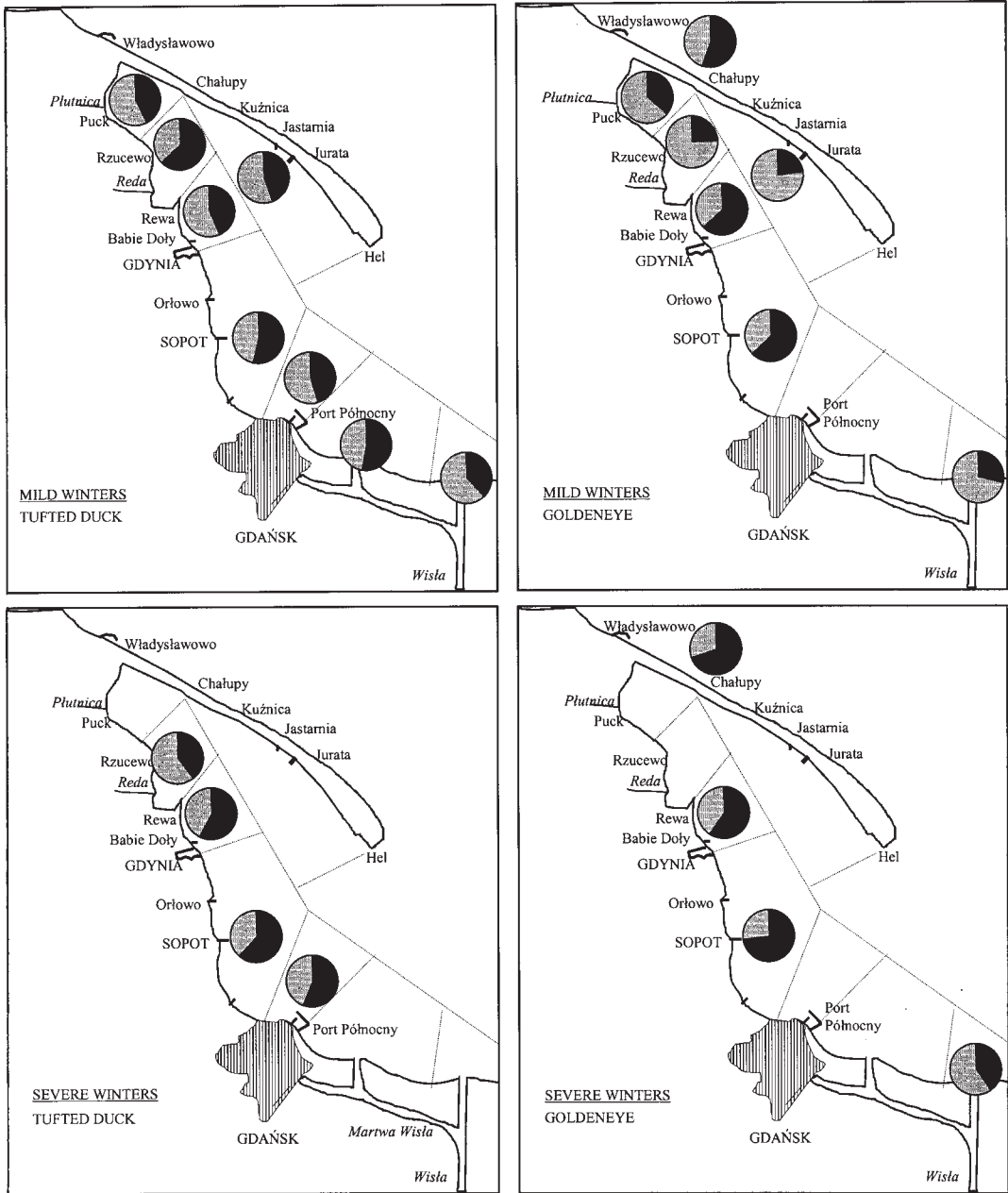


Figure 2. Sex structure (long-term mean in %) of Tufted Duck *Aythya fuligula* and Goldeneye *Bucephala clangula* in mild and severe winters. Black colour – adult males, grey colour – females and immature birds. Sample size for each circle >100 indiv. *Könsfördelning (medeltal i %) för vigg och knipa under milda och kalla vintrar. Svarta sektorer är gamla hanar, grå sektorer honor och unga fåglar. Stickprovsstorleken för varje cirkel är över 100 individer.*

Concentration of Goldeneyes in all studied winters in the Vistula mouth can be explained by lack of ice-cover (it could be attractive for birds coming from frozen, inland water bodies) and good protection against wind and waves.

Sewage in the Vistula River and from a sewage plant outlet near Rewa could be an attractive source of food for foraging Goldeneyes. Sewage may cause increase of zoobenthos biomass in the shelf coastal zone by intensive eutrophication (Ossowiecki 2000). Poles situated on the bottom near the collector mouth can be rich in Common Mussels (Mańkowski 1975).

Low concentration of Goldeneyes in the eastern part of the Gulf of Gdańsk can be caused by low zoobenthos biomass. The bottom sediments there are composed of banks of fine sand, which are shifted by currents and therefore are not overgrown by plants. Such a bottom type is not favourable for intensive zoobenthos colonisation (Osowiecki 1995, 1998).

Goldeneyes wintering in the southern Swedish coast (Scania) concentrated in zones with stony and muddy bottoms and avoided sandy parts (Nilsson 1972). There is stony bottom in the Gulf of Puck near Rzucewo and in the Gulf of Gdańsk near Gdynia. But only in the latter sector were bigger concentrations of Goldeneyes observed. The importance of river mouths for Goldeneye was noticed also in Sweden (Pehrsson 1976). Major concentrations of Goldeneye in Great Britain were noticed at sewage outfalls on the coast (Campbell 1977, Duncan & Marquiss 1993). Goldeneye can forage on wastes from sewage (Pounder 1976, Campbell & Milne 1977, Barrett & Barrett 1985).

There were some plots in the study area, where bigger concentrations of both Tufted Duck and Goldeneye were observed. Those places were well protected against waves and wind, and were good feeding grounds as well. Therefore they were attractive by day for both roosting Tufted Ducks and for feeding Goldeneyes. The two species did not compete about food in such places because of different daily activity rhythm. Additionally, both species are specialised in foraging on somewhat different prey. Both Tufted Duck and Goldeneye forage mainly on mussels (Cramp & Simmons 1998). But the Goldeneye's relatively small and smooth gizzard seems to be specialised in processing small and soft-shelled prey (Suter 1982). In southern Sweden, molluscs were the main food of Tufted Duck in the non-breeding season. The Goldeneye diet consisted of molluscs, crustaceans, polychaets and fish (Nilsson 1972). Such specialisation can limit the interspecies

competition and can make Goldeneye's feeding areas unattractive for foraging Tufted Duck.

But due to lack of complete data about age structure and local distribution of zoobenthos in shelf zone of the Gulfs of Gdańsk and Puck, more precise estimation of the influence of this factor on wintering bird distribution is impossible.

The weather conditions affected the distribution of Tufted Duck and Goldeneye wintering in the Gulf of Gdańsk. Especially ice-cover limited availability of many suitable places for foraging and resting and made birds gather in other places. Movement of Goldeneyes wintering in the Gulf of Gdańsk from the frozen areas to the Vistula Mouth and to the plots situated between Rewa and Gdańsk was also observed in the seasons 1984/1985–1986/1987 (Meissner & Klawikowska 1993).

Human disturbance, tradition and social factors can also influence the distribution of wintering flocks (Joensen 1974, Nilsson 1972). However, in the contrast to the Western Europe, human disturbance was not an important factor influencing distribution of wintering birds in my study area (Meissner & Klawikowska 1993).

Adult male ratio

During all studied winters, adult male ratio of Tufted Duck and Goldeneye was similar. Birds in female plumage predominated in the majority the sectors in mild winters. During severe winters adult males were the most numerous group.

High percentage of adult males in severe winters could be a result of arrival of individuals from frozen cooler wintering areas in northern Europe, where high rate of adult males was observed (Nilsson 1970, Owen & Dix 1986). Additionally, this effect could be caused by abandonment of the study area by females and young birds. These birds are less resistant to lack of food and bad weather conditions and could leave unsuitable areas faster (Harrison & Hudson 1964, Bennet & Bolen 1978). Predominance of the adult males in the observed flocks of Tufted Ducks and Goldeneye was also noticed in the Gulf of Gdańsk in the severe seasons 1984/1985–1986/1987 (Michno et al. 1993, Meissner & Klawikowska 1993).

In the present study, in the mild seasons, a higher rate of Goldeneye adult males was observed in plots that were not protected against wind and waves (open sea sectors near Władysławowo, along beaches between Gdynia and Sopot). Females preferred shallower water, less exposed for adverse weather. This preference is a consequence of bigger energy

demands, less resistance to low temperatures and food shortage, potential differences in efficiency of foraging under suboptimal condition (e.g. deep and fast flowing water), and intersexual competition for food (Sayler & Afton 1981).

Data from the Swedish coast show that Goldeneye females preferred foraging in shallower water than males (Nilsson 1969, 1970, 1972). In this context predominance of females and young birds in the Gulf of Gdańsk in mild seasons seems to be caused by the big area of the shallow shelf zone (0.5–4.0 m).

Acknowledgements

I am especially grateful to all colleagues from WRG KULING who took part in counts. I would like to thank Dr W. Meissner for critical comments on the first version of the manuscript. This is paper no 103 of the Waterbird Research Group KULING.

References

- Augustyn, M. 1985. *Charakterystyka klimatu południowego Bałtyku*. IMGW Gdynia.
- Barett, J. & Barett, C.F. 1985. Wintering Goldeneye in the Moray Firth. *Scottish Birds* 13:241–249.
- Bennett, J.W. & Bolen, F. 1978. Stress response in wintering Green-winged Teal. *J. Wildl. Manage.* 42:81–86.
- Campbell, L.H. 1977. Local variations in the proportion of adult males in flocks of Goldeneye wintering in the Firth of Forth. *Wildfowl* 28:77–80.
- Campbell, L.H. & Milne H. 1977. Goldeneye feeding close to sewer outfalls in winter. *Wildfowl* 28: 81–85.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1998. *The complete birds of the Western Palearctic. CD version*. Oxford CD. Oxford University Press.
- Duncan, K. & Marquiss, M. 1993. The sex/age ratio, diving behaviour and habitat use of Goldeneye *Bucephala clangula* wintering in northeast Scotland. *Wildfowl* 44:111–120.
- Gniotyński, K. 1988. *Pozalęgowe występowanie ptaków wodnych w portach Zatoki Gdańskiej*. Masters's Thesis, Dept. of Vertebrate Ecology and Zoology, University of Gdańsk.
- Górski, W. & Strawiński, S. 1985. Wintering of waterfowl and gulls on the Polish Baltic coast. *Comm. for the Study of Bird Migr.* 17:80–98.
- Harrison, J. G. & Hudson, M. 1964. Some effects of severe weather on wildfowl in Kent in 1962–63. *Wildfowl* 14:26–32.
- Joensen, A.H. 1974. Waterfowl Populations in Denmark 1965–1973. *Dan. Rev. of Game Biol.* 9:1–206
- Manikowski, S. 1968. Obserwacje nad występowaniem i rozmieszczeniem ptaków na Bałtyku w okolicach Półwyspu Helskiego. *Acta Orn.* 11:45–60.
- Mańkowski, W. 1975. Sukcesja obrastania przedmiotów podwodnych przez rośliny i zwierzęta w cyklach rocznych. *Studia i Mater. Oceanol.* 9, *Biologia Morza* 2.
- Meissner, W. 1993. Liczenia ptaków wodnych zimujących na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85 – 1986/87 – metody pracy terenowej i opracowania danych. *Not. Orn.* 34:23–30.
- Meissner, W. & Klawikowska, M. 1993. Zimowanie gagoła (*Bucephala clangula*) na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/1985 – 1986/1987. *Not. Orn.* 34, 1–2:103–110.
- Michno, B., Meissner, W., Musiał, K. & Koza-kiewicz, M. 1993. Zimowanie głowienki (*Aythya ferina*), czernicy (*Aythya fuligula*) i ogorzałki (*Aythya marila*) na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/85 – 1986/1987. *Not. Orn.* 34, 1–2:63–79.
- Monval, J.Y. & Pirot, J.Y. (eds.) 1989. Results of the International Waterfowl Census 1967–1986. *IWRB Spec. Publ. No 8*. Slimbridge.
- Nilsson, L. 1969. The migration of Goldeneye in northwest Europe. *Wildfowl* 20:112–118.
- Nilsson, L. 1970. Local and Seasonal Variation in Sex-Ratios of Diving Ducks in South Sweden during the Non-Breeding Season. *Ornis Scand.* 1: 115–128.
- Nilsson, L. 1972. Habitat selection, food choice, and feeding habits of diving ducks in coastal waters of south Sweden during the non-breeding season. *Ornis Scand.* 3:55–78.
- Osowiecki, A. 1995. Makrofauna denna Zatoki Gdańskiej latem 1992 roku. Kruk-Dowg-Dowgiąłło, L. & Ciszewski, P. (eds) *Zatoka Gdańska. Stan środowiska 1992 r.* Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Osowiecki, A. 1998. Macrozoobenthos distribution in the coastal zone of the Gulf of Gdańsk – autumn 1994 and summer 1995. *Oceanological Studies* 4:123–136.
- Osowiecki, A. 2000. Kierunki wieloletnich zmian w strukturze makrozoobentosu Zatoki Puckiej. *Crangon nr 3*. Centrum Biologii Morza PAN, Gdynia.
- Owen, M. & Dix, M. 1986. Sex ratios in some common British wintering ducks. *Wildfowl* 37:104–112.
- Pehrsson, O. 1976. Regional, seasonal and annual fluctuations of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. *Ornis Scand.* 7:91–112.
- Pounder, B. 1976. Wintering flocks of Goldeneye at sewage outfalls in the Tay estuary. *Bird Study* 23:121–131.
- Sayler, R.D. & Afton, A.D. 1981. Ecological aspects of Common Goldeneyes *Bucephala clangula* wintering on the upper Mississippi River. *Ornis Scand.* 12:99–108.
- Strawiński, S. 1983. Wintering of waterfowl on the Gulf of Gdańsk. *Ornis Fenn. Suppl.* 3:66–68.
- Strawiński S. 1990. Methods of assessing seabirds number from a ship based on counts from the Puck Bay. *Baltic Birds 5, Proc. of V Conference on the study and conservation of migratory birds of the Baltic Basin*. Riga 1987.
- Suter, W. 1982. Vergleichende Nahrungsökologie von überwinternden Tauchenten (*Bucephala*, *Aythya*) und Bläßhuhn (*Fulica atra*) am Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee). *Orn. Beob.* 79:225–254.
- Wetlands International 2002. Waterbird Population Estimates – Third Edition. *Wetland International Global Series No. 12*. Wageningen, The Netherlands.

