

## What knowledge is "jizz"?

*Vilken typ av kunskap menas med begreppet "jizz"?*

HENRIK LERNER & HÅKAN TUNÓN

---

### Abstract

---

Jizz is used by many birders to identify bird species. The definition of jizz differs between authors, but concerns aspects of the bird that are not always easy to define scientifically or describe in objective terms. Rather, impressions of the bird are favoured, including size, shape, behavior and appearance. Here we try to show that jizz is a term worth studying in detail, since its use offers insights in how to identify species, why there are differences among observers in bird surveys and why traditional knowledge about biological diversity might be worth saving when preserving species.

*Henrik Lerner, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Animal Environment and Health, P.O. Box 234, SE-53223 Skara, Sweden, henrik.lerner@liu.se. Present address: Department of Culture and Communication, Linköping university, SE-58183 Linköping, Sweden.*

*Håkan Tunón, Swedish University for Agricultural Sciences, Swedish Biodiversity Centre, P.O. Box 7007, SE-750 07 Uppsala, Sweden, hakan.tunon@slu.se*

---

Received 30 may 2012, Accepted 17 October 2012, Editor: J. Waldenström

---

### Introduction

Field identification of birds among birders<sup>1</sup> could be considered a strict, systematic comparison of a number of specific characters from a field guide to the actual bird observed (for an example of such a scientific account, see Andersson 2012). Such characters include color of specific parts of the bird, the shape of dots on the plumage, the length and shape of the bill, etc. An alternative approach to field identification is using a perhaps less precise method, such as movement patterns or posture, which might be as characteristic, but harder to specify. This latter approach, which is mainly based on general impressions rather than specific characters, is often referred to as *jizz*.

The relevance of *jizz* in birdwatching has been discussed (see, for example, Sharrock 1984) and has important implications within scientific studies, for example when evaluating bird surveys. The results from two different observers within a study might differ if one bases his identifications mainly on *jizz*, while the other uses distinct characters for identification.

However, *jizz* is not exclusively used among birders, it is also used for other species groups such as mosses, plants and bats (de Jong 1994, Ellis 2011). *Jizz* based on size and movement patterns might also be used to distinguish species within other groups, such as butterflies and mammals other than bats.

The discussion of *jizz* also brings insights into the scientific discussion of knowledge, in particular lay people knowledge, as opposed to scientific knowledge (see Lerner and Tunón 2010 for one example of this distinction).

This study will analyze the meaning of some of the definitions of *jizz* that exist, and discuss the implication of these definitions to birdwatching. Also, a comparison with other kinds of knowledge important in conservation biology or ornithology, such as traditional knowledge, will be made.

The research questions are:

How is *jizz* defined and what kind of knowledge is *jizz*?

Is the knowledge of *jizz* transferable to others and is it possible to give a strict and systematic account of *jizz*?

What are the implications of acknowledging *jizz* as knowledge used for bird surveys and knowledge studies?

---

<sup>1</sup> Sometimes a distinction is made between birders and birdwatchers, where birders are those that strive for many species and see birdwatching as a sport (Nilsson 2006). Consequently, we use the word birders throughout the paper for clarity reasons, however our discussion might apply to both groups, if such a distinction is necessary.

## Definition of jizz

The coining of the term jizz is ascribed to Thomas Alfred Coward in his *Bird Haunts and Nature Memories* from 1922 (Weaver 1981, Campbell & Lack 1985).<sup>2</sup> One attempt to characterize jizz in Coward's text is the following passage:

*"At a distance, too far away to see details of form, colour, or pattern, so precious in the eyes of the systematist, he sees a bird and recognises it. He says that it is a chaffinch, a lark, or a sparrow; but how does he know? Shape, size, manner of flight, or maybe note, is the reply. Yes, but there is something more; something definite yet undefinable, something which instantly registers identity in the brain, though how or what is seen remains unspecified. It is its jizz."* (Coward, 1922).

Crucial in Coward's thoughts, and echoed in the further discussion of jizz, is that jizz is based on experience. Since then, there seems to have evolved several interpretations of the term and an analysis of these is required.

Jizz depends on specific characters that could be observed scientifically, but jizz is rather a conglomerate of several characters together with the overall impression (which might not be strictly scientific, but still leads to a correct identification). This is characterized in the two following quotations defining jizz:

Jizz = *"the overall impression which a bird gives an observer, enabling an experienced birdwatcher at least to suspect its identity, even if plumage details and other diagnostic features cannot be seen. Jizz consists of a combination of colour, size, shape and movement."* (Weaver 1981)

Jizz = *"is not created by any particular feature of plumage, nor by behavioural traits or even by shape, though much does depend on shape. Jizz is rather a combination of ill-defined elements which allows a bird to be labeled as 'elegant', 'powerful', 'impressive' etc. Despite its abstract connotations, jizz can enable a bird to be recognised instantly without recourse to critical examination of such things as wingtips etc., and this is one of the most important characters of all to look for."* (Harrison 1983, p. 20)

A "majestic", "elegant" or "powerful" impression is hard to translate into specific characters. Other characters, for example if the bird seems to lack any distinctive plumage features, could be seen as an approximation of facts about plumage

<sup>2</sup> However, other etymological roots have also been suggested, such as the use of the word "giss" during the Second World War when spotting military aircrafts (see McDonald 1996 for a good introduction to the etymology of the word jizz).

taken from a field guide. Furthermore, there seem to be wider, as well as narrower, interpretations of the term, with reference of the amount of characters included. As an example of a narrow interpretation, van Duivendijk (2010) defines the term in his glossary:

Jizz = *"general impression of size and posture"* (van Duivendijk 2010, p. 7)

Svensson (1995) favors a slightly wider interpretation, but also questions the widest interpretations as being too wide:

Jizz (Habitus) = *"'size, proportions and posture' (i.e. roughly 'gestalt'), but could also include 'movement pattern' and style"* (Svensson 1995, our translation from Swedish).<sup>3</sup>

As an example of the widest interpretations, Blomdahl et al. (2003) present the following definition in their book on seabirds:

Jizz = *"the overall impression, created by size, flight, plumage, behavior and general appearance."* (Blomdahl et al. 2003, p. 13, our translation from Swedish).<sup>4</sup>

Another version of a wide interpretation is offered by Ullman (1995):

Jizz (Habitus) = *"the combination and the general impression of a bird's size, structure, and proportions, the colours and the pattern of colours of the bird, the movement and where it moves – habitat, altitude etc. – size of flock, flock composition, which bird chases it, how it reacts to different weather situations etc. All these outer factors contribute to create a complex general impression of the bird, its habitus."* (Ullman 1995, our translation from Swedish)<sup>5</sup>

In this latter definition, more than just the bird is included in the evaluation, such as the surroundings. The surroundings might be an implicit part even of the other more narrow definitions. For example, birders at their well-known site can evaluate size more easily than when at a novel site.

<sup>3</sup> Jizz (Habitus) = "storlek, proportioner och hållning" (dvs. ungefär "gestalt") men kan även innefatta "rörelseschema" och "stil" (Svensson 1995).

<sup>4</sup> Jizz = omfattar det samlade intrycket av en fågel, som skapas av storlek, flykt, dräkt, beteende och allmänt uppträdande. (Blomdahl et al. 2003)

<sup>5</sup> Jizz (Habitus) = kombinationen och helheten av en fågels storlek, byggnad och proportioner, dess färger och mönster, dess sätt att röra sig och var den rör sig – i vilken miljö, på vilken höjd etc. – flockstorlek, flocksammansättning, vem den jagas av, hur den reagerar på olika vädersituationer etc. Alla dessa yttre faktorer bidrar till att skapa en komplicerad helhetsbild av fågeln, dess habitus. (Ullman 1995)

## The importance of jizz

In birdwatching, there are at least three explanations for the importance of jizz in species identification. First, jizz is paramount<sup>6</sup> in field identification of birds; second, jizz can be used diagnostically as a starting point; third, jizz is an aid to solve dilemmas when a bird of a certain species deviates from the “normal” characters.

In particular types of birdwatching, jizz might be paramount in species identification. Jizz seems to be heavily relied on when counting sea birds (Bister 2002; Blomdahl et al. 2003), and, according to Harrison (1983), jizz is one of the most important characters when watching seabirds. In both Blomdahl et al. (2003) and Harrison (1983) there are explicit jizz descriptions for species groups, or species. This is due to the fact that seabirds are often seen for a short period of time, in stormy conditions, and/or across long distances. Counting of species on migration could also rely on jizz, especially when large flocks of mixed species pass the observer during short time periods. Ullman (1995) also claims that for easily distinguished species, jizz might be proper to use as the only guidance in species identification.

The method of using jizz as “finding that odd-one-out” (Sharrock 1984, Blomdahl et al. 2003) seems to be important when looking for rare birds. A study in which experienced Swedish birders participated, jizz was considered crucial by several of them in choosing which individual in a flock that might be a rare species (Bister 2002). Without mentioning the term jizz, David Sibley talks in a similar manner (Penn 2002). Jizz is then used as the first step and specific characters are then used to fully decide or prove which species it is (Bister 2002; Bourne 1984).

Jizz can also be used to confirm variation within a bird species. An odd-looking or odd-sounding individual that has the jizz typical for a well-known species could then be properly identified as belonging to the well-known species (Anders Eriksson in Bister 2002). For example, by using jizz, a melanistic Common Skylark *Alauda arvensis*, would not be misidentified as a Black Lark *Melanocorypha yeltoniensis*.

Still, one has to be cautious interpreting jizz. An example is observations of odd flush behavior in Common Snipe *Gallinago gallinago* (Lerner 2011). The overall impression of the flush behavior was intermediate between Common Snipe and Great Snipe *Gallinago media*. Some aspects of jizz,

for example a short flush distance, resembled Great Snipe, whereas zigzagging flight indicated Common Snipe. In this case, specific plumage characters were needed to clearly identify these birds as actually belonging to Common Snipe.

Clearly jizz recognition does not constitute an absolute solution for definite identification of all species and on all occasions, but in some situations it is likely to be fully adequate. Consequently in other situations we will need more distinct characters to make a certain species identification.

Use of jizz might be more important in birdwatching than in other branches of species watching. With regard to plants and mosses, Ellis (2011) observes that in the end, specific characters are more important than jizz. There is an important difference between studies of plants and mosses on the one hand, and birds on the other. Standing plants provide far more opportunities for close inspection than moving animals. This implies that for bird surveys of flying/distant birds, observers cannot avoid being forced to rely on jizz to a certain extent.

## Implications for evaluating bird survey techniques

The variability among observers in species identification during bird surveys has previously been discussed (see, for example, Faanes & Bystrak 1981; Robbins & Stallcup 1981). In the compilation of types of identification problems made by Robbins & Stallcup (1981), reliability of jizz was not mentioned, although experience among observers was discussed. A certain level of training seems to reduce observer variability (Faanes & Bystrak 1981). If such training means that one rely more on jizz, as stated by Coward (1922), the number of species identified by jizz and the number of observations taken using jizz needs to be stated for each observer, so that observer variability can be evaluated. If identification by jizz is allowed in a specific study, it will favor experienced, older observers in bird surveys. On the other hand, an older observer might have reduced hearing and/or vision compared to a younger observer (Faanes & Bystrak 1981).

## The nature of jizz as knowledge

Jizz is a practically acquired, experience-based knowledge mainly held by skilled birders. Jizz is a continuum from basic, shallow statements such as “it’s a small bird”, to almost precise characters

<sup>6</sup> See also Sharrock 1984, who considers jizz to be “a real aid” which is not as strong as our term “paramount”.

of the plumage or proportions. The knowledge is dynamic, based on earlier experiences and created from the sum of all the observations of birds by an observer. By definition, jizz is more precise and more useful with a well-experienced birder than a less experienced birder. One should always be cautious using jizz, understanding that species identification always has an element of not seeing all details (Penn 2002). On the other hand, it seems that the more one knows, the more one relies on jizz (Coward 1922). Consequently, it is likely that the less-experienced birder will be more heavily reliant on detail characteristics, than on jizz.

Besides scientific knowledge, other kinds of knowledge are important for conservation biology or ornithology. These include the experience-based knowledge of skilled birders as well as the traditional knowledge of people with close relationships with biological diversity. The skilled birders' knowledge is for example important in distinguishing species and recording occurrence. This is exemplified by this discussion about jizz. Traditional knowledge or rather traditional ecological knowledge is one term of many regarding the knowledge of local and indigenous communities about nature (see Lerner & Tunón 2010 for a further discussion on the various terms). It is most often seen as a general term for experience-based knowledge concerning biodiversity and the local environment held by hunters, trappers, artisanal fishermen, etc., that helps them to survive in an area. Traditional knowledge and customary use of the landscape is highlighted as an important component of conservation and sustainable use of biological diversity in several contexts, for example the UN Convention on Biological Diversity<sup>7</sup>. People with a direct, intense and close relationship with biological resources and the surrounding landscape gather vast knowledge of biological importance, even if it is not strictly scientific. During 2012, an international body, the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)<sup>8</sup>, was formed with the purpose of gathering and combining knowledge from different sources and people, to produce a solid basis for planning and evaluating sustainable use, and conservation, of biological diversity.

There are similarities between jizz knowledge, and traditional knowledge, as they are both examples of knowledge held by 'lay people'. It is, however, worth pointing out that birders, no matter how skilled they are, in many cases are to be considered

as lay people and not academic professionals in ornithology or field surveys. It is mainly a matter of one's perspective on who are professional or lay people. However, both terms could be defined wide and narrow and the meaning of the concept is hard to explicitly define.

### **Transferable knowledge?**

Is knowledge of jizz transferable between birders, and if so, how should this be achieved? Some, like Ellis (2011), hold this knowledge to be something mystic, and therefore non-transferable. Blomdahl et al. (2003) describes it both as "unique" and non-replaceable "by any book". Still, we would like to argue that at least some aspects of jizz are transferable, either orally or through written text. We base this on evidence of the use of jizz in field guides.

In seabird identification guides, both Harrison (1983) and Blomdahl et al. (2003) describe jizz in a technical manner, which means that some aspects of the knowledge could be transferable to others. In general field guides, aspects of jizz are often mentioned but not explicitly stated as a description of jizz (see for example Svensson et al. 2009). However, in a recent field guide (Gejl 2012), jizz is explicitly stated with a description for each species under the heading "jizz".

This implies that jizz as knowledge is transferable in at least some aspects. The best way to transfer this knowledge may be difficult to state; some jizz is probably possible to transfer through written form, while other aspects might best be orally transferred in the field, especially when comparing with birds actually observed. Still, a large proportion of jizz is dependent on individual experience, for example to understand the descriptions in the field guide. As such, jizz should perhaps be considered a mixture of transferable parts and details acquired through one's own experience.

### **Implications for knowledge studies**

The concept of jizz is interesting, as it can be viewed as an example of academic/professional knowledge based on extensive field experiences rather than scholarly learning. However, while jizz can be considered a component of academic knowledge, it is gathered in the same manner as local and traditional knowledge. A skilled hunter gathers a vast knowledge about the behavior of game through long term practical experience while hunting. He does not take notes or analyse the result with statistics (neither do most field ornithologists when it comes

<sup>7</sup> <http://www.cbd.int/traditional/>

<sup>8</sup> <http://www.ipbes.net/>



to field characteristics), most of the knowledge is stored in the mind of the individual.

Traditional knowledge is often referred to as silent or tacit knowledge, since it is seldom easy to describe in words. It has, however, been argued that it might just be a matter of the researcher having a relevant and deep enough insight into the subject studied. To be able to study and describe the subject in words, one needs to have both the academic skills to study the phenomenon and a practical experience and insight of the actual craft, e.g. birdwatching, hunting or handy-craft. In a sense, jizz is a similarly silent knowledge, and consequently difficult to grasp and understand by people unacquainted with birdwatching. Even though field identification of birds seems to be sub-conscious, it is most likely an active, but reflexive, analysis of the presence or absence of a number of specific characteristics. Afterwards, the explanations of how different bird species are distinguished are simple to communicate between birders, but often very hard to penetrate for non-birders. This, however, constitutes a possible problem in validating results. How do you critically review the field identification process and the use of “subconscious” determination of species?

## Conclusion

To conclude, birders always rely, more or less, on jizz in their identification of species. However, this might be a factor that needs to be compensated for in studies where several different observers are used. Furthermore, jizz is experience-based knowledge, which only to some extent is transferable between birders. While there has been some discussion as to the value of jizz for species identification, for some activities, such as counting seabirds, jizz is regarded as an important and reliable method of species identification. Consequently, jizz has a practical value in scientific studies and what this value constitutes might need additional clarification.

We have also tried to show that the discussion of jizz as a source of knowledge might also have implications for the debate on the value of traditional knowledge and other kinds of lay people’s knowledge in conservation biology and other scientific disciplines.

## Acknowledgement

We thank Dr Joanne Chapman, Linnaeus University, for valuable language help.

## References

- Andersson, R. 2012. Dräktvariation hos skärpiplärka *Anthus petrosus littoralis* och vattenpiplärka *Anthus spinoletta* i vinterdräkt. *Ornis Svecica* 22: 33–38.
- Bister, H. 2002. Varför hittar aldrig jag några rarrisar? *Roadrunner* 10(1): 23–31.
- Blomdahl, A., Breife, B. & Holmström, N. 2003. *Sjöfågelguiden*. Club 300, Roadrunner supplement 2.
- Bourne, W.R.P. 1985. The man who thought of ‘jizz’. *British Birds* 79: 251–252.
- Campbell, B. & Lack, E. 1985. *A dictionary of birds*. T & AD Poyser, Calton.
- Coward, T.A. 1922. “Jizz”. Essay from his *Bird Haunts and Nature Memories*, reprinted 1986 in *American Birds* 40(2): 364–365.
- van Duivendijk, N. 2010. *Advanced Bird ID Guide. The Western Palearctic*. New Holland Publishers, London.
- Ellis, R. 2011. Jizz and the joy of pattern recognition: virtuosity, discipline and the agency of insight in UK naturalists’ arts of seeing. *Social Studies of Science* 41(6): 769–790.
- Faanes, C.A. & Bystrak, D. 1981. The role of observer bias in the North American Breeding Bird Survey. *Studies in Avian Biology* No. 6: 353–359.
- Gejl, L. 2012. *Norstedts fågelbok*. Norstedts, Stockholm.
- Harrison, P. 1983. *Seabirds an identification guide*. Croom Helm, Beckenham UK.
- de Jong, J. 1994. Skåda fladdermöss! *Fåglar i Uppland* 21: 67–78.
- Lerner, H. 2011. Flush behavior of Common Snipe *Gallinago gallinago* resembling that of Great Snipe *Gallinago media* at Skálholt, Iceland. *Ornis Svecica* 21: 56–57.
- Lerner, H. & Tunón, H. 2010. Vad är traditionell och lokal kunskap? Pp. 41–57 in *Nycklar till kunskap. Om människans bruk av natur*. (H. Tunón & A. Dahlström, eds.). Centrum för biologisk mångfald, Uppsala & Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm.
- McDonald, D. 1996. The etymology of “jizz”. *Canberra Bird Notes* 21(1): 2–11.
- Nilsson, L. 2006. Efterord. Pp. 211–213 in: M. Cocker. *Skådare – ett släkte för sig*. Ellerströms, Lund.
- Penn, A. 2002. Spotting patterns on the fly. A conversation with birders David Sibley and Julia Yoshida. *Harvard Business Review*, November 2002: 45–49.
- Robbins, C.S. & Stallcup, R.W. 1981. Problems in separating species with similar habits and vocalizations. *Studies in Avian Biology* No. 6: 360–365.
- Sharrock, J.T.R. 1984. Bird identification: the swinging pendulum. Points of view 8. *British Birds* 77: 204.
- Svensson, L. 1995. Vad är habitus? *Vår Fågelvärld* 54(6–7): 55.
- Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterström, D. 2009. *Fågelguiden. Europas och Medelhavsområdets fåglar i fält*. Andra omarbetade och utökade upplagan. Bonnier Fakta, Stockholm.
- Ullman, M. 1995. Habitus eller handpennprojektion – fältbestämning på känsla eller detaljer? *Vår Fågelvärld* 54(3): 33–35.
- Weaver, P. 1981. *The birdwatcher’s dictionary*. T & AD Poyser, Calton.

## Sammanfattning

Artbestämning av fåglar kan antingen baseras på en systematisk och noggrann analys av specifika karaktärer ur en fågelhandbok, såsom näbbform och näbbfärg, eller också genom en mer ospecifik metod som tar hänsyn till kroppshållning och den allmänna känsla man får av fågeln. Det senare benämns ofta internationellt som jizz eller på svenska habitus.

Den här studien avser att studera hur ordet jizz definieras samt vilken typ av kunskap det är. Dessutom analyserar vi om kunskapen går att överföra mellan skådare och jizz betydelse för artbestämning, fågelinventeringar och studier av kunskapsbegreppet.

Jizz som begrepp introducerades 1922 av Thomas Alfred Coward (Coward 1922), som redan från början klargjorde att jizz var erfarenhetsbaserat och bestod av en sammanlagd känsla av hur fågeln upplevdes. Senare har det utvecklats en snäv definition som kan beskrivas som en sammanlagd känsla av storlek och hållning (van Duivendijk 2010) och vidare definitioner som tar hänsyn även till aspekter som flyktsätt och habitat (Blomdahl m.fl. 2003, Ullman 1995).

### *Betydelsen av jizz*

I litteraturen framhålls att jizz inom fågelskådning kan användas på tre sätt; att vara avgörande för artidentifiering, att vara ett diagnostiskt verktyg för att hitta rariteter eller en hjälp att lösa dilemman när det finns motstridiga karaktärer hos en okänd fågel.

Det första sättet har stöd av havsfågelskådning och i viss mån sträckräkning, där observationstiden och -betingelserna ofta innebär att färre karaktärer kan uppfattas. Det andra sättet förespråkas bland artjägare som en användbar metod att hitta rariteter i stora flockar. När individen skiljts ut fortsätter fågelskådaren att pröva de olika karaktärerna. Det tredje sättet kommer till användning exempelvis när felfärgade fåglar studeras. Som ett exempel på svårigheten med jizz kan vara observationer av intermediära beteenden mellan arter (Lerner 2011).

Jizz verkar vara mer värdefullt inom fågelskådning än inom andra aktiviteter där arter studeras. Ellis (2011) har i sin studie kring växt- och mosskådning sett att i slutändan så är det ändå karaktärerna som blir avgörande. Med växter föreligger dock en helt annan möjlighet att studera dem i detalj än vad det gör med rörliga fåglar.

### *Konsekvenser för inventeringar*

Omfattningen av hur mycket man använder sig av jizz varierar mellan olika fågelskådare och kan därför komma att påverka resultaten från inventeringar som bygger på flera observatörer. Andelen jizz-bestämda fåglar i relation till andelen karaktär-bestämda fåglar per observatör bör vara något som tas hänsyn till i samband med utvärderingar av inventeringar.

### *Vad är jizz för kunskap?*

Kunskap om jizz är praktisk och erfarenhetsbaserad. Dess uttryck varierar mellan att omfatta ytliga associationer som ”det är en liten fågel” till nästan precisa karaktärer med avseende på dräkt eller proportioner. Kunskapen är dynamisk och utvecklas i takt med ökad erfarenhet.

Jizz är mer användbart hos en erfaren fågelskådare än en oerfaren eftersom bredden på kunskapen ökar med erfarenheten. Försiktighet bör iaktas vid användandet av jizz då varje observation av en fågel har ett drag av att inte visa alla fullständiga karaktärer hos fågeln (Penn 2002). Coward (1922) hävdar dock att med ökad erfarenhet så förlitar skådaren sig mer på jizz. Alltså, den oerfarna skådaren förlitar sig mer på specifika detaljer, medan den erfarna förlitar sig mer på *upplevelsen*, jizz.

Vid sidan av vetenskaplig kunskap så finns det andra typer av kunskap som kan vara viktiga inom naturvården. Vi har här belyst fågelskådares jizz-kunskap men det finns också traditionell kunskap som enligt FN:s Konvention om biologisk mångfald kan vara värdefull och ska bevaras (för en inblick i begreppet traditionell kunskap se Lerner & Tunón 2010).

Traditionell kunskap är en samlingsterm för erfarenhetsbaserad kunskap med avseende på biologisk mångfald och dess omgivning. Jizz-kunskap och traditionell kunskap påminner om varandra på flera sätt, t.ex. att dess bärare ofta är icke-akademiskt skolade i dessa områden och att de till en stor del utgår från den praktiska erfarenheten.

### *Är jizz-kunskap överförbar?*

Är jizz-kunskap överförbar? Trots att det finns argument mot, då erfarenheter skiljer sig mellan skådare, vill vi hävda att åtminstone delar av kunskapen är överförbar mellan skådare. Vi grundar detta i att beskrivningar av jizz förekommer både i specifika bestämningsguider för havsfåglar som i vissa mer generella fälthandböcker (Gejl 2012).

Det krävs dock en grundkunskap för att kunna förstå och ta emot förmedlad kunskap.

*Konsekvenser för studier av olika sorters kunskap*  
Jizz-kunskap är intressant att studera eftersom den utgörs av ett mellanting mellan vetenskaplig kunskap och traditionell kunskap. De har vetenskapliga drag eller drag av expertis, men är byggda på egen praktisk erfarenhet. Precis som traditionell

kunskap stannar den oftast inom fågelskådaren och är svår att förmedla till en utomstående. Dock visar denna studie på vikten av att tydliggöra denna tysta kunskap.

Sammanfattningsvis hävdar vi att det är viktigt att vetenskapligt studera innebörden av begreppet jizz för att bättre förstå dels hur fåglar artbestäms och dels hur vi ska se på vetenskapen och dess relation till andra kunskapssystem.

## Spring fuelling by arctic Dunlins *Calidris a. alpina* in the southern Baltic and the potential role of a changing climate

*Fettupplagring under våren hos kärrsnäppa Calidris a. alpina i södra Östersjön och möjliga följder av en klimatändring*

JOHAN STEDT & ÅKE LINDSTRÖM

---

### Abstract

---

In spring, Dunlins *Calidris a. alpina* put on substantial fuel stores in the North Sea region before a long flight to breed in northwest Russia. There are hitherto no well-described fuelling sites in the Baltic region. In May and early June in 2004–2010 we trapped more than 1000 Dunlins at Ottenby, south-east Sweden. Most birds carried substantial fuel loads already when first trapped (much more than in autumn) and, more importantly, 37 within-season re-traps increased in mass at an average rate of 1.2 g/d. This corresponds to a fuelling rate of about 2.6 % of lean body mass per day, among the highest recorded for this species. Stopover times were short; only 3.5 % of the birds were re-trapped and they stayed on average only 2.2 days. Since the late 1970s, increas-

ing numbers of Dunlins stop over at successively earlier dates. This coincides with an increase in spring temperature of 1.1–2.0°C in 1977–2010. Possibly, a warming climate has facilitated and selected for a gradual shift of the final fuelling sites closer towards the breeding grounds.

*Johan Stedt, School of Natural Sciences, Linnaeus University, S-391 82 Kalmar, Sweden, and Ottenby Bird Observatory, PO Box 1500, S-380 65 Degerhamn, Sweden. E-mail: johan.stedt@lnu.se.*

*Åke Lindström, Department of Biology, Biodiversity unit, Lund University, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden*

---

Received 6 September 2012, Accepted 29 October 2012, Editor: S. Svensson

### Introduction

Large numbers of arctic-breeding waders spend the non-breeding season at food-rich coastal sites along the East Atlantic flyway, such as many of the *Calidris* species, Turnstone *Arenaria interpres*, Grey Plover *Pluvialis squatarola* and Bar-tailed Godwit *Limosa lapponica* (Alerstam 1990, Piersma 1997). In late spring they depart from food-rich staging sites in north-west Europe towards breeding grounds on the tundra. Most of the birds seem to reach their breeding grounds in one or two long final flights, covering distances of up to 5000 km. They achieve this by putting on fuel stores of 50–70% above their lean body mass (e.g. Piersma & Jukema 1990, Gudmundsson et al. 1991). For coastal-bound waders migrating towards the Russian Arctic, the last well-described fuelling sites are found in the UK and in the Wadden Sea (Pienkowski et al. 1979, Johnson 1985, Prokosch 1988, Goede et al. 1990, Gudmundsson et al. 1991, Rösner 1997). There are to our knowledge no regular major fuelling sites for these typically coastal arctic waders in spring in the Baltic region (Blomqvist et al. 2007).

Many waders departing from the North Sea

region towards the Russian Arctic crosses southern Sweden. These waders are in Sweden mainly recorded in active migratory flight, or resting on the ground in small numbers (Blomqvist & Lindström 1992, 1995, Gudmundsson 1994, Blomqvist et al. 2007). Big flocks are occasionally seen on the ground, but mainly in connection with adverse weather conditions, such as strong headwinds and heavy rain (Breife 1976, Waldenström 1987). The general pattern therefore seems to be that arctic waders stop in southern Baltic only briefly during spring migration and that no fuelling takes place. There are two known potential exceptions. Large numbers of Dunlins *Calidris alpina* were observed several springs in the 1990s near Hiddensee, in the SW corner of the Baltic Sea, where they were found foraging on wind-exposed sandflats throughout May and into early June (Dierschke & Helbig 1999). Further, Bar-tailed Godwits are regularly seen staging and feeding intensively in spring in the Öresund region in southwesternmost Sweden (Green 1999). However, in these two studies there were no data presented on foraging or fuelling rates.

An important reason for making a final long flight



up to the breeding grounds is probably the lack of good feeding sites in the Baltic region. For birds that want to maximize speed of migration, which may be the case for many wader species (Alerstam & Lindström 1990), the usage of a given site is dependent on the fuel deposition rate achieved at that site and the distance to other potential stopover sites (Gudmundsson et al. 1991). Flying long distances require large fuel stores, and carrying large fuel stores therefore adds an extra energy cost to migration. However, if fuel can be added at a comparatively high rate, the fastest migration can be achieved by putting on large fuel loads at a distant stopover site with subsequent over-flying of sites where fuelling is possible, but at comparatively low rates (Gudmundsson et al. 1991). Although the fuelling rates at several major sites in north-west Europe are well described, no comparable data to our knowledge exist on spring fuelling rates in the Baltic region, should such fuelling at all occur.

In Sweden, most arctic waders are observed at spring dates in late May and early June coinciding with the known major exodus from key staging sites and subsequent arrival to the breeding grounds (Blomqvist & Lindström 1992, 1995, Green et al. 2003, Blomqvist et al. 2007). This further suggests that there is a general strategy of a last long direct flight into the breeding grounds. Nevertheless, each year smaller numbers of arctic waders such as Red Knot *Calidris canutus*, Little Stint *C. minuta*, Sanderling *C. alba*, Curlew Sandpiper *C. ferruginea*, Bar-tailed Godwit and Grey Plover are observed well into Sweden already one or two weeks before the peak passage, 500–1000 km away from the nearest staging sites in the Wadden Sea (Blomqvist & Lindström 1992, 1995, Green et al. 2003, Blomqvist et al. 2007). These birds are obviously much too early for arrival at their arctic breeding grounds. This led Green et al. (2003) to suggest that, for Bar-tailed Godwits, there may be yet undiscovered small scale stopover sites in Sweden and elsewhere in the Baltic region. They also suggested that such early migration may have become more common in recent warmer years. This, of course, may hold also for other arctic waders.

The recent climate warming in northern Europe has had strong effects on the temporal pattern of bird migration, leading to earlier arrival to the breeding grounds in many migrants (Lehikoinen et al. 2004, Stervander et al. 2005, Jonzén et al. 2006). The reason for an earlier arrival may be improved conditions along the migration route, allowing a faster migration (cf. Ahola et al. 2004). Also the spatial pattern of bird migration may change

over time (Sutherland 1998, Eichhorn et al. 2009). Lindström & Agrell (1999) reviewed the potential effects of climate warming may have on the migration of Arctic-breeding waders and predicted that new stopover sites may form closer to the breeding grounds. Although Bauer et al. (2008) found that arctic-breeding geese stayed longer at traditional staging sites between winter and breeding quarters as spring came earlier, there has as yet been no reports of new sites being used due to climate change (but see Green et al. 2003).

In this paper we describe spring fuelling by arctic Dunlins *Calidris a. alpina* at Ottenby, Sweden. Ottenby is situated at the southern tip of the island Öland in the Baltic Sea, about 600 km northeast of the nearest well-known staging site in the Wadden Sea (Rösner 1997, Figure 1). We compare the rate and amount of fuel deposited to that recorded at other sites in spring and autumn, and also reflect upon the importance of recent climate change for our findings.

## Methods

### *Study site and data collection*

Autumn trapping of waders at Ottenby Bird Observatory (56°12'N, 16°24'E) in south-eastern Sweden has been carried out yearly since 1946 (Edelstam 1972, Waldenström & Lindström 2001). In contrast, almost no ringing of spring migrating arctic waders has been carried out. However, in the springs of 2004–2010, arctic waders on spring migration were caught on the shorelines near the bird observatory, mainly to study the prevalence of avian influenza virus (Wallensten et al. 2007). It is noteworthy that there is almost no tide around the shores of Ottenby, and accordingly, no tidal mud flats to feed on. At Ottenby the birds forage on the banks of decaying seaweed that irregularly occur around the shoreline. The main food is probably dipteran larvae (visual observations), but no systematic studies have been carried out.

The main aim of starting spring trapping was to catch sub-arctic and arctic breeding waders. Therefore, trapping was not initiated until well into May, when these birds (in some years) start to appear in catch-worthy numbers and when the local breeders are already nesting. Trapping efforts ended in early June when the shores were empty of arctic waders. In total 50–100 walk-in funnel traps of “Ottenby-model” (Bub 1991) were activated on the shorelines, mainly on rotting sea-weeds. The traps were checked hourly during the light part of the day. Traps were only activated



Figure 1. The shaded area shows the presumed breeding areas of birds passing Ottenby (circle) in late May and early June (cf. Engelmoer & Roselaar 1998). Black squares within this area show sites where birds ringed or controlled at Ottenby have been recorded. Dunlins of the *alpina* subspecies also breed in the alpine regions of northern Norway and Sweden, but there are no recoveries connecting Ottenby to this area. The arc denotes the 2000 km distance from the southwest corner of the depicted breeding grounds (the White Sea), which is the approximate distance within which the nearest well-described fuelling sites are situated. The distance to Ottenby is about 1400 km. Well-known spring fuelling sites (black dots) are from left to right: The Dee Estuary and the Wash in the UK, the Wadden Sea in The Netherlands and Germany, respectively, and Shivash in Ukraine. From these sites there are departure body masses from late May of birds supposedly bound for breeding grounds in N Scandinavia or NW Russia (for details, see Table 1). The map is a Polar projection.

Det skuggade området visar det förmodade häckningsområdet för de kärnsnäppor som flyttar förbi Ottenby under slutet av maj och början av juni. Svarta fyrkanter visar platser där kärnsnäppor ringmärkta eller kontrollerade vid Ottenby blivit anträffade. Kärnsnäppor av rasen alpina häckar också i svenska och norska fjällkedjan, men det finns inga återfynd med Ottenbyanknytning därifrån. Halvcirkeln visar distansen 2000 km från häckningsområdet. Det är det ungefärliga avstånd där de närmaste kända fettupplagringslokaler finns. Avståndet till Ottenby från häckningsområdet är ca 1400 km. Välkända fettupplagringslokaler visas med svarta punkter. Från dessa lokaler finns vikter innan flyttning från senare delen av maj för fåglar som häckar i norra Skandinavien eller Ryssland (Tabell 1). Kartan visas i polarprojektion.

when more than *c.* 20 Dunlins were staging in the trapping area.

All birds were ringed and processed in the laboratory of the bird observatory, which is within 200 m of the catching area. Second calendar-year (2y) birds were separated from adult birds (3y+) on their retained juvenile inner median wing coverts (Prater et al. 1977). A few birds of the subspecies *Calidris alpina schinzii* were also trapped, identified on plumage characters (less distinct black belly-patch) and shorter bill, but they were excluded from the analyses. The following biometrics were collected: wing length, using the maximum chord method (Svensson 1992); total head-length, from bill-tip to back of skull (Green 1980); body mass measured to the nearest 0.1 g by using an electronic balance, and the visible fat load as seen in the tracheal pit, on a scale from 0–9 (the scale of Pettersson & Hasselquist 1985, extended with classes 7–9). As in passerines, fat scores can be used to estimate fuel stores in waders (Lindström 1998). Over the seven years, more than 80% of the birds were ringed by the same six ringers and calibrations between these and additional ringers were carried out regularly.

The lean body mass (LBM) of a bird is a useful measure when comparing fuel deposition patterns between species and studies (Alerstam & Lindström 1990). Since we did not dissect any birds, we need to rely on other sources for an estimate of LBM. An early study at Ottenby estimated LBM to be around 41 g (Mascher & Marcström 1976), but was made in late autumn on juveniles only (Table 1). Instead we chose to use 46 g as LBM in spring, being the average of birds with no or only small fat stores in the Dutch Wadden Sea (Goede et al. 1990).

In a few instances we wanted to compare Dunlins caught in spring and autumn respectively. We then used the data on all adult Dunlins (2y and 3y+, see below) trapped in the autumns of 2004 and 2005. The standardised wader trapping in autumn starts 1 July and continues to mid or late September, depending on the numbers of staging waders in the area. For further information on fuel deposition in autumn migrating Dunlins at Ottenby, see Mascher & Marcström (1976) and Holmgren et al. (1993).

We also looked through the Ottenby diaries from 1 May to 11 June for the years 1977–2010 and extracted all observations of staging Dunlins. Species presence is always noted in the diaries, but it is up to the staff to decide which birds in spring that should be counted and taken notes of. Since the Dunlin is a rather common bird that also breed in the Ottenby area, some of the variation in numbers

recorded may be due to different ambition levels of the staff, at least when it comes to reporting smaller flocks. However, it should be noted that staging waders are easy to observe, not least large flocks, since they occur in open terrain within a few hundred meters of the observatory, and the staff is continuously present in the area. Thus, in years when only a few observations of small Dunlin flocks have been reported, it is highly unlikely that large flocks have been present. No doubt, a large majority of flocks of hundred birds or more actually present have been noted in the diary.

### Study population

So far there are no recoveries from the breeding grounds of birds caught during spring migration at Ottenby. From recoveries of birds ringed at Ottenby in autumn we know that most of them breed on the tundra from north-east Finland in the west to the Yamal and Gydanskij peninsulas in the east (Figure 1). The most easterly recovery is from a bird ringed as juvenile at Ottenby 10 August 1987 and controlled 1 July 1989 at appr. 70°00'N, 77°00'E on the Gydanskij Peninsula, 3200 km east-north-east of Ottenby. The winter recoveries come from all countries along the shores of western Europe, mainly from France and the United Kingdom, but also from the Mediterranean area and West Africa. Building on these recoveries we assume that the bulk of Dunlins passing Ottenby in autumn are of the *alpina* subspecies (Engelmoer & Roselaar 1998).

### Weather data

Monthly average temperature (°C) and precipitation (mm) at Ottenby in March, April and May in 1977–2010 were retrieved from <http://luftweb.smhi.se/>.

### Statistics

All statistics, mainly General Linear Models, were carried out in SPSS 17.0. Non-significant interaction terms were removed before calculating the final models. All measurements were not taken on every bird, therefore n-values can vary somewhat between analyses. In 2006, 2008 and 2009, the birds were trapped within a very short time period each year. Therefore, data from these three years were not included in analyses involving how morphometrics varied with dates within and between years.

## Results

### Phenology and numbers of staging birds

The number of birds reported from staging on the shores around the bird observatory between 1 May to 11 June in 1977–2010 varied dramatically between days (0 to 2000) and years (from 0 to 5600, Figure 2). We divided the period into four sub-periods of 8–9 years: 1977–1984 (period I), 1985–1992 (II) and 1993–2001 (III), and 2002–2010 (IV).

There was a general increase in the number of birds reported per spring. The yearly average of

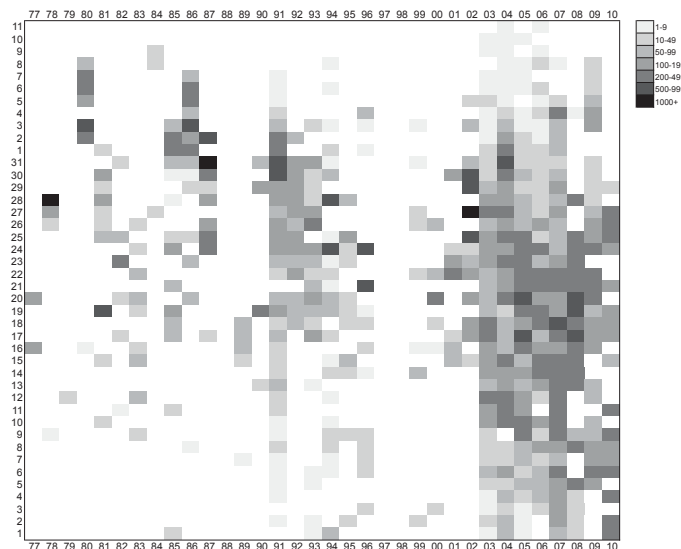


Figure 2. Observations of Dunlins staging at the shorelines around Ottenby Bird Observatory, 1 May – 11 June (vertical axis) in 1977–2010 (horizontal axis). The different shades of grey denote different maximum numbers of staging birds per day. The gradual shift of dark colours towards the lower right in the graph indicates that the birds have been appearing earlier and earlier at Ottenby over the study period.

