

Ornis Svecica

Vol 18 No 1 2008



Ornis Svecica is indexed in BIOSIS, CSA/Ecology Abstracts, Zoological Record, and Elsevier Bibliographical Databases. Free access to abstracts in www.eurobirding.com.

ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att utgöra ett forum för primära forskningsrapporter, idéutbyte, debatt och brev rörande ornitologins alla områden. Bidrag som rör Europas fågelfauna prioriteras. Bidrag om generella frågor tas emot oberoend av ursprung. Vi vill särskilt uppmantra icke professionella ornitologer att sända in sina resultat och idéer men välkomnar givetvis bidrag från professionella forskare. Språket är svenska eller engelska med en utförlig sammanfattning på det andra språket.

ORNIS SVECICA is issued by the Swedish Ornithological Society. The aims and scope of the journal are to provide a forum for original research reports, communications, debate and letters concerning all fields ornithology. Contributions dealing with the European bird fauna are given priority. Contributions on general problems are considered independent of origin. We particularly encourage nonprofessional ornithologists to submit their results and ideas but of course welcome submissions from professional scientists. The language will be English or Swedish with a comprehensive summary in the other language.

Huvudredaktör och ansvarig utgivare *Editor-in-chief*

Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Epost: soren.svensson@zooekol.lu.se

Redaktörer *Editors*

Robert Ekblom, Erolutionsbiologiskt centrum,
Uppsala univ., Norrbyv. 18D, 752 36 Uppsala
Martin Green, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström,
Åke Lindström, Roland Sandberg,
Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Johan Lind, Zoologiska inst., Stockholms universitet,
106 91 Stockholm
Jonas Waldenström, Inst. f. biologi och miljövetenskap,
Högskolan i Kalmar, 391 82 Kalmar

Korrespondens *Correspondence*

Manuskript skall första gången sändas till huvudredaktören. Varje bidrag tilldelas en av redaktörerna. Utomstående bedömare kommer att utnyttjas när det behövs. Redaktören bestämmer om och i vilken form bidraget skall accepteras. Under denna process korresponderar författaren med redaktören.

Manuscripts when first submitted should be sent to the editor-in-chief. Each contribution will be given to one of the editors. External reviewers will be used if necessary. The editor decides whether and in what form to accept the paper. During this process the author(s) will correspond directly with the editor.

Prenumeration *Subscription*

Prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 260 SEK till svenska adresser och 310 SEK till utländska adresser. Denna avgift inkluderar ej medlemskap i SOF. Medlemsavgiften är 385 SEK (190 SEK för person under 21 år) till svenska adresser och 555 SEK (405 SEK) till utländska adresser. Medlemsavgiften inkluderar både ORNIS SVECICA och VÅR FÅGELVÄRLD.

Subscription to ORNIS SVECICA is 290 SEK to addresses abroad and 240 SEK to addresses in Sweden. This fee does not include membership. The membership fee is 530 SEK to addresses abroad (340 SEK for members younger than 21 years) and 360 SEK (160 SEK) to addresses within Sweden. This fee includes both ORNIS SVECICA and the more popular journal VÅR FÅGELVÄRLD.

Betala till plusgiro 19 94 99-5, Sveriges Ornitologiska Förening. Ange noga vad betalningen avser. Glöm inte namn och adress!

Pay to Swedish Giro Account 19 94 99-5, Swedish Ornithological Society, Stockholm or by bank cheque (no personal cheques). Indicate carefully what you are paying for and do not forget to include your name and address!

Adresser *Addresses*

Föreningens kontor *Office of the Society*: Sveriges Ornitologiska Förening, Stenhusa gård, 380 62 Mörbylånga.
Vår Fågelvärlds redaktion *Editor of Vår Fågelvärld*: Anders Wirdheim, Genvägen 4, S-302 40 Halmstad.
Ornis Svecicas redaktion *Editors of Ornis Svecica*: c/o Sören Svensson, Ekologihuset, S-223 62 Lund.

Ornis Svecica

Vol. 18, 2008

Huvudredaktör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

Redaktörer *Editors*
**Robert Ekblom, Martin Green, Dennis Hasselquist,
Anders Hedenström, Johan Lind, Åke Lindström,
Roland Sandberg, Jonas Waldenström**



~ SVERIGES ~
ORNITOLOGISKA
FÖRENING
~

Swedish Ornithological Society

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

Ortolansparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige

Distribution and habitat choice of the Ortolan Bunting Emberiza hortulana in Sweden