Sammanfattning

Faktorer som bestämmer olika rumslig fördelning av övervintrande viggår Aythya fuligula och knipor Bucephala clangula i västra delen av Gdańskbukten, Polen

Gdanskbukten är ett viktigt övervintringsområde för sjöfåglar. De grunda vattnen är attraktiva för både vigg och knipa. De övervintrande bestånden uppgår till 1% resp. 1–3,5% av hela Europas vinterbestånd. Viggarna och kniporna har olika dygnsaktivitet under vintern. Viggarna vilar dagtid i tät flockar på lugna och skyddade platser men söker föda nattetid på platser som kan ligga ett gott stycke från nattplatserna. Kniporna söder föda dagtid i mindre och glesa flockar på grunda vatten med steniga bottenar. Skillnaderna leder till att de två arterna dagtid koncentreras till olika kustavsnitt. I denna uppsats försöker jag förklara skillnaderna i utbredning och de faktorer som kan spela in.

Undersökningsområdet omfattar kusten från Vistulas mynning till Rozewie udde, ett område som inkluderar västra delen av Gdanskbukten, Puckviken och halvön Hel (Figur 1). Kusten mellan Vistula och Sopot är sandig och låg. Norr om Sopot är kusten klippig med några floddalar. Hel (37 km) präglas av sandkust mot havet och grunda sandstränder in mot bukten. Det finns ett fåtal anläggningar i området, hamnar med pirar samt några vågbrytare.

Det material jag analyserar kommer från de ordinarie vinterfågelräkningar av sjöfåglar som utförts av Waterbird Research Group KULING i mitten av januari 1988–1999. Fåglarna räknades från land och ut till 1000 m från stranden. Viggarna och kniporna söker föda ner till ca fyra meter. I området går linjen för fyra meters vattendjup inom en kilometer från kusten och i Puckviken följer den ungefär isgränsen i Figur 1. Detta innebär att alla fåglar som övervintrade i området räknades.

På grund av kustens struktur och fågelkoncentrationerna delades området upp i 41 sektorer. Räkningarna utfördes av 10–15 personer under 1–2 dagar varje vinter. Det maximala antalet fåglar som räknats varje vinter visas i Tabell 1. De tolv vintrarna delades upp i två kategorier, tio milda och två stränga vintrar (1996 och 1997). De stränga vintrarna var bl.a. inre delen av Puckviken istäckt. För varje sektor beräknades konstanten i förekomsten som andelen (%) år med mer än 100 fåglar och medeltalet fåglar under vintrar med mer än 100 fåglar. Resultaten visas i Figur 1, separat för de milda och stränga vintrarna.

Honor och ungfåglar kan inte skiljas åt. Därför kan endast relationen mellan adulta hanar och övriga beräknas. För att få tillräckligt stora stickprov slogs närliggande sektorer samman till nio större områden, för vilka kvoten adulta hanar beräknades (Figur 2).

För viggarna fanns det ingen sektor där mer än 100

fåglar sågs alla tio milda vintrarna. De flesta registrerades vid Vistulas mynning och i norra hamnen i Gdansk. Andra viktiga områden var Plutnicas mynning, sjön Ptasi Raj samt hamn- och piranläggningar i Gdynia och Sopot. Viggarna var särskilt fåtaliga runt Hel och längs södra kusten. Under de två kalla vintrarna, då inre Puckviken var istäckt, fanns ett fåtal stora koncentrationer med över 600 fåglar i fyra av sektorerna.

Kniporna var starkt koncentrerade till inre delen av Puckviken under de milda vintrarna, nordväst om en linje från Gdynia till Jurata. Mer än 100 knipor alla tio vintrarna noterades i två sektorer. Under de två kalla vintrarna uppträdde kniporna på nya platser, främst mellan Rewa och Sopot och vid Vistulas mynning.

Under alla vintrar observerades koncentrationerna av vigg och knipa nästan alltid på olika platser (Tabell 2 och 3, Figur 1). Under milda vintrar låg viggarna främst vid de kustavsnitt där det fanns vågbrytare, pirar och kajer samt i flodmynningar. Kniporna föredrog i stället de grunda vattnen i Puckvikens inre. Även under de stränga vintrarna, då fåglarna uppehöll sig på andra platser än under de milda, låg arternas koncentrationer på olika ställen. Viggarna låg vid avsnitt som var skyddade från vågor och vind, antingen vid pirar och hamnar eller vid klippkust, medan kniporna koncentrerades till Vistulas mynning och till iskanten utanför Rewa.

Andelen adulta hanar och honfärgade fåglar visas i Figur 2 för de av de nio större områdena som hade mer än 100 fåglar. Under milda vintrar dominerade honor och ungfåglar hos båda arterna. Hos viggarna var det fler adulta hanar än honfärgade fåglar i tre av åtta områden och hos kniporna gällde detsamma för tre av sju områden.

Undersökningen bekräftar tydligt den stora skillnad i platsval som finns mellan viggarna och kniporna. Viggarna uppehåller sig främst på platser där de får skydd mot vågor och vind under sin dagvila. Tyvärr är det inte känt var de uppehöll sig nattetid när de sökte föda, men enstaka observationer kvällstid indikerade att de kunde flyga avsevärda sträckor. Emellertid är det också möjligt att de sökte föda nära nattplatserna eftersom det fanns musslor och annan föda på de pirar, vågbrytare, hamnar och pålar som fanns i anslutning till nattplatserna. Eftersom kniporna söker föda under dagen då räkningarna genomfördes utgör deras uppehållsplatser också deras födoplast. Inre delen av Puckviken var det klart viktigaste området. Tidigare undersökningar har visat att de grunda vattnen i detta område hyser en rik bottenfauna. Området är också väl skyddat från de domine-

rande västvindarna, något som kan vara positivt även för sikten i vattnet, som inte grumlats när det finns skydd mot vågor och vind. En bidragande orsak till koncentrationen av knipor i Vistulas mynning kan ha varit utsläppen av avloppsvatten, som näringsberikar vattnet och ökar mängden botten djur. Knipornas fåtalighet i övrigt längs södra Gdanskbukten beror på att botten består av rörlig sand som förhindrar riklig förekomst av bottenorganismer.

Andelen adulta hanar var i de flesta sektorer högre än andelen fåglar i honlig dräkt. Vissa vintrar vad

dock andelen adulta hanar högre i ett fåtal sektorer med stora koncentrationer, vilket innebär att andelen i det totala materialet kunde bli hög. Andelen adulta hanar var ofta högst i områden som var exponerade för vind och vågor medan fåglar i hondräkt dominerade på grundare vatten i skyddade områden. En förklaring till skillnaderna i andel adulta hanar kan vara olika tolerans för kalla vintrar genom att de hårdigare adulta hanarna drar sig söderut från nordligare områden i Skandinavien sådana vintrar och de honfärgade fåglarna drar sig ytterligare söderut.

Foraging and diving patterns of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* in a fishpond

MILAN VOGRIN

Abstract

Diving and foraging patterns of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* were studied on Vrbje fishpond in Central Slovenia. Three pairs and their 10 young were studied. The duration of 348 dives of the six adults before hatching, 295 dives of the three pairs of adults with young, and 185 dives of the immature birds were recorded during the breeding season in 1998 (from June through October). Mean dive duration was 31 sec for adults before hatching, 41 sec for adults with young, and 25 sec for immatures.

Diving success varied significantly between groups, the most successful were grebes with young. Adult grebes without young caught a higher proportion of large fish than the other groups did. Fish size was negatively correlated with duration of dives in adult grebes without young and in adults with young but not in immatures.

Milan Vogrin, Zg. Hajdina 83c, SI-Hajdina 2288, Slovenia
E-mail: milan.vogrin@guest.arnes.si

Received 28 August 2003, Accepted 2 October 2003, Editor: S. Svensson

Introduction

Considerable interest has been shown in the diving and foraging patterns of diving birds (see e.g. Cooper 1986, Trivelpiece et al. 1986, Burger & Wilson 1988, Croxall et al. 1988, Wanless et al. 1991). However, most of these studies have focused on marine birds, e.g. penguins and cormorants while data from freshwater birds, e.g. grebes are more scarce.

The Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* is a predator that occurs in most freshwaters in Europe. The behaviour and ecology of the Great Crested Grebe have been studied extensively in several countries (e.g. Cramp & Simmons 1977, Glutz von Blotzheim et al. 1987 and references therein), but the feeding habits and foraging patterns were poorly known at the onset of this study (but see Gwiazda 1997 and references therein).

In this paper, I report on the foraging pattern of adult and immature Great Crested Grebes during the breeding season. I show that swallowing the prey under the water by Great Crested Grebe depends on the experience and breeding status.

Study area

Vrbje pond is situated in the Lower Savinja Valley near the town Žalec (approximately 46°14' 15°09').

The pond area is 13.5 ha and the average depth is about 1.2 m (0.5–2 m). Immersed (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) and floating (*Potamogeton crispus*, *P. natans*, *P. spicatum*, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*) vegetation covers between 40% and 60% of the surface of the pond (Vogrin 1999). The pond is managed for fish rearing and it is usually discharged once a year (autumn/spring) for about 1 to 5 months. Culturing of carp has always been carried out there and has been done with supplementary feeding. During the whole study period the conditions of the pond (e.g. vegetation, fish stock) were the same; however, we should take into account that fish also grow up during the study period as well as vegetation. For more information about the study area see Vogrin (1996, 1997). Because of the empty pond during early spring, waterfowl start to breed in June.

Methods

All observations were made from a car on the banks with most observations being made with naked eye, since during a dive the birds frequently moved out of the field of view of the binoculars. However, binoculars and telescope were used to estimate the size of prey.

In 1998, three pairs of Great Crested Grebe bred. No other birds than these six adults and their young were present in the pond. All three pairs produced young which survived to fledging. The number of young and immatures that were involved in the study was 3, 3, 4 young per pair respectively; no young died. Since the adult birds were the same throughout the study, I could compare “foraging success” before and after hatching of the young.

“Foraging success” was measured by recording the number of dives when the birds appeared at the surface with and without a fish. Continuous observations, for as long as possible, of individual birds were arbitrarily selected to cover different hours of the early part of the day and with the days distributed over the whole season from June through October and watched for 5 to 23 min. When two birds of the same age started to feed close to each other the watch was abandoned. Data were collected only for birds which did not show any obvious signs of disturbance or courtship behaviour. All timing was done with a stopwatch and the observations were mainly dictated to a tape recorder. The observations were made between June (at the start of breeding season) and October (when the young were independent) in 1998. Up to ten observation days in the morning (ranging from 4 to 10 hours) per month were made. During these observations the number of dives, the number of prey, and the duration of the dives were recorded.

The size of the prey was estimated in relation to the size of the Great Crested Grebe beak (around 5 cm;

Cramp & Simmons 1977, Glutz von Blotzheim et al. 1987). In this way, three size classes of fish were established: small (< 5 cm), medium (5–15 cm) and large (>15 cm). Altogether the length of 232 prey was estimated (73 for adults without young, 112 for adults with young and 47 for immatures).