*Observationer av kärrsnåppor rastande runt Ottenby fågelstation 1 maj – 11 juni (vertikal axel) 1977–2010 (horisontell axel). De olika nyanserna av grå visar olika dagliga maxantal av rastande fåglar. Den gradvisa förändringen till mörkare grå mot nedre högra hörnet i grafen indikerar att fåglar dyker upp allt tidigare på Ottenby under studieperioden.*

birds recorded was about 775, 1550, 675 and 4108 for the four periods respectively. The yearly average number of days with more than 100 birds reported was 1.25, 3.75, 1.44 and 12.2 for the four periods. Although the trapping efforts the last seven years also resulted in more careful recording of the birds present, we feel confident that there has been a true increase in the number of birds observed (Figure 2).

From a phenology perspective, Dunlins have occurred on average earlier and earlier at Ottenby. In years with at least three records of staging Dunlins, the day with the highest number occurred between 19 May and 3 June in period I (median 28 May), 16–30 May in period II (30 May), 15–31 May in period III (24 May) and 17–26 May in period IV (21 May). Not only did the peak of staging occur progressively earlier, also the start of migration seems to have changed. In 1977–2002, the first day with more than 100 birds on the shores never occurred before 16 May. In 2003–2010, the first day with more than 100 birds recorded were 10, 6, 9, 8, 2, 5, 5 and 1 May respectively.

The highest numbers of birds on the shores were normally found in unstable weather conditions, but large flocks can also appear in sunny weather. Foraging on the seaweed is mainly taking place in connection to rainy or cloudy weather. When the weather has been sunny for a longer period, the birds are normally found roosting on rocks. For example, much fewer birds were trapped in 2006 and 2009 compared to the other years included in the study, although the numbers seen were about the same. The cages we use cannot be used out on the rocks and are also inefficient if the birds do not forage.

#### *Numbers and age distribution of birds ringed*

The spring data consists of 1053 first captures of Dunlins, including 15 already ringed birds. The latter were either ringed at Ottenby in a previous spring ( $n=1$ ) or autumn ( $n=4$ ) or ringed at other locations than Ottenby ( $n=10$ ). The birds were trapped during the following periods: 11 May–3 June 2004 ( $n=173$ ), 10–26 May 2005 ( $n=496$ ), 18–23 May 2006 ( $n=30$ ), 9 May–5 June 2007 ( $n=284$ ), 17 May–19 May 2008 ( $n=3$ ), 21 May–5 June 2009 ( $n=50$ ) and 2 May–28 May 2010 ( $n=17$ ). As far as age is concerned, 391 birds were 2y and 601 birds were 3y+ (61 birds were not aged). In the autumns of 2004 and 2005, in total 9982 adult birds (2y and 3y+) were trapped.

Although average trapping dates varied signifi-

cantly between spring seasons, there was no significant effect of age on trapping dates (two-way ANOVA, effect of year:  $F_{6,984}=269.1$ ,  $p<0.001$ , effect of age:  $F_{1,984}=3.0$ ,  $p=0.082$ ). Further, there were significant average differences in morphometrics between 3y+ and 2y birds both in wing length and body mass (t-test, wing: 120.8 vs. 120.3 mm,  $p=0.014$ ), body mass: 63.6 vs. 61.6 g,  $p<0.001$ ). For total head there was no significant average difference (57.2 vs. 56.9 mm,  $p=0.19$ ). Median fat score was significantly higher in 3+ birds (median 7) than in 2y birds (median 6, U-test  $p<0.001$ ,  $n=599$  and 389, respectively). Thus, there was no significant difference in timing of spring migration between the age groups, but some significant (but small) differences in their morphometrics.

#### *Fuel deposition and morphometrics at the population level*

There are two main ways of determining fuel deposition rates in a population like the one we have studied (Lindström 2003). One way is to look at mass changes in retrapped individuals. Another way is to assume that the birds trapped belong to a closed population, that is, the birds arrive at the same time, stay together over the whole trapping period, and then depart synchronously. If so, it is reasonable to assume that the average individual fuel deposition rate equals the average change in body mass of the population.

Among the birds trapped in spring, both body mass and fat scores generally increased with date, but at different rates in different years (ANCOVA, body mass: interaction term date\*year:  $F_{3,538}=5.3$ ,  $p=0.001$ ; fat score: interaction term, date\*year:  $F_{3,539}=4.8$ ,  $p=0.003$ ). Calculating a linear regression for each year separately (2004, 2005, 2007 and 2010) we found that body mass increased on average with 0.42, 0.95, 0.50 and 0.11 g/d, with a four-year average of 0.5 g/d. The average fat score increased with 0.12, 0.18, 0.07 and 0.09 units/d, with a four-year average of 0.12 units/d. Over a three week period, this roughly equals a 10.5 g increase in body mass and a 2.5 unit increase in fat score (Figure 3 and 4). There was a strong positive correlation between body mass and fat score ( $r_{973}=0.61$ ,  $p<0.001$ ), showing that much of the variation in body mass could be explained by the amount of visible fat.

Both wing length and total head was strongly influenced by trapping date and there were significant differences between years (ANCOVA, date:  $F_{1,905}=12.3$ ,  $p<0.001$ ; year:  $F_{3,905}=7.4$ ,  $p<0.001$ ;

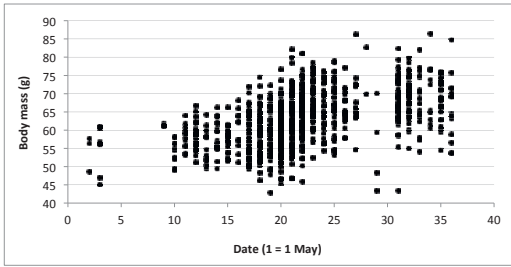


Figure 3. Body mass of Dunlins trapped at Ottenby, south-eastern Sweden, in spring 2004–2010. Each dot is one individual.

*Vikter på kärnsnåppor fångade vid Ottenby under vårarna 2004–2010. Varje punkt är en individ.*

age:  $F_{1,905}=0.82$ ,  $p=0.36$ ). The pattern for total head was more complicated, since there was a marginally significant three-way interaction (ANCOVA, date\*year\*age:  $F_{3,895}=2.6$ ,  $p=0.049$ ). However, if ignoring this interaction term, the pattern is very similar to that of wing length (ANCOVA, date:  $F_{1,905}=24.1$ ,  $p<0.001$ ; year:  $F_{3,905}=10.9$ ,  $p<0.001$ ; age:  $F_{1,905}=0.2$ ,  $p=0.66$ ). Using linear regression for age classes combined and each year separately (2004, 2005, 2007 and 2010) we found that wing length increased on average with 0.13 ( $p=0.006$ ), 0.06 ( $p=0.20$ ), 0.09 ( $p=0.021$ ) and 0.01 ( $p=0.84$ ) mm/d, and total head increased with 0.15 ( $p<0.001$ ), 0.14 ( $p=0.001$ ), 0.12 ( $p=0.001$ ) and 0.00 ( $p=0.96$ ) mm/d. Over a three week period, this roughly equals a 0.2–2.7 mm increase in wing length and a 0–3.2 mm increase in total head length.

Clearly, the Dunlins at Ottenby in spring did not form a closed population. Instead there was probably a continuous turnover of individuals with gradually longer wings and longer bills the further the season progressed. Accordingly, estimating a fuel deposition rate for individual birds from changes in the population average may in this case give an unrepresentative value.

#### Individual fuel deposition rates

The other main way of estimating fuel deposition rate is to look at re-trapped birds. In total 37 birds (3.5 %) were re-trapped the same spring season one or more days after first capture (Figure 5). For these birds the minimum length of stay (number of days between first and last capture) was on average 2.2 days (range 1–9 days). The average change in mass between first and last capture was 2.5 g (range –3.1–13.8 g) and the average fuel deposition rate was 1.2 g/d (range –2.9–6.2 g/d). In total 25 of the 37 birds increased in mass during their

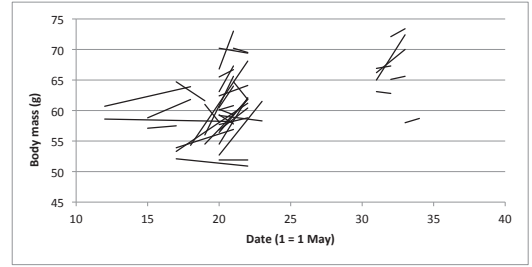


Figure 5. Body mass changes of Dunlins recaptured one or more days after first capture, at Ottenby, south-eastern Sweden, in spring 2004–2010.

*Viktförändringar hos kärnsnåppor återfångade en eller flera dagar efter första fångst på Ottenby under vårarna 2004–2010.*

stay (68 % of all retraps). Among these birds, average mass increase was 4.3 g at a rate of 2.1 g/d.

Assuming a lean body mass of 46 g, the average fuel deposition rate of all birds were 2.6 % of LBM/d, and 4.6 % of LBM/d for the sub-group where all increased in mass. The three fastest individual fuel deposition rates were 6.2 g/d (from 66.8 g to 73.0 g in 1 day), 4.8 g/d (from 56 g to 65.6 g in 2 days), and 4.2 g/d (from 63.1 g to 67.3 g in 1 day). This corresponds to fuel deposition rates of 13.7, 10.7 and 9.3 % of LBM/d, respectively.

#### Body mass and fuel stores

The overall average body mass for all spring Dunlins was 62.7 g ( $n=1047$ ,  $SD=7.1$ , range=42.9–86.4 g) and median fat score was 6 ( $n=1049$ , range 1–9). This is equivalent to fuel stores of on average 36.3 % of LBM. However, the body mass and fuel

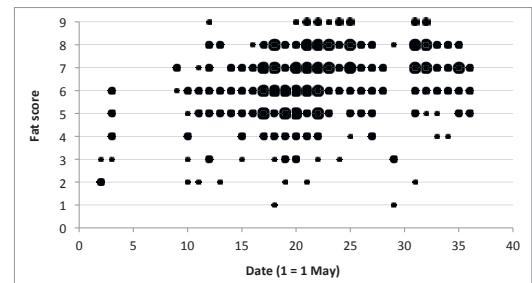


Figure 4. Fat score of Dunlins *Calidris a. alpina* trapped at Ottenby, south-eastern Sweden, in spring 2004–2010. Small dots denote 1 bird, medium sized dots 2–10 individuals, and large dots more than 10 birds.

*Mängden synligt fett hos kärnsnåppor ringmärkta vid Ottenby under vårarna 2004–2010, klassat på en skala 0–9. Små punkter visar 1 individ, mellanstora punkter 5–10 individer, och stora punkter >10 individer.*



stores of Dunlins increased throughout the spring study period (Figure 3 and 4). The 20 first caught birds trapped 2–10 May had an average mass of 54.9 g (SD=5.1, range= 45.1–61.9) and the median fat score was 4. This is equivalent to fuel stores of 19.4 % of LBM. In the seasonally 20 latest birds, 4–5 June, where most birds must have been close to a final departure towards the breeding grounds, average mass was 68.8 g (SD=8.4, range= 53.6–84.7) and median fat score 6. This is equivalent to fuel stores of on average 49.6 % of LBM.

In autumn, the overall average body mass of adult birds was 48.2 g (n=9672, SD=4.2, range = 35.7–69.4) and median fat score was 4 (n=10392, SD=1.1, range 1–8). These values are significantly lower than the spring values (mass, t-test:  $t=96.3$ ,  $p<0.001$ ; fat score: U-test,  $z=42.4$ ,  $p<0.001$ ). The overall fuel load in autumn is equivalent to on average only 4.8 % of LBM. However, it seems as if LBM may generally be lower in autumn (Table 1). Assuming a more reasonable LBM of 42 g gives an average fuel load of about 15 % above the LBM.

#### *Dunlin populations in spring and autumn*

For all Dunlins measured during spring migration the wing length was 120.6 mm (n=1051, SD=2.9, range=112–129) and bill-head 57.0 mm (n=1050, SD=2.7, range=50–64). During autumn migration 2004–2005, the mean wing length for all 2y and 3y+ birds was 120.1 mm (n=9921, SD=3.0, range=111–126) and bill-head 56.9 mm (n=9920, SD=2.7, range=51–64). In addition, twenty Dunlins ringed during spring migration were recaptured at Ottenby during subsequent autumn migrations, and three Dunlins ringed during autumn migration were recaptured in a subsequent spring. Together this suggests that the same population(s) are passing Ottenby in spring and autumn.

#### *Weather*

As estimated by linear regression, the monthly average temperature (°C) in spring generally increased over the study period 1977–2010, although significantly so only for April (March,  $+0.037^{\circ}\text{C}/\text{year}$ ,  $p=0.25$ ; April,  $+0.062^{\circ}\text{C}/\text{year}$ ,  $p<0.001$ ; May,  $+0.034^{\circ}\text{C}/\text{year}$ ,  $p=0.12$ ). Numerically, this is equal to an overall increase of 1.1–2.0 °C in 33 years. Changes in precipitation were less consistent. It decreased significantly over time in March ( $-0.70$  mm/year,  $p=0.01$ ), showed no trend in April ( $-0.21$  mm/year,  $p=0.48$ ), and had a tendency to increase in May ( $+0.79$  mm/year,  $p=0.052$ ).

## **Discussion**

There are three particularly noteworthy findings to discuss regarding the Dunlins stopping over in spring at Ottenby. First, a majority of the Dunlins re-trapped within the same spring season increased in mass. As far as we know, this is the first time that more regular fuel deposition of Dunlins (or any wader species) in spring has been documented in the Baltic region. Second, there seems to be a continuous turnover of birds in spring, as judged from the short stopover duration of re-trapped birds and the gradual increase in size. This is in contrast to the general pattern found for spring migrating arctic-breeding waders in north-west Europe, where most birds seem to fuel and depart synchronously, for a final long flight to the breeding grounds (Pienkowski et al. 1979, Johnson 1985, Prokosch 1988, Goede et al. 1990, Gudmundsson et al. 1991, Rösner 1997). Third, the occurrence of staging birds at Ottenby has changed over the study period. The birds have arrived gradually earlier in spring, and in increasing numbers.

#### *Rate and amount of fuel deposition*

For the re-trapped birds that increased in mass we estimated the fuel deposition rate to be on average 2.6 % of LBM/d, and the maximum rate found for an individual was 13.7 % of LBM/d. Although the very short time period over which the individual mass gain was measured calls for careful interpretation, the values are higher than all other values we have found reported for Dunlins in north-west Europe in spring (Table 1). Further, they are close to the maximum reported for any waders of this size from around the world (Lindström 2003). They are also similar to the values reported from Ottenby in autumn (Holmgren et al. 1993). The shores around Ottenby apparently provided excellent foraging and fuelling conditions for spring migrating Dunlins.

How can such high rates be achieved? We have no systematic measures of food abundance along the Ottenby shores. However, the banks of decaying seaweed clearly provide an excellent food source in wetter weather, with the substrate teeming with invertebrate life. This is clearly in contrast to dry weather conditions, when a hard crust is created on the seaweed surface, making invertebrate food largely unavailable (personal observations). An additional advantage at Ottenby is that once good conditions prevail, the birds can probably feed also at night, an important prerequisite for fast fuelling (Lindström 2003). In tidal areas

Table 1. Departure fuel loads and fuel deposition rates of Dunlins at various stopover sites in Europe, NW Africa and the Middle East. Fuel loads were estimated from average body mass at or near known departure and expressed as % of lean body mass (LBM). In cases of synchronous and substantial fuelling over a longer period we used the average mass at known, or assumed, departure dates as an estimate of departure fuel loads. In only one study was LBM determined by dissection of birds (41 g in autumn juveniles, Mascher & Marcström 1976). For other studies we assumed LBM to be 46 g in adults (47 g for 3y+ and 45 g for 2y birds; cf. Pienkowski et al. 1979, Goede et al. 1990) and 41 g in autumn juveniles.

*Fettreserver och fettupplagringshastigheter hos kärnsnåppor på rastlokaler i Europa, Afrika och Mellanöstern. Fettreserver är beräknade från fåglarnas medelvikt nära avflytningen och uttrycks som % av fettfri vikt. Endast i en studie var den fettfria vikten bestämd genom dissektion av fåglar (41 g hos juvenila fåglar på hösten vid Ottenby). I övriga studier antog vi en fettfri vikt på 46 g hos adulta och 41 g hos juvenila fåglar under hösten.*

Locality	Breeding origin	Date	Age	Mass		Range	N	LBM	Fuel load		FDR (Avg) g/d (pop)	g/d (ind)	FDR (Max)		Study
				Mean	Age				LBM	% of LBM			% of LBM/d	g/d	
<i>Spring</i>															
Sidi Moussa, Morocco	NW Russia	Apr		65.1		50-74	37	46	46	1.6	3.5		3.5		Piersma 1987
Shivash, Ukraine	NW Russia/ Greenland	21-27 May		63.6	3y+		274	46	42	0.9	1.8		1.8		Chernichko et al. 1993
Dee, UK	NW Russia/ Greenland	23 May	2y	74.8	2y	50-93	276	46	35	0.7	1.5	0.6	1.2	1.4	3.0 Eades and Okill 1977
Dee, UK	NW Russia	23 May	2y	76	2y+	54-86	136	46	66	0.7	1.5	1.1	2.4	1.6	3.6 Eades and Okill 1977
Wadden Sea, Germany	NW Russia	28 May-2 Jun	2y+	68.5	2y+	54-86	136	46	65	0.9	2.0	1.2	2.6	6.2	Rösner 1997
Ottenby, Sweden	NW Russia	30 May-3 Jun	2y+	80	2y+	-82	234	47	74	1	2.1	0.8	2.0	0.9	13.5 This study
Wadden Sea, NL	NW Russia	2 Jun	3y+	74.0	2y	-82	123	45	57	1	2.2		2.1		Goede et al. 1990
Wash, UK	NW Russia	Jun	2y	70.8	2y	35-74	5476	46	11	2.1	4.6	2.1	4.6	7.3	Pienkowski et al. 1979
Wash, UK	NW Russia	Jun	2y	70.8	2y	35-74	5476	46	11	2.1	4.6	2.1	4.6	7.3	Pienkowski et al. 1979
<i>Autumn</i>															
Ottenby, Sweden	NW Russia	Jul-Aug	2y+	51	2y+	35-74	5476	46	11	2.1	4.6	2.1	4.6	7.3	Holmgren et al. 1993
Gulf of Gdansk, Poland	NW Russia	Jul-Sep	2y+					46	46	1.1	2.4	1.1	2.4		Meissner 1998
Gulf of Gdansk, Poland	NW Russia	Jul-Sep	1y					41	41	0.5	1.2	0.5	1.2		Meissner 1998
Poismouth, UK	NW Russia	Aug						46	46						Stevenson 1977
Teesmouth, UK	NW Russia	Aug-Sep						46	46						Davidson 1984
Heiligoland, Germany	NW Russia	Aug-Sep	1y	47.8	1y		1114	41	41			3.4	8.3	5.5	Dierschke 1998
Ottenby, Sweden	NW Russia	Sep-Oct	1y	48	1y	38-68		41	17						Mascher & Marcström 1976

much potential feeding time is lost when roosting, and long distances to suitable high-tide roosts can restrain foraging possibilities even further (Dias et al. 2006).

Although the numbers staging in spring are comparably small, it seems as if the spring birds belong to the same population(s) as the birds passing Ottenby in autumn. Average size was very similar in spring and autumn, and several birds were trapped in both seasons. This makes a comparison between seasons even more valid. Not only fuelling rates but also the length of stay of re-trapped birds was similar between seasons. Among the birds staying for 20 h or more, Holmgren et al. (1993) found an average length of stay of about 2 days in autumn to be compared with the 2.4 days in spring. Obviously Dunlins do not use Ottenby for longer periods of stay either in spring or autumn. Little is known about individual travelling schedules among Dunlins, but short stopover periods may actually be characteristic for this species. Warnock et al. (2004) followed individual Dunlins with radio-transmitters during spring migration along the Pacific coast of North America and found mean length of stay at various sites along the route to vary between 1 and 3.8 days between individuals.

What did differ strongly between seasons at Ottenby was the size of the fuel stores, which were much larger in spring. The overall mass of 62.8 g, and a peak average of 68.8 g in early June, are substantially higher than the 51 g found in the autumns of 1985–1988 (Holmgren et al. 1993) and the average mass of 47.6 g for adults in the autumns of 2004–2005 reported here. This indicates that the birds stopping at Ottenby in spring are bound for much longer non-stop flights than in autumn, although fuel loads at departure can also be higher than needed for covering a certain distance, due to optimality considerations (Alerstam & Lindström 1990) or the need to carry fuel stores upon arrival at the breeding grounds (Tulp et al. 2009). Stopover duration at Ottenby in spring is short. Therefore, despite the high short-term fuelling rates, most of the fuel stores the birds have when leaving Ottenby are probably deposited at other stopover sites, possibly in the North Sea region where body masses of 64–80 g at departure have been reported (Table 1).

Our finding that some Dunlins in spring put on fuel far into the Baltic region does not alter the existing view that the bulk of Dunlins in northwest Europe depart rather synchronously in late May–early June from stopover sites mainly in the North Sea region (Eades & Okill 1977, Pienkowski et al. 1979, Goede et al. 1990, Rösner 1997). But clearly,

some birds have another strategy (see also Dierschke & Helbig 1999).

#### *A non-synchronous passage*

In addition to the short stopover periods, the gradual increase in wing length and total bill-head show that the birds visiting Ottenby do not belong to a closed and synchronously staging population. In Dunlins of the *alpina* subspecies, females on average have 3 mm longer wings and 2–3 mm longer bills than males (Engelmoer & Roselaar 1998). The most likely explanation for the gradual increase in size with time is that the proportion of males is high at the beginning of the season and gradually changes in favour of the larger females. Another possibility is that populations of differently sized individuals are passing at different times. This seems less likely, however, since there seems to be no general size differences among Dunlins in northern Fennoscandia and northwest Russia (Engelmoer & Roselaar 1998).

#### *Moving positions ahead in a climate warming scenario?*

The seemingly continuous turnover of Dunlins at Ottenby in spring indicates that a proportion of the population starts to move towards the breeding grounds well before the majority. The same pattern seems to prevail in Sweden also in other tundra-breeding waders (Blomqvist & Lindström 1992, 1995, Green et al. 2003, Blomqvist et al. 2007). What does this mean in terms of Dunlin migration strategies? Is this simply an over-seen alternative migration strategy or do we see the development of a new migration strategy? Whether Dunlins have managed to put on fuel at Ottenby also before 2003 we do not know, but successful fuelling may well be a relatively new phenomenon. From the counts at Ottenby it seems as if more and more Dunlins stopover and that the birds occur progressively earlier in spring. But where do the birds visiting Ottenby relatively early in spring go following their short stops? Are there other stopover sites further along the route to Russia or do the Dunlins move around more locally in south Sweden? Or do they even move back to the North Sea area for continued fuelling?

Much attention has recently been given to changes in migration timing of birds due to climate change. Many birds migrate north progressively earlier as a response to warmer springs (e.g. Stervander et al. 2005, Jonzén et al. 2006). Indeed,

springs have become gradually warmer also at Ottenby the last decades. The change in precipitation is less consistent and also more difficult to interpret. Given the importance in autumn of wet beaches, the tendency for more and more rain in May could possibly facilitate foraging.

Nevertheless, the overall change in spring weather may have improved fuelling conditions at Ottenby. This trend is likely to continue. In a recent report (HELCOM 2007), the spring temperature in the Baltic Sea basin was forecasted to become 3–7 °C warmer at year 2100, and the growing season will be prolonged by 1–3 months. This will include an earlier start of plankton growth in spring, which in turn will affect the whole food web (HELCOM 2007), and most likely benefit fuelling in Dunlins.

Lindström & Agrell (1999) reviewed the potential effects of climate warming may have on the migration of Arctic-breeding waders. One prediction was that new stopover sites may form, closer to the breeding grounds. It seems clear that at least in recent years, there have been excellent fuelling possibilities at Ottenby, that at least some Dunlins have made use of. Gudmundsson et al. (1991) argued that for waders trying to migrate as fast as possible, very long flights are expected if the potential fuelling rates at stopover sites not visited (overflow) are comparatively low. Should the comparatively high fuelling rates we have found at Ottenby continue to be achieved, migrants that want to maximize migration speed should be expected to start using such a stopover site (Gudmundsson et al. 1991). The fact that the wintering grounds of Dunlins have shifted northward in recent decades (Fransson et al. 2008), is another strong indication that Dunlins do adjust important life-history events to climate change.

What possibly speaks against a rapid switch to new stopover sites in the Baltic region such as Ottenby is the potentially low predictability of foraging conditions (cf. Dierschke & Helbig 1999). As in autumn, in periods of dry and sunny weather, the drying out of the seaweed wreckage most certainly precludes fast fuelling. Fuelling in 2004, 2005 and 2007 was in periods very successful, but in e.g. 2006 conditions seem to have been less favourable. It remains to be seen whether fuelling in the Baltic is a new phenomenon that will develop further along with the forecasted climate warming.

### Acknowledgements

We are most grateful to the dedicated work carried out by volunteers at Ottenby throughout the

years. Martin Stervander helped with handling ringing recoveries and Sara Henningsson, Volker Dierschke, Sören Svensson and an anonymous referee gave valuable comments on an earlier version of the manuscript. The standardised ringing at Ottenby is supported by grants from the Swedish Environmental Protection Agency. Important financial support has also been received from the Knut and Alice Wallenberg Foundation, the Marcus and Amalia Wallenberg Foundation, the Carl Trygger Foundation for Scientific Research and Stiftelsen Olle Engkvist Byggmästare (to Ottenby Bird Observatory), and from the Swedish Research Council and The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning (to Björn Olsen). This is contribution no. 264 from Ottenby Bird Observatory.

### References

- Ahola, M., Laaksonen, T., Sippola, K., Eeva, T., Rainio, K. & Lehikoinen, E. 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biol.* 10: 1610–1617.
- Alerstam, T. & Lindström, Å. 1990. Optimal bird migration: The relative importance of time, energy and safety. Pp. 331–351 in *Bird Migration* (Gwinner, E. ed.). Springer, Berlin.
- Bauer, S., Van Dinther, M., Høgda, K.-A., Klaassen, M., Madsen, J. 2008. The consequences of climate-driven stop-over sites changes on migration schedules and fitness of Arctic geese. *J. Anim. Ecol.* 77: 654–660.
- Blomqvist, S., Green, M. & Lindström, Å. 2007. The spring migration of Grey Plover *Pluvialis squatarola* in Sweden. *Ornis Svecica* 17: 121–136.
- Blomqvist, S. & Lindström, Å. 1992. Routes of spring migrant Siberian and Nearctic Knots *Calidris canutus* diverge over Sweden. *Wader Study Group Bull.* 64: 91–94
- Blomqvist, S. & Lindström, Å. 1995. The spring migration of Sanderling *Calidris alba*, Little Stint *C. minuta* and Curlew Sandpiper *C. ferruginea* in Sweden. *Ornis Svecica* 5: 55–67.
- Breife, B. 1976. Arctic waders on Öland 27–30 May 1976. *Calidris* 5: 75–78. (In Swedish with English summary)
- Bub, H. 1991. *Bird Trapping and Bird Banding*. Cornell Univ. Press, Hong Kong.
- Chernichko, I.I., Chernichko, R., Diadicheva, L., van der Have, T.M., Van de Sant, S. 1993. Biometry of waders in the Sivash, Ukraine, spring 1992. *WIWO-report* 36: 65–85.
- Davidson, N. C. 1984. How valid are flight range estimates for waders? *Ring. & Migr.* 5: 49–64.
- Dias, M.P., Granadeiro, J.P., Lecoq, M., Santos, C.D. & Palmeirim, J.M. 2006. Distance to high-tide roosts constrains the use of foraging areas by dunlins: Implications for the management of estuarine wetlands. *Biol. Conserv.* 131: 446–452.
- Dierschke, V. 1998. High profit at high risk for juvenile Dunlins *Calidris alpina* stopping over at Helgoland (German Bight). *Ardea* 86: 59–69.

- Dierschke, V. & Helbig, A.J. 1999. Baltic Sea windflats as spring staging site for Dunlins *Calidris alpina*. *Wader Study Group Bull.* 90: 42–46.
- Eades, R.A. & Okill, J.D. 1977. Weight changes of Dunlins on the Dee Estuary in May. *Bird Study* 24: 62–63.
- Edelstam, C. 1972. *The Visible Migration of Birds at Ottenby, Sweden*. Vår fågelvärld, suppl. 7.
- Eichhorn, G., Drent, R.H., Stahl, J., Leito, A. & Alerstam, T. 2009. Skipping the Baltic: the emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian barnacle geese. *J. Anim. Ecol.* 78: 63–72.
- Engelmoer, M. & Roselaar, C.S. 1998. *Geographical variation in waders*. Kluwer, Dordrecht.
- Fransson, T., Österblom, H. & Hall-Karlsson, S. 2008. *Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 2*. Stockholm.
- Goede, A.A., Niebor, E. & Zegers, P.M. 1990. Body mass increase, migration pattern and breeding grounds of Dunlins, *Calidris a. alpina*, staging in the Dutch Wadden Sea in spring. *Ardea* 78: 135–144.
- Green, G.H. 1980. Total head length. *Wader Study Group Bull.* 29: 18.
- Green, M. 1999. Bar-tailed Godwits *Limosa lapponica* on south Swedish shores in spring – emergency stopovers or regular occurrence? *Ornis Svecica* 9: 133–142.
- Green, M., Blomqvist, S. & Lindström, Å. 2003. The spring migration of two Bar-tailed Godwit *Limosa lapponica* populations in Sweden. *Ornis Svecica* 13: 1–15.
- Gudmundsson, G.A. 1994. Spring migration of the Knot *Calidris c. canutus* over southern Sweden, as recorded by radar. *J. Avian Biol.* 25: 15–26.
- Gudmundsson, G.A., Lindström, Å. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140–152.
- HELCOM. 2007. Climate Change in the Baltic Sea Area – HELCOM Thematic Assessment in 2007. *Balt. Sea Environ. Proc. No.* 111
- Holmgren, N., Ellegren, H. & Pettersson, J. 1993. Stopover length, body mass and fuel deposition rate in autumn migration adult Dunlins *calidris alpina*: Evaluating the effects of moulting status and age. *Ardea* 81: 9–19.
- Johnson, C. 1985. Patterns of seasonal weight variation in waders on the Wash. *Ring. & Migr.* 6: 19–32.
- Jonzén, N., Linden, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J.O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinch, C., Spina, F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen, E., Solvang, R. & Stenseth, N.C. 2006. Rapid Advance of Spring Arrival Dates in Long-Distance Migratory Birds. *Science* 312: 1959–1961.
- Lehikoinen, E., Sparks, T.H. & Zalakevicius, M. 2004. Arrival and departure dates. Pp. 1–31 in *Birds and climate change* (Møller, A.P., Fiedler, W. and Berthold, P. eds.). Adv. Ecol. Res. 35. Elsevier Science, London.
- Lindström, Å. 1998. Mass and morphometrics of Little Stints *Calidris minuta* on autumn migration along the Arctic coasts of Eurasia. *Ibis* 140: 171–174.
- Lindström, Å. 2003. Fuel deposition rates in migrating birds: causes, constraints and consequences. Pp. 307–320 in *Avian Migration* (Berthold, P., Gwinner, E. & Sonnenschein, E. eds.). Springer, Berlin.
- Lindström, Å. & Agrell, J. 1999. Global change and possible effects on the migration and reproduction of arctic-breeding waders. *Ecol. Bull.* 47: 145–159.
- Mascher, J.W. & Marcström, V. 1976. Measures, weights, and lipid levels in migrating Dunlins *Calidris a. alpina* L. at the Ottenby bird observatory, south Sweden. *Ornis Scand.* 7: 49–59.
- Meissner, W. 1998. Fat reserves in Dunlins *Calidris alpina* during autumn migration through Gulf of Gdańsk. *Ornis Svecica* 8: 91–102.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migration capacity of Robins *Erithacus rubecula* and Goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ring. & Migr.* 6: 66–76.
- Pienkowski, M.W., Lloyd, C.S. & Minton, C.D.T. 1979. Seasonal and migrational weight changes in Dunlins. *Bird Study* 26: 134–148.
- Piersma, T. 1997. Do global patterns of habitat use and migration strategies co-evolve with relative investments in immunocompetence due to spatial variation in parasite pressure? *Oikos* 80: 623–631.
- Piersma, T. & Jukema, J. 1990. Budgeting the flight of a long-distance migrant: changes in nutrient reserve levels of Bar-tailed Godwits at successive spring staging sites. *Ardea* 78: 315–337.
- Prater, A.J., Marchant, J.H. & Vuorinen, J. 1977. *Guide to the identification and ageing of Holarctic Waders*. BTO guide 17, Tring.
- Prokosch, P. 1988. The Schleswig-Holstein Wadden Sea as spring staging area for arctic wader populations demonstrated by Grey Plover (*Pluvialis squatarola*, L. 1758), Knot (*Calidris canutus*, L. 1758) and Bar-tailed Godwit (*Limosa lapponica*, L. 1758). *Corax* 12: 273–442. (In German with English summary)
- Rösner, H.U. 1997. *Strategies of staging and migration of Dunlin (Calidris alpina) in the Wadden Sea and along the East-Atlantic Flyway*. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe University, Frankfurt. (In German with English summary)
- Stervander, M., Lindström, Å., Jonzen, N. & Andersson, A. 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *J. Avian Biol.* 36: 210–221.
- Steventon, D. J. 1977. Dunlin in Portsmouth, Langstone and Chichester Harbours. *Ring. & Migr.* 1: 141–147.
- Sutherland, W. J. 1998. Evidence for flexibility and constraint in migration systems. *J. Avian Biol.* 29: 441–446.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. 4th Ed. Svensson, Stockholm.
- Tulp, I., Schekkerman, H., Klaassen, R., Ens, B. & Visser, G.H. 2009. Body condition of shorebirds upon arrival at their Siberian breeding grounds. *Polar Biol.* 32: 481–491.
- Waldenström, A. 1987. Arctic waders on southern Öland 25 May –1 June 1987. *Calidris* 16: 199–201. (In Swedish with English summary)
- Waldenström, A. 1987. Arctic waders on southern Öland 25 May–1 June 1987 (In Swedish with English summary). *Calidris* 16: 199–201.
- Waldenström, J. & Lindström Å. 2001. Migration and morphometrics of the Broad-billed Sandpiper *Limicola falcinellus* at Ottenby, southern Sweden, 1950–2000. *Ornis Fenn.* 78: 184–192.
- Wallensten, A., Munster, V.J., Latorre-Margalef, N., Brytting, M., Elmberg, J., Fouchier, R.A.M., Fransson, T., Haemig, P.D., Karlsson, M., Lundkvist, Å., Osterhaus, A.D.M.E., Stervander, M., Waldenström, J. & Olsen,



B. 2007. Surveillance of Influenza A Virus in Migratory Waterfowl in Northern Europe. *Emerg. Infect. Dis.* 13: 404–411.

Warnock, N., Takekawa, J.Y. & Bishop, M.A. 2004. Migration and stopover strategies of individual Dunlin along the Pacific coast of North America. *Can. J. Zool.* 82: 1687–1697.

### Svensk sammanfattning

Stora antal arktiska vadare övervintrar längs Europas näringsrika tidvattenstränder. Flyttningen mot häckområdena på tundran sker under senare delen av våren och genomförs av de flesta arter i en eller två långa non-stop flyttningar. Under dessa flygningar kan fåglarna avverka distanser på uppemot 5000 km. För att genomföra detta krävs stora bränslereserver (huvudsakligen fett, men också en del protein). Kärrsnäppor *Calidris a. alpina* och andra arktiska vadare lagrar betydande fettreserver i Nordsjöregionen (motsvarande 50–70 % över den fettfria vikten) innan den långa flyttningen mot den ryska tundran. I Sverige ses de arktiska vadarna främst under aktivt sträck utan att rasta. Dokumenterade stora ansamlingar av rastande vadare längs Sveriges kuster finns men då främst i samband med ofördelaktigt väder som hårda motvindar och regn. Några kända regelbundna rastplatser för fettupplagring finns inte i Östersjöregionen, med två möjliga undantag: höga antal av kärrsnäppor observerades flera vårar under 1990-talet vid Hiddensee, sydvästra hörnet av Östersjön, samt myrspövar som regelbundet ses födosöka i Öresundsregionen i Sydvästra Sverige. På ingen av dessa platser har det dock genomförts några detaljerade studier av födosök eller fettupplagring.

Vid Ottenby fågelstation på Öland har ringmärkning av höstflyttande vadare bedrivits sedan 1946. Däremot har ingen fångst bedrivits på våren. I samband med studier av så kallad fågelinfluensa, fångades dock vadare under maj och början av juni åren 2004–2010. Fångsten genomförs på ruttnande tångbankar i strandlinjen där fåglarna troligen främst födosöker på fluglarver. Vårfångsten inleddes först under maj månad då lokala vadare redan startat sin häckning eftersom fångsten inriktades på arktiska vadare. Aktiv fångst genomfördes då mer än 20 kärrsnäppor rastade på tångbankarna runt fågelstationen och genomfördes med hjälp av vadarfällor av ”Ottenby-modell”. Sammanlagt ringmärktes över 1000 kärrsnäppor. Från ringmärkta vadare samlades biometri in i form av vinglängd, huvud-näbb och vikt (0,1 g noggrannhet). Dessutom klassades mängden synligt fett på hals och buk enligt en skala från 0 till 9.

För att uppskatta fettupplagring hos fåglar är även den fettfria vikten hos en art ett användbart mått. Eftersom vi inte dissekerade någon individ har vi använt oss av fettfria vikter från en tidigare genomförd studie från holländska Vadehavet, där man konstaterade att kärrsnäppor utan lagrat fett hade en medelvikt på 46 g.

Vi har jämfört våra vårdata med data från adulta kärrsnäppor ringmärkta på Ottenby under höststräcket 2004–2005. Den standardiserade höstmärkningen av vadare vid Ottenby genomförs från början av juli till slutet av september beroende av vadartillgången runt fågelstationen. Höstmärkningen under de analyserade åren genomfördes till största delen av samma ringmärkare som de under våren ringmärkta individerna.

Ottenby fågelstationen för dagligen dagboksanteckningar där alla anträffade arter inom området noteras. Dessutom görs mer utförligare anteckningar över ovanliga arter och större antal. Vi sammanställde observationerna från 1 maj till 11 juni för åren 1977–2010. Eftersom fågelstationspersonalen väljer vilka observationer som skall antecknas i dagböckerna kan mindre avvikelser mellan åren förekomma, men större ansamlingar av kärrsnäppor, vilket är vårt fokus, bör alltid ha antecknats.

Än så länge finns inga återfynd från häckområden rapporterade från de värmärkta kärrsnäpporna. Då 20 av de under våren märkta kärrsnäpporna återfunnits på Ottenby nästkommande höst och tre under hösten märkta fåglar återfunnits under påföljande vår drar vi dock slutsatsen att det rör sig om samma population som passerar Ottenby både vår och höst. Från återfynd av höstmärkta kärrsnäppor vet vi att häckområdet sträcker sig från tundran i nordöstligaste Finland till Yamalhalvön (Figur 1). Det östligaste återfyndet från fågelstationen kommer från en ungfågel ringmärkt på Ottenby 10 augusti 1987 som kontrollerades 1 juli 1989 (70°00'N, 77°00'E) vid Gydanskij Peninsula, 3200 km ostnordost om Ottenby.

Antalet rastande kärrsnäppor vid Ottenby mellan 1 maj–11 juni 1977–2010 varierade kraftigt både mellan dagar (0–2000) och mellan år (0–5600). Den generella trenden är dock att en ökning skett under perioden. Medelantalet per år under fyra perioder (8–9 år per period) var; 1977–1984 (775), 1985–1992 (1550) and 1993–2001 (675) 2002–2010 (4108). Även antalet dagar med fler än 100 rastande individer visade på en ökning; 1,2, 3,8, 1,4 och 12,2.

Från dagboksanteckningarna drar vi slutsatsen att kärrsnäpporna i medel anlänt tidigare och tidi-

gare till Ottenby under studieperioden. Datum för dagen med högst antal rastande individer inföll under de fyra perioderna 19 maj–3 juni i period I (median 28 maj), 16–30 maj i period II (30 maj), 15–31 maj i period III (24 maj) och 17–26 maj i period IV (21 maj). Den ökade frekvensen av rastande kärnsnäppor sammanfaller med en generell ökning av vårtemperaturen som stigit 1,1–2,0°C mellan 1977 och 2010. Förändringen i mängden regn på våren är mer komplex, men har generellt ökat under maj månad.