RICHARD OTTVALL, MARTIN GREEN, ÅKE LINDSTRÖM, SÖREN SVENSSON,
PER-ANDERS ESSEEN & LISELOTT MARKLUND

Abstract

The Swedish population of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* has decreased with about 80% since 1975. The breeding habitat has traditionally been linked to farmland, but Ortolan Buntings are also found on clear cuts. Combining data from the Swedish Bird Survey (1996–2006) with landscape data (Swedish CORINE), we investigated the relationship between occurrence of Ortolan Buntings and different land cover variables. At a landscape scale of 5×5 km², occurrence was positively correlated to the proportion of open cast mines, farmland, young forest, inland marshes and clear cuts south of 61°N. North of 61°N, the present population stronghold (~ 90%), occurrence was positively correlated to the proportion of farmland, clear cuts, coniferous forest, young

forest, mixed forest and inland marshes. At a local scale (within 400 m), abundance was highest where clear cut was the main habitat, but abundance was not higher on clear cuts close to than far away from farmland. We estimate the total population at 6300 (4000–8600) pairs with around 50–85% occurring on clear cuts.

Richard Ottvall, Martin Green, Åke Lindström & Sören Svensson, Ekologiska institutionen, Ekologihuset, Lunds universitet, 223 62 Lund
Per-Anders Esseen & Liselott Marklund, SLU, Institutionen för skoglig resurshållning, Skogsmarksgränd, 901 83 Umeå
Epost: richard.ottvall@zoekol.lu.se

Received 1 September 2007, Accepted 16 October 2007, Editor A. Brodin

Inledning

Jordbrukslandskapets fåglar har överlag minskat kraftigt i antal de senaste tre decennierna, både i Sverige (Wretenberg m.fl. 2006, 2007) och i Europa (Gregory m.fl. 2005). En av de största förlorarna är ortolansparven *Emberiza hortulana*. Efter en långvarig minskning återstår idag endast ca 20% av det svenska beståndet jämfört med populationsnivån i mitten av 1970-talet (Lindström & Svensson 2007). Ortolansparven minskade emellertid kraftigt i södra Sverige redan vid mitten av 1950-talet, men i slutet av 1960- och början av 1970-talet noterades en tillfällig uppgång (Stolt 1988, 1997). I det svenska inventeringsprogrammet med punktrutter har ortolansparven minskat med 4,9% per år under perioden 1975–2006. De standardiserade miljöövervakningsprogrammen i Falsterbo (sträckräkning) och på Ottenby (ringmärkning) visar på motsvarande kraftiga minskningar (Kjellén 2006, Lindström m.fl. 2007). I Finland minskade ortolansparven med 95% under perioden 1983–2005 (Väisänen 2006) och i Norge förekommer arten endast på ett fåtal lokaler (Dale & Hagen 1997). I

övriga Europa har ortolansparven likaledes uppvisat minskningar i flertalet länder (BirdLife International 2004).

Ortolansparven har försvunnit från stora delar av södra och mellersta Sveriges jordbruksbygd och finns idag framför allt längs Norrlandskusten (Stolt 1997, SOF 2002, Tjernberg & Svensson 2007). Det svenska beståndet uppskattades i mitten av 1990-talet till strax under 7000 par (Stolt 1997) och omkring år 2000 till maximalt 7000 par (Tjernberg & Svensson 2007). I Sverige förekommer arten i mosaikartade landskap med inslag av solexponerade, steniga backar med spridda träd, skogsbryn, åkerholmar och lövdungar (Stolt 1988). Ortolansparven påträffas också i anslutning till ruderatmark, på grus- och sandtag och på kalhyggen (Stolt 1994, Tjernberg & Svensson 2007). De viktigaste miljökomponenterna för de häckande ortolansparvarna tycks vara vegetationsfattiga markytor där födan finns (t.ex. trädor, körvägar och hållmarker) och exponerade sångplatser som trädkronor, ledningsträdar eller fristående buskar (Stolt 1988, Tjernberg & Svensson 2007). Det har föreslagits att marken helst ska vara mörk, såsom efter gräs-

bränning eller på gammal sjöbotten (Nævra 2002, Lindblom 2005). Studier av habitatval i Uppland visade att ortolansparvarna föredrog revir med rik variation av biotoper i ett småbrutet landskap (Berg i tryck). I samma studie observerades att små "habitatöar" med högre vegetation som låg insprängda i landskapet var betydelsefulla som boplatser. Det framgår emellertid av andra referenser att ortolansparvens bo även kan vara belägna på vallar eller vårsådda åkrar (Durango 1948, Johansson 2007).