Data for adults (only before hatching), adults with young, and immatures that were feeding independently were collected separately. For all groups I collected more than 180 dives (295 for adults before hatching, 348 for adults with young and 185 for immatures).

Diving success was normalized for parametric analyses by $\sqrt{\text{arc-sine}}$ transformation. Fish size and duration of dives were log transformed. Tests (one-way ANOVA, Kruskal-Wallis test) were performed with SPSS 8.0 statistical packages. Since the data come from only three pairs and their young, the sample is small. We should be aware that I pool data from the same individuals. This means that the data are not strictly independent, and the statistical tests may not be fully valid.

Results

Both immatures and adults without young (before hatching) dived less often than did grebes associated with young (Table 1). The difference remains significant when immature birds were excluded ($F = 4.7, P < 0.01$).

The mean dive time differed significantly between groups. Grebes without young dived for less time

Table 1. Frequencies, duration of dives, fish brought to the surface (fish per min) and diving success (measured as the proportion of occasions when grebes brought fish to the surface) by adults without young, adults with young and immature Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* during June–October 1998 on Vrbje fishpond.

Frekvenser, dyktider, fiskar per minut som togs till ytan och dykframtåg (mätt som andel dykningar med fångst) för adulta med ungar, adulta utan ungar och ungfåglar av skäggdopping under juni–oktober i Vrbje fiskdamm.

	Adults without young <i>Gamla utan ungar</i>			Adults with young <i>Gamla med ungar</i>			Immatures <i>Ungfåglar</i>		n	F	P <
	mean	SD	N	mean	SD	N	mean	SD			
Dives per min <i>Dykningar per min.</i>	0.71	0.31	348	0.95	0.43	295	0.30	0.60	185	20.3	0.001
Duration of dives (s) <i>Dyktid (sekunder)</i>	31	6.3	253	41	9.8	190	25	11.1	105	13.4	0.005
Fish per min <i>Fiskar per min.</i>	0.09	2.8	348	0.21	1.3	295	0.11	3.1	185	15.9	0.01
Diving success (%) <i>Dykframtåg (%)</i>	21	5.4	348	38	4.1	295	25	7.8	185	7.39	0.01

Table 2. Number (n) and percentage of fishes in relation to their size taken by Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* according to groups.

Antal (n) och procent fiskar i förhållande till storleken som togs av skäggdoppingarna, fördelade på de tre grupperna.

Fish size Fiskstorlek	Adults without young Gamla utan ungar		Adults with youngs Gamla med ungar		Immatures Ungfåglar	
	n	%	n	%	n	%
< 5 cm	18	25	39	35	21	45
5–15 cm	19	26	42	38	16	34
> 15 cm	36	49	31	27	10	21
Total	73	100	112	100	47	100

than did adults with young ($F = 20.2$, $P < 0.01$). Significant differences were also found between adults and immature grebes ($F = 12.4$, $P < 0.001$).

In 62–79% of 828 dives, grebes brought nothing to the surface, either no prey was caught, or the prey was swallowed under water. However, diving success (measured as proportion of occasions when grebes brought fish to the surface) varied significantly between groups, the most “successful” group being grebes with young (Table 1). Interestingly, the immature grebes brought prey to the surface more frequently than adults without young ($F = 3.15$, $P < 0.05$).

Both adults and immature grebes were feeding exclusively on fish (all 232 prey items were fish). The mean fish length captured by Great Crested Grebe, divided into three length categories, varied during the breeding season (Table 2). The total fish sizes varied between 3 cm and 22 cm. Average size

of fish caught by adults without young, adults with young and immatures measured 13, 10, and 8 cm, respectively. The differences between the groups were significant ($F = 2.15$, 4.07, and 2.80, respectively, in all cases: $P < 0.05$). The average fish caught by adults with young differed significantly between months (Kruskal-Wallis test, Chi-square = 18.3, $df = 2$, $P < 0.001$). The smallest fish were caught in July when the chicks were still very small (Figure 3).

The fish size was negatively correlated with duration of dives in adult grebes without young ($r = -0.48$, $P < 0.05$, $n = 23$; Figure 1) and in adults with young ($r = -0.35$, $P < 0.05$, $n = 38$, Figure 2). However, no significant relationship was found for immatures grebes ($r = -0.15$, n.s.). In the case of adults without young, the negative relationship seems to be particularly clear for longer dives (16–32 seconds), and the relationship may not be linear over

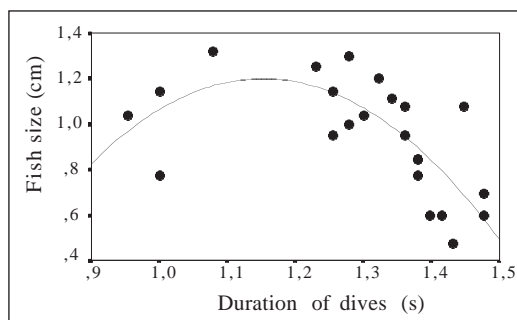


Figure 1. Relationships between duration of dives and fish size for adult great Crested Grebes *Podiceps cristatus* without young. Note that the axes show the logarithms of size and duration.

Förhållandet mellan dyktid och fiskstorlek för gamla skäggdoppingar utan ungar. Notera att axlarna visar logaritmerade värden för storlek och dyktid.

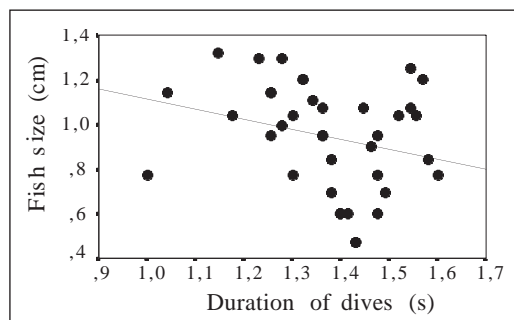
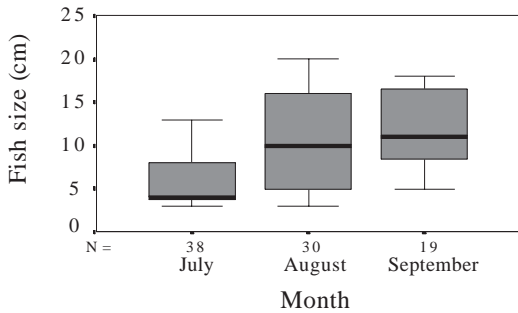


Figure 2. Relationships between duration of dives and fish size for adult great Crested Grebes *Podiceps cristatus* with young. Note that the axes show the logarithms of size and duration. Förhållandet mellan dyktid och fiskstorlek för adulta skäggdoppingar med ungar. Notera att axlarna visar logaritmerade värden för storlek och dyktid.



Figur 3. Size of fish captured by adult Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* feeding young in different months. Mean values are shown as thick lines, boxes represent SD and the thin lines minimum and maximum values.

Storleken hos fiskar som fångades av adulta skäggdoppingar som matade ungar under olika månader. Medelvärdena visas med tjock linje, standardavvikelsen med en grå box och minsta och största värde med tunna linjer.

the whole range of dives (see the fitted line in Figure 1).

Discussion

This study showed that adult Great Crested Grebes had a markedly higher diving frequency than immatures and that prey "capture rate" was much lower in immature grebes. Moreover immature grebes in average dived for less time than adults.

Diving frequency was significantly higher in birds feeding their young, and the same holds true also for fish caught per minute. In comparisons with previous studies both measurements were much higher (see e.g. Winfield 1990, Ulenaers et al. 1992, Gwiazda 1997). As was already previously stressed by Gwiazda (1997), such high diving frequency and high capture rate are probably connected with small depth of the pond and high density of fish. However, in my study area this is only partly true, since the pond is really shallow (see also study area) but fish density was not so high (pers. obs.).

Since dive time increases with depth (e.g. Wilson & Wilson 1988, Hustler 1992, Lea et al. 1996), in a more shallow pond the diving frequency should be higher and the duration of dives should be shorter. However, in my study area in comparisons with other studies (e.g. Winfield 1990, Gwiazda 1997) both measurements were much higher but limited to only three pairs.

Cooper (1986) who studied diving patterns in cormorants *Phalacrocoracidae* stressed that larger animals could dive for longer time. However,

according to our results, the body size could not be the only determinant of dive time (see also Lea et al. 1996 for cormorants). Experience and better condition in adults must also be involved.

Dive time was significantly longer in adults with young than in adults without young. It could be that adult grebes who are feeding young sometimes during diving time catch more than one fish, one for themselves (and swallow it under water) and one for their young (bring to the surface).

Observations of prey brought to the surface indicate that adults grebes with young took fish more often than did adults without young or immature grebes. The same result was obtained also by Gwiazda (1997) who explained that such differences between groups are observed because adults who are feeding young bring more prey to the surface to pass it over to their young. On the other hand immature grebes have higher diving success (bring a fish more often to the surface) than adults. Presumably adults grebes are more skilled than immatures and could eat more fish under water, particularly smaller ones (see also Lea et al. 1996, Gwiazda 1997 and references therein). In line with these observations, we must take into account that foraging context must be identified as provisioning and feeding. These are distinct foraging processes (Ydenberg et al. 1994). The difference is that feeders consume prey (in our example adult grebes and immatures), but provisioners deliver food to their young (in our example adults birds with young). Since provisioners must obtain the metabolic power for delivery by consuming some of the prey captured (Kacelnik 1984) or by searching for and consuming different foods (Waite & Ydenberg 1994), a process termed self feeding, we could reasonably assume that adult grebes with young eat some fish under the water (see also above).

Among birds, the time to learn foraging skills seems to be a common cause for differences in feeding between juveniles and adults (Marchetti & Price 1989). The same was probably true also for the duration of diving time. Nevertheless, diving success was much higher in all groups than those obtained by e.g. Lammi & Ulfvens (1988) on a lake in Finland Ulenaers et al. (1992) working on fishponds in the Netherlands, and Gwiazda (1997) on a reservoir in southern Poland.

Adult grebes with young captured smaller and medium sized fish than adults. In the area I studied, I found a seasonal variation in the size of prey items. The grebes captured more small prey items in July (when most of young were still small) and larger prey in September (when chicks became independent;

pers. obs.). This variation may well be due to small chicks being unable to swallow large prey items, whilst the older chicks were able to swallow prey of the same size as that adults (pers. obs.). The fact that in July they selected small fish would seem to confirm this. However, we should take into account that fishes also grow. But the difference between average fish size captured by adult grebes between July and August was too large (see Figure 3) for fish growth to have any major influence. Fish grow with the same rate during the season and the “jump” in fish size from July to August (but not from August to September) should not be so high. The reasonable explanation is that adults grebes prefer smaller fish in July due to the feeding of the young.

In comparison with data from Winfield (1990) and Gwiazda (1997), grebes in my study area captured bigger fish. However this is connected with the abundance of different prey size. In general the prey size caught by grebes observed in my study area was essentially the same as elsewhere in Europe (Madsen 1957, Cramp & Simmons 1977, Buttiker 1985, Renevey 1989, Winfield 1990, Gwiazda 1997). However the span of prey size was even greater than in previous studies.

It seems paradoxical that grebes could capture bigger fish in shorter time. A possible explanation of this is that smaller fishes move faster than bigger ones, especially between water vegetation. However the negative relationships between prey size and duration of dives did not exist in immature grebes. Some other parameters may also be involved here, such as a seasonal effect and growing vegetation.

The foraging habits of the Great Crested Grebe at the Vrbje pond differed markedly from those found elsewhere (Winfield 1990, Ulenaers et al. 1992, Gwiazda 1997). Diving times were longer, dive frequency and diving success were higher, and the fish caught were considerably longer. However, many data from the other sites were collected from birds diving in much deeper water than was the case in my study (see e.g. Winfield 1990, Gwiazda 1997). It could be that the apparent differences were caused by differences in feeding habitat. Nevertheless, the differences were still great if we compare data from similar habitats, i.e. fishponds (see Ulenaers et al. 1992).

In connection with this, hatching success appears also important, this being high in my study area (3.3 chicks/per pairs, pers. obs.). As Lack (1966) pointed out, the main factor regulating brood size is the mortality of chicks from starvation, which could be high in the Great Crested Grebe (Glutz von Blotzheim

1989). Therefore, to be successful in rearing large broods, the adults must bring sufficient food to the chicks to avoid their starvation and mortality. This can be achieved either by taking a large fish to the young and/or by taking a small fish to young more frequently. My data on the high diving frequency, diving success and number of fish caught seem to support this hypothesis. Moreover, high breeding success and low young mortality (Vogrin 2002) additionally confirm this hypothesis.

Acknowledgements

All of the field work on which this paper is based was carried out without financial support. Thanks to all who sent me additional literature and to my brother who helped me on the field.