De 1053 kärnsnäpporna som ringmärkts under vår fångsten fördelas enligt följande; 11 maj–3 juni 2004 (n=173), 10–26 maj 2005 (n=496), 18–23 maj 2006 (n=30), 9 maj–5 juni 2007 (n=284), 17 maj–19 maj 2008 (n=3), 21 maj–5 juni 2009 (n=50) and 2 maj–28 maj 2010 (n=17). Av dessa fåglar var 391 fåglar i sitt andra kalenderår (2y), 601 adulta (3y+) och 61 med obestämd ålder. Trots att fångstdatum varierade signifikant mellan vårarna fanns det ingen signifikant skillnad i när de olika åldersgrupperna fångades. Under höstarna 2004–2005 ringmärktes totalt 9982 fåglar som var i sitt andra kalenderår eller äldre.

Medelvikten för kärnsnäppor fångade var 62,8 g under våren, att jämföras med 47,6 g på hösten. Detta visar att vår fåglarna bar betydande fettreserver, motsvarande i medeltal 36,3 % av den fettfria vikten. Det fanns en generell ökning i både vikt och fettklassning ju senare under våren fåglarna fångades. Det fanns också ett starkt samband mellan vikt och fettklassning vilket visar att viktökningen kan förklaras av ökning i synligt fett. Vi tittade även på fettupplagring hos enskilda individer genom att använda fåglar som återfångades en eller flera gånger. De fåglar som återfångades ökade i vikt med i genomsnitt 1,2 g/d, vilket betyder en fettlagring motsvarande 2,6 % av den fettfria vikten/dygn. Tiden fåglarna rastar vid Ottenby verkar dock vara kort då endast 3,5 % av fåglarna återfångades och för de återfångade fåglarna var medeltiden mellan första och sista fångst 2,2 dygn. Bara två tredjedelar av de återfångade fåglarna ökade dock i vikt och för dem var hastigheten 2,2 g/d, vilket motsvarar 4,6 %

av den fettfria vikten/dygn (maximala värdet motsvarade 13,7 % av den fettfria vikten/dygn). Både vinglängd och längden på näbb–huvud ökade med datum hos de rastande fåglarna.

Vi drar tre huvudsakliga slutsatser om kärnsnäppornas vårflyttning förbi Ottenby. För det första har en majoritet av de kärnsnäppor som återfångades under samma vår ökat i vikt. Så vitt vi vet är detta första dokumentationen av regelbunden fettupplagring hos arktiska vadare i Östersjöregionen. För återfångade individer var medel för fettupplagring/dag 2,6 % av den fettfria vikten, och den maximala ökningen hos en återfångad individ var 13,6 %. Dessa värden är faktiskt högre än några andra vi funnit rapporterade från nordvästra Europa för kärnsnäppa. Ottenbys fångbankar torde därför vara utmärkta för födosök vid rätt förutsättningar.

För det andra verkar det vara stor omsättning av individer under våren. Detta skiljer sig från det generella mönster som ses hos arktiska vadare under vårflyttningen i nordvästra Europa, där de flesta fåglar verkar synkronisera sin fettupplagring och genomföra flytten samtidigt i en lång flygning till häckområdet. Troligen kan detta bero på att hanarna flyttar tidigare för att sedan gradvis övergå till en högre andel honor med längre vinglängd.

För det tredje verkar kärnsnäpporna anlända tidigare till Ottenby nu jämfört med för 30 år sedan och verkar dessutom rasta i högre antal. Är detta en förbisedd alternativ flyttningsstrategi eller ser vi början på en ny sådan? Vårtemperaturen vid Ottenby har under studieperioden ökat, likaså nederbörden under maj. Kanske har detta gynnat kärnsnäppornas födosök i fångbankarna? Om förutsägelser om global uppvärmning uppfylls kan vi då vänta oss att allt fler kärnsnäppor (och andra arktiska vadare) börjar utnyttja Ottenby och andra lokaler i Östersjöregionen för sin fettupplagring på våren? Det faktum att kärnsnäpporna även har förflyttat sitt övervintringsområde norrut under senare år (vilket visas av återfynd av ringmärkta fåglar) är ytterligare en indikation på att global uppvärmning påverkar såväl flyttnings- som övervintringsstrategier hos arten.

## Häckfågelfaunan i en sydsvensk ädellövskog under 40 år – revirkartering av Ottenby lund 1972–2011

*The breeding bird community over 40 years in a rich broadleaved forest at Ottenby in southern Sweden*

DANIEL BENGTSSON & ÅKE LINDSTRÖM

---

### Abstract

We present the results from 40 years of territory mapping of a 9 ha plot in Ottenby lund, a rich broadleaved oak forest on the island of Öland in the Baltic Sea in southeast Sweden. The plot was rich in both species and territories: 1509 territories/km<sup>2</sup> for all 51 species and 1474 territories/km<sup>2</sup> when only 38 passerines were considered. Chaffinch *Fringilla coelebs* and Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* were the most abundant species, together 40% of the passerines. 54% of the passerine species were long-distance migrants, which made up 42% of the territories. There was a positive correlation in territory numbers between long-distance migrants and short-distance migrants/residents. Both the number of territories and the number of species increased during 1972–1991, but decreased during 1992–2011. Community and species

trends did not generally follow national trends. The reasons for the local fluctuations are poorly known. Only moderate habitat change occurred, caused by occasional cutting of understory and some trees, sudden oak death, and varying numbers of deer and cattle. Increasing number of pine marten *Martes martes* may have had effects.

*Daniel Bengtsson, Naturvetenskapliga institutionen, Linnéuniversitetet, Barlastgatan 11, 391 82 Kalmar och Ottenby fågelstation, Pl. 1500, 380 65 Degerhamn. E-post: daniel.bengtsson@lnu.se*

*Åke Lindström, Ottenby fågelstation, Pl. 1500, 380 65 Degerhamn och Biologiska institutionen, Biodiversitet, Lunds universitet, Ekologihuset, 223 62 Lund*

---

Received 6 September 2012, Accepted 19 November 2012, D. Hasselquist

### Inledning

Antalet fågelarter och fågelindivider på en plats varierar och förändras över tiden. För att kunna tolka pågående förändringar i fågelfaunan är det viktigt att kunna jämföra med långa tidsserier, gärna från relativt opåverkade miljöer. I Sverige finns flera platser som inventerats med noggranna och strikt standardiserade metoder under många år. Genom så kallad revirkartering, då upprepade besök görs under våren, kartläggs hur många revir av olika arter som förekommer. Den längsta obrutna revirkarteringsserien finns i Skåne, där Fågelsångsdalen inventerats årligen sedan 1953 (Enemar m.fl. 1994, Enemar & Thorner 2003, Thorner 2004, 2007, Svensson m.fl. 2010). Andra långtidsundersökningar baserade på revirkartering är inventeringarna i fjällbjörkskog (sedan 1963, Enemar m.fl. 2004) och på fjällhed (sedan 1964, Svensson 2006) runt Ammarnäs i södra Lappland, lövskogsområdet Sörön i Närke (sedan 1965, Johannesson 2005, Simonsson 2008), samt lövskogen Dalby Söderskog i Skåne (15 inventeringsår fördelat på totalt 27 år 1980–2006, Svensson 2009).

På nationell nivå i Sverige följs den svenska få-

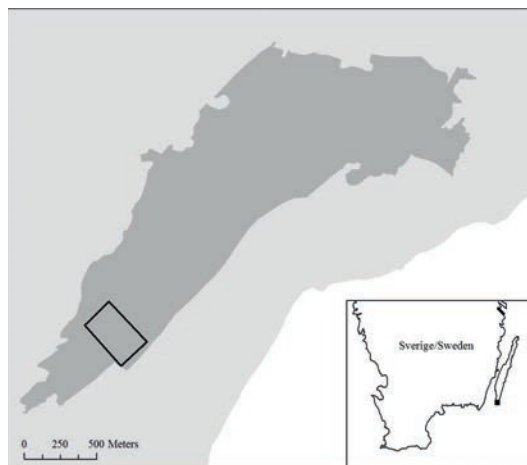
gelfaunans förändringar med mer översiktliga metoder, t.ex. punkt- och standarddruttr under häckningstid (Lindström m.fl. 2012a), samt räkning av flyttande fåglar vid Ottenby (Lindström m.fl. 2012b) och Falsterbo (Karlsson m.fl. 2002, Kjellén 2011).

Vid Ottenby på Ölands södra udde har häckande och flyttande fåglar studerats årligen sedan fågelstationen grundades 1946 (Danielsson m.fl. 1947, Hjort & Lindholm 1978, Lindström m.fl. 2012b). Sedan 1972 har en ädellövskogsyta i Ottenby lund revirkarterats årligen. Vi presenterar här resultaten av 40 års inventering av denna yta och jämför trender i fågeltätheter och artsammansättning med andra inventeringsprogram i Sverige och i utlandet.

### Metoder

*Provyntans läge, habitat och egenskaper*

Den 8,75 ha (350×250 m) stora inventeringsytan ligger i den mellersta delen av den ca 250 ha stora lövskogen Ottenby lund, drygt 2 km norr om Ölands sydspets (Figur 1). Ottenby lund utgör södra Ölands största lövskog. Inventeringsrutans hörn



Figur 1. Inventeringsrutans position (svart rektangel) på södra Öland. Det mörkgrå området är lövskogen Ottenby lund, omgiven av i huvudsak betesmark (ljusgrått). Det vita området sydost om lunden och ångarna är Östersjön.

The position of the census plot (black square) at the southern tip of the island Öland at the Swedish Baltic coast. The dark grey area denotes the broadleaved forest "Ottenby lund", which is primarily surrounded by grazed meadows (light grey). The white area southeast of the forest and the meadows is the Baltic Sea.

har koordinaterna: 56°13,1249'N, 16°12,9574'O; 56°12,9710'N, 16°25,1973'O; 56°13,2122'N, 16°25,1209'O; 56°13,0609'N, 16°25,3731'O. Området är naturreservat sedan 1970. Perioden 1 april – 31 augusti är det inte tillåtet för allmänheten att lämna vägar och angivna leder i området.

Habitatet i inventeringsrutan är representativt för Ottenby lund i sin helhet och består av relativt öppen lövskog dominerad av ek *Quercus robur* i blandade åldrar med inslag av al *Alnus incata/glutinosa*, asp *Populus tremula* och björk *Betula pendula* (Ekstam m.fl. 1997). Ovanligare trädslag utgörs av alm *Ulmus glabra*, ask *Fraxinus excelsior* och kastanj *Castanea sativa*. Ett fuktstråk i östra delen av rutan har även inslag av vide *Salix sp.* Undervegetationen består av en del hagtorn och björnbärrsnaur samt bräken och gräs.

### Inventeringsmetod

Revirkartering har genomförts enligt Svensson (1975). Området besöks tio gånger från mitten av maj till mitten av juni. Tidpunkten har valts för att få med alla förekommande arter. Att häckningsperioden hos de närvarande arterna inte är synkroniserad påverkar i viss mån hur lätt inventeraren registrerar dem. Tidigt häckande arter, såsom bofink *Fringilla coelebs* och talgoxe *Parus major*, sjunger

mer intensivt i april och början av maj, samtidigt som vissa långdistansflyttare, exempelvis sommargylling *Oriolus oriolus*, ännu inte anlant i mitten av maj.

Vid varje inventeringstillfälle vandrade inventeraren sakta genom rutan längs linjer med 50 m mellanrum. Alla fågelindivider noterades samt, i synnerhet, indikationer på revir/häckning. Sjungande individer av samma art som hördes samtidigt markerades specifikt, för att särskilja närstående revir. Alla observationer bokfördes på fältkartor och informationen överfördes sedan till artkartor. Tre registreringar, eller en bekräftad boplats, krävdes för att ett permanent revir skulle bokföras. Revirkartorna har tolkats av inventeraren eller platschefen på Ottenby fågelstation, samt ungefär fram till sekelskiftet även av Sören Svensson på Ekologihuset i Lund. Denne var ansvarig för det rikstäckande inventeringsprogram av revirkarteringsytor som pågick från 1969 till mitten av 1990-talet och som Ottenby lund då ingick i (Ottosson m.fl. 2012).

Sammanlagt har 28 personer inventerat ytan i Ottenby lund under perioden 1972–2011. Dessa personer listas under Tack. Provytan inventerades även 1998, men kartmaterialet har inte gått att återfinna.

### Databearbetning

De flesta jämförbara långtidsstudier behandlar enbart tättingar och antalen presenteras oftast exklusive antalet kråkfåglar. För jämförelsens skull har vi i huvudsak gjort likadant. Vi har därtill valt att beakta långdistansflyttare som en grupp, samt stannfåglar, kort- och medeldistansflyttare som en annan, givet att antalet individer från dessa två grupper kan tänkas påverkas av delvis olika processer utanför häckningstid.

Artomsättning ("species turnover rate") beräknades genom att summan av antalet nytillkomna och försvunna arter mellan två år dividerades med summan av de båda årens artantal (Svensson m.fl. 2010). Ett värde av 100 % innebär att inga arter är desamma mellan två år. Vid 0 % har inga förändringar skett i artsammansättningen mellan två år. För att statistiskt testa förändringar över tiden i antalet revir och arter användes Spearmans rangkorrelation ( $r_s$ ). Då data för 1998 saknas har vi vid trendberäkningar antagit att 1999 kommit direkt efter 1997. Med vår analysmetod, Spearmans rangkorrelation, påverkas inte resultat eller tolkningar av detta. Beräkningarna gjordes i GraphPad Prism (version 5.04 för Windows, GraphPad Software, La Jolla California USA, <http://www.graphpad.com>).

## Resultat och diskussion

### Fågeltäthet

I genomsnitt registrerades 132 fågelrevir per år (samtliga arter medräknade) i Ottenby lund, vilket betyder en genomsnittlig fågeltäthet på 1509 revir/km<sup>2</sup>. För enbart tättingar (exklusive kråkfåglar) var genomsnittet i Ottenby lund 129 revir/år, d.v.s. 1474 revir/km<sup>2</sup> (Tabell 1). Denna täthet är jämförbar med den i andra liknande lövskogsområden. I Dalby Söderskog var motsvarande revirtäthet i genomsnitt 9 % högre än i Ottenby lund (Svensson 2009) och i Sörön var den 8 % högre (omräknat från Johannesson 2005). I Fågelsångsdalen var dock tätheten 35 % lägre än i Ottenby lund (Enemar m.fl. 1994, Svensson m.fl. 2010). I den välkända lövurskogen Bialowieza National Park i Polen registrerades under åren 1995–1999 i genomsnitt 1101 revir/km<sup>2</sup> i den mest revirtäta biotopen dominerad av ask/al. I tre olika inventeringsrutor med ek/avenbok/lind var fågeltätheten mellan 800 och 1000 revir/km<sup>2</sup> (Wesolowski 2004). Den genomsnittliga fågeltätheten i Ottenby lund och andra rika svenska lövskogar är alltså tämligen likvärdigt hög, 1000–1600 par/km<sup>2</sup> (Tabell 1), och faktiskt något högre än vad som finns i den sista lilla europeiska resten av lövurskog i Polen.

Den generella fågeltätheten i Sverige är betydligt

lägre än så. Ottosson m.fl. (2012) uppskattade nyligen antalet fågelpar i Sverige till 70 miljoner, vilket motsvarar i genomsnitt ungefär 170 par/km<sup>2</sup> för hela Sveriges landareal (410 000 km<sup>2</sup>). Det finns revirkarteringsdata från flera andra biotoper i Sverige. I Ammarnäs noterades i genomsnitt 403 revir/km<sup>2</sup> i fjällbjörkskog (Enemar m.fl. 2004), 89 revir/km<sup>2</sup> på lågfjällshed och 39 revir/km<sup>2</sup> på högfjällshed (Svensson 2006). Barrskogar i Dalarna höll i genomsnitt 267 revir/km<sup>2</sup> (Forslund 2003) och i Skånes jordbruksbygder var fågeltätheten 170 revir/km<sup>2</sup> (Svensson 2003). Mogen och av skogsbruk tämligen opåverkad lövskog är med andra ord en mycket fågelrik svensk biotop.

### Variation och trend i fågeltäthet

Antalet revir i Ottenby lund hade en mycket distinkt utveckling under de 40 åren (Figur 2, Tabell 2). Under de första 20 åren ökade antalet revir, om än med en liten svacka perioden 1979–1987. Under perioden 1992–2011 minskade sedan tätheten successivt för att vid periodens slut ligga på nästan samma nivå som vid inventeringens början. Denna utveckling är i stort sett omvänd mot hur antalet fåglar i Sverige förändrades under samma period (Ottvall m.fl. 2009). Perioden 1975–1995 kännetecknades i Sverige av en kraftig generell minsk-

Tabell 1. Antalet fågelarter och revir i några svenska undersökningsområden som studerats över perioder om minst 25 år. Siffrorna gäller enbart tättingar (ordning Passeriformes), dock ej kråkfåglar.

*Number of species and territories of passerine birds (order Passeriformes), corvids excluded, in Swedish study sites with data covering 25 years or more.*

	Yta Area (ha)	Totalt antal arter alla år <i>Total no. of species all years</i>	Medeltal (min–max) arter per år <i>Mean (min–max) species per year</i>	Medeltal (min–max) revir per km <sup>2</sup> <i>Mean (min–max) territories per km<sup>2</sup></i>
Ammarnäs <sup>1</sup> (65°N)	42	46	27 (21–34)	403 (236–564)
Sörön <sup>2</sup> (59°N)	20	35	–	1592 (1386–1783)
Ottenby <sup>3</sup> (56°N)	9	37	20 (12–27)	1474 (869–2537)
Fågelsångsdalen <sup>4</sup> (55°N)	13	41	21 (15–27)	954 (880–1415)
Dalby <sup>5</sup> (55°N)	37	32	23 (18–26)	1613* (1443–1889)

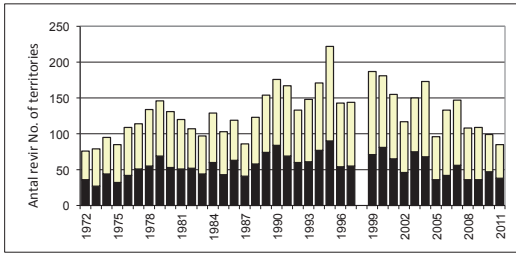
\*Talen gäller de tre år då även stare räknades. Revirtätheten de år starar inte räknades var 833 revir/km<sup>2</sup> (men stare har räknats med i antalet arter för alla år).

*The figure is for the three years when also Starlings were counted. The average density for years when Starlings were not counted was 833 territories/km<sup>2</sup> (but Starling has been included in the number of species every year).*

<sup>1</sup>Enemar et al. (2004), <sup>2</sup>Johannesson (2005), <sup>3</sup>Simonsson (2008), <sup>4</sup>This study, <sup>5</sup>Enemar et al. (1994), Svensson et al. (2010),

<sup>5</sup>Svensson (2009).





Figur 2. Antal revir (tättingar exkl. kråka) per år i inventeringsrutan i Ottenby lund 1972–2011 uppdelat på långdistansflyttare (svarta staplar) respektive stannfåglar, kort- och medeldistansflyttare (vita staplar). Det finns inga data för 1998.

*Yearly number of territories (passerines, except for crow) at Ottenby 1972–2011, separated into long-distance migrants (winter outside Europe, black bars) and species wintering within Europe (white bars). There are no data for 1998.*

ning av antalet fåglar. Omvänt, när fågelantalen därefter minskade kraftigt i Ottenby lund, var de svenska fågelantalen stabila eller till och med något ökande (Ottvall m.fl. 2009).

Även för de andra lokalerna med långa tidsserier var trenderna för ungefär samma tidsperiod olika, både sinsemellan och jämfört med Sverige i stort. I Fågelsångsdalen ökade antalet revir under perioden 1972–2009 (Svensson m.fl. 2010), medan fågelsamhällena i Dalby Söderskog och Ammarnäs inte visade någon klar trend över perioderna 1980–2006 (Svensson 2009) respektive 1972–1999 (Enemar m.fl. 2004). Detta visar tydligt att trenden i antalet fåglar på en given plats, kan vara tämligen oberoende av storskaliga förändringar, även när ha-

bitatet till synes varit ganska oförändrat.

Mellanårsvariationen i antalet revir i Ottenby lund är större än i andra långtidsserier. Det maximala antalet småfågelrevir överstiger minimiantalet med 192 % (146 % borträknat extremvärdet från år 1995), att jämföra med 139 % i Ammarnäs (Enemar m.fl. 2004), 77 % i Fågelsångsdalen (Svensson m.fl. 2010) och 44 % i Bialowieza (Wesolowski m.fl. 2002). Den högsta ökningen mellan två på varandra följande år var emellertid bara 36 % i Ottenby lund, vilket är mindre än de 60 % och 39 % som registrerats i Ammarnäs respektive Fågelsångsdalen. Motsvarande värde i Bialowieza var 13 % (Wesolowski m.fl. 2002). I stort sett faller värdena in i det generella mönstret att mellanårsvariationen i fågeltäthet ökar med ökande latitud (Järvinen 1979).

#### *Variation och omsättning i artantal*

Det årliga antalet fågelarter i provytan i Ottenby lund fluktuerade mellan 13 och 33 (medel 22). Medel för antalet tättingarter (utom kråka) i Ottenby lund var 20. Totalt har 51 arter registrerats som revirhävdande i Ottenby lund, 37 arter tättingar (utom kråka). Motsvarande siffror för fyra andra lövskogsområden i Sverige är generellt mycket lika (Tabell 1), trots att såväl provytans storlek, tidsseriens längd och totala antalet revir borde påverka värdena.

Omsättningen av arter, här beräknat som ”species turnover” mellan på varandra följande år, varierade mellan 3 % och 26 % i småfågelsamhället i Ottenby lund (medel 14 %), utan nämnvärda skill-

Tabell 2. Trender i antal arter och revir av tättingar (exkl. kråka) i Ottenby lund uppdelat på två 20-årsperioder. Värdena som anges är korrelationskoefficienten från Spearmans rangkorrelation. Ett negativt värde anger en minskning över tiden.

*Trends in number of species and territories of passerines (except crow) at Ottenby during two time periods. The values shown are Spearman correlation coefficients. A negative value means a decrease over time.*

	Total 1972–2011	Period 1 1972–1991	Period 2 1992–2011
Totalt antal revir	0,316 (ns)	0,615 (**)	-0,599 (**)
<i>Total no. of territories</i>			
Antal revir långdistansflyttare	0,147 (ns)	0,678 (**)	-0,633 (**)
<i>No. of territories long-distance migrants</i>			
Antal revir kortdistansflyttare	0,396 (*)	0,514 (*)	-0,472 (*)
<i>No. of territories short-distance migrants</i>			
Totalt antal arter	0,127 (ns)	0,477 (*)	-0,841 (***)
<i>Total no. of species</i>			
Antal arter långdistansflyttare	-0,237 (ns)	0,430 (ns)	-0,860 (***)
<i>No. of long-distance migrant species</i>			
Antal arter kortdistansflyttare	0,446 (**)	0,404 (ns)	-0,643 (**)
<i>No. of short-distance migrant species</i>			

nader mellan olika artkategorier. Fågelsångsdalen uppvisar ett något lägre medel, 11 % (2–25 %, Svensson m.fl. 2010). Ammarnäs hade generellt högre omsättning, i genomsnitt 30 % (8–37 %), vilket stämmer med hypotesen att variationen i omsättning av arter ("species turnover") är större på nordligare breddgrader (Enemar m.fl. 2004, Järvinen 1979).

#### *Möjliga lokala orsaker till variation i antal revir och arter i Ottenby lund*

Den höga variationen i antalet revir i inventeringsrutan i Ottenby lund är förvånande med tanke på att mycket rika habitat i ett sent skede av successionen generellt förväntas vara mättade (Fretwell & Lucas 1970). Det finns i våra ögon inga habitatförändringar som tydligt kan förklara den stora variationen, men någon systematisk dokumentation av habitatförändringar inom inventeringsrutan har tyvärr inte gjorts.

Dovhjortar *Dama dama* och kor har förekommit tämligen talrikt vilket medför att undervegetationen hållits nere. Antalet djur har emellertid varierat en hel del (von Schultz 1995). Idag (2012) uppskattas vinterstammen av dovhjort till ca 200 djur (tillsyningsman Johan Parboäng, *muntligen*). Under 1990-talet kan antalet ha varit så högt som 300–350 djur. Närvaron av kor i Ottenby lund har skiftat än mer, från inga alls under många år till omfattande skogsbyte, exempelvis 70 kor med kalvar i maj samt 200 dikor i oktober 2006–2008 (arendator Andreas Wiström, *muntligen*).

Hela Ottenby lund har en särskild skötselplan inom naturreservatet Ottenby. Ett visst uttag av virke samt röjning av sly har gjorts vid några tillfällen, bl.a. togs ca 600 ekar ur lunden under 1980- och 1990-talen. Runt år 2000 drabbades dessutom många ekar i Ottenby lund av "eksjukan" eller "ekdöden" (reservatsansvarig Håkan Lundkvist, *muntligen*), men hur detta påverkat fåglarna är okänt.

Vår uppfattning är att biotopvariationen totalt sett har varit relativt liten och att de skillnader som förekommit framför allt gällt undervegetationen. På lång sikt torde den högre växtligheten, trots ingrepp, angrepp och naturlig succession, varit förhållandevis konstant. Rutans sydöstra hörn gränsar till de öppna landskap som omger Ottenby lund, vilket emellertid inte verkar ge upphov till uppenbara "kanteffekter". Således förekommer inga arter utöver de som trivs inne i den relativt slutna skogsbiotop som Ottenby lund mestadels består av.

Ytterligare en faktor värd att nämna är antalet predatorer. Sedan rödräven *Vulpes vulpes* under

1990-talet i stort sett utrotats av rävskaab har grävling *Meles meles* och mård *Martes martes* blivit talrika i Ottenby lund (tillsyningsman Johan Parboäng, *muntligen*). Grävlingen torde främst utgöra ett hot mot markhäckare som lövsångare *Phylloscopus trochilus*, medan mården sannolikt kan ha en betydande inverkan på antalet tättingar som blir flygga.

Ett stort antal olika inventerare (28) har sannolikt bidragit i någon mån till variationen. Den största förändringen i antalet revir mellan på varandra följande år var emellertid mindre i Ottenby lund jämfört med i Fågelsångsdalen och i Ammarnäs, där betydligt färre inventerare varit involverade.

#### *Lång- och kortdistansflyttare*

Långdistansflyttarna är en grupp arter som det under de senaste decennierna gått jämförelsevis dåligt för, både i Sverige (Ottvall m.fl. 2009) och i övriga Europa (Sanderson m.fl. 2006). Detta skulle kunna bero på försämrade förhållanden i övervintringsområdena, men det har också föreslagits att de påverkats av populationsutvecklingen hos kortdistansflyttare (och stannfåglar). På grund av successivt mildare vintrar ökar antalet individer av de köldkänsliga kortdistansflyttarna och långdistansflyttarna får därmed allt svårare att finna någonstans att slå sig ner när de anländer sent på våren (Herrera 1978, O'Connor 1981, Enemar m.fl. 1994). Vi undersökte därför hur det gått för gruppen långdistansflyttare i Ottenby lund och jämförde med andra långtidsstudier i Sverige.

Av de 37 förekommande tättingarterna i Ottenby lund är 20 långdistansflyttare (54 %) och 17 stannar i Europa (vi inkluderar alltså även stannfåglar i termen "kortdistansflyttare"). Det genomsnittliga antalet revir för långdistansflyttarna var 54 och kortdistansflyttarna 75 (Figur 2). Räknet per år har långdistansflyttarna i genomsnitt utgjort 42 % av reviren (variation 32–53 %). Proportionen långdistansflyttare har inte ändrats i någon entydig riktning över åren ( $r = -0,275$ ,  $p = 0,09$ ), men den ökade något fram till 1986 för att därefter generellt minska (Appendix 1). Både för kort- och långdistansflyttare ökade antalet revir fram till mitten på 1990-talet, för att därefter minska och 2011 nå liknande nivåer som 40 år tidigare (Tabell 2, Figur 2). Det fanns en starkt positiv korrelation mellan antalet revir av de båda grupperna ( $r_s = 0,73$ ,  $p < 0,001$ , Figur 3). Med andra ord, de år det fanns många kortdistansflyttare i Ottenby lund så fanns det också många långdistansflyttare där och *vice versa*.

I Bialowieza i Polen utgjorde långdistansflyttar-





Bild 1. Några grusvägar genomkorsar inventeringsrutnan, just denna väg sträcker sig österut från rutans sydvästra hörn. Bilden tagen 9 maj 2012.

*A few dirt roads cross the census plot. Picture taken 9 May 2012.*

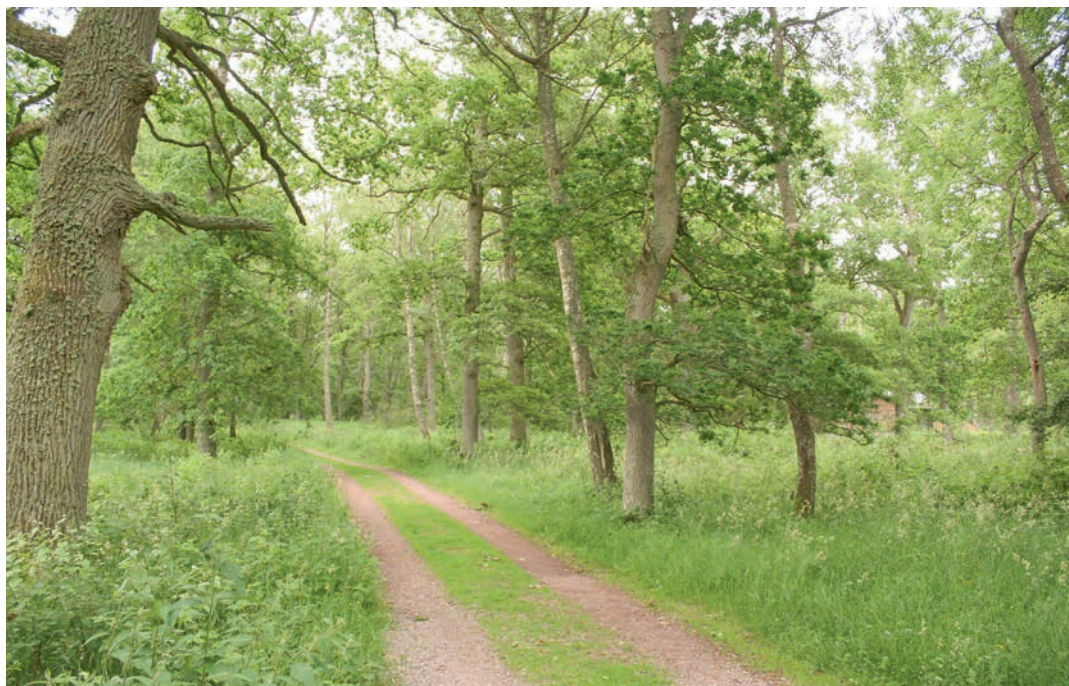


Bild 2. Samma motiv som bild 1, nu med fullt utvecklat lövverk och frodig undervegetation. Bilden tagen 5 juli 2012.

*Same site as above, now with fully developed vegetation. Picture taken 5 July 2012.*

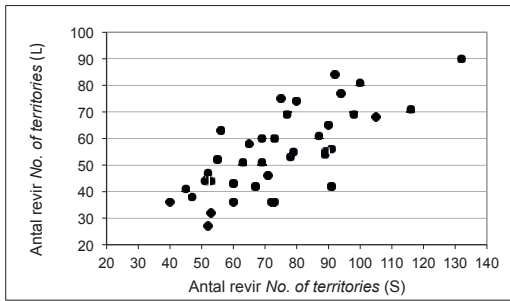




Bild 3. Den för inventeringsrutan så typiska öppna ekskogen, med undervegetation av bräken. Bilden tagen sommaren 2001.  
*Typical open oak forest. Picture taken in the summer of 2001.*



Bild 4. Samma motiv som bild 3, men tagen 11 år senare (5 juli 2012). Notera att en del mindre träd och buskar tagits bort sedan 2001.  
*The same site as above, but picture taken 11 years later when some smaller trees and bushes have been removed. Picture taken 5 July 2012.*



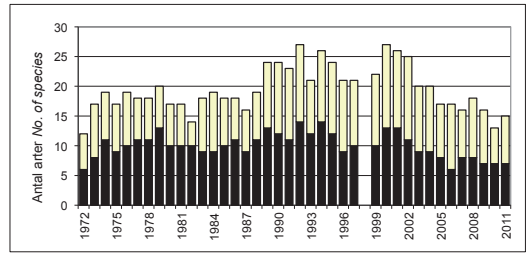
Figur 3. Sambandet mellan antalet revir av lång- (L) respektive kortdistansflyttare (S) i inventeringsrutan i Ottenby lund 1972–2011.

*The relationship between the number of territories of short- and long-distance migrant passerine species at Ottenby 1972–2011.*

na endast 25 % av det totala antalet revirhållande individer, medan motsvarande siffror för Ottenby lund var 42 %, Fågelsångsdalen 47 % och Ammarnäs 50 %. Detta stämmer tämligen väl överens med hypotesen att proportionen långdistansflyttare ökar med ökande breddgrad (Herrera 1978, O'Connor 1981). Notera dock att i Fågelsångsdalen minskade andelen långdistansflyttare kraftigt under undersökningsperioden, från ungefär 60 % under tidigt 1950-tal till bara ungefär 38 % knappt 60 år senare (Svensson m.fl. 2010).

Både i Ottenby lund och i Ammarnäs finns en positiv korrelation mellan antalet kort- och långdistansflyttare, medan korrelationen i Fågelsångsdalen var negativ. För den sistnämnda lokalen har det föreslagits att det negativa sambandet skulle kunna bero på konkurrens mellan grupperna (Enemar m.fl. 1994). Detta skulle då också kunna förklara den långsiktiga minskningen i proportionen långdistansflyttare i Fågelsångsdalen. Denna förklaring lär dock inte gälla för Ottenby lund och Ammarnäs. Fågelsamhället i Ammarnäs har antagits vara omätat, antagligen på grund av stor vädervariation som hindrar samhället att uppnå sitt "carrying capacity" (Enemar m.fl. 2004). Att detta skulle gälla även för det mycket fågeltäta Ottenby lund är nog mindre sannolikt. Samvariationen mellan antalet lång- och kortdistansflyttare i Ottenby lund indikerar att det är lokala faktorer som bestämmer det häckande beståndets storlek ett givet år.

Den årliga andelen långdistansflyttande arter bland tättingarna i Ottenby lund har varierat stort (35–67 %). Likt mönstret för antalet revir så ökade antalet arter både hos lång- och kortdistansflyttarna fram till mitten på 1990-talet, för att därefter minska och 2011 nå liknande nivåer som 40 år tidigare (Tabell 2, Figur 4).



Figur 4. Antal arter (tättingar exkl. kråka) per år i inventeringsrutan i Ottenby lund 1972–2011 uppdelat på långdistansflyttare (svarta staplar) respektive stannfåglar, kort- och medeldistansflyttare (vita staplar). Det finns inga data för 1998.

*Yearly species number (passerines, except for crow) at Ottenby 1972–2011, separated into long-distance migrants (winter outside Europe, black bars) and species wintering within Europe (white bars). There are no data for 1998.*

### Enskilda arter

Här följer en kort genomgång av några enskilda arters förekomst och trender. Jämförelser görs främst med de nationella trenderna i Sverige, så som de framgår av de fria punktrutterna inom Svensk fågeltaxering (Lindström m.fl. 2012a). Dessa rutter täcker perioden 1975–2011 och gäller i huvudsak Sydsverige. För jämförelsens skull har vi beräknat trender över tiden med Spearmans rangkorrelation, både för antalet revir vid Ottenby och för årsindex för punktrutterna. De enskilda arternas årliga antal presenteras i Appendix 1.

De flesta fågelsamhällen i tempererade områden karakteriseras av några få mycket vanliga arter samt många mindre vanliga arter (Svensson 2006). Detta gäller även för Ottenby lund. Bofink och lövsångare har tillsammans utgjort i genomsnitt 40 % av antalet par i Ottenby lund (24–52 %). Proportionen är som väntat högre än den för Sverige i sin helhet, där de två arterna tillsammans utgör 31 % av alla fåglar (Ottosson m.fl. 2012). I Ammarnäs är dock dominansen för de två talrikaste arterna i fjällbjörkskogen, d.v.s. lövsångare och bergfink *Fringilla montifringilla*, ännu större. Dessa två arter utgjorde uppemot 60 % av fågelparen där (Enemar m.fl. 2004).

Bara sex arter har funnits representerade alla år i Ottenby lund. Förutom bofink och lövsångare är det trädpiplärka *Anthus trivialis*, härmsångare *Hippolais icterina*, trädgårdssångare *Sylvia borin* och grå flugsnappare *Muscicapa striata*. Bortsett från enstaka år (1–3) har även koltrast *Turdus merula*, svarthätta *Sylvia atricapilla*, grönsångare *Phylloscopus sibilatrix*, blåmes *Cyanistes caeruleus*, talgoxe, trädkrypare *Certhia familiaris* och stare *Sturnus vulgaris* häckat årligen.



Trenderna för dessa tretton arter vid Ottenby överensstämde inte med trenderna för Sverige i övrigt ( $r_s=0,203$ ,  $p=0,50$ ). Det som hänt en art i Sverige i stort har alltså inte nödvändigtvis skett i Ottenby lund. I Ottenby lund var det dock bara tre arter som uppvisade signifikanta förändringar i antal över de 40 åren. Alla tre ökade i antal: svarthätta ( $r_s=0,44$ ,  $p=0,005$ ), trädgårdssångare ( $r_s=0,42$ ,  $p=0,008$ ) och stare ( $r_s=0,40$ ,  $p=0,011$ ). Alla dessa tre hade en topp runt år 2000 och har uppträtt i lägre antal därefter.

Den utan tvekan dominerande arten i Ottenby lund är bofinken. Arten får anses ha varit relativt stabil under den aktuella 40-årsperioden, även om en viss minskning har skett på senare år. I Sverige har arten minskat svagt men tydligt på punktrutterna.

Lövsångaren (av den sydliga rasen *trochilus*), som ibland varit nästan lika talrik som bofinken, hade länge en positiv trend i Ottenby lund. Denna bröts dock abrupt med en drastisk minskning i mitten av 2000-talet. Även på punktrutterna har arten minskat i antal.

Två arter har ökat långsiktigt i antal både i Ottenby lund och i Sverige, nämligen blåmes och svarthätta, och en art har minskat långsiktigt, nämligen trädpiplärka. Den senare var som talrikast i Ottenby lund 1987–1991, men verkar nu ha stabiliserat sig på samma låga nivå som på 1970-talet.

För två andra arter pekar trenderna i motsatt riktning. Koltrasten har ökat i antal i Sverige, medan trenden i Ottenby lund är svagt negativ. Staren, en av landets stora förlorare de senaste decennierna, har haft en signifikant stigande trend i Ottenby lund. Staren var under ett par år på 1990-talet faktiskt den talrikaste häckfågeln i inventeringsrutan i Ottenby lund. Den långsiktigt positiva trenden till trots har dock arten minskat betydligt i antal de senaste 10 åren.

Flera arter har vandrat in och etablerat sig i området under de 40 studieåren. Gärdsmygen *Troglodytes troglodytes* häckade knappt alls de första femton åren, men har sedan etablerat en stabil population med upp till 9 revir. Arten har, till följd av förhöjd överlevnad under milda vintrar, ökat kraftigt som häckfågel i Sverige under 2000-talet. Under ett par stränga vintrar i slutet av undersökningsperioden decimerades emellertid den svenska stammen kraftigt, så även i Ottenby lund. Den sydliga gransångaren *Phylloscopus c. collybita* är en annan sentida invandrare som förekom i stort sett årligen i rutan med 1–3 revir under åren 1985–1999. Med tanke på artens enorma sentida expansion i Sydsverige är det därför märkligt att

ingen fågel hållit revir 2005–2011. Gulsparven häckade för första gången i området 1988 för att därefter ha varit nästan årlig, med som mest 7 par. Arten har däremot minskat i Sverige under samma period. Nötväcken, som långsiktigt ökat i Sverige, registrerades första gången som häckfågel i Ottenbyrutan 1990, och har sedan dess förekommit de flesta år med 1–2 par.

Det finns ingen vanlig art som försvunnit under de 40 åren, men man kan notera att ringduva, sädesärsla, björkrast, taltrast och svartvit flugsnappare setts fåtaligt, om alls, de senaste tio åren.

### Slutsats

Antalet revir i Ottenby lund har i genomsnitt varit mycket högt, runt 1500 par/km<sup>2</sup>, vilket befäster bilden av ädellövs skogen som en av våra mest fågelrika biotoper. Förändringen i antal revir över tiden, med en generell ökning under de första 20 åren, följt av en generell minskning de senaste 20 åren, följer inte den generella trenden i Sverige. Likaså för enskilda arter följer trenderna i Ottenby lund inte de nationella trenderna. Proportionen långdistansflyttare förändrade sig inte på något markant sätt över åren. Var det många kortdistansflyttare i undersökningsområdet var det också många långdistansflyttare. Detta antyder att långdistansflyttarna som grupp inte missgynnats och att de inte heller påverkas negativt av antalet kortdistansflyttare.