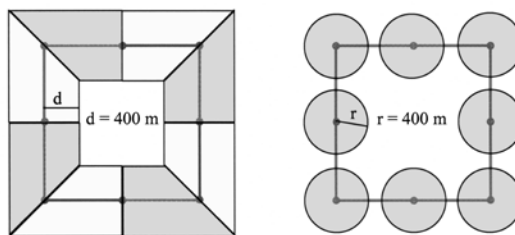
Jordbrukslandskapets arealminskning och omvandling till mer intensivt odlade stora fält med färre småbiotoper och igenvuxna åkerholmar anses vara huvudorsaken till ortolansparvens nedgång (Tjernberg & Svensson 2007). En finsk studie har nyligen funnit ytterligare stöd för denna hypotes (Vepsäläinen m.fl. 2005). En genomgång av medeltalet ringmärkta ungar i bon 1915–1980 kunde inte påvisa någon förändring i detta mått på häckningsframgång hos svenska ortolansparvar (Stolt 1993). Samtidigt är artens överlevnad under vintermånaderna till stor del okänd och konsekvenserna av en omfattande jakt i Frankrike under flyttningen är inte klarlagda (Stolt 1996).

Ortolansparven har varit en karaktärsfågel i jordbruksbygder, men i skogsdominerade landskap i mellersta delen av Norrlands kustland förekommer arten främst på kalhyggen (t.ex. Stolt 1994, Risberg 1997). En omfördelning av tyngdpunkten i förekomst från odlingslandskapet till kalhyggen skulle därför kunna kompensera för den vikande trenden på jordbruksmark i vissa regioner. För att analysera ortolansparvens förekomst och tätheter i olika habitat i Sverige har vi analyserat fågel- och landskapsdata från två av Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram: Svensk Fågeltaxering (Lindström & Svensson 2007) och Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (Esseen m.fl. 2006).

Material och metoder

Svensk Fågeltaxering

Inom Svensk Fågeltaxering övervakas de vanligare svenska fåglarnas populationsutveckling genom standardiserade inventeringar över hela Sverige (Lindström & Svensson 2007). Ett nytt inventeringsprogram, de s.k. standardrutterna, startade 1996. Tanken med detta program är att följa de svenska fåglarnas förekomst och populationsstorlekar i ett representativt urval av landskapstyper jämnt fördelat över landet. Drygt 700 ruttor har förutbestämda positioner över hela landet, på 25 km avstånd från varandra i både nord-sydlig och



Figur 1. Figurerna visar för vilka områden runt en standardrutt som habitatdata plockats fram (lokal skala). Vänster: Längs linjerna användes ett område ± 400 m runt linjen, med diagonala "snitt" i standardruttens hörn. Olika gråskala har använts för att tydliggöra respektive område. Höger: Runt punkterna användes en cirkel med 400 m radie.

Figures demonstrate the area around fixed routes from where habitat data were extracted (local scale). Left: Along transects an area of ± 400 m was used. Different grey scales clarify each area. Right: Around points a circle with 400 m radius was used.

väst-östlig riktning. En standardrutt är en 8 km lång kombinerad linje- och punktinventering (två oberoende inventeringar) i formen av en kvadrat (2×2 km; Figur 1) som inventeras en gång om året (maj–juli, beroende på läge i Sverige). I hörnen och mitt emellan hörnen ligger punkter där samtliga fåglar räknas under fem minuter. Mellan punkterna räknas alla fåglar man ser och hör medan man går långsamt (linjetaxering), ungefär 30–40 minuter per km. Inventeraren får avvika högst 200 m från linjen om hinder föreligger (vattendrag, odlade fält, branter, osv.). De senaste fyra åren har ungefär 400 ruttor inventerats årligen och till och med 2006 hade 714 av 716 ruttor inventerats minst en gång. Dessa inventeringar används till beräkningar av populationstrender för drygt hundralet svenska fågelarter, däribland ortolansparven.

Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS)

Syftet med NILS är att långsiktigt övervaka landskapets förändringar med fokus på hur dessa påverkar förutsättningarna för den biologiska mångfalden. Detta görs genom flygbildstolkning av en 5×5 km² ruta och fältundersökningar i en 1×1 km² ruta för ungefär 630 permanenta områden i Sverige (Esseen m.fl. 2006). NILS-rutorna är till stor del samlokaliserade med Svensk Fågeltaxerings standardruttor så att den 2×2 km långa rutten är placerad strax SV om NILS-rutans mitt. För 558 ruttor är det planerat att både fågel- och landskapsdata skall insamlas. Men det går redan idag att arbeta

med landskapsdata kring samtliga standardrutter. Även om NILS egna undersökningar ännu inte ligger färdiga för samkörning har man inom NILS sammanställt ett stort antal landskapsvariabler från tillgängliga GIS-databaser. Följande geografiska data ingår i databasen: naturtyper enligt blå kartan, SMD Svensk MarktäckeData (ca 60 klasser), skogliga data från kNN-Sverige (trädslagsvis fördelning av volym, ålder och höjd) samt GSD-höjddata. Sammanställningen av databasen har gjorts i flera etapper under perioden 2000–2003. Databasen finns i två versioner: den ena är gjord i ArcGIS 9.1 och innehåller GIS-skikt med möjlighet till att göra egendefinierade områden och den andra innehåller enbart tabeller där t.ex. arealer av olika landskapsklasser kan extraheras. Vi använde oss enbart av marktäckedata i den här uppsatsen.