References

- Burger, A.E. & Wilson, R.P. 1988. Capillary-tube depth gauges for diving animals: an assessment of their accuracy and applicability. *J. Field. Ornithol.* 59: 345–354.
- Buttiker, E. 1985. Die nahrung der Haubentaucher *Podiceps cristatus* am Untersee (Bodensee) im Jahresrerauf. *Der Ornithologische Beobachter* 82: 73–83.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 1. Oxford University Press, New York.
- Cooper, J. 1986. Diving patterns of cormorants *Phalacrocoracidae*. *Ibis* 128: 562–570.
- Croxall, J.P., Davis, R.W. & O’Connell M.J. 1988. Diving patterns in relation to diet of gentoo and macaroni penguins at South Gergia. *Condor* 90: 157–167.
- Glutz von Blotzheim, U. 1989. Populationsökologie des Haubentauchers *Podiceps cristatus* am Neuenburger See. *Der Ornithologische Beobachter* 86: 94–95.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M., Bezzel, E. 1987. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 1, Gaviformes–Phoenicopteriformes. Frankfurt am Main.
- Gwiazda, R. 1997. Foraging ecology of the Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus* L.) at a mesotrophic-eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 353: 39–43.
- Hustler, K. 1992. Buoyancy and its constraints on the underwater foraging behaviour of Reed Cormorants *Phalacrocorax africanus* and Darters *Anhinga melanogaster*. *Ibis* 134: 229–236.
- Kacelnik, A. 1984. Central place foraging in starlings (*Sturnus vulgaris*). I. Patch residence time. *Journal of Animal Ecology*. 53: 283–299.
- Lack, D. 1966. *Population studies of Birds*. Clarendon Press, Oxford.
- Lammi, E. & Ulfvén, J. 1988. Diving times and feeding success in the great crested grebe *Podiceps cristatus* in a lake and archipelago in Finland. *Memo. Soc. Fauna Flora Fenn.* 64: 169–172.
- Lea, S.E.G., Daley, C., Boddington. P.J.C. & Morison. V.

1996. Diving patterns in shags and cormorants (*Phalacrocorax*): tests of an optimal breathing model. *Ibis* 138: 391–398.
- Madsen, F.J. 1957. On the food habits of some fish-eating birds in Denmark. *Danish Rev. Game Biol.* 3: 19–83.
- Marchetti, K. & Price, T. 1989. Differences in the foraging of juvenile and adult birds: the importance of developmental constraints. *Biol. Rev.* 64: 51–70.
- Renevey, B. 1989. Ecologie de l'alimentation du Grebe huppe, *Podiceps cristatus*, pendant la periode de reproduction sur le lac de Neuchatel. *Nos Oiseaux* 40: 141–152.
- Trivelpiece, W.Z., Bengtson, J.L., Trivelpiece, S.G., Volkman, N.J. 1986. Foraging behaviour of gentoo and chinstrap penguins as determined by new radio telemetry techniques. *Auk* 103: 777–781.
- Ulenaers, P., van Vesse, J., Dhondt, A.A. 1992. Foraging of the Great Crested Grebe in relation to food supply. *Journal of Animal Ecology* 61: 659–667.
- Vogrin, M. 1996. Birds of Vrbje pond in the Lower Savinja valley, and a look at its conservationist complexity. *Acrocephalus* 17: 7–24. In Slovene with English summary.
- Vogrin, M. 1997. Wintering of Coot, *Fulica atra*, and Moorhen, *Gallinula chloropus*, on Vrbje pond in Lower Savinja valley (Slovenia). *Riv. Ital. Orn.* 67: 183–188.
- Vogrin, M. 1999. Comparison between two different methods for estimating numbers of pairs of the breeding Little Grebe *Tachybaptus ruficollis*, Common Coot *Fulica atra*, and Common Moorhen *Gallinula chloropus*. *Acrocephalus* 20: 45–49. In Slovene with English summary.
- Vogrin, M. 2002. Breeding success of Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* on fishponds. *Ornis Svecica* 12: 203–210.
- Waite, T.A. & Ydenberg, R.C. 1994. What currency do scatterhoarding grey jays maximize? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 34: 43–49.
- Wanless, S. Harris, M.P. & Morris, J.A. 1991. Foraging range and feeding locations of shags *Phalacrocorax aristotelis* during chick rearing. *Ibis* 133: 30–36.
- Wilson, R.P. & Wilson, M.P.T. 1988. Foraging behaviour in four sympatric cormorants. *Journal of Animal Ecology* 57: 943–955.
- Winfield, I.J. 1990. Predation pressure from above: observations on the activities of piscivorous birds at a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 191: 223–231.
- Ydenberg, R.C., Welham, C.V.J., Schmid-Hempel, R., Schmid-Hempel, P. & Beauchamp, G. 1994. Time and energy constraints and the relationships between currencies in foraging theory. *Behavioral Ecology* 5: 28–34.

Sammanfattning

Skäggdoppingens *Podiceps cristatus* fiske- och dykmönster i en fiskdamm.

Dykning och födosök har främst studerats hos marina fåglar, medan det finns mindre information för arter som lever i sötvatten. I denna uppsats rapporterar jag om dyktider och fiskelycka hos skäggdoppingen, som vid starten av min studie var relativt

okänd i dessa avseenden.

Undersökningen utfördes i en fiskdamm i nedre Savinjadalen nära staden Žalec i Slovenien. Dammen är 13,5 ha stor och mellan 0,5 och 2 meter djup. Både flytande och uppstickande vegetation täcker 40–60% av ytan. Dammen används för karpodling och töms vår och höst. Sedan dammen fyllts med vatten blir den tillgänglig för doppingarna att börja häcka i juni.

Undersökningen utfördes 1998 under hela säsongen från juni till oktober. Då häckade tre par, vilka fick fram 3, 3, resp. 4 ungar, vilka alla överlevde sommaren tills de blev självständiga. Det fanns inga andra skäggdoppingar i dammen än dessa tre par och deras tio ungar. Alla observationer gjordes från vallarna i bil. Observationerna gjordes under morgon och förmiddag, upp till tio dagar och under 4 till 10 timmar per månad. Enskilda individer följdes så länge som möjligt, vilket innebar mellan 5 och 23 minuter.

Dyktiderna mättes med ett stoppur och för varje dykning registrerades om doppingen kom upp med någon fisk eller ej. Fiskens storlek bedömdes i relation till näbbens längd (ungefär 5 cm). Längderna bedömdes i tre kategorier, mindre än 5 cm, 5–15 cm och större än 15 cm. Observationerna delades in i tre grupper som analyserades separat, nämligen för adulta fåglar före kläckningen (d.v.s. aduler utan ungar), adulta fåglar med ungar samt ungfåglar. Totalt registrerades 348 dykningar för adulta utan ungar, 295 för adulta med ungar och 185 för ungfåglar. Längden kunde uppskattas för 232 fångade fiskar, 73 för adulta utan ungar, 112 för adulta med ungar och 47 för ungfåglar.

Inga andra byten än fiskar noterades och resultaten blev följande (Tabell 1). Både gamla fåglar före kläckningen och ungfåglar dök mindre ofta än aduler med ungar. Dyktiden skilde sig också mellan grupperna. Aduler utan ungar gjorde kortare dykningar än aduler med ungar, och det var också skillnad mellan gamla och unga doppingar. I 62–79 % av dykningarna kom fåglarna upp utan att ha någon fisk med sig. Dykningsframgången varierade mellan grupperna och det var aduler med ungar som var mest framgångsrika. Däremot tog intressant nog ungfåglarna oftare fiskar till ytan.

Bytenas storlek varierade under säsongen (Tabell 2). Storleken av de fiskar som fångades av aduler med ungar var betydligt mindre i juni då ungarna var små (Figur 3). Fiskstorleken var negativt korrelerad med dyktidens längd för adulta, både utan och med ungar (Figur 1 och 2). Något sådant samband fanns däremot inte för ungfåglarna.

Hög dyk- och fångstfrekvens har tidigare påpekats bero på grunt vatten och tätt fiskbestånd. Detta kan dock bara delvis gälla min studie. Förvisso är dammen grund, men däremot är fiskbeståndet inte särskilt tätt. Att dyktiderna var längre för aduler med ungar kan bero på att de fångade en fisk åt sig själva, som de svalde under vatten, och ytterligare en fisk som togs till ytan och gavs till ungarna. Att ungfåglarna hade högre fiskeframgång än adulterna kan bero på att de förra är skickligare på att svälja sina byten under vattenytan och att alltså skillnaden bara är skenbar. Skicklighet i att fånga byten är generellt en orsak till sådana skillnader mellan unga och gamla bland fåglar. Den stora förändringen av bytenas storlek mellan juni och augusti (Figur 3)

skulle kunna bero på att fiskarna i dammen tillväxte i storlek. Förvisso skedde en sådan tillväxt, men fiskar växer kontinuerligt och inte så mycket i ett språng. Därför är orsaken till fångsten av små fiskar i juni troligen orsakad av att ungarna måste matas med små fiskar.

Jämfört med andra studier i liknande biotoper dök mina doppingar längre tider, dök oftare och fångade större fiskar. En förklaring, i varje fall i relation till vissa av de andra studierna, är att de senare utförts i djupare vatten. Under alla omständigheter visar min undersökning att det var en framgångsrik kombination av dykningar och fiskelycka som de tre paren i Vrbje-dammen uppvisade eftersom alla tio ungarna överlevde till flygg ålder.

Korta rapporter *Short communications*

Rödstjärtar *Phoenicurus phoenicurus* härmar rosenfinkens *Carpodacus erythrinus* sång

ÅKE LINDSTRÖM

Jag hade under åren 1999–2003 ett antal revir av rödstjärt *Phoenicurus phoenicurus* under uppsikt i ett sommarstugeområde vid Rörumstrand, strax söder om Stenshovuds nationalpark i östra Skåne. Åren 2001–2003 studerades tre revir lite noggrannare. Två av dessa revir var belägna i hög tallskog med inslag av lövträd, med ett tredje revir i direkt anslutning till en sommarstuga i en före detta päronodling. Reviren var belägna på rad, som mest 200 m från varandra, vilket innebär att revir innehavarna kunde höra varandra.

Den första gången jag lade märke till att en rödstjärt härmade rosenfinkens *Carpodacus erythrinus* sång var den 12 maj 2001. Sången hördes från ett av tallskogsreviren. Sångintensiteten denna morgon var mycket hög från flera arter, inte minst rödstjärt. Jag var till en början övertygad om att det var en riktig rosenfink som sjöng. Snart blev jag dock misstänksam, dels för att 12 maj fortfarande är ett något tidigt datum även för de allra tidigaste rosenfinkarna, dels för att den höga tallskogen inte alls är typisk för rosenfink. Dessutom hade jag aldrig hört någon rosenfink i området tidigare, trots regelbundna besök våarana 1999–2000. Visserligen häckar rosenfinkar i goda antal i den närbelägna nationalparken men som närmst hörs rosenfink regelbundet först 500 m från de studerade rödstjärtarna.

Rosenfinkssången hördes alltid som helt separata strofer, väl skilda från de typiska rödstjärtsstroferna, så det tog en stund innan jag började misstänka att det var en rödstjärt som sjöng. Jag har inga exakta tidsuppgifter, men oftast var det flera minuter mellan

rosenfinksstroferna, trots att fågeln sjöng intensivt flera timmar i sträck. Det var den fyrstaviga, mest typiska, rosenfinksstrofen som hördes: ”vidje-vidju”. Till min ökade förvåning hördes samma dag samma typ av rosenfinksstrofer även från rödstjärts-hanen vid stugan. Två olika rödstjärtshanar inom 100 m från varandra härmade alltså regelbundet och perfekt rosenfinkens sång. Vid ett besök några veckor senare hördes rosenfinkshärmningar från åtminstone en av fåglarna. Inga fler besök gjordes i området under sångperioden detta år.

Påföljande år, 2002, sjöng rödstjärt den 29 april, dock hördes ingen rosenfinkshärmning då. Vid nästa besök den 9 maj var de två reviren från året före besatta och båda hanarna vävde in praktfulla rosenfinksstrofer i sin sång. Dagen efter fångades en av dem in och ringmärktes. Det var en ung hane, alltså född 2001, och kunde därför inte vara någon av de två fåglar jag hörde sjunga året före. Under resten av maj och fram till 22 juni hördes regelbundet båda fåglarna härma rosenfink. Den 1 juni hördes för första gången en riktig rosenfink i området, en fjolårshane som drog runt i området och sjöng. Jag uppmärksammade den eftersom den olik rödstjärta-rna sjöng en femstavig strof: ”vidje-vidju-vy”. Detta var den första rosenfink jag hört i närheten av rödstjärtarnas revir på de fyra år jag dittills vistats i området.