### Tack

Följande personer inventerade provytan i Ottenby lund mellan 1972 och 2011: Holger Stenson och Claes-Göran Lindholm (1972), Christer Wahlström (1973), Göran Cederwall (1973–1974), Jan Österberg (1975), Björn Sandgren (1976), Göran Wallinder (1977–1982), Lars-Åke Persson (1983), Daniel Green (1984–1985), Mårten Hammar (1986), Peter Sieurin (1987), Ulf Ottosson (1988), Kristian Johansson (1988 och 1990), Johan Engström (1989), Jakob Lohm (1991), Tommie Skoog (1992), Niklas Holmqvist (1993), Thomas Ewerlid (1994), Patrik Rhönnsad (1994–1995), Richard Ottvall (1996–1997), Daniel Bengtsson (1999–2001), Martin Stervander (2001), Mattias Ullman (2002), Andreas Wedman (2003), Gabriel Norevik (2004–2006 och 2008), Ronny Malm (2007), Magnus Bladh 2009 samt Linus Hedh 2010–2011. Ett stort och varmt tack till alla dessa, samt till Gabriel Norevik för hjälp med framtagande av kartmaterial. Detta är meddelande no. 265 från Ottenby Fågelstation.

## Referenser

- Anon. 1970. Recommendations for an international standard for a mapping method in bird census work. Pp. 49–52 in *Bird census work and environmental monitoring* (Svensson, S. ed.). Bull. Ecol. Res. Comm. Nr 9. Lund.
- Danielsson, G., Edeltam, C. & Svärdson, G. 1947. Ottenby fågelstation, dess tillkomst och verksamhet år 1946. *Vår Fågelvärld* 6: 38–51.
- Ekstam, U., Forshed, N. & Johansson, O. 1997. *Ottenby: naturen och historien*. Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Enemar, A., Cavallin, B., Nyholm, E., Rudebeck, I. & Thörner, A.M. 1994. Dynamics of a passerine bird community in a small deciduous wood, S Sweden, during 40 years. *Ornis Svecica* 4: 65–104.
- Enemar, A., Sjöstrand, B., Andersson, G. & Proschwitz, T. von. 2004. The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. *Ornis Svecica* 14: 63–106.
- Enemar, A. & Thörner, A.M. 2003. Fågelsångsdalen 50 år. *Anser* 42: 18–23.
- Forslund, M. 2003. *Fågelfaunan i olika skogsmiljöer - en studie på beståndsnivå*. Skogsstyrelsens rapportserie nr. 2003:2.
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L., Jr. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical Development. *Acta Biotheoretica* 19: 16–36.
- Herrera, C.M. 1978. On the breeding distribution patterns of European migrant birds: MacArthur's theme re-examined. *Auk* 95: 496–509.
- Hjort, C. & Lindholm, C.-G. 1978. Annual bird ringing totals and population fluctuations. *Oikos* 30: 387–392.
- Johannesson, H. 2005. Häckfågeltaxeringen i Sörön 2004. *Fåglar i Kvismaren* 20: 33–38.
- Järvinen, O. 1979. Geographical gradients of stability in European bird communities. *Oecologia* 38: 51–69.
- Karlsson, L., Ehnbo, S., Persson, K. & Walinder, G. 2002. Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, South Sweden, during 1980–1999, as reflected by ringing totals. *Ornis Svecica* 12: 113–137.
- Kjellén, N. 2011. Sträckfågelräkningar vid Falsterbo hösten 2010. *Fåglar i Skåne 2010*: 5–42.
- Lindström, Å., Andersson, A., Danielsson, M., Hellström, M. & Waldenström, J. 2012b. *Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 2011*. Rapport, Ottenby fågelstation. 44 pp.
- Lindström, Å., Green, M. & Ottvall, R. 2012a. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2011*. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds Universitet. 82 pp.
- O'Connor, R.J. 1981. Comparisons between migrant and non-migrant birds in Britain. Pp. 157–195 in *Animal Migration* (Aidley, D.E. ed.). Cambridge University Press.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fågeln i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2009. Population trends for Swedish breeding birds. *Ornis Svecica* 19:117–192
- Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J. 2006. Long-term population declines in Afro-Palaearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131: 93–105.
- Simonsson, P. 2008. Häckfågeltaxeringen vid Sörön 2007. *Fåglar i Kvismaren* 23: 28–30.
- Svensson, S. 1975. *Handledning för Svenska Häckfågeltaxeringen med beskrivningar av revirkarteringsmetoden och punkttaxeringsmetoden*. Zoologiska institutionen, Lunds universitet.
- Svensson, S. 2003. *Övervakningsprogram för jordbrukslandskapets fåglar i Skåne. Årsrapport för 2002*. Rapport nr 2003:40, Länsstyrelsen i Skåne län.
- Svensson, S. 2006. Species composition and population fluctuations of alpine bird communities during 38 years in the Scandinavian mountain range. *Ornis Svecica* 16: 183–210.
- Svensson, S. 2009. A stable bird community during 27 years (1980–2006) in the nemoral broadleaf wood Dalby Söderskog National Park. *Ornis Svecica* 19: 237–243.
- Svensson, S., Thörner, A.M. & Nyholm, N.E.I. 2010. Species trends, turnover and composition of a woodland bird community in southern Sweden during a period of fifty-seven years. *Ornis Svecica* 20: 31–44.
- Thörner, A.M. 2004. Fågelsångsdalen 2004: 200 revir – högsta någonsin. *Anser* 43: 151–153.
- Thörner, A.M. 2007. Fågelsångsdalen 2007 – näktergal och gransångare befäster sina ställningar. *Anser* 46: 169.
- Tomialojc, L. & Wesolowski, T. 2004. Diversity of the Bialowieza Forest avifauna in space and time. *Journal Ornithology* 145: 81–92.
- Wesolowski, T. & Tomialojc, L. 1997. Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest: long-term trends in Bialowieza National Park (Poland). *Ecography* 20: 412–453.
- Wesolowski, T., Tomialojc, L., Mitrus, C., Rowinski, P. & Czeszczewik, D. 2002. The breeding bird community of a primeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland) at the end of the 20th century. *Acta Ornithologica* 37: 28–45.
- Wesolowski, T. 2003. Bird community dynamics in a primeval forest – is interspecific competition important? *Ornis Hungarica* 12–13: 51–62.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & Pärt, T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England – similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43: 1110–1120.
- Von Schultz, R. 1995. *Ottenby Kunglig jaktpark – 25 års viltvård*. Rapport nr 12 från Ottenby fågelstation (96 sidor).

## Summary

Several series of standardised long-term bird surveys exist in Sweden. Through territory mapping, based on repeated visits during spring, the number of territories per species in a specific area is determined. The longest unbroken series comes from Scania, southernmost Sweden, where Fågelsångsdalen (“Bird Song Valley”) has been surveyed on

an annual basis since 1953 (Enemar et al. 1994, Enemar & Thorner 2003, Thorner 2004, 2007, Svensson et al. 2010). Other similar studies have been carried out near Ammarnäs, southern Lappland, in subalpine birch forest (since 1963, Enemar et al. 2004) and on upland tundra (since 1964, Svensson 2006), in the broadleaved forest Sörön, mid-Sweden (since 1965, Johannesson 2005, Simonsson 2008), and in Dalby Söderskog, Scania (15 seasons over 27 years 1980–2006, Svensson 2009).

At the national level, Swedish bird populations are monitored by point counts and line transects (Lindström et al. 2012a), as well as with standardised counting of migrating birds at important migration sites such as Ottenby (Lindström et al. 2012b) and Falsterbo (Karlsson et al. 2002, Kjellén 2011).

At Ottenby, on the southernmost tip of Öland in the Baltic Sea, breeding and migrating birds have been studied yearly since the bird observatory was founded in 1946 (Danielsson et al. 1947, Hjort & Lindholm 1978, Lindström et al. 2012b). Each year since 1972, the number of territories and species in a designated area in the rich broadleaved forest of Ottenby lund has been studied. The results are presented here, and compared with similar studies in Sweden and Poland.

#### *Location, habitat and properties of the study site*

The study site is a 350×250 m square in the middle part of the 2.5 km<sup>2</sup> broadleaved forest of Ottenby lund, approximately 2 km north of the southernmost tip of Öland (Figure 1). The corner coordinates are: 56°13,1249'N, 16°12,9574'E; 56°12,9710'N, 16°25,1973'E; 56°13,2122'N, 16°25,1209'E; 56°13,0609'N, 16°25,3731'E. Ottenby lund is a designated nature reserve and from the 1st of April through August the public is not allowed to walk outside roads and signed tracks in the area.

The habitat is representative for Ottenby lund, being open and dominated by oak *Quercus robur* of varying ages. Alder *Alnus incata/glutinosa*, aspen *Populus tremula* and birch *Betula pendula* are also important elements (Ekstam et al. 1997). Willows *Salix* sp. occur in wetter parts and the understory vegetation consists mainly of hawthorn, blackberry, bracken and grass.

#### *Survey method*

Territory mapping has been carried out according to Svensson (1975). The area is visited ten times

from mid-May to mid-June. The mapping period has been chosen so that all species that occur in the plot have arrived to their breeding sites. On each visit, the observer slowly walks along a grid system of lines 50 m apart. All birds are marked out on field maps, especially individuals indicating a territory. Simultaneously singing individuals of the same species are noted as such, in order to detect neighbouring territories. Field maps are later converted to species maps, in which three registrations, or a nest, count as a permanent territory. In total 28 persons have carried out the surveys during the period 1972–2011.

#### *Processing of data*

Because other similar studies have dealt mostly with passerines (excluding corvids), so did we. Long-distance migrants have been considered one group, to be compared with residents, short- and medium-distance migrants combined. The reason for this grouping is that the two groups may be affected by partly different causes outside the breeding season.

Species turnover rate was calculated as the sum of new and disappearing species between two successive years, divided by the sum of the total number of species during both years (Svensson et al. 2010). Trends over time in the number of territories and species were analysed using Spearman rank correlation ( $r_s$ ). Analyses were made in GraphPad Prism (version 5.04 for Windows, GraphPad Software, La Jolla California USA, <http://www.graphpad.com>).

#### *Bird density*

On average 132 bird territories per year (all species) were registered in Ottenby lund, which result in a density of 1509 territories/km<sup>2</sup>. When only passerines (except corvids) were considered, the density was 1474 territories/km<sup>2</sup> (Table 1). This is comparable to other Swedish broadleaved forests, such as Dalby Söderskog (Svensson 2009) and Sörön (re-calculated from Johannesson 2005). However, the density in Fågelsångsdalen was 35 % lower than in Ottenby lund (Enemar et al. 1994, Svensson et al. 2010). Interestingly, the well known primeval forest of Bialowieza National Park in Poland had a lower density. During the years 1995–1999 on average 1101 territories/km<sup>2</sup> were registered in the richest habitat dominated by ash/alder (Wesolowski et al. 2002, Tomialojc & Wesolowski 2004). The total bird community in Sweden has recently

been estimated to 70 million pairs, which means, on average, 170 territories/km<sup>2</sup> (Ottosson et al. 2012). Clearly, broadleaved forests in southern Sweden constitute a very rich bird habitat.

#### *Variation and trends in bird density*

The number of territories in Ottenby lund had a distinctive development during the 40 years (Figure 2, Table 2). During the first 20 years, the numbers increased, except for a dip during 1979–1987. Then, during the period of 1992–2011, the density gradually decreased and ended at almost the same level as in the beginning of the survey. This progress is largely inverted to the development of the number of birds at the national level (Ottvall et al. 2009). There was generally a significant decrease in Swedish bird numbers during 1975–1995, but thereafter the numbers have been mostly stable, or even increasing.

Several of the other long-term study localities showed trends that differ between each other as well as compared to national trends. For example, the number of territories in Fågelsångsdalen increased significantly during the period 1972–2009 (Svensson et al. 2010). This is a clear indication that local trends in bird numbers may not be correlated to large scale processes.

#### *Potential explanations to the variation in number of territories and species in Ottenby lund*

The large variation in number of territories in the survey plot of Ottenby lund is surprising in the light of the fact that rich habitats in a late stage of succession are generally supposed to be saturated (Fretwell & Lucas 1970). We cannot see any changes in habitat that could explain the large variation, although it should be stated that no systematic documentation of habitat changes has been done.

Numerous Fallow Deer *Dama dama* and cattle have kept the understory vegetation low. However, the number of animals has varied quite a lot (von Schultz 1995). At present (2012), the winter population of Fallow Deer is estimated to 200 individuals (Johan Parboäng, *pers. comm.*). The number of cattle has fluctuated between 0 and 200 individuals (Andreas Wiström, *pers. comm.*).

Being part of Ottenby Nature Reserve, Ottenby lund has a specific management plan, including wood harvesting and clearing of “unwanted” vegetation. For example, 600 oaks were removed from the whole forest of Ottenby lund during the 1980’s and 1990’s. Around year 2000, many oaks were hit

by “sudden oak death” (Håkan Lundkvist, *pers. comm.*). How this have affected the bird community is unknown.

The number of predators is also worth mentioning. Since the Red Fox *Vulpes vulpes* was almost extirpated by scabies during the 1990s, European Badger *Meles meles* and European Pine Marten *Martes martes* have become numerous in Ottenby lund (Johan Parboäng, *pers. comm.*). The badger is mostly a threat to species breeding on the ground, e.g. Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*, whereas the marten may have a significant effect also on tree breeding species.

A large number of field workers (28) could possibly cause some variation. However, the largest change in number of territories between successive years was smaller than in Fågelsångsdalen and Ammarnäs, where much fewer field workers have been involved.

#### *Long- and short-distance migrants*

As a group, the long-distance migrants have faced less favourable circumstances compared to short-distance migrants and residents, both in Sweden (Ottvall et al. 2009) and in the rest of Europe (Sanderson et al. 2006). Of the 37 passerine species breeding in Ottenby lund, 20 (54 %) are long-distance migrants and 17 stay in Europe during the winter. The yearly proportion of long-distance migrant territories has on average been 42 % (variation 32–53 %). There is no clear trend over the years ( $r_s = -0.275$ ,  $p = 0.09$ ), although the proportion increased slightly up to 1986, after which there was a general decrease (Appendix 1). The number of both long- and short-distance migrant territories increased up to the middle of the 1990s, but in 2011 the numbers had gradually decreased down to similar levels as 40 years earlier (Table 2, Figure 2). There was a significant positive correlation between the two groups ( $r_s = 0.73$ ,  $p < 0.001$ , Figure 3), i.e. high numbers of long- and short-distance migrant territories occurred simultaneously, and vice versa. The number of long- and short-distance migrant species showed similar patterns as the number of territories (Table 2, Figure 4).

#### *Individual species*

The number of territories per species and year is presented in Appendix 1. Most bird communities in temperate regions are characterized by a few abundant species and many less common (Svensson 2006). This is also true for Ottenby lund.

Chaffinch *Fringilla coelebs* and Willow Warbler together have made up on average 40 % (24–52 %) of the number of territories. These two species also make up 31 % of all birds in Sweden (Ottosson et al. 2012).

Except for Chaffinch and Willow Warbler, only four species have been represented all years in Ottenby lund: Tree Pipit *Anthus trivialis*, Icterine Warbler *Hippolais icterina*, Garden Warbler *Sylvia borin* and Spotted Flycatcher *Muscicapa striata*.

As for the whole bird community, the trends for the 13 most common species in Ottenby lund was

often different from the national trends ( $r_s=0.203$ ,  $p=0.50$ ). Only three species in Ottenby lund showed a significant trend over the 40 years. All were increasing: Blackcap *Sylvia atricapilla* ( $r_s=0.44$ ,  $p=0.005$ ), Garden Warbler ( $r_s=0.42$ ,  $p=0.008$ ) and Common Starling *Sturnus vulgaris* ( $r_s=0.40$ ,  $p=0.011$ ). However, they all peaked around year 2000 and have since then occurred in lower numbers.





## Changes in numbers and distribution of breeding waterfowl in the Swedish mountain chain between 1972–1975 and 2009

*Förändringar i antal och utbredning av häckande sjöfåglar i svenska fjällkedjan mellan 1972–1975 och 2009*

LEIF NILSSON & JOHAN NILSSON

---

### Abstract

During 1972–1975, the breeding waterfowl populations of the northern parts of Fennoscandia (south to 65° N in Sweden) were surveyed for the first time. In 2009, a new survey was undertaken in the Swedish part of the mountain chain. Censuses were performed from the air in transects of 5×5 km squares and in special areas. The distribution of the different species was largely similar between the two periods but there were a number of differences on the regional level. Most species had more or less the same population sizes but there were some variation in the different parts of the mountains. Three species showed clear increases between the periods. *Cygnus*

*cygnus* had the same increase in the mountain chain as in the rest of the country. *Melanitta nigra* was about four times as common in 2009 compared to the 1970s and *Mergus merganser* also had higher counts in 2009. *Melanitta fusca* decreased markedly in the mountain chain as along the coasts.

*Leif Nilsson & Johan Nilsson, Department of Biology, Lund University, Ecology Building, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: leif.nilsson@biol.lu.se, johan.nilsson@biol.lu.se*

---

Received 24 October 2012, Accepted 19 November 2012, Editor: S. Svensson

### Introduction

The Scandinavian mountain chain like the other parts of northern Fennoscandia is rich in lakes and mires and is accordingly an important breeding area for many waterfowl species. It is also the westernmost area of several northern species which are spread from Fennoscandia in the west all over northern Russia to the east. Even if it was well known that rich waterfowl populations were breeding in northern Fennoscandia, there were no large-scale surveys until the 1970s. In 1971, the Nordic Council for Wildlife Research (NKV) organized the first survey, which was completed in 1972–1975 (Haapanen & Nilsson 1979). During the four years systematic aerial surveys covered all of northern Fennoscandia; in Norway south to 68°N, in Sweden to 65°N and in Finland to 64°N.

Whereas staging and wintering waterfowl are regularly surveyed on an annual basis in southern Sweden (Nilsson 2008), there has been no further systematic survey of the breeding waterfowl populations in northern Sweden until 2009. In this year we got the possibility to make a new survey of the Swedish mountain chain and revisited the old survey lines and special study areas of the previous survey. In this paper we compare the census data

from 2009 with the 1972–1975 data to see what changes had occurred in the distribution and numbers of the breeding waterfowl populations over the 35 year period between the two surveys.

### Study region

The present study covers the Swedish part of the mountain chain and the adjoining parts of lower land to the east of the mountain chain within the province of Lapland (left of the black line in Figure 1). The former survey in 1972–1975 covered the entire area to the Baltic coast (the whole map in Figure 1) as well as extensive areas in northern Norway and Finland (Haapanen & Nilsson 1979). During the old survey, the Lapland part of the mountain chain was split into three sub-regions (A–C in Figure 1), which were all covered during the new survey. The total area included in the three sub-regions was 49 500 km<sup>2</sup>. All areas are mainly covered by mountains.

Sub-region A (northern sub-region) has some high mountain areas, but a larger part, especially in the north consists of low-lying fells and plateaus at a level of about 400–600 m a.s.l. There is only little coniferous forest in the most low-lying parts.

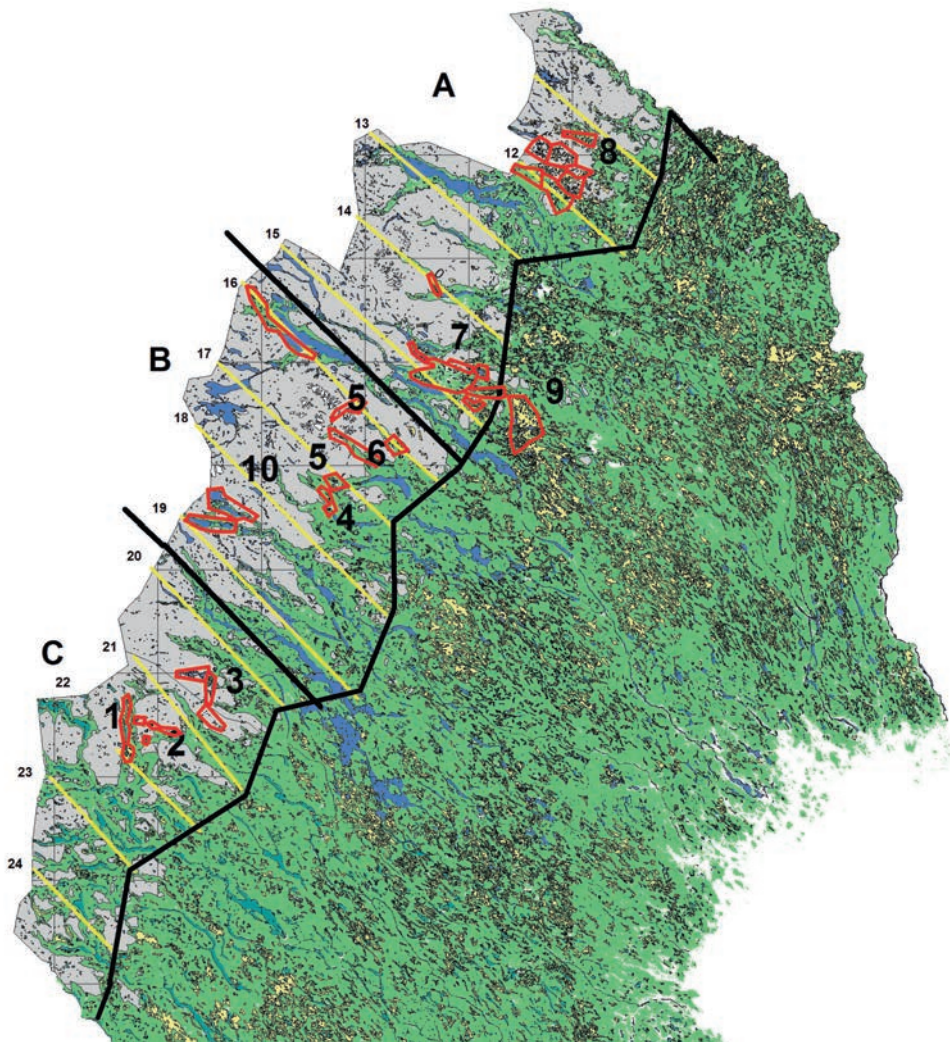


Figure 1. Map of northernmost Sweden showing the area surveyed in 2009, covering the Lapland part of the mountain chain and neighboring areas. The map also shows the division into sub-regions used in the 1972–1975 survey (Haapanen & Nilsson 1979), survey lines (yellow) and the special study areas (red, numbers in black). Alpine areas (above tree line) are shown in grey. *Karta över norra Sverige med det inventerade området i lapplandsdelen av fjällerna och fjällnära områden markerat. Kartan visar också regionindelningen från inventeringarna 1972–1975, inventeringslinjerna (gult) samt specialområdena (rött, nummer i svart). Kalfjällområdena markeras med grå färg.* © Lantmäteriet Medgivande i2012/0911.

Subalpine birch woods and alpine vegetation are the predominant vegetation types. About 9% of this sub-region is covered by water and the lakes are mostly rather small. Most mires in the mountain area are of the palsa peatland type, but there are some of the aapa fen type at the border to the forest regions, especially in the Sjaunja nature reserve (special area 7).

Sub-region B (middle sub-region) is a high mountain area, including the highest mountains in

Sweden with lakes up to 1200 m.a.s.l. Lakes cover 11% of this sub-region and there are 16 larger lakes with an area of more than 100 km<sup>2</sup>. About one third of the sub-region is forest with a zonation from birch to conifers in the deep valleys and along the eastern border.

Sub-region C (southern sub-region), which is the southernmost sub-region has lower mountains with wetlands mostly at an altitude of 600–800 m.a.s.l. Water covers 6% of the area. As in the other parts

of the mountain chain most lakes are typically oligotrophic but there are some richer lakes in areas with more basic bedrocks. Although alpine habitats predominate, forest cover is approaching half of the sub-region with considerable elements of conifers in the lower and eastern parts.

For a more detailed description of the different sub-regions with statistics of the coverage of different vegetation types, mires and lakes etc. see Haapanen & Nilsson (1979). Typical wetland habitats are illustrated with photos in Figure 2.

### Material and methods

To be able to calculate total populations for the different species and to be able to compare the species distributions with habitat factors, a system of transects were laid out over the entire northern Fennoscandia, using the UTM-system. Following the north-west to south-east diagonals of the 100×100 km squares of this reference system, squares 5×5 km in size and connected to each other in their corners, were used. In the old survey, the transects extended from the Norwegian border to the Baltic coast, giving a 5% coverage of the entire area. To obtain a better coverage in the mountain chain with its much more variable habitats, and in the mire areas just to the east of the mountain chain, additional transects were laid out between the main transects, thus yielding a coverage of 10%. The geographical positions of the transects used in the current study can be seen in Figure 1.

In addition to the transects, a system of special study areas was set up in important waterfowl habitats to study annual variation of waterfowl populations. These areas covered different habitat types and were surveyed each of the four initial years 1972–1975 and 2009. The geographical positions of the special study areas can be found in Figure 1. All in all, 34 such areas were established but in this study they have been grouped into 10 larger areas, of which 8 (numbers 1–8 in Figure 1) are included in the analysis of population changes. The different special study areas are exemplified with photos and short descriptions in Figure 2.

During the surveys all water areas and other wetlands within each transect square were covered from an aircraft allowing all suitable waterfowl habitats in the areas to be surveyed efficiently. In 1972–1975 a fixed-winged CESSNA 172 and 185 were used for the surveys, whereas a small helicopter was used in 2009. The total flying time for the 2009 survey was 45 hours (for details for 1972–75, see Haapanen & Nilsson 1979). During the surveys,

we were flying at a low altitude (50–70 m) with a low speed over the water areas and wetlands. If birds could not be directly identified and counted, the area was circled until a good count and identification could be obtained. Two experienced observers performed the aerial survey and the front observer besides the pilot kept track of the navigation within the squares. During the 2009 survey we had the advantage of using a GPS to document the track of flights whereas this technology was not available in the earlier surveys.

All observations were registered on a dictaphone with information of species, number of pairs, number of males and females in each group and any special observations. The observations were later transferred to a database. We considered counts of pairs and males in groups of 1–3 males as an indication for the number of pairs of each species in the squares/areas. Pure male groups with more than 3 birds were not included in the pair estimates.

In all, 210 squares were situated in the region that was covered in this study. During the surveys in 1973–1975 all wetlands in 38 high-altitude squares were completely covered in ice at the time of the survey and an additional 9 squares did not have any water areas (high mountains). During 2009 we surveyed 114 squares; 65 high altitude squares were not covered due to lack of water areas or due to being totally frozen, and 31 squares were not covered due to other reasons (military flight restrictions etc.).

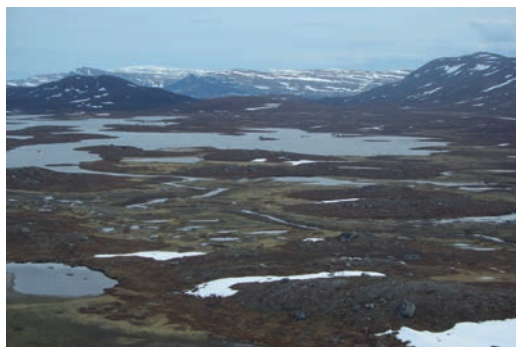
The special study areas were surveyed in a manner similar to that used for the transect squares. These areas were selected to represent different important waterfowl habitats and different parts of Lapland. The areas 1–8 (Figure 1) were surveyed in each of the four years 1972–1975 and in 2009, whereas areas 9 and 10 were counted in 2009 and at some other occasions.

Even with the method used here, where all potential waterfowl areas within the surveyed squares and special study areas were covered as closely as possible, there are marked differences in the detectability of the different species from the air. During the 1972–1975 survey (Haapanen & Nilsson 1979), extensive comparisons of efficiency between ground and aerial counts, different aerial crews and fixed-winged airplanes and helicopters, were conducted. These comparisons produced species-specific correction factors for estimating total populations. Similar efficiency studies have been made by Nilsson (1975) and Martinson & Kaczynski (1967). However, the results from these comparisons showed that there is little difference of





1 Tärnasjön



2 Södra Ammarfjället



3 Tjålmejaure – Björkfjället



4 Kvickjokk



5 Päre och Kukkesvage



6 Rapadalen



7 Sjaunja – Kaitum

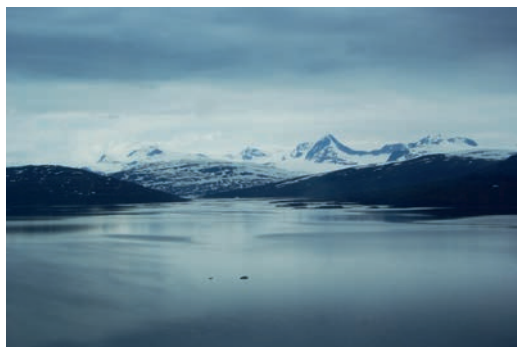


8 Tavvavuoma –Tsäktso –Pirtimäsvuoma





9 Muddus



10 Peskehaure

Figure 2. Examples of different waterfowl habitats within the special study areas in the Lapland part of the Swedish mountain chain. For geographical position of the special study areas see Figure 1.

*Exempel på olika andfågelhabitat inom specialområden i den lappländska delen av svenska fjällkedjan. De olika specialområdenas läge framgår av kartan i Figur 1.*

1. *Tärnasjön* is a large lake in the birch forest zone with an archipelago, surrounded by large mire areas with numerous lakes of different sizes.

*Tärnasjön är en stor sjö i fjällbjörksregionen med en omfattande skärgård, omgiven av stora myrområden med talrika sjöar av olika storlek.*

2. *S. Ammarfjället* is an alpine plateau with numerous lakes of various sizes in the low alpine zone.

*S. Ammarfjället är en alpin platå med talrika sjöar av olika storlek i den lågalpina zonen.*

3. *Tjälmejaure – Björkfjället* is a plateau in the low alpine zone with a large number of small lakes and some larger shallow lakes.

*Tjälmejaure – Björkfjället är en platå i den lågalpina zonen med talrika småsjöar och några store, grunda sjöar.*

4. *Kvickjokk* is a delta area in the coniferous zone fed by rivers from the high alpine areas of the Sarek national park. It has many rich small ponds and lakes.

*Kvickjokk är ett deltaområde i den övre barrskogsregionen format av älvar från den högalpina regionen i Sareks nationalpark. Det har många rika dammar och sjöar.*

5. *Pårek and Kukkesvagge* are two areas in the border zone of the high alpine areas of Sarek and a valley in the Sarek mountains, respectively. Pårek is in the low alpine zone, Kukkesvagge in the middle alpine zone. Both areas are characterized by a large number of small lakes in a rather barren area.

*Pårek och Kukkesvagge består av två områden i gränzonen till de högalpina områdena i Sarekfjällen respektive en dalgång i Sarek. Pårek är beläget i den lågalpina zonen, medan Kukkesvagge ligger i den mellanalpina zonen. Båda kännetecknas av ett stort antal småsjöar i fattig terräng.*

6. *Rapadalen* is a large mountain valley coming from the high alpine areas of Sarek national park. The valley opens up in a large delta with many pools and small lakes and with rich sediments from the glaciers in the high mountains.

*Rapadalen är en stor dalgång som kommer från de högalpina delarna av Sareks nationalpark. Dalen öppnar sig i ett omfattande delta med många dammar och småsjöar och med rika sediment från glaciärerna i de höga fjällen.*

7. *Sjaunja – Kaitum* consists of the large Sjaunja nature reserve extending for a vast area to the east of the mountain chain including large numbers of small rich lakes and large mires of the aapa type. It extends from the lower birch forest zone close to the mountains to the coniferous zone.

*Sjaunja – Kaitum omfattar det stora Sjaunja naturreservat öster om fjällkedjan och innefattar ett vidsträckt område med talrika småsjöar och stora myrar av aapa-typ. Området sträcker sig från björkskogsregionen nära fjällen till barrskogsregionen.*

8. *Tavvuoma – Tsåktso – Pirtimäsvuoma* are large tundra-like areas in the northernmost part of the Swedish mountain chain characterized by large areas of palsa peatland with numerous small ponds and shallow lakes.

*Tavvuoma – Tsåktso – Pirtimäsvuoma är stora tundralika områden i den nordligaste delen av den svenska fjällkedjan kännetecknade av stora palsmyrar med talrika dammar och småsjöar.*

9. *Muddus* is a national park in the coniferous zone with large mires of aapa type and numerous small lakes and ponds.

*Muddus är en nationalpark i barrskogsregionen med stora myrar av aapa-typ och talrika småsjöar och dammar.*

10. *Peskehaure* and neighboring lakes are open large oligotrophic lakes close to high mountains and the area only includes smaller areas with shallow water.

*Peskehaure med angränsande sjöar är stora oligotrofa sjöar nära de höga fjällen och omfattar endast mindre områden med grunt vatten.*

survey efficiency between fixed-winged airplanes and helicopters.

The timing of the surveys is crucial for the results especially in the mountain chain, where there are large altitudinal differences between areas and accordingly also large differences in the timing of ice melting. Ducks normally stay in pairs only for a short period after arrival to the breeding grounds. Shortly after their arrival the pairs spread out and the males leave the incubating females to tend for themselves.

In the 1972–1975, surveys were undertaken over a longer time-span, allowing different altitudinal areas to be visited at the optimal survey time. In 2009 this was not possible (all surveys were undertaken during the period 9–16 June) and some areas were therefore surveyed somewhat too early for the higher altitudes to be adequately covered. This mainly affected sub-region B, where many of the higher lakes were covered by ice at the time of the survey. As the aim of the 2009 survey was to compare the counts with those of the earlier survey for the whole mountain region, the timing is not crucial as the ducks going for higher altitudes are found during the surveys of more low-lying areas with open lakes, but timing will of course affect the detailed distribution of the waterfowl. Suitable staging areas east of the mountains for the birds aiming to higher areas were well covered in the surveys.

## Results and discussion

The distribution patterns of the more common and wide-spread species in 2009 are compared with those of 1973–1975 in Figure 3. Number of pairs and squares with observation is given in Table 1. For distribution maps for the entire northern Sweden in 1972–1975, see Haapanen & Nilsson (1979). Numerical data on each species and each special study area are given in Table 2, whereas Figure 4 presents totals for the special study areas covered all years. The results are described in more detail and discussed below for each species.

The surveys of the special study areas during the first survey period, 1972–1975, revealed marked fluctuations in number of pairs between the different years (Figure 4) for some species, whereas other species showed more consistent numbers. The data from the special areas permit a more detailed analysis of the changes (ANOVA, correlated samples). Generally, this analysis also indicates that the number of changes are comparatively few or hidden in two much noise. Nine species give proba-

bilities that are far from significant ( $F_{4,7} < 1.9$ ). Only two changes are significant between the old and new surveys. It is the increases of the Black Scoter ( $F_{4,7} = 3.3$ ;  $p < 0.01$ ) and the Goosander ( $F_{4,7} = 7.4$ ;  $p < 0.001$ ). In both species there is no significant difference between the years of the 1970s but all these four years differ significantly from 2009 (Tukey HSD tests). In two species, Goldeneye (increase) and Velvet Scoter (decline) the test probability is approaching significance.

The more common species will be commented on below, whereas we refer to the Tables for the less common species.

### Wigeon *Anas penelope*

The Wigeon is the only species of dabbling ducks seen in a sufficient number of squares for meaningful comparisons between the two time periods. In 2009 the southern subregion showed the highest representation of Wigeons whereas they were most common in the northern sub-region in 1973–1975. There were marked differences between different special study areas. Numbers counted in the south were relatively low, but the counts in 2009 were higher than in the 1970s. For the two major delta areas studied, Kvickjokk and Rapadalen (Table 2), marked differences were found. At Kvickjokk the count was higher in 2009 compared to the 1970s, whereas the count at Rapadalen had changed in the opposite direction. In Sjaunja–Kaitum and in the Tsåktso–Tavvavuoma areas the number of Wigeons was markedly lower in 2009 compared to the 1970s.

### Scaup *Aythya marila*

For the Scaup the southern part dominated the distribution in the transects, especially during the first survey, whereas some more Scaups were found in the north during the second survey. The combined counts in the special study areas and transects show similar population levels in the two periods. Marked differences were however found between the different special study areas. In the southern areas (1–3), the Scaup was less common in 2009 in Tärnasjön (1), whereas numbers were higher in S Ammarfjället (2). Tjålmejaure (3) had relatively similar numbers in both time periods. Numbers were relatively high in Rapadalen (6) in 2009 compared to the earlier surveys, whereas Scaups were less common in 2009 both in the Sjaunja–Kaitum (7) and the Tsåktso–Tavvavuoma (8) areas, i.e. there seems to be a decline in the northern areas, whereas the species was on the same level in the south.

### Tufted Duck *Aythya fuligula*

The Tufted Duck had a new distribution pattern in 2009. There was a distribution gap in sub-region B in the 1973–1975 survey, whereas no such gap was found in the 2009 survey. The Tufted Duck was found in the lakes up to the highest altitudes of ice-free areas. Since the total numbers counted did not differ much, the change must partly be a re-distribution.

Tufted Duck counts, especially in some special study areas indicate an increase between the two time periods. The mean total for special areas 1–6 increased markedly between the two periods from 27 to 224, whereas on the other hand the combined mean for areas 7 and 8 decreased from 193 to 120 pairs. A very high count in Rapadalen (6) in 2009 was probably related to the ice-coverage in higher altitudes this year; see also the relatively high count here for the Scaup in 2009. This aggregation of Tufted Duck pairs in a “waiting area” close to the high mountain area could influence the overall estimate for the species. Due to the possible effect of Tufted Ducks waiting for the ice to break up in some special areas it is uncertain whether the increase noted is in line with the increase that has been found in the winter indices for the species (Nilsson 2008) or merely due to local effects.

### Goldeneye *Bucephala clangula*

The Goldeneye is mainly a species of the forest zone and is well spread over most parts of northernmost Sweden. It was well represented in the valleys and birch forests of the mountain chain in both surveys and no marked changes in distribution or numbers were found.

### Long-tailed Duck *Clangula hyemalis*

The Long-tailed Duck is a species confined to the alpine zone and especially to areas with small lakes and ponds such as the *palsa* peatlands in the northernmost part of the mountain chain. In the southern sub-region, only one occurrence was recorded in both surveys. But in the middle sub-region, not a single count was made in 2009, compared to a dozen of occurrences in 1972–1975. This absence from the transects in the middle sub-region was most probably an effect of the timing of the surveys. In 2009 we had the possibility to survey the higher elevations during only a single day when the breeding lakes were still to a large extent frozen. In 2009 we found a concentration of no less than 29 pairs of Long-tailed Duck in a large lake (Peskehaure) in special study area 10 within the middle sub-region, where they appar-

ently waited for the breeding lakes to be free of ice.

In the Long-tailed Duck, the transects showed a lower total for 2009 than in the early period. This was most likely caused by ice-coverage in, especially, the southern and middle subregion. The comparisons of surveys in the special study areas also showed somewhat lower numbers in 2009 compared to the 1970s, but not markedly so. Some of the lakes mentioned above, where Long-tailed Ducks aiming for the higher lakes gathered waiting for the ice to break, were included in the special study areas.

The higher lakes at Påræk–Kukkesvagge (5) on the border to the high-alpine areas of Sarek were mostly ice-free but still had no Long-tailed Ducks. The number of the Long-tailed Ducks in the *palsa* peatlands at Tsåktso–Tavavvuoma (8), which form one of the major habitats for the species in the Swedish mountain chain, was lower in 2009 compared to three of the four study years in the 1970s.

### Velvet Scoter *Melanitta fusca*

The Velvet Scoter, had undergone a drastic change, from having been spread over almost the whole study region in 1972–1975 to being recorded at only a few sites in the southern and middle sub-regions in 2009.

For the transects the number of pairs counted decreased from 56 to 19, whereas the decrease for the special study areas was from 85–95 pairs to about 60 pairs. This decrease was found in all areas except Tjålmejaure–Björkfjället (3), where the population level was the same in the two periods. In the Tsåktso–Tavavvuoma (8) area, not a single pair was found in 2009 compared to 19–30 in the earlier census.

This species has its main inland distribution in the mountain chain, with only scattered pairs found in the forest regions in the 1970s (Haapanen & Nilsson 1979). As for the Common Scoter we have no new data elucidating the situation in the forest zone. The Velvet Scoter is also a breeding bird in the archipelagos of the Baltic coast. The overall trend for the species in Sweden is a very marked decrease over the last 30 years (Ottvall et.al. 2009).