Den 1 maj 2003 fanns två rödstjärtar åter på plats och dagen efter härmade fågeln i tallungen rosenfink mycket fint. Då jag närstuderade fågeln såg jag att den inte var ringmärkt och jag noterar också att den regelbundet härmade även lövsångare *Phylloscopus trochilus* – korta men perfekta strofer. Fågeln vid stugan sjöng också flitigt, men utan att härma något. Nästa dag däremot, den 3 maj, så låter även denna undslippa sig åtminstone en rosenfinksstrof, samt dessutom mycket fina strofer av både svartmes *Parus ater* och ärtsångare *Sylvia curruca*. Denna fågel fångades in och visade sig vara en omärkt

fjölårshane. En tredje rödstjårtshane, bosatt längre bort i tallungen, hördes aldrig härma rosenfink. Däremot verkade den ha törnsångare *Sylvia communis* som sin specialitet, för uppi från tallkronorna hördes intensiv törnsångarsång. Även detta år hördes rosenfinkshärmingar i området fram till slutet av juni. En enstaka riktig rosenfink sjöng också i området under två dagar i månadsskiftet maj/juni.

Observationerna kan sammanfattas som följer. Efter två år då inga rosenfinkar alls hörts i området, vare sig äkta eller härmade, så var det tre år i följd två rödstjårtsindivider som härmade rosenfinkens sång. Helt säkert var det dock minst tre individer inblandade. De två individer som fångades in var båda fjölårshanar, och båda befanns härma rosenfink redan i början av maj, långt innan rosenfinkarna anländer till Skåne. Under de tre åren hördes dessutom fina härmingar av ärt-, törn- och lövsångare samt svartmes.

Av facklitteraturen framgår att rödstjårtar regelbundet, men i varierande omfattning, härmar andra arter (Menzel 1971, Cramp 1985, Glutz von Blotzheim & Bauer 1988). Menzel (1971) listar över trettio härmade arter, i huvudsak olika sångare och mesar, men även mer exotiska arter som sommargylling och sidensvans. Jag har dock inte funnit rosenfinken listad någonstans som härmingssubjekt.

En första reflektion är hur lätt det hade varit för en förbipasserande fågelskådare, kanske en inventerare, att felaktigt notera rosenfink i sin obs-bok. Dessutom undrar man naturligtvis hur rödstjårtarna lärt sig sjunga som rosenfink? Riktiga rosenfinkar hörs mycket sällan i det aktuella området, men kanske ändå tillräckligt ofta för att en rödstjårt skulle hinna plocka upp arten i sin repertoar. Åtminstone två av rödstjårtarna var dock fjölårsfåglar som härmade rosenfink på våren långt före de lokala rosenfinkarna anlant. När och var har den då hört sjungande rosenfink? Eftersom rödstjärten flyttar till Västafrika och rosenfinken till östra Asien så har de kanske hört rosenfink under sina allra första levnadsdagar i juni och juli när rosenfinkarna i området fortfarande sjunger, om än sporadiskt. Ett annat och kanske troligare alternativ är att fjölårshanarna under våren helt enkelt härmar i "andra hand", alltså lär sig av andra rödstjårtar, i mitt fall troligen av grannhanen. Enligt Glutz von Blotzheim & Bauer (1988) lär sig rödstjårtarna strofer från sin närmsta omgivning och kan då härma både direkt genom att lyssna på "originalen", eller indirekt genom att härma andra härmare. I rödstjårtarnas fall kan man kanske prata om en mycket lokal dialekt, där nytillkomna fåglar lär av varandra. Hos indigofinken *Passerina cyanea* är det till exempel så att unga hannar som anländer för sin

första häckningssäsong börjar sjunga som hanen i reviret intill och inte alls som sin egen pappa eller som fåglarna sjöng i området där den föddes (Payne 1996).

Tack till Staffan Bensch, Dennis Hasselquist och Jan-Åke Nilsson för synpunkter på texten.

Referenser

- Cramp, S. 1985. *Handbook to the birds of Western Palaearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1988. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 11/I. AULA, Wiebaden.
- Menzel, H. 1971. Der Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*. *Die Neue Brehm-Bücherei* 438. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Payne, R. P. 1996. Song traditions in Indigo Buntings: origin, improvisation, dispersal, and extinction in cultural evolution. Pp. 198–220 i *Ecology and evolution of acoustic communication in birds* (Kroodsmä, D. E. & Miller, E. H. eds.). Cornell University Press, Ithaca.

Summary

Redstarts *Phoenicurus phoenicurus* mimicking the song of the *Scarlet Rosefinch* *Carpodacus erythrinus*

Over a period of three years, at least three different males of Common Redstarts *Phoenicurus phoenicurus* in southern Sweden mimicked the song of Scarlet Rosefinch *Carpodacus erythrinus*. At least two of the Redstarts were second calendar year birds that were heard to mimic Rosefinch song in spring long before the arrival of the local breeding population of Scarlet Rosefinch. Since Redstarts and Rosefinches winter in completely different parts of the world, the birds must have picked up the Rosefinch song either as a very young juvenile the previous summer, or from a neighbouring conspecific.

Åke Lindström, *Ekologiska institutionen, Ekologihuset, 223 62 Lund, Sweden*

Fiskmåsar *Larus canus* dödar årsunge av gluttsnäppa *Tringa nebularia*

ADJAN DE JONG

På uppdrag av länsstyrelsen i Västerbotten genomförde författaren, Åke Gustafsson och Håkan Lindblom en myrfågelinventering med fyra besök av Torsmyran 2003 (Kolmodin et al. 1987, Svensson 2000, de Jong 2003).

Torsmyran ligger norr om Europaväg 4 nordöst om Nordmaling, Västerbottens län. Den utgör ett myrkomplex på 570 hektar varav cirka 130 hektar består av mosse, en ovanlig våtmarkstyp i Västerbotten (Forslund et al. 1993). Torsmyran ingår i myrskyddsplanen för Sverige och klassas som riksintresse för naturvården. För närvarande pågår bildandet av ett drygt 800 hektar stort reservat av Torsmyran och kringliggande marker.

På myren häckade inga fiskmåsar men ett varierande antal fiskmåsar var närvarande vid samtliga besök, speciellt på myrens nordöstliga delar där den aktuella händelsen utspelade sig. Det är också där tätheterna av häckande vadare och änder är störst och där det tidigare fanns en skrattmåskoloni (de Jong 1987).

Den 24 juni 2003 (cirka kl. 7) observerade jag hur en adult fiskmåsar kom flygande från söder, svepte ner och plockade upp en vadarunge från kanten av en göl cirka femtio meter ifrån mig. Måsen flög ut över gölen med ungen i näbben och släppte den ungefär mitt i gölen. Den landade genast bredvid sitt offer som den sedan tryckte ner under vattenytan. Efter cirka två minuter började fiskmåsen hacka på ungen som från början fortfarande sprattlade. Cirka fem minuter efter nedslaget i vattnet tog måsen upp ungen och flög till gölens motsatta kant. Där ställde den sig att hacka intensivt på sitt byte i närmare tio minuter. Den gjorde dock inga försök att äta av bytet. När en annan fiskmåsar flög förbi på låg höjd flög måsen upp och följde efter nykomlingen. Efter en kort stund vände den om igen och flög tätt över bytet men landade aldrig. Istället flög den vidare söderut och satte sig i en martall cirka 100 meter bort. Efter ytterligare fem minuter gick jag bort till bytet och tog hand om det. Offret för fiskmåsens attack var en årsunge av gluttsnäppa. Den hade ett sår i sidan vid högra vingroten men var i övrigt oskadd. Fågeln har skickats till Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm. Gluttsnäppan togs vid Rikets nät koordinater

1689124E, 7061870N och lämnades slutligen vid 1689127E, 7061909N (en förflyttning på cirka 40 meter).

Biometriska mått på den döda ungen togs kl. 15.30 samma dag. Längderna på näbben, huvudet och tarsen togs med ett digitalt skjutmått (0,01 mm noggrannhet), vinglängden med en linjal för vinglängdsmätning och vikten med en digital våg (0,1 gram noggrannhet). Alla mått redovisas avrundade till närmaste millimeter respektive gram. Måtten visar att det var en rätt stor unge: näbblängd 24 mm, huvud och näbb 56 mm, vinglängd 48 mm, tarslängd 45 mm och vikt 57 gram.

Händelsen väcker främst två frågor: Varför dödade fiskmåsen gluttsnäppan? Är fiskmåsar ett hot mot häckande vadare och änder på Torsmyran?

Cramp & Simmons (1983) skriver under rubriken "Food" att fiskmåsen "Occasionally kills ducklings (*Anatidae*) and young of ground-nesting birds...". Även del Hoyo et al. (1996) anger under rubriken "Food and feeding" att fiskmåsen "... occasionally kills birds and small mammals.". I händelsen på Torsmyran fanns dock inga tecken på att fiskmåsen tänkte äta upp gluttsnäppan.

Det kan naturligtvis inte uteslutas att fiskmåsen blev störd av mig eller den andra fiskmåsen och skulle ha ätit av gluttsnäppan om den hade fått vara ifred. Likaså kan det hända att fiskmåsen skulle ha återvänt till sitt byte senare eller att beteendet var en överslagshandling som utlöstes av min närvaro. Det kan också hända att fiskmåsen helt sonika missbedömde bytets storlek och tvingades inse att den var för stor att äta upp genom att svälja det helt.

En måhända långsökt förklaring skulle kunna vara att fiskmåsar betraktar större vadarungar som presumtiva konkurrenter som bör elimineras, s.k. interspecific killing (Palomares & Caro 1999). Även vid interspecific killing äts dock vanligtvis den dödade konkurrenten upp och beteendet benämns då intra-guild predation (Holt & Polis 1997). Rapporter om interspecific killing i fågelvärlden är mycket fåtali-ga. Robertson (1993) beskriver ett fall där en vuxen amerikansk storlom *Gavia pacifica* som nyligen förlorat sina ägg dödar en simmande ejderunge. Robertson framkastar hypotesen att interspecific killing hos lommar är ett beteende riktad mot mindre simfåglar i allmänhet och att det har uppstått ur ett beteende som skall hålla artfränder utanför häckningsreviret. Visserligen är fiskmåsar aggressivare än till exempel skrattmåsar men de häckar ändå gärna i kolonier. Driften att hålla häckningsreviret rent från andra fåglar i samma storleksklass bör därför vara till viss del tyglad. Beteendet hos denna

icke-häckande fiskmåsar kan därför inte anses ge tydligt stöd åt Robertsons hypotes överförd på fiskmåsar.

Om fiskmåsar regelbundet dödar ungar av vadare och änder kan detta tänkas ha en negativ effekt på stammarna av dessa arter. Om tio fiskmåsar vardera dödar en vadarunge var tredje dag tar de på tre veckor ihjäl 70 vadarungar vilket motsvarar antalet ägg hos cirka 17 par. Inom den aktuella delen av Torsmyran uppskattades antalet par vadare till mellan elva och tretton. Där fanns också 7–8 par änder. Räv, korp och kråka har också setts söka föda inom denna del av myren. Tyvärr saknar vi jämförbara äldre data om fågellivet på Torsmyran. De tillgängliga uppgifterna tyder inte på att vadarna skulle ha minskat på bred front (de Jong 1987, de Jong 2003). Det finns dock all anledning att hålla ett vakande öga på häckfågelbestånden på Torsmyran och även andra myrar i landet.

Tack till Tuulikki Rooke för värdefulla synpunkter på en tidigare version av denna text.

Referenser

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1983. *Handbook of the birds of Europa, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Vol. 3. Oxford University Press. Oxford, London, New York.
- de Jong, A. 1987. Inventering av Torsmyran, Nordmaling, juni 1987. *Fåglar i Västerbotten* 12 (4): 118–119.
- de Jong, A. 2003. *Myrfågelinventering av Torsmyran, Nordmaling, år 2003*. Rapport till länsstyrelsen i Västerbotten. Stencil.
- Holt, R.D. & Polis, G.A. 1997. A theoretical framework for intraguild predation. *The American Naturalist* 149(4): 747–764.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) 1996. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 3. Lynx Edicions, Barcelona.
- Forslund, M., Forslund, S.R. & Löfroth, M. 1993. Våtmarker i Västerbottens län, *Länsstyrelsen Västerbottens län: meddelande 1/93*. Umeå.
- Kolmodin, U., Arvidsson, B., Botsröm, U., de Jong, A. & Nilsson, S.G. 1987. Inventeringseffektivitet vid fågelundersökningar på myrar – en översikt av svenska fältstudier. *Vår Fågelvärld* 46(8): 430–438.
- Palomares, E. & Caro, T.M. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* 153(5): 492–508.
- Robertson, G. J. 1993. Interspecific killing in the Pacific Loon. *Wilson Bulletin* 105: 534–535.
- Svensson, S. 2000. *Fåglar: Förenklad revirkartering för myrmark*. Manus till undersökningstyp. Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning.

Summary

Common Gull Larus canus kills Greenshank chick Tringa nebularia

On Torsmyran, a large open peatland northeast of Nordmaling, Sweden (63°40' N, 19°40' E), a Greenshank chick was killed, but not eaten, by an adult Common Gull on 24 June 2003. The gull picked up its victim from the shore of a small pond, dropped it into the pond and held it submerged. A few minutes later the gull stabbed the greenshank with its beak, first in the water and later on the opposite shore. The gull did not attempt to eat any parts of the greenshank. After approx. 15 minutes the gull flew away (possibly disturbed by another Common Gull flying by) and landed on top of a small tree some 100 metres away. Five minutes later I collected the chick. It was a rather big one: bill length 24 mm, bill and head 56 mm, wing length 48 mm, tarsus length 45 mm, and weight 57 grams.

If the gull's behaviour was not influenced by the observer or should be regarded as "abnormal", it could be an example of interspecific killing. Being a colonial breeder, the behaviour of this common gull does not clearly support the hypothesis put forward by Robertson (1993): interspecific killing by breeding Pacific Loons being a spill-over from intraspecific aggression.

Common Gulls do not breed on this peatland but parties of up till thirty birds were observed during the breeding season. If these gulls regularly kill yearlings of waders and ducks, they may have a negative impact on the breeding success of these birds. However, the limited set of data on breeding birds on Torsmyran does not suggest a general dramatic decrease among breeding waders and ducks, at present.

Adjan de Jong, Hössjö 115, 905 86 Umeå. Email: adjan@telia.com

Blue Tits *Parus caeruleus* breeding in House Martin *Delichon urbica* nest

JEAN-MICHEL ROBERGE & JOHAN MÅNS-
SON

The selection of unusual nest sites in birds is an interesting phenomenon since it may reflect the adaptive capacity of a species to cope with varying conditions (Enemar 2002). This short communication aims to describe such an event observed in the Blue Tit *Parus caeruleus* and to discuss the phenomenon of interspecific secondary nest use.

On 15 June 2003, an adult Blue Tit was observed commuting to a House Martin *Delichon urbica* nest located in the roof corner of a building at Grimsö (Västmanland), south-central Sweden. A closer look confirmed the presence of well-grown Blue Tit nestlings in the nest. On 16 June, observations during longer periods showed that two adult Blue Tits were feeding the nestlings at regular intervals. Note that all of three other House Martin nests on the same building wall were occupied by breeding House Martins. Since no activity was detected at the Blue Tit nest after 17 June in spite of daily visits, we assume that the young had fledged by then. Unfortunately, due to the inaccessibility of the nest and the very short period of observation, it turned out to be impossible to count the number of nestlings and thereby assess reproductive success.

We do not know of any other record of the Blue Tit breeding in a House Martin nest from Sweden. A thorough search of the international literature allowed us to find only one such record, from Britain, where seven young Blue Tits fledged successfully from a House Martin nest in 1982 (McNeil 1992). Most typically, the breeding site of the Blue Tit is a hole in a tree, in a wall, a nestbox or any artificial hole when natural ones are lacking (Snow & Perrins 1998). Our observation provides evidence that covered nests created by other bird species can provide breeding sites for the Blue Tit.

Other bird species known to breed in House Martin nests are the House Sparrow *Passer domesticus* (Summers-Smith 1963), the Swift *Apus apus*, and the Wren *Troglodytes troglodytes* (McNeil 1992). Although such records are very rare, they suggest that the House Martin may play a non-negligible ecological role by supplying breeding and roosting sites for other species in situations where other types

of cavities would be rare. The House Martin is not alone in that respect. In northern Europe, the best known example of nest engineers is the woodpeckers Picidae, which provide nest holes of a size that suits other birds from tits Paridae to owls Strigiformes in size. For that reason, woodpeckers are often classified as keystone species (Johnsson et al. 1990). Other examples of birds that provide nests for other species are crows Corvidae and some raptors Accipitriformes, such as the Common Buzzard *Buteo buteo*, the Osprey *Pandion haliaetus*, and the Goshawk *Accipiter gentilis* (Svensson et al. 1999). The nests constructed by those species are commonly used by falcons and owls. Interestingly, the nest makers mentioned above not only serve the avifauna but also some mammal species such as pine marten *Martes martes*, squirrel *Sciurus vulgaris* and bats *Chiroptera* spp. (Johnsson et al. 1990, J.-O. Helldin pers. comm. 2003). The opposite situation, i.e. where the mammals have provided nest for birds, has also been observed, e.g. Shelduck *Tadorna tadorna* in old fox *Vulpes vulpes* and badger *Meles meles* lairs, and Stock Dove *Columba oenas* in rabbit *Oryctolagus cuniculus* burrows (Svensson et al. 1999). Thus many other birds and mammals are working as bird nest engineers in the shadow of the better known woodpecker case. Our observation of Blue Tits breeding in an old House Martin nest provides evidence for one more example of such interspecific secondary nest use.

References

- Enemar, A. 2002. Robin *Erithacus rubecola* breeding in nestboxes – an accidental event? *Ornis Svecica* 12:90–92.
- Johnsson, K., Nilsson, S. G. & Tjernberg, M. 1990. The black woodpecker – a key-species in European forests. Pp. 99–102 in *Conservation and management of woodpecker populations* (Carlson, A. & Aulén, G. eds). Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. Report No. 17.
- McNeil, D. A. C. 1992. Use of house martin nests by blue tits for breeding. *British Birds* 85:314–315.
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. 1998. *The birds of the Western Palearctic*. Volume 2. Oxford University Press, Oxford.
- Summers-Smith, J. D. 1963. *The house sparrow*. W. Collins & sons, London, U.K.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. Svensk fågelatlas. *Vår fågelvärld*, Supplement 31, Stockholm, Sweden.

Sammanfattning

Konstaterad blåmeshäckning i hussvalebo

En blåmeshäckning konstaterades i ett hussvalebo

på en byggnad vid Grimsö i Västmanland. I boet kunde flera närmast flygga ungar observeras under två dagar 15–16 juni 2003 och den 17:e hade de lämnat boet. Vi har inte funnit någon annan dokumentation om blåmeshäckning i hussvalebon i Sverige. Vi har dock funnit en notering från Storbritannien där en lyckad blåmeshäckning utfördes i ett hussvalebo (McNeil 1992). Andra arter som visat sig utnyttja hussvalornas bon är gråsparv *Passer domesticus* (Summer-Smith 1963), tornseglare *Apus apus* och gärdsmyg *Troglodytes troglodytes* (McNeil 1992). Trots att det är ett ovanligt fenomen innehar hussvalan en viktig roll genom att bereda häcknings- och övernattningsplatser för andra fåglar. I denna roll är dock inte hussvalan ensam. Flera fågelarter är kända för sitt ”bo-ingenjörskap” och ett av de bästa

exemplen är hackspettarna. Intressant är också att se att även andra djurgrepp utnyttjar fåglarnas verk, såsom att mården använder hackspettsbon. Även det motsatta förhållandet går att finna t.ex. gravanden som utnyttjar gamla räv- och grävlingsgryt. Vår observation av en blåmeshäckning i ett hussvalebo är således ytterligare ett exempel på ett sekundärt boutnyttjande.

Jean-Michel Roberge & Johan Månsson, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Forest Faculty, Department of Conservation Biology, Grimsö Wildlife Research Station, SE - 730 91 Riddarhyttan, Sweden. Corresponding author (E-mail): Jean-Michel.Roberge@nmb.slu.se

Nya böcker *New books*

Redaktör *Editor*: L. Nilsson

E.-L. Hallanaro & M. Pylvänen, 2002: **Nature in Northern Europe. Biodiversity in a Changing Environment.** Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Ministerrådets utskott för miljöfrågor ”hoppas att denna bok kommer att öka vår förståelse av den biologiska mångfalden i regionen och att denna kunskap kommer att hjälpa oss att värdesätta och bevara naturen i norra Europa”. Så lyder sista meningen i förordet till denna bok, och vem stämmer inte in i en sådan from förhoppning?

Det rör sig om en till format, vikt och utstyrelse mäktig volym på 350 sidor, av vilka de sista 50 består av källhänvisningar, register o. d. Boken är proppfull med färgfoton och teckningar av djur och växter samt – dess starkaste sida – kartor och diagram över omvärldsfaktorer, biotoper, arters antalsförändringar och mycket, mycket annat. Nordeuropa definieras som de fem nordiska länderna (inkl Svalbard, så isbjörnen och valrossen är med), de tre baltiska länderna, vissa delar av västra Ryssland ner t.o.m. Kalinigradområdet samt – lite överraskande – Skottland. De två författarinnorna har till sitt stöd haft experter från alla de berörda länderna; för Sveriges del tre biologer från Naturvårdsverket. Boken är skriven på finska men har också kommit ut på engelska, lettiska och ryska; i den engelska versionen finns en sex sidors sammanfattning på svenska. Översättningen är utmärkt. Det ligger ett synnerligen imponerande arbete bakom bokens tillkomst. Alla inblandade, naturligtvis först och främst de båda författarinnorna, har all heder av sina insatser.

Å den ena sidan är detta en innehållsrik bok, dessutom synnerligen elegant och läsarvänlig, som det är lätt att förlora sig i. På var och varannan sida hittar man intressant information. En karta visar vägnätets täthet på ömse sidor om finsk-ryska gränsen – och man förstår att det är lättare att vara varg eller björn i Ryssland. En faktaruta skildrar det

fantastiska fågellivet i det estniska Matsaluresservatet. En sida faller upp, och där får man sig till livs en helt aktuell skildring av vitkind-, prut- och fjällgåsens situation i Nordeuropa. Plötsligt sitter jag och läser om det deklinerande fågellivet på Skottlands hedrar. Och så vidare...

Å den andra: boken har inte bestämt sig för om den är en uppslagsbok eller en läse- och praktbok. Faktamaterialet är av begripliga skäl alltför fragmentariskt för att den skall vara användbar som det förra, samtidigt som texten är alldeles för omständlig för sträckläsning. Om du exempelvis skulle behöva information om hur trenden är för fågelfaunan (eller skalbaggar eller ormbunksväxterna) i hela regionen eller i någon av underregionerna, är chansen mycket liten att du i den här volymen finner just den information som du jagar. På de 17 sidor, som specifikt avhandlar fågelfaunan, är den egentligen enda information om trenderna i artmångfalden ett diagram som endast avser södra Halland. Boken behandlar enskilda arters beståndsförändringar mycket mer än diversitetsförändringar, d.v.s. förändringar i faunors eller floras artrikedom.

Det är som sagt lätt att bli sittande en god stund med den fina boken i knät, bläddra lite hit och dit och förundras över saker och ting. Men sanningen att säga tror jag att boken tyvärr blir en ”dammsamlare”, när den väl ställts på hyllan. Den pinliga frågan hänger kvar i luften: Varför och för vem skrevs den egentligen?

STAFFAN ULFSTRAND

R. McNeill Alexander, 2003: **Principles of Animal Locomotion.** Princeton University Press. ISBN 0-691-08678-8.

Djuren rör sig på land, i vatten och genom luften. De olika medierna kräver olika metoder för förflyttning, s.k. lokomotionsätt, och därtill hörande anpass-

ningar, såsom fenor (eller vingar) för transport i vatten och vingar för flykt, medan transport på land kan ske på de mest varierande sätt. Biomekaniken är den vetenskap som studerar egenskaper hos djur och växter som rör lokomotion. I föreliggande bok presenterar McNeill Alexander mekaniska principer för olika sätt att förflytta sig: gång, löpning, hoppning, klättring, krypning, flykt (segelflykt, aktiv flykt, ryttling), djur som går på vatten (t.ex. den välkända basiliken eller Jesusödlan), simning med åror, simning med fenor, etc. Lokomotionssätt beskrivs således för ett stort antal djur, men tyngdpunkten av boken ligger på de mekaniska och fysiologiska principerna. Således inleds boken med ett antal generella kapitel som beskriver muskeln som motor, energi som krävs för att förflytta kroppen med olika metoder, konsekvenser av storleksförändring (skalning), samt ett kapitel om olika metoder att studera lokomotion hos djur. Alexander är själv en ledande auktoritet på framför allt gående, springande och hoppande lokomotion, och han är känd för att ha använt biomekaniska principer för att bestämma hur fort dinosaurier förflyttade sig baserat på avståndet mellan fossila fotavtryck.

Djur kan ofta byta mellan två eller flera dynamiskt olika sätt att förflytta sig (eng. "gaits" vilket på svenska kan översättas med gångarter), som de välkända skritt, trav och galopp hos fyrfotad djur. Definitionen för "gait" är att övergången från ett sätt att röra sig till ett annat sker abrupt. Hos fyrfotad djur har fenomenet studerats ingående och principerna för vad som avgör vilka faktorer som bestämmer rörelsemönster är tämligen välkända.