### Common Scoter *Melanitta nigra*

The Common Scoter was similarly distributed over the entire study region during both surveys but occurred in many more squares in 2009 than in 1973–1975. Numerically it was about five times more common in the latter period compared to the



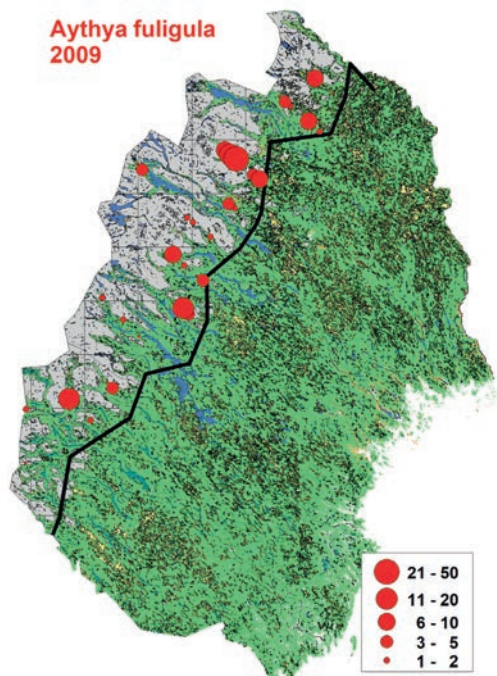
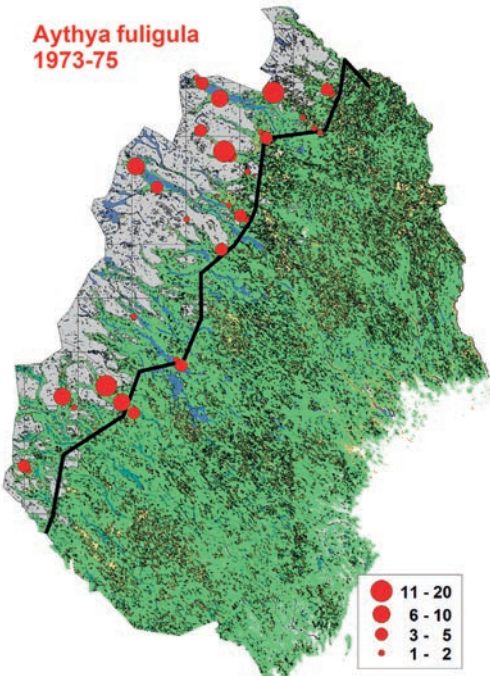
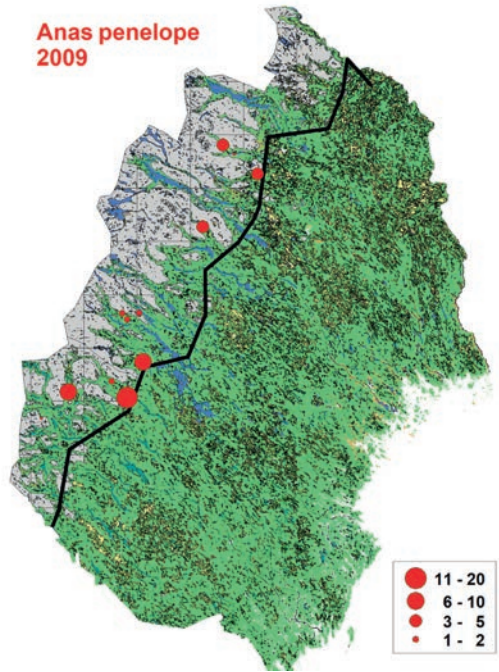
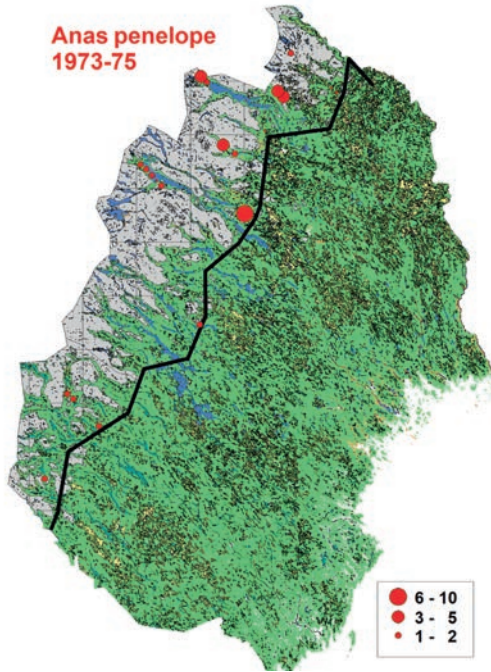
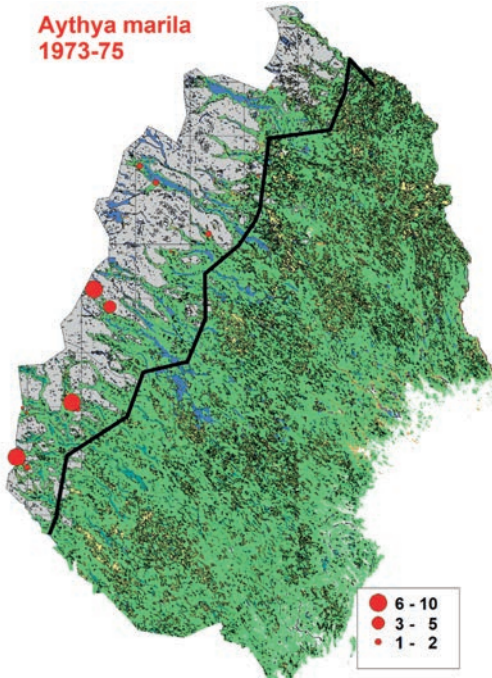
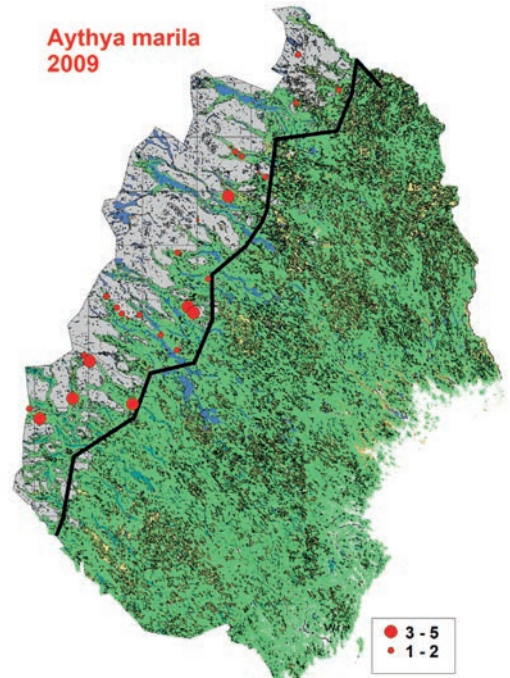


Figure 3. The distribution of different waterfowl species at the surveys 1972–1975 and 2009. The number of pairs in each square is shown by the size of the symbols. The area west of the black line was surveyed.

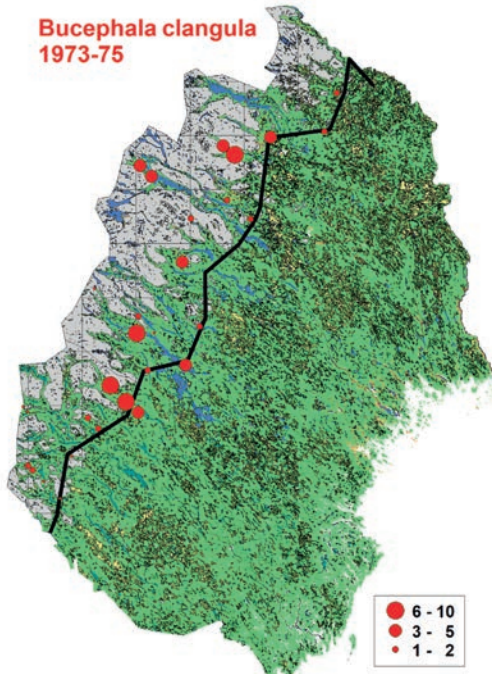
**Aythya marila**  
1973-75



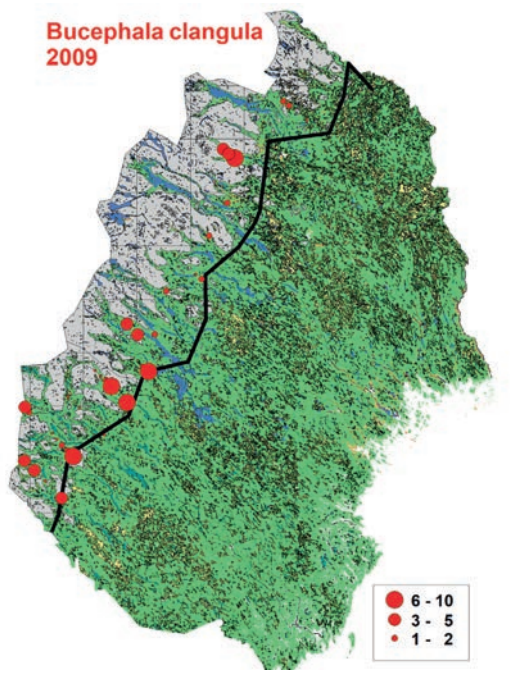
**Aythya marila**  
2009



**Bucephala clangula**  
1973-75



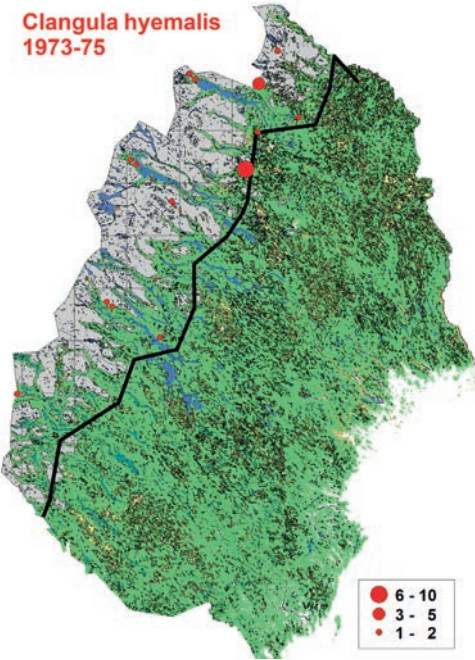
**Bucephala clangula**  
2009



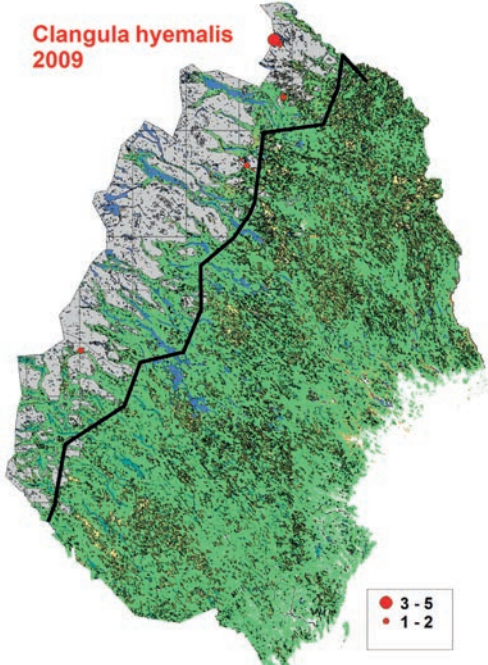
Utbredningen för olika andfågelarter vid inventeringarna 1972–1975 och 2009. Antalet par i varje ruta anges med olika storlek på symbolerna. Gränsen (mot öster) för det inventerade området visas med en svart linje.  
© Lantmäteriet Medgivande i2012/0911.



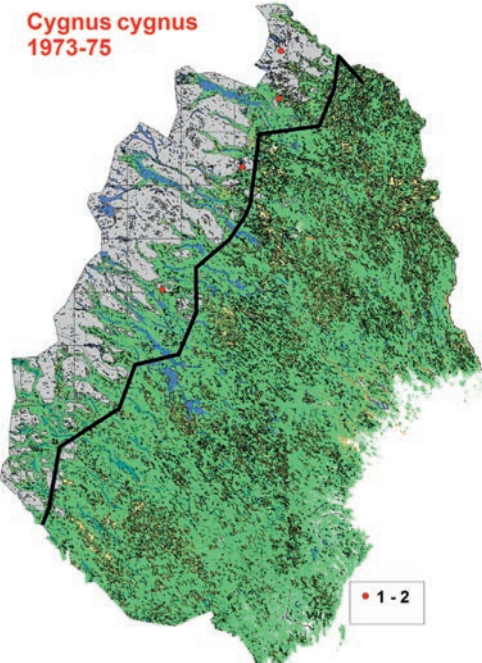
*Clangula hyemalis*  
1973-75



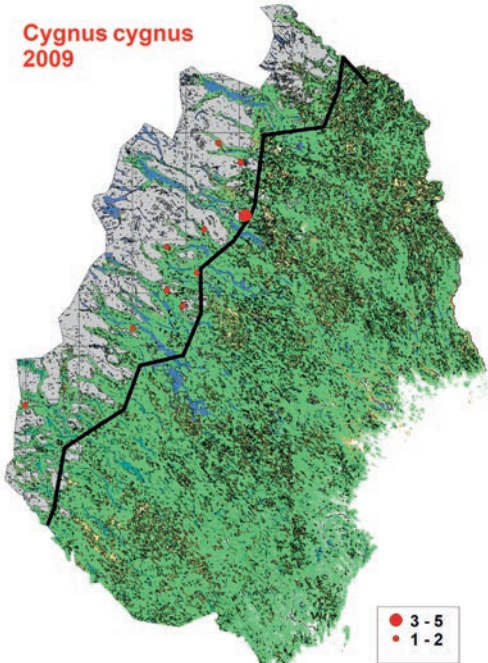
*Clangula hyemalis*  
2009



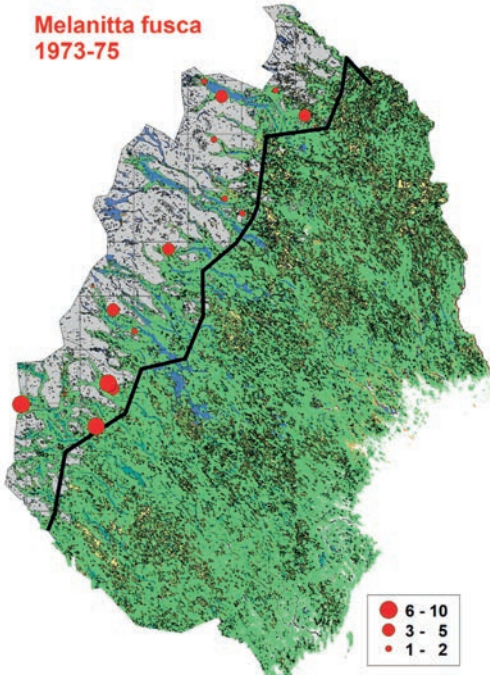
*Cygnus cygnus*  
1973-75



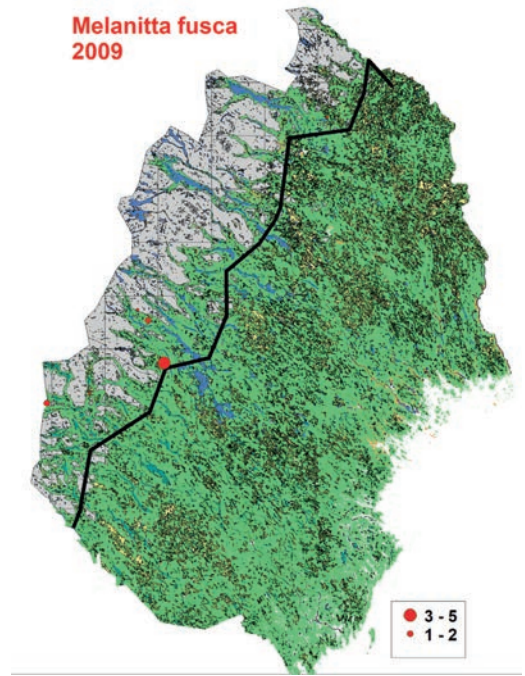
*Cygnus cygnus*  
2009



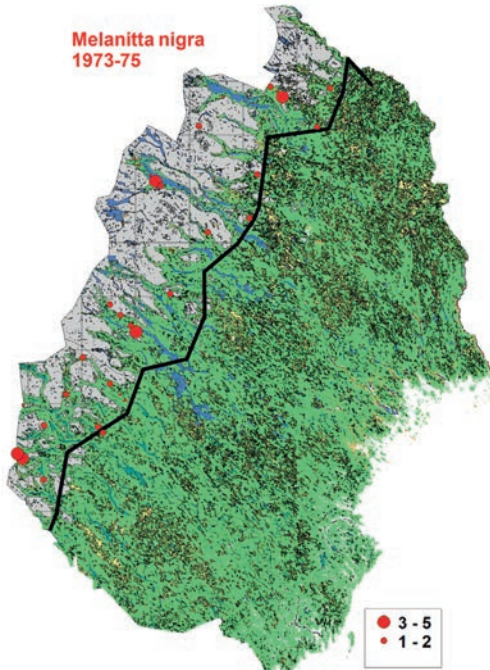
**Melanitta fusca**  
1973-75



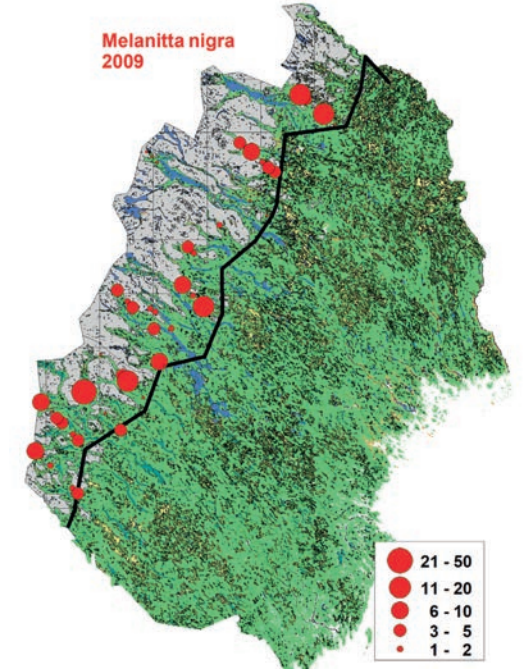
**Melanitta fusca**  
2009



**Melanitta nigra**  
1973-75

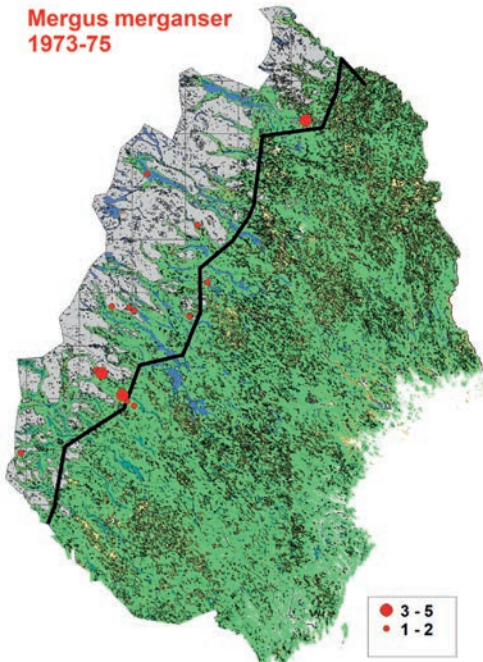


**Melanitta nigra**  
2009

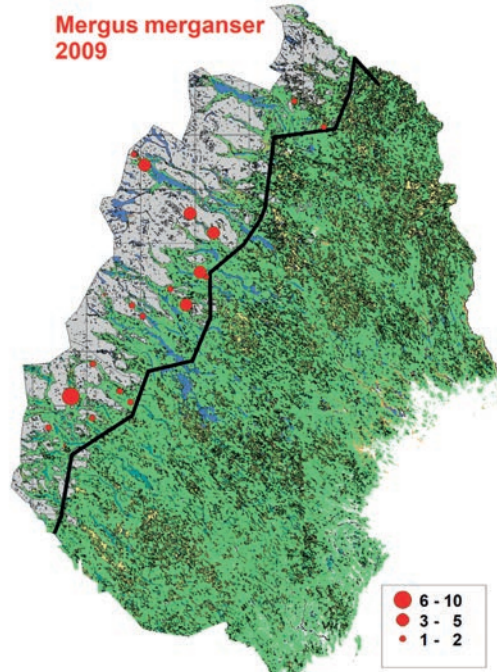




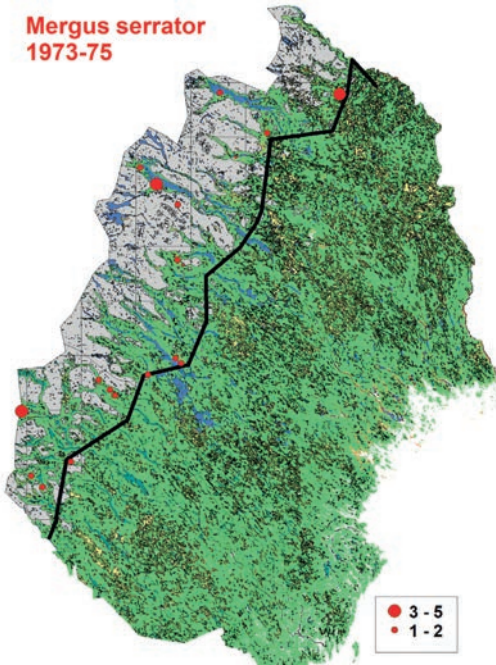
**Mergus merganser**  
1973-75



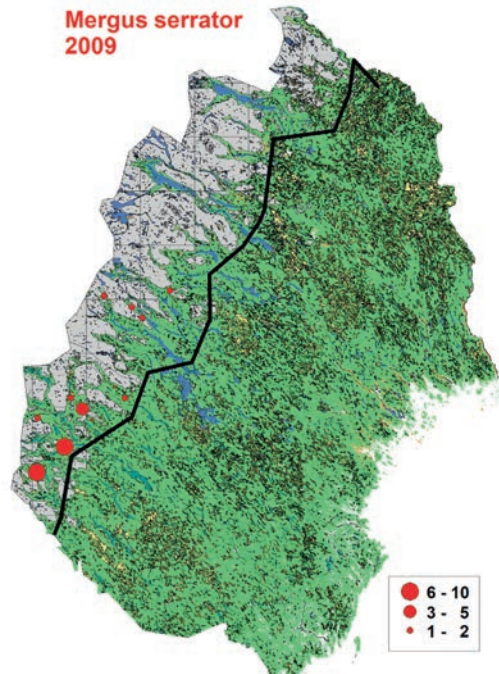
**Mergus merganser**  
2009



**Mergus serrator**  
1973-75



**Mergus serrator**  
2009



first periods. The marked increase was found in all areas except the two delta areas (Kvickjokk (4) and Rapadalen (6)) and Pårek-Kukkesvage in Sarek (5).

Even if the Common Scoter has its main distribution in the mountain chain with the highest densities in the alpine and subalpine zones, it was also widely distributed in the boreal forest zone to the east of the mountain chain in the survey of the 1970s (Haapanen & Nilsson 1979). Unfortunately there are no recent data available on the situation for the species in the forest zone. In 1972–1975, the northernmost area (sub-region D in Haapanen & Nilsson 1979) of the forest zone had the same number of Common Scoters as the southern sub-region in the mountain chain.

There are no data available on the population development of the Common Scoter from other breeding areas or from the wintering areas. It may be noted, that there was a documented change in the distribution of the Common Scoter in Finland during the decades before the 1972–1975 survey. In the boreal zone of Finland the species was a common breeder during the early years of the former century (Merikallio 1958), whereas relatively few were breeding in these areas during the 1970s (see also Haapanen 1966).

#### Goosander *Mergus merganser*

The Goosander was about equally and widely distributed during both surveys, but the number of pairs in 2009 was a lot higher than in the former period. Also the counts from the special study areas indicate an increase between the two periods. Numbers counted during the 1970s were quite low. The increase was localized to some areas: Tärnasjön (1), Björkfjället–Tjålmejaure (3) and Sjaunja-Kaitum (7), whereas the other areas had low counts in both time periods. The Goosander belongs to the species which are covered by the waterfowl counts in the winter, but these counts do not give any clear indications of any increase in the population over the period covered here.

#### Red-breasted Merganser *Mergus serrator*

In 1973–1975, the Red-breasted Merganser occurred in all three sub-regions, whereas in 2009, the records were concentrated in the southern sub-region with no or few records in the middle and northern sub-regions. In the special study areas the number of pairs was lower in 2009 than in the 1970s, whereas no change was found in the transect counts. Numbers counted in the special study areas was generally too low for analysis, but

in the Sjaunja-Kaitum area (7) high totals were found in two years in the 1970s, but the other years showed low counts. The reasons for this variation are not known.

#### Whooper Swan *Cygnus cygnus*

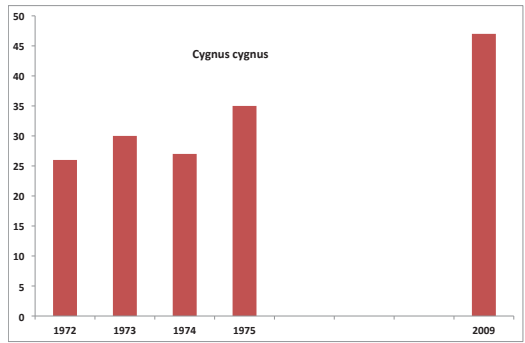
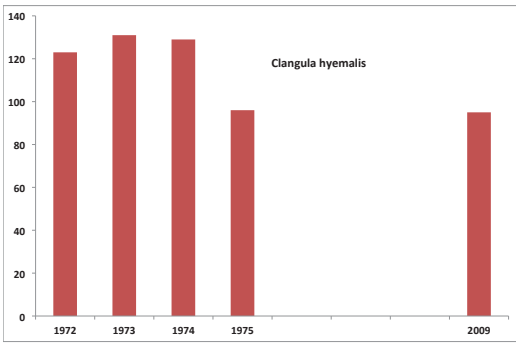
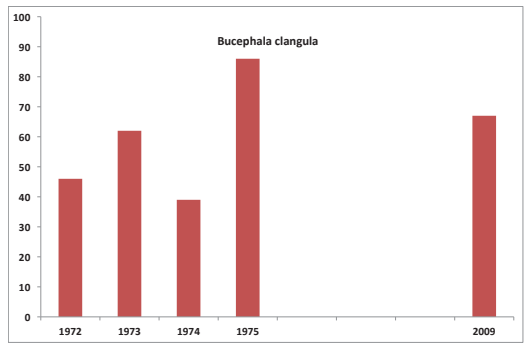
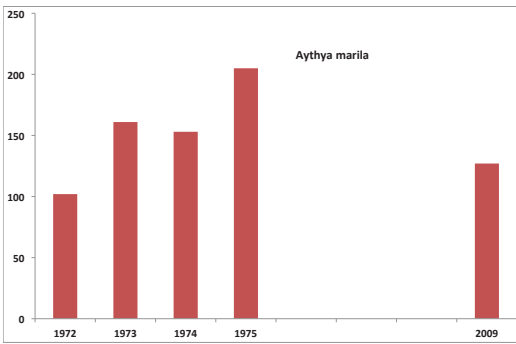
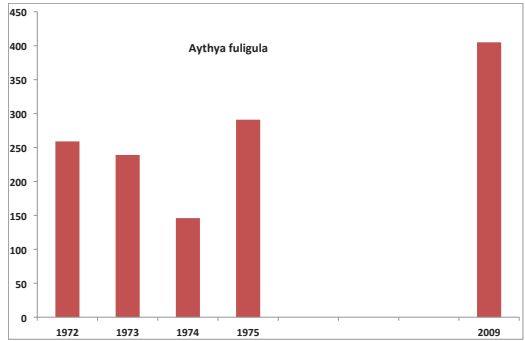
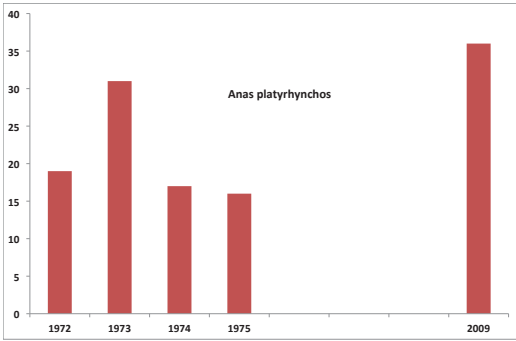
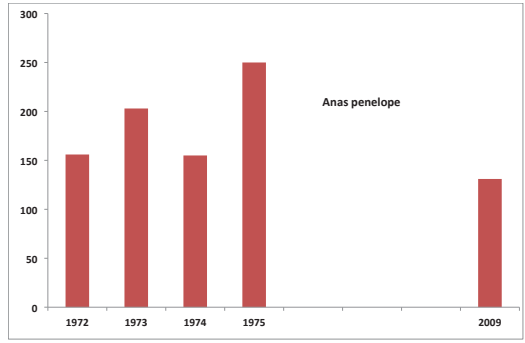
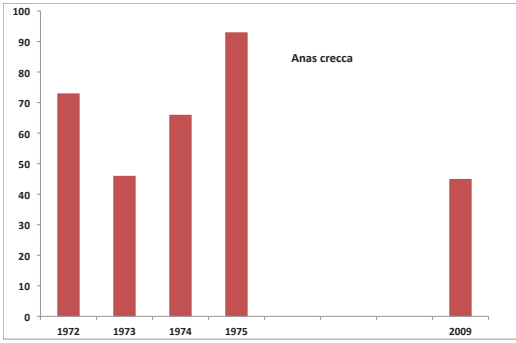
The Whooper Swan is mainly a species of the forest zone but the distribution also extends into the valleys of the mountain chain and there are important populations in some mire areas at the foothills of the mountains. The transect counts showed an increase from 4 to 16 pairs, whereas the total number of pairs in the special study areas only increased from 26–35 to 47 pairs. The difference in the rate of increase between the two datasets is related to the inclusion of the Sjaunja-Kaitum (7) area among the special study areas. When the Whooper Swan population in Sweden was at its lowest level (about 20 pairs) during the 1920s, Sjaunja was the main refuge for the species (Nilsson et al. 1998). In the 1970s between 15 and 23 pairs (mean 20) were found here. In 2009 the number of pairs had increased to 34. For the Whooper Swan, there is also a survey available from 1997 (Nilsson et al. 1998). In the Sjaunja Kaitum (7) area there were about 27 pairs in 1997. In Muddus national park (9) 25 pairs were found in 1997 compared to 22 in 2009.

With the exception of the large mire complexes in Sjaunja-Kaitum (7) and Muddus (9), the transects and special study areas covered in the comparisons here are more or less marginal areas for the Whooper Swan, which has its main distribution within the boreal zone. In recent years there has been a marked increase in the population of Whooper Swans in Sweden. In 1997 a national survey of the Whooper Swan was undertaken and the population in the entire provinces of Västerbotten and Norrbotten amounted to 2775 pairs compared to 310 during the 1972–1975 survey (Haapanen & Nilsson 1979, Nilsson et al. 1998). The increase in the mountain chain is a reflection of this general population increase of the species.

#### Acknowledgements

The study was supported by grants from the Carl Trygger Foundation for Scientific Research (both in 1972, 1973 and 2009), whereas the surveys in 1973–1975 were supported by grants from the Nordic Collegium for Wildlife Research (NKV).





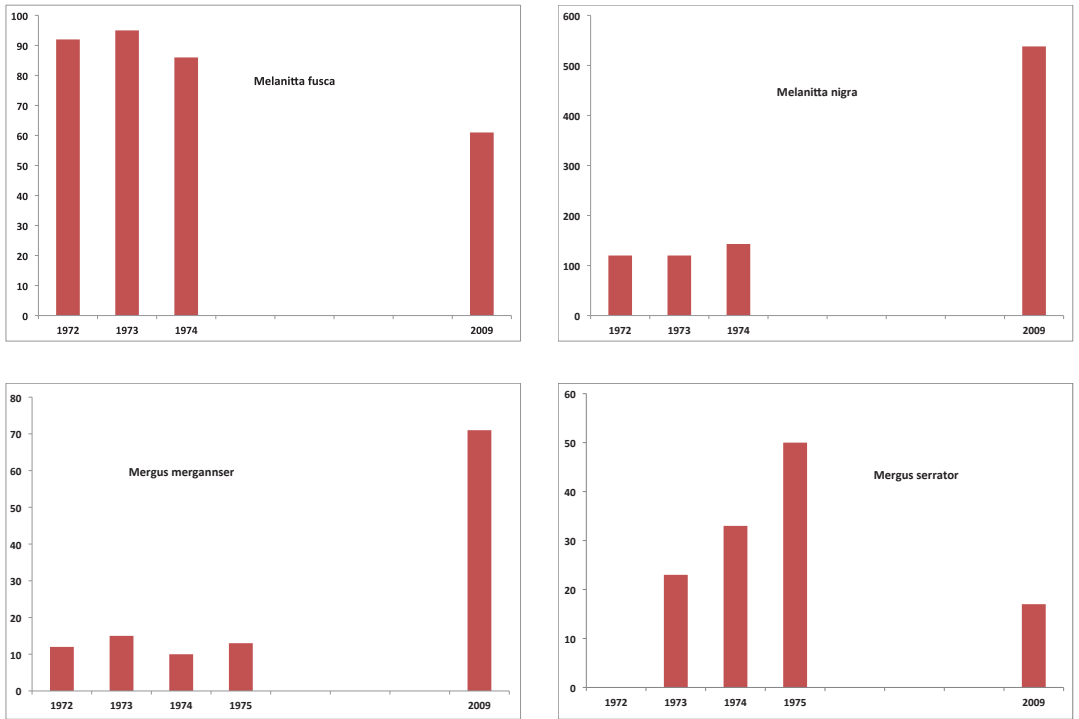


Figure 4. Total number of pairs counted of different species in the special study areas of the Swedish mountain chain (Figure 1) in 1972–1975 and 2009.

Antalet inräknade par av olika andfågelsarter inom specialområden i den svenska fjällkedjan (Figur 1) 1972–1975 och 2009.

Table 1. Total number of pairs counted of the different species in the parts of the transects counted both in 1973–1975 and in 2009 together with the number of squares in which the species was found.

Totalantalet par inräknade av de olika arterna i de delar av inventeringslinjerna som inventerades både 1973–1975 och 2009 tillsammans med antalet rutor där arten påträffats.

	1973–1975		2009	
	Pairs	Squares	Pairs	Squares
Mallard <i>Anas platyrhynchos</i>	19	6	10	8
Teal <i>Anas crecca</i>	7	7	21	8
Wigeon <i>Anas penelope</i>	42	17	42	10
Pintail <i>Anas acuta</i>	1	1	0	0
Scaup <i>Aythya marila</i>	37	9	45	23
Tufted Duck <i>Aythya fuligula</i>	125	33	136	27
Goldeneye <i>Bucephala clangula</i>	72	25	93	25
Long-tailed Duck <i>Clangula hyemalis</i>	33	14	11	5
Velvet Scoter <i>Melanitta fusca</i>	56	14	19	3
Common Scoter <i>Melanitta nigra</i>	56	24	219	37
<i>Melanitta</i> sp	35		51	
Red-breasted Merganser <i>Mergus serrator</i>	29	17	29	10
Goosander <i>Mergus merganser</i>	26	14	41	18
Whooper Swan <i>Cygnus cygnus</i>	3	4	16	10

Table 2. Number of pairs of the different species counted in special study areas or groups of such areas in 1972–1975 and 2009. For the geographical position of the areas see Figure 1.

*Antalet inräknade par av de olika arterna i specialområdena eller grupper av sådana områden 1972–1975 och 2009. För områdenas geografiska läge se Figur 1.*

<b>Mallard <i>Anas platyrhynchos</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärna sjön (1)	4	8	3	2	1
S Ammarfjället (2)	1	3	0	1	1
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	4	0	2	1	4
Kvickjokk delta (4)	2	7	3	1	5
Pårek – Kukkesvagne (5)	0	0	0	0	0
Rapadalen (6)	0	6	8	1	6
Sjaunja – Kaitum (7)	5	0	0	9	7
Tsáktso-Pirtimásvuoma-Tavvuoma (8)	0	0	0	0	2
<b>Teal <i>Anas crecca</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärna sjön (1)	0	1	6	7	11
S Ammarfjället (2)	8	0	0	0	3
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	6	1	3	3	4
Kvickjokk delta (4)	0	4	10	1	0
Pårek – Kukkesvagne (5)	0	1	0	0	1
Rapadalen (6)	15	6	12	7	14
Sjaunja – Kaitum (7)	23	15	15	38	2
Tsáktso-Pirtimásvuoma-Tavvuoma (8)	21	10	17	31	9
<b>Wigeon <i>Anas penelope</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärna sjön (1)	5	6	2	8	14
S Ammarfjället (2)	0	0	1	2	3
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	3	2	5	5	13
Kvickjokk delta (4)	14	9	20	13	34
Pårek – Kukkesvagne (5)	1	2	6	5	0
Rapadalen (6)	64	107	34	76	42
Sjaunja – Kaitum (7)	12	15	15	79	6
Tsáktso-Pirtimásvuoma-Tavvuoma (8)	57	45	39	52	7
<b>Pintail <i>Anas acuta</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärna sjön (1)	1	0	0	0	0
S Ammarfjället (2)	0	0	0	0	0
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	1	0	0	1	0
Kvickjokk delta (4)	0	0	0	0	0
Pårek – Kukkesvagne (5)	0	0	1	0	0
Rapadalen (6)	0	1	1	1	8
Sjaunja – Kaitum (7)	0	0	3	0	0
Tsáktso-Pirtimásvuoma-Tavvuoma (8)	1	1	8	13	0
<b>Shoveler <i>Anas clypeata</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Rapadalen (6)	0	0	0	0	5
<b>Scaup <i>Aythya marila</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärna sjön (1)	22	11	14	18	6
S Ammarfjället (2)	0	0	3	15	10
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	27	33	37	41	33
Kvickjokk delta (4)	2	0	0	3	2
Pårek – Kukkesvagne (5)	5	3	11	13	3
Rapadalen (6)	2	19	16	23	32
Sjaunja – Kaitum (7)	25	21	28	21	13
Tsáktso-Pirtimásvuoma-Tavvuoma (8)	18	63	44	64	16

Table 2 continued

<b>Tufted Duck <i>Aythya fuligula</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	3	5	7	15	41
S Ammarfjället (2)	6	2	2	2	9
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	1	1	5	5	35
Kvickjokk delta (4)	4	1	6	0	20
Pårek – Kukkesvagge (5)	11	3	3	2	15
Rapadalen (6)	12	3	9	1	104
Sjaunja – Kaitum (7)	69	62	43	161	59
Tsáktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	144	131	60	101	61
<b>Goldeneye <i>Bucephala clangula</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	0	0	0	7	0
S Ammarfjället (2)	2	1	0	4	2
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	0	11	0	14	4
Kvickjokk delta (4)	7	14	8	6	5
Pårek – Kukkesvagge (5)	2	0	1	3	0
Rapadalen (6)	1	6	4	6	10
Sjaunja – Kaitum (7)	11	17	15	39	27
Tsáktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	6	1	1	0	6
<b>Long-tailed Duck <i>Clangula hyemalis</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	1	2	2	3	0
S Ammarfjället (2)	0	2	8	2	3
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	6	0	15	4	10
Kvickjokk delta (4)	0	0	0	0	0
Pårek – Kukkesvagge (5)	3	11	11	5	0
Rapadalen (6)	2	5	0	0	1
Sjaunja – Kaitum (7)	2	8	9	20	4
Tsáktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	92	95	83	58	51
<b>Velvet Scoter <i>Melanitta fusca</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	7	25	20	29	12
S Ammarfjället (2)	1	2	2	18	2
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	18	15	15	32	31
Kvickjokk delta (4)	3	1	1	1	0
Pårek – Kukkesvagge (5)	15	1	2	5	0
Rapadalen (6)	0	0	0	0	7
Sjaunja – Kaitum (7)	12	18	18	52	5
Tsáktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	30	27	23	19	0
<b>Common Scoter <i>Melanitta nigra</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	30	20	18	29	91
S Ammarfjället (2)	8	0	12	11	23
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	16	12	36	32	161
Kvickjokk delta (4)	3	6	3	2	1
Pårek – Kukkesvagge (5)	3	1	9	5	10
Rapadalen (6)	1	1	0	0	6
Sjaunja – Kaitum (7)	25	34	48	75	112
Tsáktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	36	28	17	26	88



Table 2 continued

<b>Red-breasted merganser <i>Mergus serrator</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	0	1	0	0	2
S Ammarfjället (2)	0	0	2	3	0
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	0	1	7	7	2
Kvickjokk delta (4)	0	1	2	1	0
Pårek – Kukkesvagge (5)	1	1	3	0	0
Rapadalen (6)	0	1	0	0	1
Sjaunja – Kaitum (7)	3	6	16	38	3
Tsåktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	1	3	7	1	1
<b>Goosander <i>Mergus merganser</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	0	2	0	1	11
S Ammarfjället (2)	0	0	0	1	3
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	2	0	2	1	16
Kvickjokk delta (4)	3	2	0	0	3
Pårek – Kukkesvagge (5)	1	1	4	0	1
Rapadalen (6)	2	1	0	0	4
Sjaunja – Kaitum (7)	3	4	2	8	13
Tsåktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	0	0	2	1	5
<b>Smew <i>Mergus albellus</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	0	1	0	0	0
<b>Whooper Swan <i>Cygnus cygnus</i></b>	1972	1973	1974	1975	2009
Tärnasjön (1)	0	0	0	0	1
S Ammarfjället (2)	0	0	0	0	0
Björkfjället – Tjälmejaure (3)	0	0	0	0	0
Kvickjokk delta (4)	0	0	0	0	0
Pårek – Kukkesvagge (5)	0	0	0	0	1
Rapadalen (6)	2	2	0	2	1
Sjaunja – Kaitum (7)	15	23	19	23	34
Tsåktso-Pirtimäsvuoma-Tavvavuoma (8)	9	5	8	10	13

## References

- Haapanen, A., Ulmanen, I. & Valste, J. 1966. Observations on the bird fauna in Koitilaiskaira (Finnish Lapland). *Ornis Fennica* 43: 45–54.
- Haapanen, A. & Nilsson, L. 1979. Breeding waterfowl populations in northern Fennoscandia. *Ornis Scandinavica* 10: 145–219.
- Martinson, R.K. & Kaczynski, C.F. 1967. *Factors influencing waterfowl counts on aerial surveys, 1961–66*. US Dept. Interior Fish and Wildlife Service. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. Spec. Sci. Report Wildlife No 105.
- Merikallio, E. 1958. Finnish birds, their distribution and numbers. *Fauna Fennica* 5: 1–181.
- Nilsson, L. 1975. Midwinter distribution and numbers of Swedish Anatidae. *Ornis Scandinavica* 6: 83–107.
- Nilsson, L. 2008. Changes of numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18: 135–226
- Nilsson, L., Andersson, O., Gustafsson, R. & Svensson, M. 1998. Increase and changes in distribution of breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in northern Sweden from 1972–75 to 1997. *Wildfowl* 49: 6–17.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Pärt, T. & Tjernberg,

M. 2009. Population trends for Swedish breeding birds. *Ornis Svecica* 19: 117–192.

## Sammanfattning

Den skandinaviska fjällkedjan liksom andra delar av norra Fennoskandien är rik på sjöar och myrar och utgör därmed ett viktigt häckningsområde för många våtmarksberoende arter. Området är också den västligaste delen av utbredningsområdet för många nordliga arter som är spridda från Skandinavien över hela norra Ryssland österut. Trots detta genomfördes den första översiktliga inventeringen av områdes andfågelfauna först under åren 1972–1975 (Haapanen & Nilsson 1979). Under dessa fyra år täcktes Nordkalotten söderut ner till 68° N i Norge, 65° i Sverige och 64° i Finland.