Vissa forskare har även velat införa begreppet "gait" på flygande djur. Det är nämligen så att då en fågel flyger långsamt (3 m/s) genererar varje nedslag en diskret virvel, som rullar ihop sig till en sluten ring bakom fågel. Uppslaget är mer eller mindre obelastat och genererar inga betydande virvlar. Vid något högre hastigheter (7 m/s) har man funnit kontinuerliga vingspetsvirvlar, som bildar ett par sinusformade virveltuber. Dessa olika virvelstrukturer har tolkats som att fåglar också har "gaits", d.v.s. dynamiskt olika sätt att röra sig. Om man noga studerar vingarnas rörelser, hittar man emellertid ingen abrupt förändring i rörelsemönstret mellan 3 och 7 m/s, vilket man skulle förväntat sig om det varit en diskret övergång mellan olika sätt att röra sig. Nya experiment från vindtunneln vid Lunds universitet, där man med hjälp av digitala kameror och laserteknik lyckats karaktärisera virvlarna bakom en flygande fågel över ett stort hastighetsintervall (4–11 m/s), fann inga bevis för diskreta "gaits"

hos fåglar. Istället fann man helt kontinuerliga kurvor hos egenskaper som beskriver virvlarnas dynamiska egenskaper. Trots att redan de första bevisen för gaits var obefintliga är det intressant hur ett fenomen kan smyga in i litteraturen och så småningom behandlas som en sanning i böcker som i den föreliggande boken av Alexander. Just i detta avseende är boken därför redan passé, men mycket av den övriga informationen är korrekt.

I vissa stycken är boken ganska teoretisk och svårläst. Författaren använder ofta samma symboler som de som använts i originalarbetena, vilket ger ett något splittrat intryck. Med undantag för exemplet "gaits" och fågelflykt så är detta emellertid en mycket gedigen fackbok. Ornitologen har mest att hämta i kapitlen om glid- och segelflykt, ryttling och framåtflykt, men även de mer generella kapitlen om skalning och metoder att studera lokomotion kan vara av intresse. Detta är en specialbok om biomekanik, men den kan varmt rekommenderas för alla som strävar efter fördjupade insikter i principerna för fåglars flykt. Dessutom får man principerna för alla andra lokomotionssätt på köpet.

ANDERS HEDENSTRÖM

Geoffrey E. Hill, 2002: **A Red Bird in a Brown Bag, The Function and Evolution of Colorful Plumage in the House Finch**. Oxford University Press. ISBN 0-19-514848-7.

Vilken är den främsta orsaken till att vi människor är så fascinerade av fåglar? Utan tvekan beror det på deras underbart variabla och i ögonenfallande fjäderdräkter. Att fåglars grannlåt inte skapades för att tillfredsställa vårt mänskliga behov av skönhet var dock Charles Darwin och Alfred Russell Wallace (som i mitten av 1800-talet var för sig lade fram evolutionsteorin) rörande eniga om. De var emellertid inte alls ense om vilken evolutionär kraft som driver utvecklingen av fåglars färger. Darwin argumenterade för att hanar är färgglada därför att honor väljer att para sig med de mest färgglada hanarna, medan Wallace helt förkastade honligt val som mekanism och envist framhöll att naturligt urval var den drivande kraften bakom utvecklingen av färggrann fjäderdräkt.

Det första experimentella testet av hypotesen att honligt partnerval kan leda till könligt urval för en färgglad fjäderdräkt utfördes inte förrän 130 år efter Darwin och Wallaces debatt. Med hjälp av en enkel försöksupställning visade den amerikanske forskaren Geoffrey Hill att husrosenfinkshonor föredrar

röda hanar framför bleka hanar. (Han använde hårfärgningsmedel för att förändra hanarnas färg.) I denna bok berättar Hill på ett mycket lättfattligt och underhållande sätt om sina framgångar och motgångar i strävan att förstå funktionen och utvecklingen av färgglad fjäderdräkt hos husrosenfinken. Du behöver varken vara en inbiten ornitolog eller evolutionsbiolog för att läsa den här boken med behållning. Som forskare ler man ofta igenkännande, som när Hill berättar att han ibland tillfrågas vad han tycker bäst och sämst om med sitt jobb som forskare. Svaret på båda frågorna är nämligen det samma: "Jag kommer ut och får studera fåglar i fält". Som fågelvän uppskattar man den närgångna presentationen av husrosenfinken och dess segertåg över den amerikanska kontinenten och som lekman blir man allmänbildad utan att anstränga sig. I första hand är boken en sammanställning av Hills egna studier där han visar vilka miljöfaktorer som påverkar hanarnas färg, vilken nytta hanarna har av att vara färgglada (honor gillar dem) och vilken nytta honor i sin har av att välja röda hanar (de får bra hanar). Varje kapitel börjar med en liten anekdotisk berättelse där Hill öppenjärtigt berättar om sina interaktioner med människor som har hjälpt eller stjälpit hans olika projekt. Dessa små berättelser ger en inblick i hur vetenskap utförs och leder framåt (även om det inte alltid blir som det ursprungligen var tänkt). I boken presenteras också en historisk översikt över teorin om könligt urval, s.k. sexuell selektion. Efter att ha läst den här boken blir man helt övertygad om att Darwin, som så ofta, hade rätt.

ANNA QVARNSTRÖM

Dan Chamberlain & Andy Wilson (red), 2002: **Avian Landscape Ecology. Pure and applied issues in the large-scale ecology of birds.** The UK Chapter of the International Association for Landscape Ecology, Thetford, UK. ISBN 0 9524263 9 0. 358 sid.

Först en fråga att fundera på: Hur många fåglar finns det per människa i Västeuropa? Svaret kommer längre ned i denna recension.

Denna nätta lilla bok i pocketformat redogör för innehållet i en konferens hällen i september 2002 i England under temat "fågelekolgi i ett landskapsperspektiv" ("avian landscape ecology"). Konferensdeltagarna har till boken bidragit med antingen en kort uppsats eller en kort sammanfattning av vad de presenterat på konferensen. Boken handlar om hur landskapets utseende och sammansättning på-

verkar fåglarnas antal, utbredning, reproduktion och överlevnad. Stort utrymme ägnas åt effekter av skogens fragmentering (stora örda ytor blir till många små, med mindre sammanlagd yta) samt jordbrukslandskapet och dess minskande fågelbestånd. Därtill behandlas olika metoder och skalor att studera och beskriva fågelförekomsten i ett landskapsperspektiv, samt olika bevarandeaspekter på fågelpopulationer. Värt att notera är också att flera uppsatser behandlar framtagandet av modeller som skall hjälpa beslutsfattare att beräkna vilka effekter olika åtgärder kommer att få på fågelpopulationerna. Det är ett viktigt och nödvändigt steg att den bevarandebiologiska forskningen går från beskrivande och förklarande till att bli en direkt och praktisk hjälp för dem som har i uppgift att skydda fåglarna och deras habitat!

Författarlistan indikerar att landskapsperspektivet inte har någon stark ställning bland forskare vare sig i Sverige eller i Norden. Bara två av bidragen har svenska medförfattare, i båda fallen Per Angelstam från Grimsö forskningsstation. Istället är det engelska och centraleuropeiska forskare som dominerar. Här står sig Sverige alltså förhållandevist svagt med tanke på hur stark den ornitologiska traditionen och forskningen annars är i Sverige.

Boken är ovanlig på så sätt att den kommit ut redan inom ett halvår efter konferensens genomförande. Detta är hedervärdigt – det brukar kunna dröja flera år, till alla inblandades stora fasa. Å andra sidan märks den korta pressläggningstiden ofta och tydligt. Bidragen är generellt dåligt redigerade, med många stavfel, dåligt förklarade metoder och figurer m.m. Enda uppgiften om utgivningsår anger 2001, vilket torde vara omöjligt med tanke på att konferensen hölls året efter.

Totalt trängs 42 uppsatser och 15 sammanfattningar i boken. Kvaliteten på bidragen skiftar mellan spännande uppsatser med goda originaldata, överganska ytliga sammanfattningar av författarnas tidigare arbeten, till snudd på meningslösa "abstracts". Men om boken formellt sett är något av ett hafsvverk är innehållet desto trevligare. Det är väldigt behändigt att ha så mycket information samlad om ett ämne på detta sätt, dessutom med innehållet så aktuellt. Det av värde som inte står i själva uppsatserna kan man hitta i referenslistorna.

Så svaret på frågan som inledde denna recension: Det går bara 3–6 fåglar per människa i Västeuropa (uppgiften kommer från Kevin Gastons uppsats i boken). Om vi antar att en genomsnittlig fågel väger 100 gram (ren gissning) och en genomsnittlig människa väger 70 kg, så finns det i runda tal 100–200

gångar mer människokött än fågelkött som måste hållas vid liv. Inte konstigt att människans påverkan på naturen är så enorm och heller inte konstigt att det måste hållas konferenser om hur vi skall kunna skydda fåglarna och deras habitat från mänsklig påverkan.

ÅKE LINDSTRÖM

T. Luke Geoge & David S. Dobkin (red.), 2002: **Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States.** Studies in Avian Biology No. 25. Cooper Ornithological Society. ISBN 1-891276-34-4. Kan beställas från Cooper Ornithological Society, c/o Western Foundation of Vertebrate Zoology, 439 Calle San Pablo, Camarillo, CA 93010. Pris \$22:- häftad, \$35:- inbunden.

Bland de faktorer som orsakat beståndsreduktioner bland fåglarna står biotopförändringar och biotopförluster som de utan någon som helst jämförelse viktigaste. Under många decennier har man studerat hur fågelbestånd reagerar när deras biotoper minskar i utsträckning. Det skedde länge inom ramen för en ekologisk teori som kallades öbiogeografi, och som hade sitt ursprung i studier av kolonisation och utdöende på oceaniska öar. Man använde samma modeller för att studera restbiotoper av varierande storlek i ett i övrigt exploaterat landskap, t.ex. skogsöar i ett jordbrukslandskap eller naturskogar i ett produktionsinriktat skogslandskap. Man fann snart att detta inte fungerade fullt ut. I en sådan fragmenteringssituation var fågelfaunan i biotopöarna mycket mera beroende av de mera omedelbara omgivningarna. Dessutom tillkom nya och viktiga faktorer, särskilt det faktum att det uppstod biotopgränser mot omgivningarna som exponerade biotopöarna för en fauna från en annan biotop, t.ex. predatorer som inte fanns i den ursprungliga biotopen när den inte var uppbruten av exploateringen. Ett speciellt amerikanskt fenomen i detta sammanhang var kraftigt ökande boparasitism från kostarar.

I senare tid har man därför utvecklat nya system i tänkandet, nämligen de som går under beteckningar som landskapsekologi och metapopulationsekologi, d.v.s. tankar som mera betonar restbiotopernas beroende och samspel inte bara med andra biotoper av samma slag på olika avstånd utan också med de områden som skiljer restbiotoperna åt. Man försöker således arbeta med hela landskapskomplex av olika biotoper, komplex som man kallar matriser.

I östra USA har man genomfört mycket omfattande studier av landskapsmatrisernas samspel med fågellivet och samma sak har skett i Europa, där förhållandena är likartade med vidsträckt odling och exploatering, och där fåglarnas ”goda” biotoper därför ofta bara förekommer som spridda, olikstora öar i ett produktionslandskap. Förhållandena är drastiskt annorlunda i västra USA. Där har inom stora arealer mindre än tjugo procent av landet omvandlats av tyngre exploatering. Visserligen har även där stora arealer av gammal naturskog avverkats, men där har det skett nyplanteringar så att biotopöarna av åldrig skog skiljs åt av uppväxande skog i olika åldersstadier. Dessutom är västra USA från början väsentligt mera heterogent och biotopsplittrat på grund av berg, skogsbränder och öknar.

I denna bok ställer man sig frågan om modellerna från östra USA fungerar i väster. Kan det vara så att när man studerat fragmenteringens effekter i östra USA så har man studerat en fågelfauna som sedan länge varit anpassad till ett hårt fragmenterat landskap, d.v.s. man har studerat de arter som visat sig tåla fragmentering? Eller är det tvärtom? Kanske överskattas fragmenteringens effekter i väster om man direkt överflyttar modellerna. Kanske spelar fragmenteringen mindre roll i exempelvis ett skogslandskap, där landskapet mellan de fina biotopöarna ändå någorlunda liknar dessa? Eller gör den naturliga större fragmenteringen i väster att arterna där är mindre känsliga? Frågorna är naturligtvis likartade för Europa. Kan modeller som tas fram i kontinentens jordbrukslandskap användas i nordskandinaviska skogar och omvänt?

Boken ger en bra genomgång av den östliga fragmenteringsmodellen och av fragmenteringsbegreppet som sådant. Ett särskilt kapitel behandlar det svåra begreppet kanteffekt. Begreppet är svårt inte bara ur rent vetenskaplig synvinkel utan också som naturvårdsbegrepp. Ett mångformigt landskap (och det uppfattar vi som något positivt) är med nödvändighet ett landskap som är rikt på kanter, biotopgränser. Hur skall vi då ställa oss när vi får höra att kanter är något negativt? Ofta är kanter rikare på fåglar, både art- och antalsmässigt. Men, hävdar vissa forskare, kanter är ”fällor” för fåglarna. De är attraktiva, och fåglar sugts dit, men häckningsförlusterna där är så stora att de egentligen fungerar som ett slags avlopp som dränerar populationerna i stort.