Efter den första inventeringen har området inte kunnat inventeras förrän 2009, då vi fick möjlighet att åter inventera den svenska delen i fjällkedjan. I denna uppsats jämför vi resultaten från inventeringen 2009 med den äldre inventeringen för att

fastställa ev. förändringar i utbredning och populationsstorlek för andfågeln i den norra delen av den svenska fjällkedjan.

### *Undersökningsområde*

Den genomförda inventeringen 2009 täcker den del av den svenska fjällkedjan som ligger inom Lappland samt de angränsande områdena närmast öster om fjällkedjan. Områdets utsträckning framgår av kartan i Figur 1. Totalt omfattar det undersökta området 49500 km<sup>2</sup>. Vid Nordkalottinventeringen 1972–1975 delades området in i tre regioner A–C:

A har några högre fjäll, men regionen består till stor del av lågfjäll och platåer ca 400–600 m ö.h. Området har talrika småsjöar och stora delar är täckta av vidsträckta myrar. De flesta myrar särskilt i den norra delen och mot fjällen är palsmyrar, men i den södra delen återfinns den stora Sjaunjamyrren som är av den s.k. aapa-typen.

B omfattar de höga fjällen bl.a. i nationalparksområdet kring Sarek. I regionen finns många större sjöar förutom småsjöarna, vilka ofta är ganska fattiga.

C är den sydligaste regionen med lägre fjäll och många våtmarker på en höjd av 600–800 m.ö.h. De flesta sjöar är oligotrofa, men det finns också en del rikare sjöar i regionen.

Olika habitattyper i undersökningsområdet illustreras i Figur 2 med foton från olika specialområden.

### *Material och metodik*

För att kunna beräkna populationsstorlekarna för de olika arterna och för att studera deras habitatval organiserades Nordkalottinventeringen som en linjetaxering av 5×5 km rutor efter diagonalerna i 100×100 km rutorna i UTM-systemet. På detta sätt erhöles en täckningsgrad på 5%. I fjällkedjan lades en extra inventeringslinje mellan de första varvid en täckningsgrad på 10% erhöles.

Förutom inventeringslinjerna etablerades också ett antal specialområden. Dessa var ursprungligen 34, men grupperades här i 10 enheter (Figur 1), varav område 1–8 utnyttjades i jämförelserna mellan perioderna. De 10 specialområdena beskrivs i Figur 2, som också visar typiska andfågelhabitat.

Vid inventeringarna spanades samtliga vattenområden och våtmarker inom rutorna och specialområdena av från luften. 1972–1975 utnyttjades vanliga högvingade flygplan (CESSNA 172 och 195), medan en mindre helikopter användes 2009. Antalet flygtimmar 2009 uppgick till 45. Vid in-

venteringarna flög vi över samtliga områden med låg hastighet och på en låg (50–70 m) höjd. Om så behövdes flög vi runt observerade fåglar för att kunna fastställa arten säkert. Vid inventeringen 2009 dokumenterades flygvägen med GPS. Samtliga observationer talades in på diktafon och överfördes senare till en databas. Vid analyserna betraktades observationer av par samt hanar i grupper om 1–3 som indikation på antalet par i resp. ruta eller specialområde. För ytterligare beskrivningar hänvisas till Nilsson & Haapanen (1979).

Totalt omfattade de tre delområdena 210 rutor i inventeringslinjerna. Vid inventeringarna 1973–1975 var 38 rutor i den högaltina delen helt istäckta, medan 9 rutor helt saknade vatten. Vid inventeringen 2009 inventerades 114 rutor, medan 65 högt belägna rutor antingen saknade vatten eller var isbelagda. Ytterligare 31 rutor kunde inte täckas på grund av flygrestriktioner (militärövningar etc.).

Inventeringarna 1972–1975 genomfördes under en utsträckt tidsperiod, varför det var möjligt att anpassa flygningarna efter isläget i fjällen. Inventeringarna 2009 genomfördes under en koncentrerad period (9–16 juni) och kom därför för tidigt för de högre belägna områdena. För jämförelserna på det regionala planet har detta inte så stor betydelse. Häckande änder på väg till de högre områdena återfanns då på lägre belägna sjöar och kom att täckas av inventeringarna i alla fall, men detta material är lite mindre lämpat för analys av utbredningen på detaljnivå.

### *Resultat och diskussion*

Utbredningen i fjällkedjan för de vanligaste och mer spridda arterna vid inventeringen 2009 illustreras i Fig. 3, där de jämförs med inventeringen under 1972–1975. För jämförande utbredningskartor för hela Nordkalotten hänvisas till Haapanen & Nilsson (1979).

En del skillnader i utbredning kunde konstateras mellan de båda inventeringstillfällena. Vid inventeringen 2009 var exempelvis bläsanden mer spridd i de sydligare delarna jämfört med de nordligare delarna av undersökningsområdet. Bland dykänderna kunde konstateras att berganden, sjöorren och svärtan hade ganska likartad utbredning mellan de båda inventeringstillfällena, men stora skillnader i antal noterades mellan svärta och sjöorre (se nedan!). Däremot konstaterades en jämn utbredning i fjällkedjan för vigg, vilken var dåligt spridd i den mellersta delen (region B) vid den tidigare inventeringen. För alfågeln är bilden från 2009 inte helt representativ på detaljnivå eftersom många högre

belägna sjöar där alfågeln förekom 1972–1975 var frusna vid besöket 2009.

Sångsvanens allmänna spridning framgår också av de här presenterade inventeringarna. Arten förekommer i huvudsak i skogslandet, men utbredningen sträcker sig in i dalarna i fjällkedjan. Arten var betydligt mer spridd 2009 än vid den första inventeringen.

Vid inventeringen av specialområdena under 1972–1975 konstaterades betydande fluktuationer mellan åren för ett antal arter, medan andra arter visade en mer stabil nivå under fyraårsperioden (Figur 4). För vissa arter visade inventeringarna inom de olika specialområdena ibland olika mönster (Tabell 2). I jämförelserna mellan de båda tidsperioderna har vi använt oss både av data från specialområdena (Figur 4, Tabell 2) och linjetaxeringarna (Tabell 1).

För de tre vanligaste simänderna gräsand, cricka och bläsand visar de sammantagna resultaten från inventeringarna inga klara skillnader mellan de båda inventeringarna. Däremot kunde betydande skillnader konstateras mellan olika delområden för bläsanden. Vid inventeringen 2009 var bläsanden betydligt vanligare i Kvickjokk deltat jämfört med 1972–1975, medan det omvända förhållandet kunde konstateras för Rapadalen.

Berganden visade totalt samma beståndsnivå för båda perioderna, men lokalt tyder resultaten på en nedgång i de nordligaste områdena. För vigen konstaterades en ökad population i fjällkedjan mellan de båda inventeringarna, vilken ev. kan hänföras till en koncentration av viggas till vissa områden, där de väntade på att högre sjöar skulle bli isfria. Knipan förekommer huvudsakligen i skogslandet, men förekommer också i fjälldalarna, där den visade ungefär samma nivå vid de båda inventeringstillfällena.

När det gäller alfågeln har svårigheterna med isläget i högre lägen under 2009 redan nämnts. Inventeringarna 2009 visade i stort sett samma nivå som under 1972–1975, men i artens huvudområde på tundraområdena vid Tsåktso och Tavvuoma (område 8) var antalet alfågelpar 2009 lägre än för tre av de fyra undersökningsåren 1972–1975.

Sjöorren visade ett avvikande mönster från övriga studerade arter. Arten var väl spridd över hela fjällkedjan och antalet par beräknades vara ungefär fem gånger högre än vid inventeringen 1972–1975. Ökningen var genomgående för alla specialområden med undantag för de båda stora deltaområdena vid Kvickjokk och Rapadalen samt Pårek-Kukkesvagne i Sarek. Däremot konstaterades en betydande nedgång för svärtan i hela det undersökta området.

Bland skrakarna konstaterades avsevärt högre antal storskrakar i vissa områden 2009 jämfört med den tidigare inventeringen. Däremot noterades inga mer betydande skillnader mellan de båda perioderna för småskranken.

Sångsvanen visade samman ökning mellan perioderna som noterats för landet som helhet och som konstaterades vid en inventering av hela Norrbotten och Västerbotten 1997 (Nilsson et al 1998). Ökningen i specialområdena var inte lika markant som för linjerna, vilket beror på att Sjaunja och Muddus ingår, dvs. de områden som fortfarande hyste sångsvanar när beståndet var på sin lägsta nivå.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att inventeringarna inte visade några större förändringar i utbredning och antal i den lappländska fjällkedjan för de flesta arter mellan de båda inventeringarna. Undantagen är främst svärta, sjöorre och sångsvan samt i viss mån storskrake, vilka diskuterats ovan.

## Distribution and numbers of moulting non-breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in the Baltic States and South Sweden

*Geografisk fördelning och antal av ruggande icke häckande sångsvanar Cygnus cygnus i Baltikum och Sydsverige*

HAKON KAMPE-PERSSON, DMITRIJS BOIKO & JULIUS MORKŪNAS

---

### Abstract

Non-breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* were recorded moulting for the first time in Latvia in 1989, in Estonia in 1993 and in Lithuania in 1997. Moulting has been recorded at 13 sites, three in Estonia and five each in Latvia and Lithuania, but not at all in South Sweden. The total number of moulting non-breeders increased from at least 83 birds in 2003 to at least 187 birds in 2012. The majority of the marked birds found moulting as non-breeders in the Baltic States usually originated from moulting sites within 25 km, the others from countries, including Germany and Poland, situated to the south of the moulting site. Distances between sites of hatching or breeding and moulting for these two groups ranged 0–81 km and 191–836 km, respectively. When caught for ring-

ing, 40% were 2<sup>nd</sup> calendar year birds, the others older. Life-histories of Whooper Swans marked as moulters, or found moulting, in the Baltic States were used to discuss the lack of known moulting sites in South Sweden.

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

*Dmitrijs Boiko, Natural History Museum of Latvia, Kr. Barona iela 4, Rīga, LV-1050, Latvia. Email: dmitrijs.boiko@gmail.com*

*Julius Morkūnas, Institute of Ecology, Nature Research Centre, Akademijos street 2, Vilnius, LT-08412, Lithuania. Email: juliusmorkunas@gmail.com*

---

Received 26 October 2012, Accepted 20 November 2012, Editor: S. Svensson

### Introduction

Feathers wear out through constant use so birds have to replace them. Most birds replace their primary and secondary wing feathers one or two at a time so that their power of flight is not drastically impaired. Swans, geese and ducks, however, shed their wing feathers all at once and consequently lose the power of flight for a period. The Whooper Swan *Cygnus cygnus* moults its wing feathers from late June to the middle of September and is flightless for about 5–6 weeks (Dement'ev 1935, Boiko & Kampe-Persson 2012, Julius Morkūnas unpubl.). Among wildfowl, breeding birds usually moult their wing feathers on their breeding grounds and non-breeders in summer congregations. The Whooper Swan matures slowly and first breeding is usually at the age of 4–6 years (Einarsson 1996). A high proportion of the population therefore consists of non-breeding birds. About two thirds of the population does not attempt to breed in each year (Garðarsson & Skarphéðinsson 1984, Haapanen 1991, Rees et al. 1991, Einarsson 1996, Schadilov et al. 2002, Brazil 2003).

Non-breeders of most swan species gather in flocks and undergo wing moult near the breeding

grounds (Brazil 2003). However, Whooper Swans in the Baltic region do not fit this general pattern. No mass-moulting sites have been located in Fennoscandia; only groups of local birds numbering up to 18 individuals in large mire complexes have been recorded (Haapanen 1991, Leif Nilsson in litt.). These groups cannot account for all non-breeding birds, as the number of breeding pairs in Sweden and Finland numbers more than 10,400 (Väisänen et al. 2011, Ottosson et al. 2012). It is surmised that the Fennoscandian birds moult in highly productive wetlands in Russia (Beekman 1998), most likely in the Arkhangelsk Region (Boiko & Kampe-Persson 2012) but, except for one Finnish bird found moulting on the Kanin Peninsula (Litvin & Gurtovaya 2003) and three Latvian birds found moulting in the Arkhangelsk Region (Boiko & Kampe-Persson 2012), concrete evidence is lacking (Fransson & Pettersson 2001, Valkama et al. 2012). In the Baltic States and Poland, on the other hand, there is at least one moulting site for more than 20 individuals in each country (Luigujõe et al. 2002, Boiko 2008, Wieloch & Sikora 2008, Morkūnas et al. 2010).

Non-breeding Whooper Swans that moult in the Baltic States may be birds unable to undertake a



moult migration to Russia. Injured birds and birds in poor physical condition, unable to carry through a long-distance migration, are often forced to remain where they are. There are several examples of geese having both bred and moulted in their winter quarters (Kampe-Persson 2010). Also Whooper Swans from naturalised populations, for instance the German (Bauer & Woog 2008), might moult in the Baltic States. Other reasons for species to change their traditional northern moulting grounds in favour of areas situated closer to the breeding grounds are overpopulation in the traditional moulting areas, changes at southern latitudes promoting moulting there and chance events.

The number of Whooper Swans breeding in South Sweden, the part of Sweden situated at the

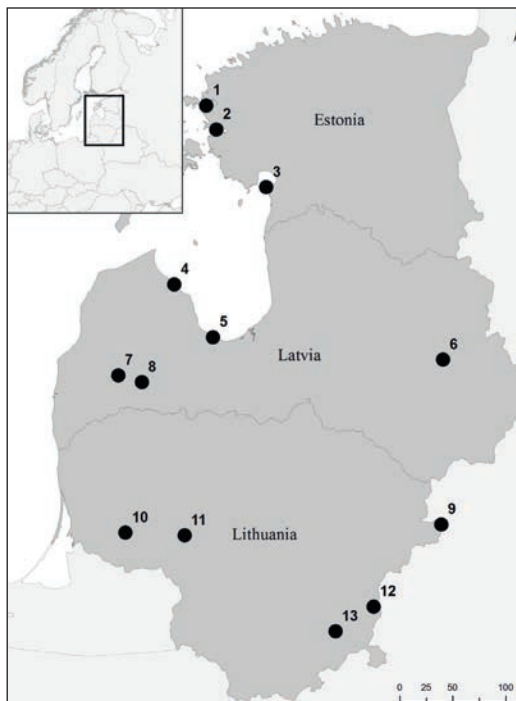


Figure 1. Sites in the Baltic States where moulting of non-breeding Whooper Swans have been recorded. 1. Hapsalu Bay, 2. Matsalu Bay, 3. Pärnu Bay, 4. Kaltene (Riga Bay), 5. Lake Kaņieris, 6. Nagli fishponds, 7. Skrunda fishponds, 8. Satiņi fishponds, 9. Baltoji Voke fishponds, 10. Raseiniai fishponds, 11. Visbarai fishponds, 12. Birveta fishponds, 13. Akvilegija fishponds.

*Lokaler i Baltikum där ickehäckande sångsvanor har konstaterats rugga. 1. Hapsalubukten, 2. Matsalubukten, 3. Pärnubukten, 4. Kaltene (Rigabukten) 5. Kaņierissjön, 6. Nagli fiskdammar, 7. Skrunda fiskdammar, 8. Satiņi fiskdammar, 9. Baltoji Voke fiskdammar, 10. Raseiniai fiskdammar, 11. Visbarai fiskdammar, 12. Birveta fiskdammar, 13. Akvilegija fiskdammar.*

same latitudes as the Baltic States, increased from about 650 pairs in 1997 (Axbrink 1999) to about 800 pairs in 2011 (Ottosson et al. 2012). The increase in the non-breeding segment of the population during the same period of time is estimated to have been from about 2,600 birds to about 3,200 birds. In spite of such large numbers of non-breeding birds, there are no known moulting sites in South Sweden (Leif Nilsson in litt.).

Species that moult all flight feathers at the same time have two main requirements while they are flightless: a supply of nutritious food and safety from predators. Areas fulfilling these requirements are for most larger-sized species found north of their breeding grounds. Long-distance moult migration is the norm among geese (Owen 1980) but has only recently been documented in the Whooper Swan (Boiko & Kampe-Persson 2012). The Kanin Peninsula, moulting area of importance for more than a century (Dement'ev 1935, Litvin & Gurtovaya 2003, Alexander Kondratyev & Konstantin Litvin pers. comm.), is a good example of what the moulting Whooper Swan requires. Except in the north, the peninsula is a flat, low-lying, marshy tundra plain, rich in food for the swans, unpopulated and impossible to access on foot or by boat. Though much smaller in size, the large mire complexes used for moulting in Fennoscandia resemble the afore-mentioned area. In South Sweden, the large number of breeding Whooper Swan pairs evidence the existence of potential moulting sites, because breeding birds moult their wing feathers while rearing young. The Whooper Swan is strongly territorial, however, and defends a nest site and an area around it for the pair and their young to feed in (Kear 1972). Other swans are of that reason rarely found in a water-body where a Whooper Swan pair breeds. Are there any other suitable sites?

Our aim was to give a complete description of distribution and numbers of moulting non-breeding Whooper Swans in the Baltic States, and to make a preliminary analysis of the life-histories of individuals marked, or marked individuals found moulting, at the different moulting sites in these countries. Finally, we wanted to know if a combination of these data could elucidate why there is no known moulting site for non-breeding Whooper Swans in South Sweden.

## Material and methods

Pre-moult, moult and post-moult periods were defined as 1 May–28 June, 29 June–14 September and 15 September–31 October, respectively (Boiko

Table 1. Number of moulting non-breeding Whooper Swans recorded at different sites in the Baltic States in the years 2003–2012. Number of moulters marked with neck collars is given within brackets. For each site, year when moulting non-breeders were recorded for the first time is given. Lack of data is indicated by a bar. Estimated number of non-breeders in the Whooper Swan population breeding in the Baltic States is given in the bottom row. Sources: Baumanis et al. 1999, Luigujõe et al. 2002, Baumanis 2004, Strazds & Kuze 2006, Boiko 2008, Morkūnas et al. 2010, Krister Castren pers. comm., Andris Erts in litt., Trinus Haitjema in litt., Zigrīda Jansone in litt., Māris Jaunzemis in litt., Andris Klepers in litt., Jānis Kuze in litt., Edgars Lediņš in litt., Leho Luigujõe in litt., Ruslans Matrozis in litt., Oleg Mizinenko pers. comm., Egle Pakstyte pers. comm., Peter Raja in litt., Vitas Stanevičius in litt., Māris Strazds in litt. *Antal ruggande ickehäckande sångsvanar registrerade på olika lokaler i Baltikum åren 2003–2012. Antalet av dessa som märkts med halsringar anges inom parentes. För varje lokal anges det år då ruggande icke-häckare för första gången registrerades. Avsaknad av uppgift anges med ett vågrätt streck. Det beräknade antalet ickehäckare i den i Baltikum häckande sångsvanpopulationen anges på den nedersta raden. Källor: Baumanis mfl 1999, Luigujõe mfl 2002, Baumanis 2004, Strazds & Kuze 2006, Boiko 2008, Morkūnas mfl 2010, Krister Castren muntligen, Andris Erts i brev, Trinus Haitjema i brev, Zigrīda Jansone i brev, Māris Jaunzemis i brev, Andris Klepers i brev, Jānis Kuze i brev, Edgars Lediņš i brev, Leho Luigujõe i brev, Ruslans Matrozis i brev, Oleg Mizinenko muntligen, Egle Pakstyte muntligen, Peter Raja i brev, Vitas Stanevičius i brev, Māris Strazds i brev.*

Moulting site <i>Ruggningslokal</i>	First <i>Först</i>	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Hapsalu Bay, EE	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Matsalu Bay, EE	1993	20–50	43	25							
Pärnu Bay, EE	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kaltene, Rīga Bay, LV	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Lake Kanieris, LV	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skrunda fishponds, LV <sup>1</sup>	1989	50 (2)	69 (7)	70 (19)	43 (12)	56 (15)	49 (11)	44 (14)	45 (7)	43 (7)	15 (0)
Nagli fishponds, LV <sup>2</sup>	1989	5–10	–	–	–	–	7	–	6	–	7
Satimi fishponds, LV	1994	5–15	7	8	5–15	20					
Baltoji Voke fishponds, LT <sup>3</sup>	1997	3	–	–	10–13	10–15	15 (1)	21 (3)	63 (6)	50 (4)	80 (0)
Raseiniai fishponds, LT	2009	–	–	–	–	–	–	8 (2)	1 (1)	0	0
Visbarai fishponds, LT	2009	–	–	–	–	–	–	5–6 (1)	0	0	2 (0)
Birveta fishponds, LT	2008	–	–	–	–	–	16	15	22	36	23
Akvilegija fishponds, LT	2011	–	–	–	–	–	–	–	–	8	5
Recorded number of moulters		83–128	99–144	95–135	78–121	91–136	107–137	128–159	156–196	191–201	187
<i>Registrerat antal ruggande</i>											
Estimated number of moulters		820	920	1020	1150	1280	1440	1610	1800	2020	2260
<i>Beräknat antal ruggande</i>											

<sup>1</sup> = 30 in 1989, 47 in 1995, 27 in 1997, at least 22 in 1999.

<sup>2</sup> = 18 in 1999.

<sup>3</sup> = 1 in 1997, 3–4 in 1998, 1–2 in 1999, 2–4 in 2000, 8 in 2001, 4–5 in 2002.

& Kampe-Persson 2012) and the moulting season as 1 May–31 October.

Information on the numbers of moulting non-breeding Whooper Swans at different sites in the Baltic States were obtained from a literature search and from field surveys. Fieldwork was undertaken in Latvia by the second author (DB) during the years 2003–2012 inclusive and in Lithuania by the third author (JM) during the years 2008–2012 inclusive. Supplementary data were obtained from ornithologists.

A total of 94 non-breeding Whooper Swans caught in Latvia, 18 in Lithuania and two in Estonia were fitted with neck collars through 2012 (Table 1). The vast majority of these were ringed at Skrunda fishponds in western Latvia (Table 1, Figure 1). All birds were at ringing divided into two age categories, 2<sup>nd</sup> calendar year and adult. Each collar had a 4-digit alphanumeric code readable at a distance of 50–300 m with a 20–60x telescope under normal field conditions. Similarly, a total of 45 breeding adults and 604 cygnets caught in Latvia were fitted with neck collars during 2004–2010. The range of sites where breeders and cygnets were caught reflects the breeding distribution of the species across Latvia (Boiko & Kampe-Persson 2010). In Lithuania, 9 breeders and 136 cygnets were collared during 2008–2010 (Morkūnas et al. 2010). Similar ringing projects started in Poland in 1983 (Wieloch & Czyż 2008) and in Germany in 1998 (Degen & Heinicke 2007).

Re-sightings of birds marked in Latvia were generated by appealing for information on the home page of the Latvian Ornithological Society (LOB) and on the “European colour-ring birding” website [www.cr-birding.be](http://www.cr-birding.be). Between November 2008 and March 2010 observers were asked to enter their re-sighting data via the colour ring reporting website [www.cr-birding.nl](http://www.cr-birding.nl), and from April 2010 onwards via [www.geese.org](http://www.geese.org). Re-sightings of Lithuanian birds were obtained by reports to the project coordinator (JM) and from November 2011 onwards via [www.geese.org](http://www.geese.org). Re-sightings obtained up to 25 October 2012 were used in the analyses.

Based on life-history data a logical division of all Whooper Swans marked as non-breeders in the Baltic States through 2012 were done by allocating them to categories in the following order: 1. marked in 2011 or 2012 (no useful data yet), 2. not re-sighted after ringing, 3. not re-sighted after the moulting season, 4. found moulting and breeding in the years after ringing, 5. found moulting in the years after ringing, 6. found breeding in the years after ringing, 7. re-sighted during the pre- and post-moult peri-

ods, 8. re-sighted during the pre-moult period, 9. re-sighted during the post-moult period, 10. none of the afore-mentioned categories. Categories 5, 6 and 9 were divided into subcategories. Life-histories of other marked Whooper Swans found moulting in the Baltic States were also analysed, especially in relation to origin and age at marking.

Estimates of the number of individuals in the Whooper Swan population of the Baltic States that did not attempt to breed in each year were obtained by using the latest available estimates of the number of Whooper Swan pairs breeding in each of the Baltic States (Luigujõe et al. 2002, Boiko 2005, Elts et al. 2009, Boiko & Kampe-Persson 2010, Anonymous 2011, Butkauskas et al. 2012), assuming a constant annual population increase during the years 2003–2012 and that two thirds of the population did not attempt to breed in each year (Garðarsson & Skarphéðinsson 1984, Haapanen 1991, Rees et al. 1991, Einarsson 1996, Schadilov et al. 2002, Brazil 2003).

## Results

In the Baltic States, non-breeding Whooper Swans have always moulted together with Mute Swans *Cygnus olor*, where the Mute Swan flocks have numbered up to 800 birds at the coastal sites and up to 300 birds in the fishpond complexes (Trinus Haitjema in litt., Dmitrijs Boiko unpubl., Vitas Stanevičius unpubl.). Hapsalu Bay, Matsalu Bay, Pärnu Bay and Kaltene (Riga Bay) are coastal sites and Lake Kaņieris a formerly drained lake, while other sites in Latvia and all sites in Lithuania are fishpond complexes (Figure 1). Matsalu Bay, Lake Kaņieris and the fishponds are large and comparatively shallow (depth 1–2 m) water-bodies fringed with reed-beds and scrub outgrowth of varying width (Švažas & Stanevičius 2000, Strazds & Ķuze 2006, Boiko & Kampe-Persson 2010, Meriste et al. 2012). Feed used for fish cultivation forms the major part of the diet of the moulting swans in the fishponds (Švažas & Kozulin 2002). In most fishponds, the owners start to provide grain to the carps in the end of April or the beginning of May but at Skrunda not until June (Dmitrijs Boiko unpubl., Vitas Stanevičius unpubl.). The feeding of the carps starts while most non-breeding Whooper Swans still are in the Baltic States. Of birds undertaking a moult-migration to Russia, the last individuals usually leave in the middle of June (Boiko & Kampe-Persson 2012). Due to restricted public access the impact of human disturbance is low in the fishponds (Švažas & Kozulin 2002).

Non-breeding Whooper Swans were recorded moulting for the first time in Latvia in 1989, in Estonia in 1993 and in Lithuania in 1997 (Table 1). The total number of moulting non-breeders in the Baltic States increased from at least 83 birds in 2003 to at least 187 birds in 2012. During the years 2003–2012 the total number of moulters was stable around 10% of the estimated number of non-breeders in this population. Moulting has been recorded at 13 sites in the Baltic States but only five of them were used annually during the years 2003–2012. During this decade, the number of moulters increased continuously at Baltoji Voke but was quite stable, with only minor between-year fluctuations, at the other four sites. Only three moulters were recorded in Skrunda fishponds in July 2012, a year when the feeding of the carps did not start until about 23 June and there were five breeding Whooper Swan pairs compared to only 0–3 pairs in the years 2003–2011. In August, the number suddenly increased to 45 birds at this site. Similar

increases in numbers were noted in other fishpond complexes in August 2012; from seven to 29 birds at Nagli, from 20 to 40 birds at Satiņi, from 80 to 128 birds at Baltoji Voke and from 23 to 83 birds at Birveta. Some of the late-arriving birds moulted in the fishponds but the majority had moulted their wing feathers before joining the moulting flock.

Of moulting non-breeding Whooper Swans caught for ringing in the Baltic States, 33% (N=94) in Latvia and 67% (N=18) in Lithuania were 2<sup>nd</sup> calendar year birds and 61% (N=69) of the adults and 60% (N=43) of the 2<sup>nd</sup> calendar year birds were males (Table 2). Of moulters collared up to 2010, 10% (N=63) of the adults and 8% (N=38) of the 2<sup>nd</sup> calendar year birds were not re-sighted after marking and another 2% and 8%, respectively, were not re-sighted after the moulting season. Of those that survived into the following winter, 33% (N=90) returned to moult at the moulting site where they had been marked, some of them up to five times. Another 16% of the surviving birds used the moulting

Table 2. Non-breeding Whooper Swans marked with neck collars in the Baltic States up to 2012 divided on categories according to life-history data, primarily for the pre-moult, moult and post-moult periods (for definitions of categories, see Material and Methods). A = the site where the bird was marked with a neck collar. Sources: Skrunda – Dmitrijs Boiko unpubl.; Lithuania – Julius Morkūnas unpubl.; Estonia – Peter Raja in litt.

*Ickehäckande sångsvanar halsringmärkta i Baltikum fram till och med 2012 fördelade på kategorier baserade på observationer gjorda efter märkningen, i första hand tiden före, under och efter ruggning (för definitioner av kategorier, se Material and Methods). A = lokalen där fågeln halsringmärktes. Källor: Skrunda – Dmitrijs Boiko opubl.; Litauen – Julius Morkūnas opubl.; Estland – Peter Raja i brev.*

Category according to life-history data	Skrunda		Lithuania		Estonia
<i>Kategori enligt observationer gjorda efter märkning</i>	<i>Skrunda</i>		<i>Litauen</i>		<i>Estland</i>
Age at ringing:	Ad	2cy	Ad	2cy	
Ålder vid märkning:	Ad	2K	Ad	2K	
No re-sightings after ringing <i>Ej sedd efter märkningen</i>	6	2	0	1	0
No re-sightings after moult <i>Ej sedd efter ruggning</i>	1	3	0	0	0
Moulted in A, bred in Latvia <i>Ruggade i A, häckade i Lettland</i>	1	0	0	0	0
Moulted in A and Poland <i>Ruggade i A och Polen</i>	1	0	0	0	0
Moulted in A and Finland <i>Ruggade i A och Finland</i>	0	1	0	0	0
Moulted in A <i>Ruggade i A</i>	16	9	1	1	0
Moulted in Poland <i>Ruggade i Polen</i>	1	0	1	0	0
Moulted in Estonia <i>Ruggade i Estland</i>	1	0	0	0	0
Bred in Latvia <i>Häckade i Lettland</i>	3	2	0	0	0
Bred in Lithuania <i>Häckade i Litauen</i>	0	0	1	1	0
Bred in Belarus near Latvian border <i>Häckade i Vitryssland</i>	0	0	0	0	1
Sighted in A before and after moult <i>Sedd i A före och efter ruggning</i>	1	0	0	1	0
Sighted in A before moult <i>Sedd i A före ruggning</i>	2	4	0	2	0
Sighted in A after moult <i>Sedd i A efter ruggning</i>	3	1	0	0	0
Sighted in Latvia after moult <i>Sedd i Lettland efter ruggning</i>	0	0	0	1	0
Sighted in Finland after moult <i>Sedd i Finland efter ruggning</i>	0	0	0	0	1
Neck-collared in 2011 and 2012 <i>Halsringmärkta 2011 och 2012</i>	6	1	0	4	0
None of the categories above <i>Ingen av kategorierna ovan</i>	21	8	3	1	0
Total numbers neck-collared individuals <i>Summor halsringmärkta</i>	63	31	6	12	2*

\* = marked in 2001. *Märkta 2001.*



Table 3. Whooper Swans fitted with neck collars as cygnets or breeders and subsequently found moulting in the Baltic States, up to 2012. Km = distance in km between ringing and moulting sites.

*Sångsvanar som halsringmärkts som ungar eller häckare och därefter funnits ruggande i Baltikum till och med 2012. Km = avstånd i km mellan märknings- och ruggningslokal. cygnet = unge, breeder = häckare, Latvia = Lettland, Lithuania = Litauen, Estonia = Estland, Poland = Polen, Germany = Tyskland.*

Ringing data <i>Ringmärkningsuppgifter</i>				Moulting data <i>Ruggningsuppgifter</i>			Comment <i>Kommentar</i>
Code <i>Kod</i>	Status <i>Status</i>	Year <i>År</i>	Country <i>Land</i>	Year <i>År</i>	Country <i>Land</i>	Km <i>Km</i>	
1C41	cygnet	2004	Latvia	2009	Latvia	15	
2C33	breeder	2005	Latvia	2007	Estonia	261	
2C38	cygnet	2005	Latvia	2006	Latvia	15	Moulted in September
2C38	cygnet	2005	Latvia	2007	Latvia	15	Moulted in September
2C44	breeder	2005	Latvia	2008	Latvia	0	No re-sighting after moult
2C49	breeder	2005	Latvia	2008	Latvia	0	Seen with cygnets after moult
2C49	breeder	2005	Latvia	2010	Latvia	0	Lost mate in winter 2009/2010
2C83	cygnet	2006	Latvia	2011	Estonia	241	
2C87	breeder	2006	Latvia	2008	Estonia	241	
3C06	cygnet	2006	Latvia	2012	Latvia	19	Moulted in middle of September
3C20	cygnet	2006	Latvia	2007	Latvia	2.2	
3C41	cygnet	2006	Latvia	2008	Latvia	0	
3C80	breeder	2007	Latvia	2009	Latvia	12	
3C94	cygnet	2006	Latvia	2007	Latvia	0	
4C00	breeder	2007	Latvia	2008	Latvia	15	Seen with cygnets after moult
4C39	cygnet	2006	Latvia	2008	Estonia	215	
4C48	cygnet	2007	Latvia	2008	Latvia	37	No re-sighting after moult
4C70	cygnet	2007	Latvia	2009	Latvia	0.1	
6C62	breeder	2008	Latvia	2009	Latvia	21	Lost mate in winter 2008/2009
6C62	breeder	2008	Latvia	2011	Estonia	266	
6C78	breeder	2007	Latvia	2009	Latvia	12	
7C171	cygnet	2008	Lithuania	2011	Lithuania	1	
7C17	cygnet	2008	Lithuania	2012	Lithuania	1	
7C181	cygnet	2008	Lithuania	2009	Lithuania	1	No re-sighting after moult
7C211	cygnet	2008	Lithuania	2009	Lithuania	1	
7C21	cygnet	2008	Lithuania	2010	Lithuania	1	
7C21	cygnet	2008	Lithuania	2011	Lithuania	1	
7C21	cygnet	2008	Lithuania	2012	Lithuania	1	
7C221	cygnet	2008	Lithuania	2009	Lithuania	1	
7C22	cygnet	2008	Lithuania	2010	Lithuania	1	
7C22	cygnet	2008	Lithuania	2011	Lithuania	1	
0E05	breeder	2008	Latvia	2010	Latvia	6	Moulted without mate (dead?)
0E98	breeder	2009	Latvia	2009	Latvia	25	Moulted in late August
1E22	cygnet	2009	Latvia	2011	Latvia	81	
1E22	cygnet	2009	Latvia	2012	Latvia	81	
2H091	cygnet	2010	Lithuania	2012	Lithuania	1	
2H16	cygnet	2010	Lithuania	2011	Lithuania	25	
2H17	cygnet	2010	Lithuania	2012	Lithuania	25	
2H17	cygnet	2010	Lithuania	2011	Lithuania	25	
2H22	cygnet	2010	Lithuania	2012	Lithuania	40	
2H36	cygnet	2010	Lithuania	2011	Lithuania	0.2	
2H37	cygnet	2010	Lithuania	2011	Lithuania	0.2	
2H38	cygnet	2010	Lithuania	2011	Lithuania	0.2	
2H99	cygnet	2011	Lithuania	2012	Lithuania	25	
3H18	cygnet	2011	Lithuania	2012	Lithuania	25	
3H31 <sup>1</sup>	cygnet	2011	Lithuania	2012	Lithuania	1	
3H34 <sup>1</sup>	cygnet	2011	Lithuania	2012	Lithuania	1	
1R88	cygnet	2008	Poland	2010	Lithuania	191	
3R03	cygnet	2004	Poland	2005	Latvia	658	
3R15	cygnet	2007	Poland	2008	Latvia	715	
3R61	cygnet	2007	Poland	2012	Lithuania	192	
3R65	cygnet	2008	Poland	2010	Lithuania	193	
3R65	cygnet	2008	Poland	2011	Lithuania	193	
6R04	cygnet	2001	Germany	2002	Latvia	836	

<sup>1</sup> = these birds had the same parents. *Dessa fåglar hade samma föräldrar.*

site for staging during the pre- and/or post-moult periods. Of surviving birds that did not breed in the year after marking, 74% (N=85) were not found moulting in the Baltic States. The nesting site was established for seven of the marked birds in a subsequent year; six of these were found in the same country as where they had been marked. About one third of the marked individuals were not recorded at all during the pre-moult, moult or post-moult periods in subsequent years.

The places of origin of marked Whooper Swans found moulting as non-breeders in the Baltic States fell into two distinct groups. The majority originated from the immediate neighbourhood of the moulting site, most of them from within 25 km, the others from countries, including Germany and Poland, situated at a more southern latitude than the moulting site (Table 3). Distances between sites of hatching or breeding and moulting for these two groups ranged 0–81 km and 191–836 km, respectively.

Of Whooper Swans hatched in Latvia, fitted with a neck collar as cygnet and known to be alive at the beginning of the moulting season, the bird moulted in the Baltic States in 1.1% (N=351) and 1.3% (N=521) of the cases in their 2<sup>nd</sup> and 3<sup>rd</sup>–6<sup>th</sup> calendar year, respectively (Table 3). The corresponding figure in the 2<sup>nd</sup> calendar year for individuals hatched in Lithuania and Baltoji Voke region was 12% (N=68) and 47% (N=17), respectively. Baltoji Voke is the only region in Lithuania in which birds marked as cygnets have moulted locally. Seven of the 15 individuals hatched in the Baltoji Voke region and subsequently recorded moulting locally had the same parents. In this region, the number of breeding Whooper Swan pairs has increased in parallel with the number of moulting non-breeders, from one pair in 1998 to 16 pairs in 2012 and from one moult in 1997 to 80 moults in 2012.

Of Whooper Swans fitted with neck collars while breeding, two birds were found moulting after having lost their mate during the preceding winter (Table 3). A third bird might have belonged to the same category as it moulted without a mate. One individual was not seen after the moult. In 2008, a breeding pair (2C49-4C00) moulted in Skrunda fishponds without cygnets but were seen together with their four young, of which three were fitted with neck collars, in Satīņi fishponds in September.

Unlike the Baltic States there are no large fishpond complexes in South Sweden. The habitat most similar to a fishpond complex is a shallow eutrophic lake. Numbers of non-breeding Whooper Swans recorded in five such lakes during the years

Table 4. Maximum counts of non-breeding Whooper Swans in Lakes Hornborgasjön, Tåkern, Kvismaren, Krankesjön and Björkesåkrasjön during the periods 29 June–31 July (to the left of the slash) and 1 August–14 September (to the right of the slash) in the years 1982–2012. Sources: Hornborgasjön, Tåkern and Kvismaren – Svalan; Krankesjön – Hans Källander; Björkesåkrasjön – Hakon Kampe-Persson.

*Maxsiffror för antalet ickehäckande sångsvanar i Hornborgasjön, Tåkern, Kvismaren, Krankesjön och Björkesåkrasjön under perioderna 29 juni–31 juli (till vänster om snedstrecket) och 1 augusti–14 september (till höger om snedstrecket) åren 1982–2012. Källor: Hornborgasjön, Tåkern och Kvismaren – Svalan; Krankesjön – Hans Källander; Björkesåkrasjön – Hakon Kampe-Persson.*

	Hornborgasjön	Tåkern	Kvismaren	Krankesjön	Björkesåkrasjön
1982			1/0	–	–
1983				–	–
1984		2/0		–	–
1985			0/1	0	–
1986				0	–
1987				0/1	–
1988				2/0	–
1989	2/1	2/0		0	–
1990		2/0		0	–
1991	0/2			0	–
1992				4/0	–
1993				0	–
1994			2/0	0/6	–
1995	1/6		6/0	2/2	–
1996	2/4		3/2	1/3	0/1
1997	4/4			–	–
1998	2/4			0/2	0/1
1999	2/4	2/0		2/2	0
2000	3/4			–	–
2001	11/9	3/3	0/1	0	0
2002	15/56	0/2		4/1	–
2003	-/54	0/10	3/2	0/2	–
2004	8/44	0/3		0	0/1
2005	21/73	4/2	0/4	0	0
2006	-/29		0	2/0	3/0
2007	-/88	0/11	0/3	0	–
2008	-/57	0/1	0/2	0/1	0
2009	-/75	2/22	1/1	2/2	–
2010	63/75		0/1	0	0/2
2011	-/133		3/1	9/1	0
2012	34/160	1/2	2/2	0/3	2/1

1982–2012 are shown in Table 4. In one of these lakes, Hornborgasjön, numbers increased markedly during that period of time. No Whooper Swan has moulted in Lake Krankesjön during the last three decades (Hans Källander in litt.) but whether or not the species has moulted in any of the other four lakes is unknown.

## Discussion

Three different moulting strategies are used by non-breeding Whooper Swans in the south-eastern Baltic region. The majority migrate to traditional moulting grounds in Russia. About 99% of birds hatched in Latvia belong to this group (Boiko & Kampe-Persson 2012). Distances between hatching and moulting sites for three Latvian birds ranged 1,283–1,455 km. Other non-breeders carry through a moult migration but stop to moult in the Baltic States. The third group consists of birds that moult in a fishpond close to their site of hatching or breeding. That a moulting site attracts birds from both its neighbourhood and more distant breeding grounds has been shown for the Mute Swan in Denmark (Anders-Harild 1990).

The Whooper Swan also moults at several sites in Poland (Wieloch & Sikora 2008) but only scattered data are available from that country (Maria Wieloch in litt.). In 2007–2008, the number of moulting non-breeders in the Barycz Valley alone amounted to 25–38% of the estimated number of non-breeders in the Polish population (for data, see Wieloch & Sikora 2008). With a corresponding figure of 10% for the Baltic States (this study) non-breeders from the Polish population seem to be more likely to moult close to their site of hatching/breeding. However, some of the birds found moulting in Poland might have originated from Germany (Degen & Heinicke 2007).

Genetic studies have demonstrated a mixed origin of the Whooper Swans that breed in Latvia and Lithuania today (Butkauskas et al. 2012). After having been gone for more than a century the Whooper Swan started to regain former breeding grounds in the Baltic States and in Poland in 1973 (Wieloch & Sikora 2008, Boiko & Kampe-Persson 2010). Also individuals of captive origin might have been recruited into this population. There is a naturalised population in Germany and releases of captive birds have occurred also in other parts of Germany (Bauer & Woog 2008). Recruits of captive origin might be the cause of the prevalence of Whooper Swans in the Baltoji Voke region to moult locally and maybe also of the large numbers

of non-breeding birds moulting in Poland. Birds of captive origin, lacking a tradition of long-distance moult migration, might be prone to remain and moult at the breeding grounds. However, releases of birds of captive origin in South Sweden in the 1930s–1970s (Hansson 1968, Jansson 1989, Mathiasson 1992) did not give rise to any moulting congregations of non-breeding Whooper Swans. Besides, the swans at Baltoji Voke do not lack experience of long-distance migration per se, because many of them winter in The Netherlands, 1,200 km from the breeding grounds.

The hypothesis that non-breeding Whooper Swans moulting in the Baltic States are birds unable to undertake a moult migration to Russia are partially supported by life-history data presented in this study. Several birds apparently died during moult, because more than a tenth of the individuals marked while moulting were not seen after the moulting season. Among survivors that did not breed in the year after marking, three fourths were not found moulting in the Baltic States. However, no less than one third of the survivors returned to moult at the very same moulting site as where they had been marked, some of them up to five times. That figure is hard to fit into a “bad condition” hypothesis. Furthermore, individuals unable to carry through a moult migration ought to have been found moulting also in South Sweden. So, also other explanations must be sought. The most likely one seems to be access to large, shallow waterbodies, offering an abundance of additional food but lacking human disturbance.

Although a large proportion was made up of 2<sup>nd</sup> calendar year birds, the proportion of 2<sup>nd</sup> calendar year birds that remained to moult in the Baltic States was not higher than that of 3<sup>rd</sup>–6<sup>th</sup> calendar year birds. In other studies, differences in the choice of moulting site between 2<sup>nd</sup> calendar year and older birds have been found (Mineev 1986, Mineev 2005, Degen & Heinicke 2007). Brazil (2003) assumed that failed breeders could join moulting flocks in summer. This study showed that both unsuccessful and successful breeders used fishponds for moulting, some pairs even before their young could fly.

The lack of known moulting sites for non-breeding Whooper Swans in South Sweden can be due to either that moulting Whooper Swans have been overlooked or that necessary requirements for moulting are lacking. Moulting Whooper Swans may pass unnoticed if they moult together with large numbers of Mute Swans or at a site used for staging before and after moult. The two swan spe-

cies very likely have similar requirements of food and security during wing moult. In South Sweden, moulting Whooper Swans may of that reason be looked for at sites where large numbers of Mute Swans moult. The fact that Whooper Swans at one and the same moulting site can start to moult from the end of June to the end of August in the same season makes it hard to interpret count data. Birds joining a moulting flock in August can be made up of both un-moulted birds and birds that have moulted at their respective breeding site (this study). Available count data from Lake Hornborgasjön strongly indicate that a large part of the Whooper Swans found in that lake in summer arrives during the second half of the moulting period. Consequently, it seems likely that most of the Whooper Swans recorded in Lake Hornborgasjön in summer already have moulted their wing feathers before they arrive at the lake.

There are no large shallow water-bodies in South Sweden offering additional food like the fishponds in Latvia and Lithuania. The natural food sources in shallow eutrophic lakes may be sufficient for moulting Whooper Swans however. But is the level of human disturbance low enough at the potential moulting sites? As a result of intense year-round persecution up to the early 20<sup>th</sup> century, the Whooper Swan became an extremely rare and shy bird in Sweden (Brusewitz 1971). At the same time as the species regained former breeding grounds after its protection in 1926, it slowly became less shy. But has the species lost enough shyness to moult in South Sweden? The large numbers of Whooper Swans found in Lake Hornborgasjön in July some years strongly suggest that this lake is a moulting site for at least some non-breeders. But even if non-breeding Whooper Swans regularly moult in that lake, their numbers cannot account for more than a few percent of the total number of non-breeders in the South Swedish population. For the vast majority of the non-breeders in this population it is obviously more profitable to undertake a moult migration of at least 2,750–4,200 km than to remain and moult in South Sweden.

### Acknowledgements

For providing observations of moulting swans, and for published and unpublished data, our sincere thanks go to all persons named in the text and legends, and to Saulius Švažas and Sören Svensson as well. We are grateful to all members of the different ringing expeditions for help in catching the swans, and to the dedicated

amateur and professional ornithologists who always keep a keen eye open for marked Whooper Swans.

### References

- Andersen-Harild, P. 1990. Migration of *Cygnus olor* ringed in Denmark in winter and during moult. Pp. 120–131 in *Proceedings of the second international swan symposium in Sapporo, Japan, February 1990* (Matthews, G.V.T. & Smart, M., eds.). International Waterfowl Research Bureau, Gloucestershire, England.
- Anonymous 2011. *About Finland's national bird*. www.loo-duskalender.ee (access date 17 July 2012).
- Axbrink, M. 1999. Sångsvanen ökar, resultat från riksinventeringen 1997. *Vår Fågelvärld* 58(3): 10–16.
- Bauer, H.-G. & Woog, F. 2008. Non-native and naturalized bird species (neozoa) in Germany, part I: occurrence, population size and status. *Vogelwarte* 46: 157–194. (German with English summary).
- Baumanis, J. 2004. *Ūdensputnu ligzdošanas apstākļu uzlabošanas plāns Lubānas mitrāja kompleksa zivju diķos*. Madonas rajona padome, Nagļi.
- Baumanis, J., Kazurbiernis, J. & Kazurbierne, M. 1999. *Ligzdojošo ūdensputnu skaita dinamika Lubāna ezeram pieguļošajos zivju diķos 1975. – 1999. gadā*. Latvijas Universitātes Bioloģijas Institūts, Salaspils.
- Boiko, D. 2005. Whooper Swan *Cygnus cygnus* breeding in Latvia in 2004. *Materials of Third International Conference: Research and conservation of biological diversity in the Baltic region*, p. 42. Daugavpils University, Daugavpils, Latvia.
- Boiko, D. 2008. Territorial and temporal distribution of Whooper Swan *Cygnus cygnus* marked with neck collars in Latvia in 2003–2005. *Acta Universitatis Latviensis, Biology* 745: 53–61.
- Boiko, D. & Kampe-Persson, H. 2010. Breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in Latvia, 1973–2010. *Wildfowl* 60: 168–177.
- Boiko, D. & Kampe-Persson, H. 2012. Moulting migration of Latvian Whooper Swans *Cygnus cygnus*. *Ornis Fennica* 89: 273–280.
- Brazil, M. 2003. *The Whooper Swan*. T. & A.D. Poyser, London.
- Brusewitz, G. 1971. *Jakt och Jägare*. Bokförlaget Bra Böcker, Höganäs.
- Butkauskas, D., Švažas, S., Tubelytė, V., Morkūnas, J., Sruga, A., Boiko, D., Paulauskas, A., Stanevičius, V. & Baulblys, V. 2012. Coexistence and population genetic structure of the whooper swan *Cygnus cygnus* and mute swan *Cygnus olor* in Lithuania and Latvia. *Central European Journal of Biology* 7: 886–894.
- Degen, A. & Heinicke, T. 2007. Whooper Swan *Cygnus cygnus*. Pp. 44–56 in *Bird Migration in Eastern Germany – Waterbirds part 1* (Heinicke, T. & Köppen, U., eds.). Berichte Vogelwarte Hiddensee 18 (SH), Greifswald. (German with English summary).
- Dement'ev, G.P. 1935. Birds in the Kanin Peninsula. *Collection of works of the Zoological Museum* 2: 23–55. (In Russian).
- Einarsson, Ó. 1996. *Breeding biology of the Whooper Swan and factors affecting its breeding success, with notes on*



- its social dynamics and life-cycle in the wintering range.* PhD thesis. University of Bristol.
- Elts, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Leivits, A., Lil-  
leleht, V., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R.  
& Ots, M. 2009. Status and numbers of Estonian birds,  
2003–2008. *Hirundo* 22: 3–31.
- Garðarsson, A. & Skarphéðinsson, K.H. 1984. A census of  
the Icelandic Whooper Swan population. *Wildfowl* 35:  
37–47.
- Haapanen, A. 1991. Whooper Swan *Cygnus c. cygnus* popu-  
lation dynamics in Finland. In *Proceedings of the Third  
IWRB International Swan Symposium* (Sears, J. & Bacon,  
P.J., eds.), Oxford 1989. *Wildfowl*, Supplement No. 1:  
137–141.
- Hansson, L. 1968. Sångsvanen som skånsk häckfågel. *Med-  
delanden från Skånes ornitologiska förening* 7: 45–50.
- Jansson, T. 1989. Knångsvanen – Kalmars egen ”fula an-  
kunge”. *Fåglar i Östra Småland* 1: 5–6.
- Kampe-Persson, H. 2010. Naturalised geese in Europe. *Or-  
nis Svecica* 20: 155–173.
- Kear, J. 1972. Reproduction and family life. Pp. 79–124 in  
*The Swans* (Scott, P. & The Wildlife Trust, eds.). Michael  
Joseph, London.
- Litvin, K. & Gurtovaya, E.N. 2003. Moul migration of the  
Whooper Swan at the Kanin Peninsula. Pp. 106–107 in  
*Management and conservation of waterfowl populations in  
Northern Eurasia (with special focus on the White Sea  
– Baltic flyway): Abstracts, presented to the International  
symposium April 2003, Olonets, Karelia, Russia* (Zimin,  
V.B., Popovkina, A.B. & Syroechkovski, Jr. E.E., eds.).  
Goose, Swan and Duck Study Group of Northern Eurasia,  
Institute of Biology, Karelian Research Centre of RAS,  
Department of Biological Science, Russian Academy of  
Science, Petrozavodsk. (In Russian).
- Luigujõe, L., Kuresoo, A. & Leivits, A. 2002. Numbers and  
Distribution of Whooper Swans Breeding, Wintering and  
on Migration in Estonia, 1990–2000. *Waterbirds* 25 (Spe-  
cial Publication 1): 61–66.
- Mathiasson, S. 1992. Hybrider mellan knölsvan och sång-  
svan. *Göteborgs Naturhistoriska museum. Årstryck* 1992:  
43–59. (Swedish with English summary).
- Meriste, M., Kirsimäe, K. & Freiberg, L. 2012. Relative Sea-  
Level Changes at Shallow Coasts Inferred from Reed Bed  
Distribution over the Last 50 Years in Matsalu Bay, the  
Baltic Sea. *Journal of Coastal Research* 28: 1–10.
- Mineev, Yu.N. 1986. Seasonal distribution and the numbers  
of swans in the north-east of the European part of the  
USSR. *Bulletin of the Moscow Society of Nature Explor-  
ers, Department of Biology* 91(3): 19–27. (Russian with  
English summary).
- Mineev, O.Yu. 2005. *Waterfowl of Malozemelskaya tundra  
and Pechora river delta.* Ural Division of Russian Aca-  
demy of Science, Yekaterinburg. (In Russian).
- Morkūnas, J., Švažas, S. & Raudonikis, L. 2010. Some fea-  
tures of breeding and migration of Whooper Swan (*Cy-  
gnus cygnus*) ringed in Lithuania. Pp. 58–59 in *Biodiversity  
and Functioning of Aquatic Ecosystems in the Baltic Sea  
Region*. Proceedings of 5<sup>th</sup> International Student Confe-  
rence, October 2010, Palanga, Lithuania.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustaf-  
son, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nil-  
sson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernerberg, M.  
2012. *Fåglarna i Sverige – antal och utbredning.* Sve-  
riges Ornitologiska Förening. (Swedish with English  
summary).
- Owen, M. 1980. *Wild Geese of the world.* B T Batsford, Lon-  
don.
- Rees, E.C., Black, J.M., Spray, C.J. & Thorisson, S. 1991.  
Comparative study of the breeding success of Whooper  
Swans *Cygnus cygnus* nesting in upland and lowland re-  
gions of Iceland. *Ibis* 133: 365–373.
- Schadilov, Yu.M., Rees, E.C., Belousova, A.V. & Bowler,  
J.M. 2002. Annual Variation in the Proportion of Whoo-  
per Swans and Bewick’s Swans Breeding in Northern  
European Russia. *Waterbirds* 25 (Special Publication 1):  
86–94.
- Strazds, M. & Kuze, J. (eds.) 2006. *Birds of Ķemeri National  
Park.* Jumava, Riga. (Latvian with English summary).
- Švažas, S. & Stanevičius, V. 2000. The waterbirds of the  
large fish pond complexes in Lithuania. *Acta Ornitholo-  
gica* 35: 45–49.
- Švažas, S. & Kozulin, A. (eds.) 2002. *Waterbirds of large  
fishponds of Belarus and Lithuania.* Migratory Birds of  
the Western Palearctic (OMPO) & Institute of Ecology  
publishers, Vilnius.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernerberg, M. 1999. *Svensk  
fågelatlas.* Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.
- Valkama, J., Saurola, P. & Velmala, W. 2012. *The Finnish  
Bird Ringing Atlas.* Ministry of environment and Finnish  
Museum of Natural History, Helsinki. (Finnish with Eng-  
lish summary).
- Väisänen, R.A., Hario, M. & Saurola, P. 2011. Population  
estimates of Finnish birds. In *The Third Finnish Breeding  
Bird Atlas* (Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehtikoinen, A.,  
eds). Finnish Museum of Natural History & Ministry of  
Environment, Helsinki. //atlas3.lintuAtlas.fi/english (ac-  
cess date 12 March 2012).
- Wahl, J. & Degen, A. 2009. Numbers and distribution of  
Whooper Swan *Cygnus cygnus* and Bewick’s Swan *C.  
bewickii* in Germany in the winter season 2004/2005. *Vog-  
elwelt* 130: 1–24. (German with English summary).
- Wieloch, M. & Czyż, S. 2008. Preliminary results of ringing  
of the Whooper Swan *Cygnus cygnus* breeding in Poland  
and the origin of birds ringed abroad and recovered in Pol-  
and. *Abstract.* The 1st European Swan Conference, Swan  
Ecology and Biology, October 2008, Daugavpils, Latvia.
- Wieloch, M. & Sikora, A. 2008. Expansion and present sta-  
tus of Whooper Swan *Cygnus cygnus* in Poland. *Abstract.*  
The 1<sup>st</sup> European Swan Conference, Swan Ecology and  
Biology, October 2008, Daugavpils, Latvia.

## Sammanfattning

Sångsvanen tillhör den grupp av fåglar som rug-  
gar samtliga vingpennor samtidigt, vilket gör den  
flygförmögen under 5–6 veckor. Vingpennorugg-  
ningen sker vanligtvis under en period som sträcker  
sig från slutet av juni till mitten av september.  
Eftersom sångsvanen inte börjar häcka förrän vid  
4–6 års ålder består en stor andel av populationen  
av ickehäckare. Varje år är det omkring två tredjedelar  
av individerna som inte skriker till häckning.

Hos de flesta svanarter samlas ickehäckarna  
i flockar som ruggar vingpennorna i närheten av

häckningsområdena. Sångsvanen i Östersjöområdet passar emellertid inte in i det normala mönstret. Inga ruggningskoncentrationer har konstaterats i Fennoskandien, endast grupper på upp till 18 lokala fåglar i stora myrkomplex. Dessa grupper kan inte på långt när svara för samtliga ickehäckare eftersom antalet häckande fåglar i Sverige och Finland överstiger 10 400 par. Det har antagits att de fennoskandiska ickehäckarna ruggar i Ryssland, förmodligen i Arkhangelskregionen, men bortsett från fyra märkta individer saknas direkta bevis. I Baltikum och Polen finns åtminstone en ruggningslokal för fler än 20 individer i vardera land. I Sydsverige, den del av landet som ligger på samma breddgrader som Baltikum, finns däremot inte någon känd ruggningslokal över huvud taget.

Vårt syfte var att ge en komplett beskrivning av utbredning och antal av ruggande ickehäckande sångsvanar i Baltikum samt att genomföra en första analys av levnadshistorier för individer som märkts, eller märkta individer som observerats rugga, på de olika ruggningslokalerna i Baltikum. Avslutningsvis ville vi se om en kombination av dessa uppgifter kunde förklara varför det inte finns någon känd ruggningslokal för ickehäckande sångsvanar i Sydsverige.

Första gången ruggning av ickehäckande sångsvanar konstaterades i Lettland var 1989, i Estland 1993 och i Litauen 1997. Ruggning har rapporterats från 13 lokaler i Baltikum, tre i Estland samt fem vardera i Lettland och Litauen. Samtliga lokaler i Estland samt Kaltene utgörs av kustlokaler, Kaņieris är en tidigare utdikad sjö medan övriga lokaler i Lettland och samtliga lokaler i Litauen utgörs av fiskdammar. Icke-häckande sångsvanar har i Baltikum alltid ruggat tillsammans med knölsvanar, där flockarna av knölsvan på kustlokalerna räknat upp till 800 fåglar och i fiskdammarna upp till 300 fåglar. Matsalu Bay, Kaņieris och fiskdammarna är stora, tämligen grunda vattenområden, kantade av vassbälten och buskmarker av varierande bredd. I fiskdammarna utgörs en stor del av de ruggande svanarnas föda av fiskfoder. Ägarna börjar på de flesta lokaler utfodra karporna med majs i slutet av april eller början av maj men i Skrunda först i juni. Inverkan av mänsklig störning är låg i fiskdammarna eftersom allmänhetens tillträde är begränsat.

Totala antalet ruggande ickehäckande sångsvanar i Baltikum har ökat från minst 83 fåglar 2003 till minst 187 fåglar 2012. Antalet har dock hållit sig tämligen stabilt omkring 10% av det beräknade antalet ickehäckare i den baltiska sångsvanpopulationen. Vid de lokaler som utnyttjats årligen under

det senaste decenniet har antalet ruggare ökat kraftigt i antal vid Baltoji Voke, medan antalen hållit sig tämligen stabila vid de övriga fyra.

Av de ruggande sångsvanor som fångades för halsringmärkning var 33% av de lettiska och 67% av de litauiska 2K fåglar. Av de märkta ruggarna var det 12% av 3K+ fåglarna och 16% av 2K fåglarna som inte observerades efter ruggningssäsongen. Bland dem som överlevde ruggningssäsongen var det 33% som återvände för att rugga på den lokal där de märkts, en del upp till fem gånger. Ytterligare 16% utnyttjade ruggningslokalen som rastlokal före och/eller efter ruggningen medan omkring en tredjedel av individerna inte observerades över huvud taget under sommarhalvåret under åren efter märkåret. Bland de överlevande fåglarna som inte häckade under säsongen efter märkningen var det 74% som inte ruggade i Baltikum.

Stamorterna för halsringmärkta sångsvanor som konstaterats rugga som ickehäckare i Baltikum föll i två gupper. Majoriteten var födda eller häckade i ruggningslokalens omedelbara närhet (0–81 km) medan övriga kom från länder, inklusive Tyskland och Polen, på sydligare breddgrader än ruggningslokalen. De sistnämnda ruggade 191–836 km från den plats där de var födda eller häckade. Bland sångsvanor som halsringmärkts som ungar i Lettland, Litauen respektive Baltoji Voke regionen och som med säkerhet var vid liv den 1 maj året efter märkningen var det 1,1%, 12 % respektive 47% som ruggade i Baltikum som 2K fåglar.

Eftersom det saknas stora fiskdammskomplex i Sydsverige anges som jämförelse istället förekomsten av sångsvan under ruggningstid i fem vassjöar, den lokaltyp som är mest lik de baltiska fiskdammarerna. I en av dessa sjöar, Hornborgasjön, har antalet sångsvanor ökat kraftigt under de senaste 30 åren. Under denna period har ingen ickehäckande sångsvan ruggat i Krankesjön, men om det har skett i någon av de andra sjöarna är okänt.

Fåglar som ruggar vingpennorna samtidigt har två huvudkrav under den tid de saknar flygförmåga, nämligen tillgång på föda och säkerhet från rovdjur. Att det finns ett stort antal potentiella ruggningslokaler för sångsvan i Sydsverige framgår av det stora antalet häckande par, ty häckande fåglar ruggar vanligtvis sina vingpennor på häcklokalen innan ungarna blir flygga. Sångsvanen är dock starkt territoriell under häckningen, varför det sällan finns några andra svanar där det finns ett häckande sångsvanpar. Frågan är därför om det finns andra lokaler som uppfyller minimikraven för ruggande sångsvanar.

Eftersom ruggande sångsvanor lätt förbises om

de ruggar tillsammans med numerärt talrikare knölsvanar kan det löna sig att noggrannt spana igenom svanflockar på de lokaler där knölsvanen av tradition ruggar i stora antal. Skulle sångsvanen börja rugga på en lokal som normalt utnyttjas som rastlokal före och efter ruggningen, kanske också som häcklokal, kan det ibland förbises att arten faktiskt ruggar på lokalen. Det faktum att sångsvanar på en och samma lokal under en och samma säsong kan börja rugga från slutet av juni till slutet

av augusti komplicerar dessutom tolkningen av inventeringsdata. Individer som dyker upp på en lokal i augusti och september kan nämligen redan ha ruggat sina vingpennor på häcklokalen. Detta kan gälla för majoriteten av de sångsvanar som sommartid rapporterats från Hornborgasjön. Förekomsten av flockade sångsvanar redan i juli är däremot en stark indikation på att arten faktiskt ruggar i Hornborgasjön.

## Korta rapporter – *Short communications*

### An exceptionally large Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*

*En ovanligt stor lövsångare*  
*Phylloscopus trochilus*

ÅKE LINDSTRÖM, STAFFAN BENSCH &  
ANDERS HEDENSTRÖM

In the morning of 13 May 2010, ÅL trapped a Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* (Figure 1) in a mistnet at Rörumstrand, near Simrishamn in southernmost Sweden (55.644 dec°N, 14.267 dec°E). Already when taking it out of the net it was clear that this was an unusually large individual. This was confirmed by its measurements: wing length 78.0 mm (to the nearest half mm, maximum chord, Svensson 1992, Figure 2), tail length 60.0 mm (to the nearest half mm, from the base of tail feathers to the tip of longest tail feather, Svensson 1992, Figure 2), and tarsus 23.5 mm (to the nearest 0.1 mm, with foot and tibiotarsus held perpendicular to tarsometatarsus, measuring the distance between the extreme bending points, Alatalo & Lundberg



Figure 1. The large Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* trapped on 13 May 2010.  
*Den stora lövsångare som fångades 13 maj 2010.*

1986). It had a fat score of 3 on a scale from 0 to 6 (Pettersson & Hasselquist 1985) and weighed 10.8 g. The bird was ringed and released soon after processing, and was not seen or retrapped again.

Male Willow Warblers have on average more than 5 mm longer wings than females, with only a small overlap (Williamson 1976, Bensch et al. 2009). Due to its very long wing (see below), the bird was most certainly a male. Further, the bird was probably on migration, since the local breed-



Figure 2. The wing length was 78.0 mm and tail length 60.0 mm.  
*Vinglängden var 78,0 mm och stjärtlängden 60,0 mm.*



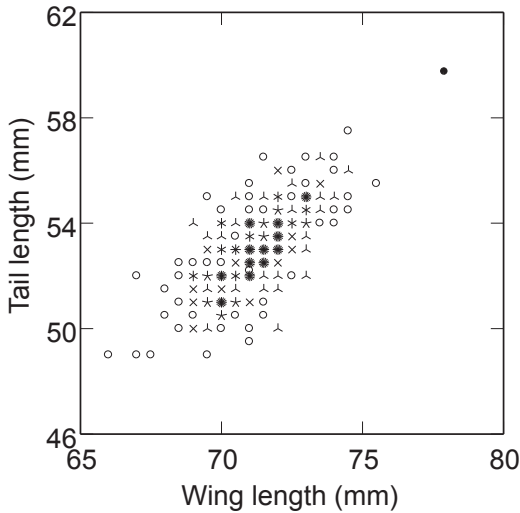


Figure 3. Wing and tail length of male Willow Warblers trapped during breeding in northern Sweden, Norway and Finland. Circles denote single birds and the more complex symbols show gradually more individuals per wing and tail length combination. The focal bird from Rörum is shown as a black dot.

*Ving- och stjärtlängd för lövsångarehanar fångade under häckningstid i norra Sverige, Norge och Finland. Cirklar betyder enstaka individer och de mera komplexa symbolerna visar gradvis fler individer för varje kombination. Rörumsfågeln markeras med svart prick.*

ers had already been around for a few weeks, and in mid May they normally carry almost no fat (fat score 0 and 1). It is therefore likely that the focal bird belonged to the *acredula* subspecies that breeds in northern Sweden. Males of the *acredula* subspecies pass southern Sweden on spring migration around 10–20 May (Hedenström & Pettersson 1984), which fits the trapping date.

At Rörumstrand, ÅL has previously measured 29 Willow Warblers in April–June. The longest wing recorded was 71 mm. In Ammarnäs, Swedish Lapland (65.964 dec°N, 16.069 dec°E), ÅL measured 117 adult males between 30 May and 2 August 1984–2006. They had an average wing length of 71.15 mm ( $\pm 1.36$  standard deviations [SD], range 67–75 mm). Three birds had a wing of 74 mm and one bird measured 75 mm.

A project studying the migratory divide and subspecies differences of Willow Warblers in northern Europe (Bensch et al. 2009) serves as another comparison. We used data from 315 adult males trapped 2000–2007 on territories in northern Sweden, Norway and Finland (i.e. within the breeding range of *acredula*). The longest wing recorded was 75.5 mm (mean 71.17  $\pm 1.45$ ), the longest tail 57.5

mm (mean 52.99  $\pm 1.59$ ), the longest tarsus 23.9 mm (mean 22.33  $\pm 0.60$ ) and highest mass 11.7 g (mean 9.76  $\pm 0.52$ ). Clearly, in the feather measures, i.e. wing and tail length, none of the birds was close to being as large as our focal bird (Figure 3). However, as far as tarsus length and body mass is concerned, our focal bird was not exceptionally big.

What is the likelihood of finding a Willow Warbler with wing length 78 mm in Sweden? The wing length of our focal bird is 5.05 SD larger than the population mean measured by ÅL at Ammarnäs. Biometric measures such as wing length in birds usually follow a normal distribution (Sokal & Rohlf 1995), and using the normal distribution we calculated that the likelihood of deviating 5.05 standard deviations or more above the average is  $2.2 \times 10^{-7}$ , which is one in 4.5 million. The breeding population of Willow Warblers in Sweden has recently been estimated at 13.2 million pairs (Ottoesson et al. 2012), and accordingly there should be an equal number of males. Hence, the expected number of males having a wing length of 78 mm or more is 2.9. Assuming that around half the Willow Warblers belong to the *acredula* subspecies of northern Sweden, purely statistically, we may have trapped the single largest individual of them.

However, unusually sized individuals may arise in populations for reasons that violate the use of a normal distribution for estimating their frequencies. For example, we cannot exclude that our focal bird carried a novel mutation in a gene with a particularly large effect on size, or that some kind of environmental influence resulted in abnormal expression of growth hormones during feather development. In humans, the syndrome of overproduction of growth hormones is referred to as gigantism (Eugster & Pescovitz 1999). Regardless of the reason, the wing and tail lengths of this willow warbler appear extreme. How tall would a human be that was 5.05 SD taller than the population average?

A set of male biology students at Lund University had an average body length of 180.5 cm and a SD of 6.92 (n=114, range 160–205 cm, Torbjörn Säll, unpublished data). A male student 5.05 SD larger than the average, a situation corresponding to that of our focal bird, would measure 215.4 cm. According to Wikipedia, the Guinness book of records states that the tallest man in Sweden in 2007 was 217 cm. Hence, trapping the single largest Willow Warbler in Sweden is in the same order of magnitude as finding the longest Swede (given the around 4.5 million male inhabitants in Sweden).

However, whereas the tallest adult man would for sure get a lot of attention, the largest Willow Warbler may easily escape attention from humans. In 1911–2008 just above 1.1 million Willow Warblers were ringed in Sweden (The Swedish Bird Ringing Centre, [www.nrm.se/rc](http://www.nrm.se/rc)). Since around 1980, when measuring wing length started to become more common among bird ringers, “only” about 800 000 have been ringed. Finding a Willow Warbler with a wing of 78 mm will surely remain a rare event in Sweden.

## References

- Alatalo, R.V. & Lundberg, A. 1986. Heritability and selection on tarsus length in the Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*). *Evolution* 40: 574–583.
- Bensch, S., Grahn, M., Müller, N., Gay, L. & Åkesson, S. 2009. Genetic, morphological, and feather isotope variation of migratory willow warblers show gradual divergence in a ring. *Molecular Ecology* 18: 3087–3096.
- Eugster, E. A. & Pescovitz, O. H. 1999. Gigantism. *Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism* 84: 4379–4384.
- Hedenström, A. & Pettersson, J. 1984. Lövsångarens *Phylloscopus trochilus* flyttning vid Ottenby. *Vår Fågelvärld* 43: 217–228.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S. & Tjernberg, M. 2012. *Fåglarna i Sverige – antal och förekomst*. SOF, Halmstad.
- Pettersson, J. & Hasselquist, D. 1985. Fat deposition and migration capacity of Robins *Erithacus rubecula* and Goldcrests *Regulus regulus* at Ottenby, Sweden. *Ring. & Migr.* 6: 66–76.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. 3rd. edition. W. H. Freeman & co, New York.
- Svensson, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. 4th edition, Stockholm.
- Tiainen, J. 1983. Sexual differences and termination of growth of young Willow Warblers *Phylloscopus trochilus*. *Vogelwarte* 32: 40–45, 1983
- Williamson, K. 1976. *Identification for Ringers 2. The Genus Phylloscopus*. British Trust for Ornithology.
- gångse normalfördelning skall det bara finnas en sådan fågel på 4,5 miljoner individer. Rent statistiskt kan vår fågel ha varit den enskilt största nordliga hanen i den svenska populationen, även om det inte kan uteslutas att fågelns storlek berodde på någon slags defekt. Motsvarande avvikande storlek skulle bland svenska män motsvaras av en kroppslängd på 215,4 cm, vilket är nära den längsta kända människan i Sverige just nu (217 cm).

Åke Lindström, Staffan Bensch & Anders Hedenström, Department of Biology, Lund University, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden. [Ake.Lindstrom@biol.lu.se](mailto:Ake.Lindstrom@biol.lu.se)

## Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* nesting in a juniper during a peak lemming year

*Lövsångare Phylloscopus trochilus häckar uppe i en enbuske under ett lämmelår*

KEITH W. LARSON & SIEGLINDE KUNDISCH

Here we would like to report an unusual nest location for a willow warbler *Phylloscopus trochilus*. These birds usually build a well concealed ground nest in the vegetation at the base of trees, shrubs, or grass tussocks (Cramp & Brooks 1992). Breeding studies most typically report nests on level ground, on slopes, and on the side of banks or ditches (Kuisisto 1941, Lapshin 1976, Schönfeld 1982, Arvidsson & Nilsson 1983, Danilov et al. 1984, Cramp & Brooks 1992). Despite being abundant across most of their large breeding range and extensively studied during the breeding season, very few nests are found above the ground. In these cases, nests were reported up to 4.8 meters above ground primarily on slopes, crevices, and banks, and few in bushes and trees ground (Payne 1896, Arundel 1917, Bolam 1918, von Haartman 1969, Arheimer & Enemar 1974, Schönfeld 1982, Hogstad 1985).

On 4 June, 2011, approximately 2 km from Ljungdalen, Sweden (62.8° N 12.7° E), a female willow warbler was located carrying moose hair as nest material. The nest was located approximately

## Sammanfattning

En stor lövsångare fångades nära Simrishamn i Skåne den 13 maj 2010. Den hade vinglängd 78 mm, stjärtlängd 60 mm, tarslängd 23,5 mm, fettklass 3 (på en skala 0–6) och vägde 10,8 g (Figur 1 & 2). Fågeln var med största sannolikhet en hane av rasen *acredula*, vilken häckar i norra Sverige. Både vinge och stjärt var betydligt längre än någon lövsångare som vi tidigare fångat (max 75,5 mm respektive 57,5 mm på 452 hanar i norra Skandinavien under häckningstid). Fågeln var drygt 5 standardavvikelse större än medelvärdet och för en



Figure 1. Willow warbler nest in juniper bush. Photograph taken by Keith W. Larson.  
*Lövsångarbo i en buske.*

40 cm off the ground in the branches of a one meter tall juniper *Juniperus communis*. The nest was constructed of grass, moss, small twigs, and lined with feathers, moose hair, and leaves (Figure 1). The nest resembled other typical grass domed willow warbler nests with a small entrance hole in the side. The nest contained six eggs. Of the 53 nests located in our two-year study, this was the only one found off the ground. The nest was located within 20 meters of the Ljungan River along its floodplain. Three separate flooding events caused by intense rains and spring run-off from the surrounding mountains left standing water in low depressions within two meters of the nest site. The flooding occurred during the period of territory establishment, pair formation, and nest building.

Although the periodic flooding may be the impetus for building the nest off the ground, 2011 also represented a peak Norwegian lemming *Lemmus lemmus*, northern vole *Microtus oeconomus* and red-backed vole *Clethrionomys glareolus* year. During three previous years of our research, lemmings and voles were rarely encountered. In 2011,

we counted 96 lemming mortalities along a 10 km road transect between Storsjö and Ljungdalen during the same period as the discovery of the above ground nest. In another peak lemming year (1974) researchers in Ammarnäs, Sweden, discovered a willow warbler nest two meters above ground in top of a broken tree (Arheimer & Enemar 1974). Further, in another peak lemming year in central Norway, willow warbler nesting success was higher for individuals with nest off the ground (Hogstad 1985). In this study, five of the nine ground nests and none of the four nests in the bushes or trees were predated (Hogstad 1985). Although lemmings are not known nest predators, peak lemming years may result in increases of meso-predators such as red squirrels *Sciurus vulgaris*, weasels *Mustela ermine* and red foxes *Vulpes vulpes* known to predate ground nesting birds (Arheimer & Enemar 1974, Hogstad 1985, Forstmeier & Weiss 2004).



## References

- Arheimer, O. & Enemar, A. 1974. Några fågelarters boplatser under hög smågnagartäthet i fjällbjörkskog. *Fauna och Flora* 69: 153–164.
- Arundel, W.B. 1917. Breeding habits of Willow-Warbler and nesting sites at considerable heights from ground. *British Birds* 11: 88–92.
- Arvidson, B. & Nilsson, L. 1983. Breeding biology of Willow Warbler, *Phylloscopus trochilus* in Swedish Lapland. *Vår Fågelvärld* 42: 81–88.
- Bolam, G. 1918. Unusual nesting sites of Willow Wren and Wood Warbler. *The Vasculum* 4.
- Cramp, S. & Brooks, D.J. 1992. *The Birds of the Western Palearctic. 6. Warblers*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Danilov, N.N., Ryzhanovsky, V.N. & Ryabitsev, V.K. 1984. *The birds of Yamal*. Nauka, Moscow.
- Forstmeier, W. & Weiss, I. 2004. Adaptive plasticity in nest-site selection in response to changing predation risk. *Oikos* 104: 487–499.
- Hogstad, O. 1985. Improved breeding success of willow warblers *Phylloscopus trochilus* nesting above the ground during a peak year of small rodents. *Fauna Norvegica, Series C* 8: 119.
- Kuusisto, P. 1941. Studien über die Ökologie und Tagesrhythmik von *Phylloscopus trochilus acredula* (L.): mit besonderer Berücksichtigung der Brutbiologie. *Acta Zoologica Fennica* 31: 1–120.
- Lapshin, N.V. 1976. Breeding biology of the Willow Warbler in southern Karelia. In: *Ecology of Birds and Mammals of north-western USSR* (E. V. Invanter, ed), pp. 32–39. Petrozavodsk.
- Payne, J.W. 1896. Abnormal Nesting of the Willow Wren [*Phylloscopus trochilus*]. *The Zoologist* 20: 102.
- Schönfeld, M. 1982. *Der Fitislaubsänger: Phylloscopus trochilus*. Ziemsens, Wittenberg Lutherstadt.
- von Haartman, L. 1969. The nesting habits of Finnish birds, I: Passeriformes. *Societas scientiarum Fennica Commentationes biologicae* 32: 110–114.

## Sammanfattning

Den 4 juni 2011 påträffade vi nära Ljungdalen en lövsångarhona som höll på att bygga bo ungefär 40 cm över markytan i en buske som var ungefär en meter hög. Boet bestod av gräs, mossa och små kvistar. Det var inrett med fjädrar, älg hår och löv. Det liknade andra lövsångarbons med tak över och ingångshål från sidan. Men placeringen uppe i en buske avvek från det normala, som är att lägga boet på marken. Bon som placerats ovan marken har dock rapporterats vid ett fåtal tillfällen tidigare och olika orsaker till detta har diskuterats. I vårt fall kan en anledning ha varit tre översvämningar av Ljungan under tiden för reviretableringen, parbildningen och bobyggandet. De resulterade i kvarstående vatten intill två meter från boet. En annan tänkbar orsak, som föreslagits i samband med tidigare fynd av högt placerade lövsångarbons, är effekter av hög smågnagarförekomst. Och just 2011 var ett lämmel- och sorkår i vårt undersökningsområde. Smågnagarna är visserligen inte kända som bopredatorer, men effekten kan vara indirekt genom ökad förekomst av gnagarpredatorer.

---

*Keith W. Larson and Sieglinde Kundisch, Department of Biology, Lund University, Ecology House, Sölvegatan 37, 223 62 Lund, Sweden. Corresponding author email address: keith.larson@biol.lu.se*



## Nya avhandlingar – *New dissertations*

Andreas Nord, 2012: **The effects of temperature on avian physiology, behavior and development.** Filosofie doktorsavhandling, Lunds Universitet. ISBN 978-91-7473-362-4. Andreas. Nord@biol.lu.se.

Holkhäckande tättingar har länge varit populära modellsystem för fågelekologer och en rad avhandlingar har presenterats vid svenska lärosäten. Det vackra med holkssystemet är att dess invånare – som exempelvis flugsnappare, stare eller mesar – förvånansvärt tålmodigt lever igenom de försök som pågår runt omkring dem. Häckningsparametrar kan ändras, ägg kan flyttas mellan holkar och man kan hålla väldigt god koll på både ungar och föräldrar. Andreas Nords avhandling från Lunds Universitet ingår i holktraditionen, men biter tag i ett mycket spännande ämne: temperaturreglering och effekt av temperatur på olika livshistoriekaraktärer.