Ett kapitel behandlar eldens effekter på fåglarna. Elden är en viktig biotopformande faktor i västra USA, medan den inte alls är det i vårt land. Tidigare kan den ställvis ha varit det även hos oss, men vi vet tyvärr nästan inget om huruvida de omfattande skogs-

bränder som härjade förr var naturliga eller skapade av människor (medvetet eller av slarv). Kostarens boparasitism och predationen i kantbiotoper behandlas ingående. Det finns också inslag av mera traditionell öbiogeografi, fast med skogsöar som exempel, nämligen studier av olika arters tätheter i olikstora bestånd av *Sequoia*.

Boken handlar huvudsakligen om hela fågelfaunor, men två arter får egna kapitel. Det är två arter som påverkat skogsskötseln i USA ovanligt mycket och som lett till djupa konflikter mellan skogsbruk och naturvård: fläckugglan, som anses vara beroende av sammanhängande gammelskogar, och den lilla marmoralkan, som lägger ägg på trädgrenar upp till sex mil från kusten. För fläckugglan kommer man fram till att det trots mycket omfattande studier saknas flera nyckelkunskaper. En sådan är huruvida vissa former av avverkningar kan fungera på samma sätt som vissa naturliga störningar samt huruvida en viss fragmentering eller heterogenitet kanske kan gynna arten. För marmoralkan finner man att fragmenteringen inte är den viktigaste faktorn utan det är den absoluta arealen av skog som är lämplig för häckning. Det är små skillnader i predation mellan små och vidsträckt skogsbestånd och förhöjd predation uppträder huvudsakligen i närheten av mänskliga aktiviteter, d.v.s. om ett område mellan två häckningsskogar består av bebyggelse eller rekreationsområde, men inte om det är en skogsförgring.

Boken är värdefull för alla ornitologer med landskapsperspektiv och mycket, om än inte allt, kan översättas till svenska förhållanden.

SÖREN SVENSSON

Alan Berryman (red.), 2002: **Population Cycles: the case for trophic interactions**. Oxford university press. ISBN 0-19-514098-2.

Få fenomen har fascinerat och förbryllat så mycket som populationscykler, d.v.s. mer eller mindre regelbundna svängningar i antal som många djurbestånd uppvisar. De som varit mest påtagliga för ornitologer är smågnagarnas cykler som styr så mycket av en del rovfåglares och ugglors häckning och förekomst. Andra välkända cykler är de som fjällbjörkmätarna uppvisar med sina kalätningar av stora områden med något decenniums mellanrum. Ytterligare andra är hönsfåglares variationer mellan goda och dåliga perioder eller den rytmiskt växlande ungpåproduktionen hos arktiska vadare och gäss.

Den klassiska förklaringen till svängningarna var att de berodde på s.k. trofiska interaktioner. Det vi

menar med detta är att de beror på samspel mellan olika nivåer i en eller flera näringskedjor. Exempel är rovdjur och deras byten, växtätare och deras föda samt värddjur och deras sjukdomar eller parasiter. Konkret skulle det fungera så att rovdjur och rovfåglar reducerar bestånden av smågnagare så att deras egen fortplantning upphör och deras populationer minskar till dess smågnagarna repat sig igen. Eller att skabben reducerar rävbekäft till dess att detta blir så glest att skabben inte längre kan sprida sig, varvid rävbekäft kan öka igen. Samma sak med kanin och myxomatosis.

Men från 1900-talets mitt har en konkurrerande idé vuxit sig allt starkare, nämligen att cyklerna styrs av processer inom enskilda artpopulationer och att anknutna parallella cykler är sekundära effekter, t.ex. att det är processer inom ett sorkbestånd som håller cyklerna igång och att rovdjurens svängningar bara är en passiv konsekvens av variationerna i födotillgång men där deras eget födouttag är marginellt och inte påverkar cykliciteten i bytesbeståndet. Det man framför allt har tänkt sig är att det är olika täthetsberoende processer som skulle kunna fungera i en population utan påverkan av utanförliggande faktorer. När ett bestånd blir stort, blir det trångt och tuff konkurrens, vilket reducerar föryngringen genom fysiologiska omställningar till dess att beståndet minskat så mycket att reproduktionstakten kan öka igen.

Med denna bok vill redaktören och författarna återuppliva den klassiska trofiska interaktionsmodellen. Det är lätt att konstatera att boken inte innehåller några radikalt nya tankar, men det är mycket nyttigt att få en repetition i ljuset av den allra senaste utvecklingen. I inledningen går man igenom sex grundläggande, klassiska hypoteser. Dessa återkommer sedan i olika grad i övriga kapitel. Dessa är inte ornitologiska i direkt mening. Två kapitel är dock av intresse för rovfågel- och uggleforskare, nämligen de om snöskoharen i Nordamerika och smågnagarna i Skandinavien. Ett annat handlar om samspelet mellan dalripan och en parasit, en nematod, i Skottland. I just detta samspelet finns också involverat ett virus, som ripan delar med får, och som smittar dem emellan. Slutsatsen är att inga kända fakta motsäger hypotesen att det är detta samspel som orsakar ripkrascherna. En intressant idé har lanserats i avslutning till detta, nämligen att det är jaktvårdarnas bekämpning av rovfåglar och andra rovdjur som orsakar de återkommande ripkrascherna. Det sker genom att frånvaron av predatorer gör att riporna då och då blir så talrika att parasiter och virus kan sprida sig snabbt och nästan slå ut ripbeståndet. Med preda-

torer närvarande håller sig ripbeståndet mera konstant på en någorlunda hög nivå utan att nå upp till de farliga toppnivåerna.

Totalt sett utgör boken en samling starka argument för den trofiska samspelshypotesen, som vetenskapsteoretiskt kan sägas bygga på korrelationsmetoder, d.v.s. man studerar olika arters antalsvariationer i förhållande till varandra och drar slutsatser från dessa samband. Men den konkurrerande teorin, den att det är endogena processer inom en artpopulation som skapar cykliciteten? Jo, den får också ett kapitel där fyra inbjudna forskare, väl kända för att hävda både denna teori och att korrelationsmetoden inte är

tillfredsställande. De hävdar i stället den popperianska synen med kritiska experiment som det enda sättet att avgöra vetenskapliga problem och verkligen få svar på frågor om orsak och verkan. Boken blir på så sätt en spegling av en debatt som pågått intensivt över många forskargenerationer och där ännu inga generella svar på frågorna om cyklernas orsaker har blivit erkända. Mycket talar för att det inte finns några sådana svar. Vi kommer nog att tvingas förklara olika cykler på olika sätt, en del med trofiska samspel, andra med endogena processer och ytterligare andra med inslag av bådadera.

SÖREN SVENSSON

Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: Jan-Åke Nilsson

Tomas Johansson, 2001: **Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population.** Doktorsavhandling, EvolutionsBiologiskt Centrum, Uppsala Universitet. ISBN 91-554-4958-1.

Rödspoven är en vadare som är hårt trängd i delar av det europeiska utbredningsområdet. Den har i Europa sitt starkaste fäste i Nederländerna, men där har det häckande beståndet halverats på några få decennier. I vårt land har antalet häckande rödspovar de senaste 100 åren pendlat mellan ett fåtal par på 1920-talet och till som mest några hundratal par. De viktigaste förekomsterna är koncentrerade till Skåne, Öland och Gotland, i dagsläget totalt knappt 300 par. Men artens framtid i landet är osäker. Detta var en viktig anledning till att Tomas Johansson under fem års tid studerade ca 40 rödspovspar på Faludden på sydöstra Gotland. En avhandling, som presenterades 2001 i Uppsala, innehåller fem uppsatser som belyser rödspovens boplatsval, predation på rödspovsbon och artificiella vadarbon, genetisk populationsstruktur inom rödspov/hudsonspovkomplexet samt en populationsmodellering över framtidsutsikterna för Faluddens rödspovar.

I första uppsatsen visar Tomas att rödspovarna valde boplats med högre vegetation över bobalen men samtidigt lägre vegetation runt boet än vid ett slumpartat boplatsval. En förklaring till detta kan vara att den ruvande fågeln vill ha uppsikt över omgivningen samtidigt som boet är skyddat av överliggande vegetation. Bon som producerade kläckta ungar var placerade på ett längre avstånd från potentiella predatorutsiktsposter än bon som blev prederade. Kläckningsframgången var också korrelerad till antalet artfränder som häckade i närheten av det egna boet. En ur naturvårdssynpunkt viktig slutsats av studien var att rödspoven inte trivs i alltför hårt betade ängar, och det är viktigt att spara tuvor med fjolårsgräs. I bjärt kontrast alltså mot de "golfba-

nesnaggade" gräsytorna vi ofta ser på betade havsstrandängar idag.

I de två följande uppsatserna redovisas två olika experiment med artificiella vadarbon. I det ena fallet efterliknades rödspovsbon, i det andra ett genomsnittligt vadarbo. Bopredatorerna kunde identifieras genom ett lerägg som var fastnaglat i boet. Kråka och fiskmå dominerade som boplundrare och endast ett fåtal bon hade plundrats av räv. I båda experimenten fanns en positiv effekt på boöverlevnad av häckande tofsvipa och avstånd till närmaste träd eller skog. Däremot så erhöles olika resultat vad gäller effekten av vegetationshöjden vid boet.

Den fjärde uppsatsen gör säkert de flesta ornitologer nöjda och glada. Hudsonspoven och rödspoven är genetiskt sett distinkt skilda från varandra och bör därför betraktas som olika arter (Det finns andra som föreslagit att de bör betraktas som en art). Det finns sedan tidigare tre föreslagna raser inom rödspovskomplexet: *islandica* på Island, Skottland och norra Norge, nominatrasen *limosa* i övriga Europa samt *melanuroides* med förekomst från Bajkalsjön och österut ända till Stilla havet. Sekvensering av 305 baspar i d-loopen (mitokondrieDNA) hos 109 rödspovar visade på en måttlig genetisk variation hos rödspov och den genetiska studien stöder fullt ut den befintliga rasindelningen. Vidare hittades små men påvisbara genetiska skillnader mellan vissa populationer inom rasen *limosa*. Intressant ur svenskt perspektiv är att genflödet mellan populationerna på Gotland och Öland å ena sidan och Skåne å den andra är begränsat. Rödspovarna i Kristanstdes Vattenrike uppvisar ingen genetisk skillnad gentemot populationen i Nederländerna medan öpopulationerna i Östersjön är mer besläktade med rödspovar i Estland och Ryssland. Dessa små genetiska skillnader kan innebära att den skånska populationen har sitt ursprung i invandrande holländare medan de gotländska rödspovarna kommer österifrån.

Den sista uppsatsen är en s.k. riskanalys, där

Tomas och kollegor tog matrismodellering till hjälp för att förutspå framtidsutsikterna för Faluddens rödspovar. De använde en tilltalande enkel modell utan täthetsberoende effekter. Rödspovarna på Faludden är långlivade och ortstroga, minst 80% återvände årligen till sydöstra Gotland och med en relativt hög kläckningsframgång torde dessa rödspovar vara självförsörjande. Men det visade sig efter tusentals datorsimuleringar att det fanns en stor risk för utrotning, enbart pga demografisk slumpmässighet. En oljekatastrof på rödspovarnas övervintringsområde eller nyckfullheter hos vädrets makter skulle kunna slå ut populationen på kort tid. En slutsats var att det behövs ett årligt tillskott på nästan 20 individer för att hålla kvar populationen på en stabil nivå. Det ska dock påpekas att endast små förändringar i adult överlevnad gav oproportionerligt stor förändring på utfallet av datorsimuleringarna. Det betyder att om den årliga överlevnaden hos aduler i själva verket är några procent högre så kommer behovet av rekryter nästan att halveras.

Men eftersom ungfågeln som produceras på Faludden inte tycks återvända till födelseplatsen i någon större utsträckning, är populationen sannolikt beroende av en viss invandring för sin överlevnad. Varifrån kommer då dessa rekryter? Resultaten från den molekylära uppsatsen enligt ovan indikerar att de kommer från andra sidan Östersjön eller från Öland.

Jag kan bara hålla med Staffan Ulfstrand som skriver i *Vår Fågelvärld* 5/2002: "Om det är något som Tomas Johanssons avhandling understryker, är det att naturvårdsproblem saknar all respekt för nationsgränser. Det är långt ifrån otroligt att lösningen på det svenska rödspovsproblemet ligger utanför vårt land. Ökad import eller minskad export av unga rödspovar måste kanske till för att vi på längre sikt skall kunna behålla arten som svensk häckfågel".

RICHARD OTTVALL

Zoologiska avdelningen, Lunds Universitet