För temperaturen är viktig, hela tiden för alla organismer oavsett om vi är fåglar, människor eller gråsuggor. Som far till barn i skolåldern är detta ett ständigt pågående trätomål, där mössor och jackor åker av och på. För fåglar på våra breddgrader är det framförallt problem med låga temperaturer. En normal tätting håller en kroppstemperatur på ca 41–42 grader vilket gör att temperaturskillnaden mellan fågelns inre och omgivande luft kan vara avsevärd under kalla vinterdagar. Att bibehålla kroppstemperaturen kostar därför energi, och energin måste komma in via födan direkt eller utnyttjas från sparade fettreserver. Alla beteenden eller fysiologiska anpassningar som gör att mindre energi behöver läggas på att hålla värmen betyder att det finns mer energi att lägga på andra kostsamma processer, som immunförsvar eller framtida reproduktion. Fyra av avhandlingens sju arbeten kretsar just kring fåglars anpassningar till låga temperaturer.

Avhandlingens första del avhandlar dock temperaturproblematik vid ruvning. Genom att utvidga

kullar hos zebrafinkar respektive svartvit flugsnappare samt manipulera temperaturen i holken/boet kunde Andreas studera hur den ruvande fågelns försöker kompensera för en större kull genom att ruva mer. Temperaturen är viktig för embryonalutvecklingen och man kan tänka sig att det finns ett samband mellan förhållanden under äggfasen och framtida överlevnad. Dock hittade Andreas inga skillnader i tillväxt eller överlevnad efter kläckning, vilket antyder att ungarna kan kompensera efter kläckning, eller att kostnaden främst drabbar den ruvande föräldern (i form av mer tid på boet).

Mesar (och andra fåglar) kan vid behov temporärt sänka sin kroppstemperatur och därigenom minska energiförbrukningen. Detta sker under den inaktiva delen av dygnet, det vill säga under natten, och denna så kallade hypotermi kan innebära en sänkning av kroppstemperaturen på upp till 5 grader. Att sänka temperaturen innebär att mindre energi spenderas under kalla vinternätter, men betyder samtidigt att fågelns inte på samma sätt kan fly en fara. I sin avhandling visar Andreas att hypotermi varierar med omgivande temperatur (säsongseffekt) och status på en fågels födotillgång – om det finns gott om föda är inte behovet lika stort att spara energi på natten och man väljer att hålla en högre närvarograd i fall predatorn är på ingång.

I ett experimentellt förfarande testar Andreas och kollegor hur en infektion påverkar hypotermi. Genom att injicera ämne från bakterier (LPS) kunde blåmesarnas immunförsvar triggas igång precis på kvällen innan nattvilan och forskarna kunde sedan följa temperaturresponsen under natten jämfört med kontrollgrupper. Fåglar med LPS höll en högre temperatur än kontrollfåglar, och denna “feber” skall därför tolkas som ett svar på infektion. Dock fanns ingen viktskillnad mellan grupperna på morgnarna. Jag tycker att detta är den mest spännande artikeln i en överlag väldigt bra avhandling. Den som är intresserad av temperatur har all anledning att läsa Andreas artiklar, vilka alla är pu-

blicerade eller i press, eller be om ett exemplar av avhandlingen.

JONAS WALDENSTRÖM  
Linnéuniversitetet, Kalmar

Carolina Corrales Duque, 2011: **Population Genetic Structure of Black Grouse (*Tetrao tetrix*)**. Filosofie doktorsavhandling, Populationsbiologi och Naturvårdsbiologi, Uppsala universitet. ISBN 978-91-554-8048-6 (<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-150117>)

Orren är en av fyra lekande fågelarter i Sverige. Detta innebär att hanarna under parningstiden samlas på speciella spelplatser där de försvarar små symboliska territorier i hopp om att kunna attrahera någon av de honor som besöker leken för att välja en partner och para sig med honom. Honor tar i övrigt hand om alla ytterligare häckningsbestyr, som ruvning och ungvård, medan hanarna blir kvar på leken för att försöka attrahera fler honor. Detta parningssystem tillsammans med stor grad av hemortstrohet skulle kunna bidra till lokala genetiskt isolerade populationer och stor släktskap mellan hannarna på samma lek. Det har till och med föreslagits att en av anledningarna till att lekar över huvud taget bildas är att flera närbesläktade hanar (exempelvis bröder) går samman för att med gemensamma krafter kunna locka till sig honor (givet att honorna föredrar att para sig på lekar med många hanar).

Dessa frågor har nyligen undersökts inom ramen av en doktorsavhandling vid Uppsala universitet skriven av Carolina Corrales (ursprungligen från Colombia). Hon fann bland annat att hanar på vissa (men långt ifrån alla undersökta) lekar är släkt med varandra. Tendensen att hanar stannar kvar i samma område hela livet har också lett till viss genetisk struktur sett på en lokal geografisk skala. Huvudpopulationen som undersökts i detta arbete finns i norra Uppland i trakterna kring Färnebofjärden. Genom att samla in tappade fjädrar på spelplatserna under dagtid har man kunnat minimera störningar av fåglarna i stor utsträckning och ändå få tillgång till ett stort antal prover för genetiska analyser.

Carolina undersökte också mer storskalig genetisk struktur hos orrar i Sverige. I detta fall kom proverna främst från torkade vingar som sparats i samband med jakt. De genetiska analyserna av detta material visade att de norrländska orrarna (från Sundsvall i söder till Jokkmokk i norr) tillhör en

stor sammanhängande population. Detta förklaras med att honorerna i stor utsträckning sprider sig bort från det område där de kläcks och därmed bidrar till genflöde inom populationen. I södra Sverige fann man i stället bevis för en fragmentering av populationen med genetisk struktur mellan olika undersökta områden. Detta trots att orren har en till synes ganska kontinuerlig utbredning även i dessa delar av landet.

Slutligen undersökte Carolina orrens genetik på en ännu större skala över stora delar av den globala utbredningen. Bland annat för att försöka förstå hur arten spritt sig och koloniserat norra Europa sedan den senaste istiden. Orren tros ha haft sina så kallade refugier under istiden någonstans i Centralasien. Härifrån har den sedan antagligen spritt sig västerut relativt snabbt efter istidens slut och koloniserat Europa genom två olika vägar, en nordlig rutt mot norra Ryssland och Skandinavien och en sydlig rutt genom Tyskland, Danmark, Holland och slutligen Storbritannien. De brittiska och kontinentaleuropeiska populationerna av orre är i dag små och kraftigt fragmenterade. Trots att orren är utrotad på flera platser (till exempel Danmark) har prover från dessa lokaler kunnat analyseras genom att samla DNA från museiexemplar. I Storbritannien pågår ett omfattande arbete med att förstärka och bevara de populationsspillror som finns kvar av arten. Carolinas avhandling visar att det finns tre tydligt genetiskt och demografiskt skilda brittiska populationer: en i Wales, en i norra England och södra Skottland och slutligen en i norra Skottland. Dessa bör därför betraktas som separata, så kallade "management units". De två södra av dessa populationer visar dessutom tydliga tecken på genetisk utarmning. Detta arbete visar dock att det inte finns någon grund för att föra de brittiska orrarna till en egen underart (*T. t. britannicus*) som man tidigare trott utan att dessa tillhör samma underart som övriga europeiska orrar (*T. t. tetrix*). Däremot verkar orrproverna från östra Kazakstan vara tillräckligt genetiskt separerade från övriga prover för att styrka klassificeringen av dessa som en egen underart (*T. t. viridanus*).

Avhandlingen försvarades förra våren och opponent var ingen mindre än förra Ornis Svecica redaktören Staffan Bensch från Lunds universitet, själv med stor erfarenhet av genetiska analyser av vilda fågelpopulationer. Efter disputationen flyttade Carolina till Tyskland där hon nu fortsätter sin forskningsgärning i Hamburg.

ROBERT EKBLÖM  
Institutionen för ekologi och genetik,  
Uppsala universitet

Tanja Strand, 2011: **European Black Grouse: MHC Genetic Diversity and Population Structure.** Filosofie doktorsavhandling, Populationsbiologi och Naturvårdsbiologi, Uppsala universitet. ISBN 978-91-554-8188-9. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-160042>.

Förra årets andra doktorsavhandling som handlade om orrens (*Tetrao tetrix*) biologi försvarades vid Uppsala universitet av Tanja Strand i slutet av november. Tanja har specialstuderat en grupp gener vid namn MHC (Major Histocompatibility Complex). MHC-generna är oerhört centrala för alla ryggradsdjur när det gäller att aktivera immunförsvaret så fort kroppen blivit angripen av någon bakterie, parasit eller virus. På grund av detta har de även blivit föremål för detaljerade studier i en lång rad av vilda och tama djur. Sist i raden av dessa är alltså vår egen orre. MHC-molekylnas funktion är att presentera små delar av proteiner (så kallade peptider) från de sjukdomsalstrande organismerna för immunförsvarets celler (vita blodkroppar), så att kroppen kan känna igen dem och oskadliggöra dem. Om en människa eller annat djur har ett stort utbud av olika sorters MHC-molekyler antas hon kunna presentera ett stort urval av bakterier och parasiter för immunförsvaret vilket leder till att hon blir motståndskraftig mot många olika typer av sjukdomar. Tidigare forskning har visat att vissa varianter (alleler) av MHC-molekylna ger specifikt skydd mot svåra sjukdomar som HIV och malaria. Ur en bevarandebiologisk synvinkel antas det därför vara extra viktigt att populationer har stor genetisk variation just i dessa gener.

I Tanjas avhandling undersöktes den genetiska variationen i orrens MHC på flera geografiska skolor. Eftersom MHC-generna är så väldigt variabla är de extra kluriga att studera genom exempelvis DNA sekvensering. Dessa gener har också hög grad av duplicering, detta innebär att det finns flera olika kopior av dem i genomet som inbördes kan vara väldigt lika varandra vilket utgör ytterligare en komplikation när de skall undersökas. På grund av dessa svårigheter ägnas inte mindre än tre av fem kapitel i avhandlingen åt ganska beskrivande studier av generna och metodutveckling för att kunna studera dem. I detta arbete har Tanja kunnat dra nytta av att orren är nära besläktad med tamhönan, som är den fågelart där MHC-generna studerats i djupast detalj så här långt. Det grundläggande arbete som beskrivs i dessa kapitel kommer att vara

till stor nytta för framtida studier av MHC-variation inte bara hos orrar utan också många andra fågelarter.

Eftersom orren i Europa förekommer dels i stora sammanhängande bestånd (exempelvis norra Skandinavien) och dels i små, fragmenterade och kraftigt hotade populationer (exempelvis Holland, Tyskland och Storbritannien) finns möjligheten att jämföra exempelvis genetisk variation mellan dessa och se hur bevarandestatusen påverkas av eventuell genetisk utarmning. Eftersom orren inte sprider sig särskilt långt från kläkningsområdet och dessutom ogärna flyger över stora öppna ytor som sjöar, städer och berg är den extra utsatt för så kallad fragmentering av landskapet (alltså när sammanhängande skogsområden bryts sönder i mindre isolerade enheter). Tanja studerade MHC-genetik hos flera hundra orrar från ett stort antal platser i Europa, alltifrån stora sammanhängande till isolerade och mycket små och isolerade populationer. Ett av de viktigaste resultaten var att orrarna i isolerade populationer verkade kunna bibehålla en relativt stor variation i MHC generna (jämfört med förväntat utifrån andra genetiska markörer). Detta tros bero på att det naturliga urvalet verkat för att bevara variationen i just dessa gener eftersom detta är så centralt för immunförsvarets funktion. I de mycket små och isolerade populationerna som förekommer i Holland och norra Tyskland har dock även mycket av MHC-variationen gått förlorat. Detta är mycket allvarligt eftersom dessa populationer på grund av detta troligen blir mer sårbara för sjukdomar och parasiter.

I det sista kapitlet av avhandlingen specialstuderades just dessa mycket små och isolerade populationerna i Centraleuropa. Genom att arbeta med både moderna prover och historiska prover insamlade i första halvan av nittonhundratalet kunde man observera att den genetiska variationen utarmats under fragmenteringsprocessen, både för MHC-gener och för andra genetiska markörer. De historiska proverna visade också på en mindre grad av geografisk genetisk strukturering jämfört med situationen i dagsläget. Här kunde man alltså på ett väldigt konkret sätt bevitna resultaten av hur mänsklig verksamhet påverkat den ”genetiska hälsan” i dessa ytterst hotade populationer.

ROBERT EKBLOM

Axel Künstner, 2011: **Birds as a model for comparative genomic studies.** Filosofie doktorsavhandling. Evolutionsbiologi, Uppsala universitet. ISBN 978-91-554-8186-5. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-159766>.

Grunderna för förståelsen av hur evolutionen påverkar alla levande organismer på jorden genom naturligt urval lades av Darwin för mer än 150 år sedan. Men detaljerna kring hur generna förändras och nya arter bildas genom årmiljoner av selektion på olika nivåer har vi bara nyligen kunnat börja undersöka tack vare upptäckten av DNA och möjligheten att kartlägga arvsmassan genom DNA-sekvensering (båda framsteg som resulterat i Nobelpris till de inblandade forskarna). De senaste fem åren har teknologin tagit ytterligare ett gigantiskt kliv framåt i och med utvecklingen av de s.k. nästa generationens sekvenseringstekniker. Tack vare dessa tekniker kan man idag sekvensera hela genom (all arvs massa hos en cell, individ eller art) på bara några veckor och till en kostnad som ligger inom räckhåll för ett forskningsanslag till en enskild forskargrupp. Detta kan jämföras med det så kallade HUGO-projektet där hela den mänskliga arvs massan kartlades för ca tio år sedan. Detta projekt tog femton år och kostade flera miljarder dollar för ett stort antal forskargrupper över hela världen. I en avhandling vid Uppsala universitet använde sig Axel Künstner av denna typ av ny teknologi för att studera olika detaljer av fåglarnas genetik och evolution.

Det kompletta genomet är uppdelat på ett antal kromosomer som i sin tur består av var sin DNA-molekyl. DNA-molekylen kan liknas vid en lång sträng av miljontals så kallade baspar. Basparen fungerar som bokstäver i ett alfabet (men alfabetet består i detta fall bara av fyra bokstäver A, T, C och G) och när man sekvenserar arvs massan kan man läsa vilken ordning dessa bokstäver kommer. I speciella delar av genomet bildar bokstäverna ”ord” som i sin tur fungerar som ett recept för cellen att tillverka ett visst protein (äggviteämne) som i sin tur styr de biokemiska funktionerna i cellen. De delar av genomet som kodar för dessa proteiner kallas för gener. Axel och hans medarbetare sekvenserade tusentals gener hos tio olika fågelarter (bland andra emu, undulat, kråka och två arter av kolibrier). Genom att jämföra gensekvenserna mellan arterna kunde han identifiera de genetiska regioner som är mest påverkade det naturliga urvalet.

Men det är bara en liten del av genomet som består av gener, mellan generna finns stora regioner

med DNA som man fram till nyligen inte har trott har så mycket till funktion (det har till och med lite slarvigt kallats för ”skräp-DNA”). Numera vet vi att dessa ”icke-kodande” genomiska regioner ofta har andra viktiga funktioner som att se till att DNA-molekylen packas ihop på ett riktigt sätt och att reglera hur olika gener stängs av och på beroende på vilken typ av cell det är fråga om (alla celler i hela kroppen från nervceller, till hudceller och vita blodkroppar har samma genom och den stora skillnaden mellan hur dessa celler ser ut och fungerar beror just på dessa typer av mekanismer). Axel kunde visa att det naturliga urvalet spelar stor roll för utformningen av de icke-kodande regionerna av genomet så väl som i generna. I avhandlingen undersöktes också hur generna är på- och avslagna hos olika fågelarter. Bland annat specialstuderade han svartvit- och halsbandsflugsnappare, ett artpar som ägnats mycket stor uppmärksamhet av flera forskargrupper i Uppsala under många decennier.

ROBERT EKBLOM

Jonathan Barnaby, 2012: **Cooperative breeding in the southern anteater-chat: Sexual disparity, survival and dispersal.** Filosofie doktorsavhandling, Populationsbiologi och Naturvårdsbiologi, Uppsala universitet. ISBN 978-91-554-8426-2. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-179070>.

Socialitet och samarbete inom djurvärlden är ett hett tema inom den moderna ekologi- och evolutionsforskningen. Generellt är det inte helt enkelt att i evolutionära termer förstå och förklara varför det är så vanligt att individer (eller för den delen celler och gener) ofta agerar på ett osjälvviskt vis. Hela evolutionsläran bygger ju på att anlag som får en individ att föra sina egna gener vidare till nästa generation i en större grad än andra individer kommer att öka i frekvens i populationen på bekostnad av mindre lyckade arvsanlag (en mekanism som vi känner under namnet naturligt urval). Om båda inblandade individer tjänar på samarbetet är det förstås lättare att förklara, men i många fall är samarbeten evolutionärt sätt väldigt känsliga för fuskare. Om det dyker upp en individ som har som strategi att själv dra nytta av att den andra individen samarbetar men själv inte samarbetar tillbaka, finns det stor risk att denna plockar ännu fler poäng i det evolutionära spelet och därmed bryter samarbetet så småningom ihop.

Ett av de allra mest extrema fallen av samar-



beten som observeras i fågelvärden är kooperativ häckning. Detta begrepp innebär att en eller flera individer hjälper ett föräldrapar att föda upp deras ungar utan att själva reproducera sig. Ofta handlar det om tidigare års ungar som stannar kvar i föräldrarnas territorium och hjälper till att föda upp sina yngre syskon, men även individer som inte alls är släkt med de reproducerande individerna kan ibland fungera som ”hjälpare”. En av de mest kända kooperativa häckarna i vårt land är lavskrikan som varit föremål för omfattande studier under de senaste decennierna. I en ny avhandling från Uppsala universitet har dock fokus legat på en betydligt mer exotiska art från varmare breddgrader. Jonathan Barnaby heter doktoranden och han har studerat en sydafrikansk fågelart vid namn ”southern anteater-chat” (*Myrmecocichla formicivora*), eller ”sydlig termitkvätta” på svenska.

Jonathan, för övrigt bördig från Robin Hoods hemby, Loxley som ligger i närheten av Sheffield i norra England, har under fyra års tid studerat en population termitkvättor i den sydafrikanska nationalparken Benfontein, i närheten av staden Kimberly. Detta är första gången som denna art studeras vetenskapligt och väldigt mycket arbete gick i början åt till rent beskrivande studier av populationen. En sak som gör just denna art speciellt intressant är att den inte alltid häckar kooperativt utan cirka 25 % av alla häckande par klarar sig utan hjälpare. Par som får hjälp av en till tre hjälpare klarar dock av häckningen betydligt bättre än ensamma par, speciellt under torra år när ensamma par ofta misslyckas med att få ut flygga ungar. Det visade sig också att det enbart var hannar som valde att stanna kvar nära sitt födelserevir och bli hjälpare. Honorerna spred sig i genomsnitt längre bort från födelseplatsen (möjligen som ett sätt att undvika inavel) och försökte alltid att själva häcka redan under sitt andra levnadsår. Om de överlevt så länge vill säga, honor hade nämligen betydligt sämre överlevnadschanser än hannar både som ungar och som vuxna. Detta i sin tur leder till att könkvoten i populationen är skev och hanar är betydligt vanligare än honor.

Termitkvättorna i Benfontein bygger alltid sina bon i håll i marken som grävts ut av jordsvin (*Oryzteropus afer*), och det var nog ett ordentligt spännande fältarbete att försöka krypa ner i dessa hål och försöka lokalisera bon eller vilande fåglar. För att märka och ta blodprover av vuxna fåglar använde man sig av en liten gummiorm för att skrämna upp fåglarna ur hålen och en påse över ingången som de fångades i. Dock var det inte helt ovanligt att forskarna själva hamnade öga mot öga med riktiga ormar (främst kapkobrur) när de dök ner i jord-

svinshålen för att leta efter fågelbon. Just predation av kapkobra var också en av de viktigaste dödsorsakerna bland både vuxna termitkvättor och ungar i boet. Möjligen kan denna predation vara anledningen till att honor har högre dödlighet än hannar. Eftersom honorerna sprider sig längre bort från kläckningsplatsen känner de sämre till området de hamnar i, och har bland annat mindre kunskap om var det finns säkra hål att häcka och övernatta i.

Ett begränsat antal honor leder alltså i detta system till att alla hanar inte kan häcka själva. Men en fråga som kvarstår är varför dessa väljer att stanna kvar och odsla energi på att hjälpa andra par med häckningen i stället för att spara på krafterna till dess att han får chansen att själv häcka med en ledig hona. Om den hjälpare hanen är nära släkt med ungarna i kullen hjälper han ju på det viset till att indirekt föra delar av sina gener vidare till nästa generation, men de hjälpare termitkvättorna är inte alltid släkt med det häckande paret så någon annan förklaring måste också finnas. Kanske kan det vara så att hjälparna på något vis lär sig hur häckningsbestyren skall gå till och därmed är bättre rustade när det är deras egen tur att bli pappor. Detta är några av de frågor som återstår att besvara för kommande studier, och jag har en känsla av att vi ännu inte hört det sista från de sydliga termitkvättorna i Benfontein.

ROBERT EKBLOM

Keith W. Larson, 2012: **Hybrid zone dynamics, assortative mating, and migratory programmes in a willow warbler migratory divide.** Filosofie doktorsavhandling, Biologiska institutionen, Lunds universitet. ISBN 987-91-7473-379-2. Keith.Larson@biol.lu.se.

Redan Linné gav de nordliga och sydliga lövsångarna olika namn eftersom de skilde sig i färg och storlek. Skillnaden har således varit känd i tvåhundrafemtio år, och i dag betraktas nordliga och sydliga lövsångare som två olika raser. Rasernas olika flyttvanor är också väl dokumenterade tack vare återfynd av ringmärkta fåglar. En öppen fråga förblev däremot förhållandena inom den latitudzon där de två raserna möts och som går ungefär genom Sveriges horisontella mittlinje. Hur bred är denna förmodade sekundära hybridzon? Beblandar sig de två raserna helt fritt med varandra eller finns en tendens att lika söker lika, dvs. att raserna par är överrepresenterade? Har hybridisering några negativa effekter, t.ex. i form av lägre tätheter i hybrid-

zonen? Att tätheterna var lägre visade jag redan för många år sedan tack vare Svenska häckfågel-taxeringens system med representativa standard-rutter. Men detta kan ju helt enkelt bero på dåliga lövsångarbiotoper. Svackan har nu konfirmerats på grundval av ett större material, och hybridzonens exakta utsträckning och form har kartlagts. Moderna molekylära metoder har gjort det möjligt att närmare studera förhållandena i hybridzonen. Redan tidigare har forskargruppen där Keith ingår visat att övergångszonen kommit till i sen tid, efter senaste istiden, då de nordliga lövsångarna invandrade från norr och de sydliga från söder, och man har kunnat klarlägga att det verkligen är en hybridzon och att det är fyra specifika egenskaper som förändras gradvis från norr till söder.

Keith Larson är en litet ovanlig doktor genom att ha disputerat först vid fyrtiofyra års ålder. I dagens produktionsinriktade universitet är det – i varje fall inom naturvetenskaperna – numera mycket ovanligt. Men det känns bra att man fortfarande kan få möjlighet att genomföra spännande forskning även om man börjar sent i livet och har sysslat med annat dessförinnan. Keith beskriver sin väg fram till de fyra åren som forskarstudierande i Lund. Hans ornitologiska bana började som rovfågelsräknare en höst i Great Basin National Park i Nevada och ”From that autumn onwards I spent my life watching, counting, ringing, and following birds on their epic migrations across the globe”. Många år på olika fågelstationer och sträcklokaler och ett ständigt intresse att fördjupa sina kunskaper gjorde att Keith gick den kurs i fågelflyttning som ges i Lund. Där blev han så doktorand med Staffan Bensch, molekylärbiolog, och Susanne Åkesson, fågelflyttningforskarer, som handledare.

Keith bekräftar som sagt att zonen med lägre beståndstäthet i södra Norrland sammanfaller med den zon där fyra egenskaper förändras successivt genom zonen och han kan också klarlägga zonen utsträckning. Det visade sig inte vara en zon med parallella gränser. Vid kusten var zonen bara någon mil bred men blev successivt bredare mot norska gränsen där den var flera tiotal mil bred. Keith undersökte om dålig miljö (biotop, klimat) kunde förklara att lövsångarnas låga täthet i zonen, men inga sådana faktorer kunde identifieras. Den förklaring man fastnade för bygger i stället på det faktum att nordliga lövsångare flyttar östligt och övervintrar i östra och södra Afrika medan de sydliga lövsångarna flyttar västlig till västra Afrika. De kontinentala svarthättorna fick stå modell. För dessa har man med experiment visat att hybrider från föräldrar med olika nedärvda flyttningsriktningar får en

riktning som ligger mitt emellan och därför flyttar till olämpliga miljöer med sämre överlevnad. Keith antar således att hybridlövsångare drabbas av samma fenomen. De hamnar någonstans mellan de östliga och västliga lövsångarnas övervintringsområden och där är förhållandena ogynnsamma med förhöjd dödlighet som följd. Indiciekedjan består således av att egenskaperna som förändras i nord-sydlig riktning genom hybridzonen är knutna till skillnaderna i flyttningsriktning. Det saknas dock fortfarande bevis. Visserligen har man visat att det sannolikt inte finns någon motvilja mot rasblandning vid parbildningen, men man kan inte utesluta att blandparen producerar färre ungar. Denna alternativa förklaring behandlas dock inte eftersom man helt enkelt inte har några data om ungodproduktion och ungodöverlevnad för hybrider jämfört med rena nordliga respektive sydliga par. Det verkar dock som om forskargruppen kommer att ta itu med denna och flera andra ännu inte lösta frågor i framtiden.

Eftersom Afrika spelar fundamental roll för lövsångarna försöker Keith ta reda på vad de sysslar med där under vintern och om det är några skillnader mellan nordliga och sydliga. Fjädrar som bildas i Afrika analyseras med hjälp av stabila isotoper, och skillnader i dessa isotoper kan indikera vilken biotop fåglarna vistats i och vilken föda de intagit. Stickprovet är dock litet, bara åtta nordliga och nio sydliga fåglar, och därför kunde man inte säkerställa några uppenbara skillnader mellan raserna. Redan tidigare hade man dock visat att raserna skiljer sig med avseende på isotopen kväve-femton ( $^{15}\text{N}$ ). Isotoperna visade att sju av individerna hade bytt antingen lokal eller diet under Afrikavistelsen, medan de övriga tio individerna hade vistats på samma lokal och ätit samma föda.

En studie går man mera i detalj in på frågan om individer av de olika raserna söker sig till varandra eller blandar sig utan åtskillnad. Det vore inte helt förvånande om det första gällde eftersom sydliga anländer till häckningslokalen före nordliga lövsångare. Det man gjorde var att revirkartera och fånga hanar och honor i ett trettiotal revir på en plats mitt i hybridzonen. Skillnaden mellan raserna i hanarnas ankomsttid visade sig vara nio dagar. För tjugo par lyckades man bestämma rastillhörigheten hos båda könen. Flyttningstypen bestämdes med hjälp av kväve-femton i handpennorna nummer ett och två. Det fanns ingen indikation på att lika sökte lika. Trots mer än en veckas skillnad i ankomsttid för hanarna bildade fåglar från de två raserna par med varandra utan åtskillnad. Lövsångaren skiljer sig därmed från svarthättan som på

europiska kontinenten har två bestånd med olika flyttvanor som på samma lokaler men inte blandar sig med varandra.

Avhandlingen öppnar många nya idéer inom studiet av sekundära hybridzoner och deras stabilitet och rörlighet. Och när lövsångarna är utsugna på kunskap så är det bara att ge sig i kast med gul-ärlorna som ju har ett otal sekundära hybridzoner hela vägen genom Palearktisk både i syd-nordlig och väst östlig riktning!

SÖREN SVENSSON  
*Biologiska institutionen, Lund*

Maja Tarka, 2012: **Evolutionary dynamics of migration and breeding in wild birds: genetic architecture, sexual conflicts and evolutionary constraints.** Filosofie doktorsavhandling, Biologiska institutionen, Lunds universitet. Maja.Tarka@biol.lu.se

För att fira sitt jubileum utgav Kvismare fågelstation 2011 boken *Fåglar, forskning och naturvård i Kvismaren under 50 år*. Hans Källander och jag ombads att bidra med ett kapitel om forskningsresultaten. Vi gick igenom det som redovisats i vetenskapliga uppsatser. Efter genomgången djävdes vi att ”utnämna Kvismare fågelstation till den vetenskapligt främsta bland de svenska stationerna, nämligen i kraft av det internationellt så framgångsrika trastsångarprojektet. Vid ingen annan fågelstation har det genomförts ett så stort sammanhållet projekt med sådant vetenskapligt djup och genomslagskraft, och det initierades av personer som var och fortfarande är aktiva vid stationen.” Rätt eller fel må diskuteras. Trastsångarprojektet har dock, alltsedan det startades 1983 av Staffan Bensch och Dennis Hasselquist, frambringat den ena doktorsavhandlingen efter den andra. Grundorsaken till de stora framgångarna är naturligtvis såväl långsiktigheten som omfattningen. Alltsedan starten har praktiskt taget varenda trastsångare varit ringmärkt, de flesta morfologiska egenskaper uppmätta, parrelationerna fastställda och varje individs häckningsresultat bestämt. Sedan 1987 har blodprover tagits med följd att varje individs genetiska egenskaper och dessas koppling till övriga egenskaper har kunnat studeras. Och 2012 var det Maja Tarka som steg upp ur dimmorna över Kvismarens gytjtiga vassar och lade fram sin avhandling i det akademiska ljuset.

Många av de egenskaper man har att göra med är kvantitativa, vilket innebär att de styrs av tiotals eller kanske hundratals olika gener. Att hitta

dessa gener och koppla deras gemensamma verkan på en viss egenskap är extremt svårt och komplicerat. Ofta är det svårt nog att ens identifiera var i arvsmassan som en egenskap har sin genetiska hemvist. Vinglängd är en sådan kvantitativ egenskap som har stor ekologisk betydelse och därför rimligen bör vara utsatt för betydande selektionstryck. I den aktuella avhandlingen har man lyckats identifiera platsen i kromosomen där generna för vinglängd finns. Och det är första gången man gjort detta hos en vild djurpopulation, och faktiskt första gången hos ryggradsdjur över huvudet taget.

Eftersom man känner till alla trastsångares ankomstdatum, vinglängd, stjärtlängd, vingform, kroppsstorlek och skullform samt deras inbördes släktskapsförhållanden kunde man undersöka om ankomstdatum var genetiskt kopplat till någon av de morfologiska egenskaperna. Dessa är nämligen fundamentala för hur bra en fågel klarar flyttningen, och ankomstdatum är ett av de bästa måtten på häckningsframgång eftersom man vet att ju tidigare datum, desto bättre framgång. De morfologiska egenskaperna ingår i något man kallar ”flyttningssyndromet”, en hypotes som säger att lång och spetsig vinge, liten kropp, kort stjärt och långsmal skalle är fördelaktiga för sådan långflyttning som trastsångarna genomför. Man visade att ankomstdatum är ärftligt, men fann dock inga genetiska kopplingar till de morfologiska egenskaperna, vilket innebär att ankomstdatum kan anpassas till miljöförändringar (klimat, födotillgång, mm.) utan att begränsas av morfologin. Detta kan vara en stor fördel i en föränderlig värld, t.ex. vid klimatförändringar. Men det visar samtidigt att flyttningssyndromet kanske inte gäller inom en art utan bara mellan arter, alltså bara mellan långflyttande arter och stannfåglar. I studien kunde man visa att det är samma gener som styr vinglängden hos hanar och honor. Men man visar också att selektionen arbetar för att ge hanarnas långa vingar och honorna korta vingar. Hanarna gynnas av långa vingar bl.a. för att hinna först till häckningsplatsen, vilket inte är riktigt lika viktigt för honorna som kan räkna med att bli parade även om de anländer litet senare till de promiskuöst parningsvilliga hanarna. Honorna missgynnas däremot av långa vingar; i den täta vassen är rörlighet och manöverförmåga och därför korta vingar det bästa. Här finns alltså en genetisk konflikt mellan könen. Denna konflikt innebär att det naturliga urvalet inte kan optimera vingländen för någondera könet utan båda får leva med den bästa kompromissen.

Den uppsats som nog mest attraherar vanliga ornitologer och flyttintresserade särskilt bygger på

trastsångare som försetts med så kallade geolokatorer, på svenska ofta kallade ljusloggar. En artikel om sådana finns i *Vår Fågelvärld* nr 4, 2012. En ljuslogg är en anordning som fästs på fågeln och som innehåller en klocka med datumfunktion, en ljussensor och ett minne, som registrerar datum och klockslag för dag och natt. Från detta kan man räkna ut fågelns position varje dag om man lyckas återfånga den och avläsa informationen när den återkommer efter vintervistelsen. Man satte ljusloggar på 35 hanar av trastsångare och fick tillbaka data från åtta individer för minst nio månader, dvs. för höstflyttning och vintervistelse, och för sex av dessa fick man med även vårflyttningen. För två individer kunde man bara registrera höstflyttningen eller del av den. Med mindre individuella avvikelser framkom följande mönster. Alla utom en flög öster om Alperna. De passerade sedan Medelhavet inom en relativt smal zon centrerad kring Italien. Flyttningen var mycket snabb och direkt och utan nämnvärda stopp. Flyttningen kunde gå i ett step över både Medelhavet och Sahara. Kortare rastningar förekom dock både före hoppet över denna barriär och vid södra Medelhavskusten före hoppet över Sahara. Övervintringsområdet var mycket stort trots att fåglarna alla kom från samma häckningsplats. Grovt kan man säga att hela västra halvan av Sahel och söder därom utgör potentiellt övervintringsområde; en individ höll till så långt söderut som i Kongobäcken från december till april, men en annan individ övervintrade mycket nordligt, ända vid Chad, där det är ökenartat. Gemensamt var också att de hade två olika platser där de vistades flera veckor till månader och flyttade en gång från den ena till den andra, vid den ena ruggade de och vid den andra stannade de till vårflyttningen. Avståndet mellan dessa platser var i medeltal c. 200 mil. Flyttningen från häckplats till ankomsten i Afrika gick som sagt snabbt och bestod av ett tiotal vilodagar och ungefär dubbelt så många flytt dagar med bara korta raster. Räknat enbart på de dagar då fåglarna bara flyttade utan att ta några längre raster (ungefär fem av dagarna) blev medelhastigheten nittio mil om dagen. Denna hastighet var densamma höst och vår, men på höstflyttningen tog fåglarna några extra rast dagar och några färre flytt dagar, varför totala flyttningen på hösten blev ungefär tio dagar längre än den månad

som vårflyttningen tog. Maja konstaterar att det vidsträckt övervintringsområdet för individer från en lokal population tyder på en uppseendeväckande brist på samstämmighet och föreslår att det kan bero på att Kvismarens population är så ung, etablerad för bara ungefär femtio år sedan, och kanske har skapats av invandrare från många olika populationer med olika övervintringsområden. Men detta vet vi inget om, och det finns för övrigt rätt lite hos andra arter av trastsångarens slag som tyder på att samma häckningsområde tenderar att medföra samma övervintringsområde annat än i mycket stor skala.

Att kunna genomföra denna typ av genetiska studier beror på att man har en så fantastisk kunskap om alla individers inbördes släktskapsförhållanden, och jag kan inte låta bli att citera det stycke i avhandlingen där detta underlag beskrivs. ”Vårt släkträd består av 550 registreringar med upp till sju generationer. Detta omfattar 210 moderskap, 214 faderskap, 92 helsyskon, 238 syskon på modersidan, 146 halvsyskon på modersidan, 277 syskon på faderssidan, 185 halvsyskon på faderssidan, 89 mormödrar, 80 morfäder, 99 farmödrar och 102 farfäder.” Imponerande. Maja jämför sina resultat med de från tio andra långtidsstudier av liknande slag. En av dessa studier är också svensk, nämligen Uppsala universitets projekt om halsbandsflugsnapparen på Gotland. Den omfattar nästan sju tusen individer med kända släktband, över tio tusen mätta och vägda fåglar och dubbelt så många generationer som trastsångarnas sju. Halsbandsflugsnapparna har också producerat den ena doktorsavhandlingen efter den andra. Båda dessa svenska studier visar vilka fantastiska möjligheter till studier av evolution och genetisk bakgrund till egenskaper och beteenden det finns om man känner fåglarnas släktskap långt bakåt i tiden och kontinuerligt registrerat deras fortplantning, morfologi och fysiologi samt tagit prover för genetiska analyser. Dessa databaser gör det möjligt för varje ny doktorand i projekten att redan från början ha en utgångspunkt som är helt enastående, och det är bara att hoppas att Kvismarens trastsångare kan studeras lika intensivt och kreativt i framtiden som hittills.

SÖREN SVENSSON



ANDERSSON, R. <b>Dräktvariation hos skärpiplärka <i>Anthus petrosus littoralis</i> och vattenpiplärka <i>Anthus spinoletta</i> i vinterdräkt.</b> <i>Plumage variation of Rock Pipit <i>Anthus petrosus littoralis</i> and Water Pipit <i>Anthus spinoletta</i> in winter plumage</i> .....	33
BARSHAP, Y., OTTOSSON, U., WALDENSTRÖM, J. & HULME, M. <b>Non-breeding ecology of the Whinchat <i>Saxicola rubetra</i> in Nigeria.</b> <i>Buskskvättans <i>Saxicola rubetra</i> ekologi under övervintring i Nigeria</i> .....	25
BENGTSSON, D. & LINDSTRÖM, Å. <b>Häckfågelfaunan i en sydsvensk ädellövskog under 40 år – revirkartering av Ottenby lund 1972–2011.</b> <i>The breeding bird community over 40 years in a rich broadleaved forest at Ottenby in southern Sweden</i> .....	93
DUDZIK, K., POLAKOWSKI, M., JANKOWIAK, L., DOBOSZ, R., BIELAK, E. & ALBRYCHT, M. <b>Incestuous broods of the Whooper Swan <i>Cygnus cygnus</i> in Poland.</b> <i>Häckning av syskonpar hos sångsvan <i>Cygnus cygnus</i> i Polen</i> .....	16
HJERNQUIST, M., HJERNQUIST, B. & HJERNQUIST, M.B. <b>Behaviour and survival of Common Guillemot <i>Uria aalge</i> chicks at departure from a nest site in the Baltic Sea.</b> <i>Beteenden och överlevnadschanser för sillgrissleungar <i>Uria aalge</i> i Östersjön när de lämnar sina boplatser</i> .....	3
KAMPE-PERSSON, H., BOIKO, D. & MORKŪNAS, J. <b>Distribution and numbers of moulting non-breeding Whooper Swans <i>Cygnus cygnus</i> in the Baltic States and South Sweden.</b> <i>Geografisk fördelning och antal av ruggande icke häckande sångsvanar <i>Cygnus cygnus</i> i Baltikum och Sydsverige</i> .....	127
LARSON, K.W. & KUNDISCH, S. <b>Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i> nesting in a juniper during a peak lemming year.</b> <i>Lövsångare <i>Phylloscopus trochilus</i> häckar uppe i en enbuske under ett lämmelår</i> .....	141
LERNER, H. & TUNÓN, H. <b>What knowledge is "jizz"?</b> <i>Vilken typ av kunskap menas med begreppet "jizz"?</i> ..	73
LINDSTRÖM, Å., BENSCH, S. & HEDENSTRÖM, A. <b>An exceptionally large Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>.</b> <i>En ovanligt stor lövsångare <i>Phylloscopus trochilus</i></i> .....	139
NILSSON, L. <b>Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters.</b> <i>Utbredning och antal av övervintrande havsänder i svenska utsjövatten</i> .....	39
NILSSON, L. & NILSSON, J. <b>Changes in numbers and distribution of breeding waterfowl in the Swedish mountain chain between 1972–1975 and 2009.</b> <i>Förändringar i antal och utbredning av häckande sjöfåglar i svenska fjällkedjan mellan 1972–1975 och 2009</i> .....	107
SCHÖLIN, K.-G. & KÄLLANDER, H. <b>A Blue Tit <i>Cyanistes caeruleus</i> population: its recent increase and breeding data.</b> <i>En blåspopulation under 60 år: dess sentida ökning samt häckningsdata</i> .....	19
STEDT, J. & LINDSTRÖM, Å. <b>Spring fuelling by arctic Dunlins <i>Calidris a. alpina</i> in the southern Baltic and the potential role of a changing climate.</b> <i>Fettupplagring under våren hos kärnsnäppa <i>Calidris a. alpina</i> i södra Östersjön och möjliga följder av en klimatändring</i> .....	80
SVENSSON, S. <b>Ornitologernas världskongress: 2010 i Brasilien, 2014 i Japan – kort referat och inbjudan.</b> <i>The International Ornithological Congress: 2010 in Brazil, 2014 in Japan – brief report and invitation</i> .....	61
TANSKANEN, A. <b>Impact on breeding birds of a semi-offshore island-based windmill park in Åland, Northern Baltic Sea.</b> <i>Effekten på den häckande fågelfaunan av en vindkraftspark på småöar på Åland, norra Östersjön</i> .....	9