Statistiska analyser

Vi har analyserat fågeldata på tre nivåer: dels på ruttnivå där samtliga observerade ortolansparvar längs med hela ruttan summerades, dels på punkterna och dels per kilometerlång linjesträcka. Data från samtliga år standardrutterna har ingått i programmet inkluderades, dvs. 1996–2006. Två standardrutter hade ännu inte inventerats och totalt analyserades därför 714 rutter.

Habitatdata analyserades på två skalor, dels från hela NILS-rutan "landskapsskala" som omfattar 5×5 km² och dels från en utskärning längs standardrutten "lokal skala" vilken var uppdelad på åtta linjesträckningar och en utskärning kring punkterna (Figur 1). Utskärningarna omfattar ±400 m från den tänkta linjen längs ruttan där varje kilometerlång linje täcker in en yta av 0,8 km² samt en cirkel kring punkten med radien 400 m (yta av 0,5 km²). På detta sätt räknar vi med att ha fått med habitat relevanta för de observerade fåglarna eftersom inventeraren får avvika max 200 m från linjen/punkten och de flesta fåglar sannolikt observeras inom 200 m från inventeraren. Sammanslagning av de åtta linjerna längs hela ruttan omfattar en areal av 6,4 km² jämfört med NILS-rutans 25 km².

Marktäckedata är uppdelade i ett stort antal klasser. Vissa för ortolansparven irrelevanta klasser plockades bort (t.ex. hamnområden) och följande habitat ingick i analyserna: hedmark (utom gräshed som ligger under klassen naturlig gräsmark), barrskog, lövskog, blandskog, grus- och sandtag, åkermark, betesmark, kalhygge, ungskog, limnogen vätmarker, landsortsbebyggelse, tätort och myrmark (Appendix 1). Hedmark förekommer främst i fjällen såsom fjällhed eller kalvfjäll. I genomsnitt

omfattade dessa habitat 86,0% av den totala arealen av NILS-rutan respektive 87,1% av standardrutternas utskärning på lokal skala (linjesträckningarna). Den övriga ytan bestod i genomsnitt främst av öppet vatten (sjö och hav). Två habitat som skulle kunna vara relevanta som häckningsbiotoper för ortolansparv är brandfält och områden med sparsam vegetation, men dessa habitat var alltför sällsynt representerat i materialet. Utifrån tidigare erfarenheter av studier av fåglar i odlingslandskapet (Benton m.fl. 2003, Berg i tryck) hade ett mått på landskapets sammansättning (heterogenitet) varit intressant att inkludera i analyserna, men en sådan analys låg utanför ramarna för vår studie.

Vår utgångspunkt var att använda landskapsskalan för att beskriva sambandet mellan förekomst och landskapets utseende kring standardrutterna. På landskapsskalan fanns flera par av habitater som var starkt eller måttligt korrelerade med varandra (Appendix 2): åkermark–betesmark (Pearson's korrelationskoefficient $r=0,70$; $P<0,0001$), landsortsbebyggelse–betesmark ($r=0,69$; $P<0,0001$), landsortsbebyggelse–åkermark ($r=0,64$; $P<0,0001$), hedmark–barrskog ($r=-0,55$; $P<0,0001$) samt kalhygge–barrskog ($r=0,54$; $P<0,0001$). I våra analyser valde vi att göra en sammanslagning av åker- och betesmark till habitatet jordbruksmark.

Det är känt att ortolansparvens häckningsförekomst, åtminstone i södra Sverige, till stor del är knuten till jordbruksmark (Stolt 1988). Då cirka 90% av landets areal av jordbruksmark finns söder om 61°N valde vi att göra analyser för "norra Sverige" respektive "södra Sverige" med latitud 61° som skiljegräns (jämför Wretenberg m.fl. 2006). Detta innebär att skiljelinjen går från norra Värmland, genom Dalarna till Gästrikland. För att analysera habitatpreferens på rutt- och landskapsnivå användes stegvis logistisk regression (forward stepwise selection) där vi tog hänsyn till att rutter inventerats vid flera olika tillfällen (år). Den beroende variabeln var därför en kvot som varierade mellan 0 och 1; antal år med observationer av ortolansparv på ruttan dividerat med antal år ruttan inventerats. Till exempel, för en rutt som inventerats fyra gånger och det då sågs ortolansparvar två av åren blir värdet 0,5. För en rutt som inventerats tio år, med ortolansparv observerad endast ett av åren blir värdet 0,1. De logistiska regressionerna utfördes i modulen PROC LOGISTIC i programmet SAS 8.2 (SAS Institute, Cary, NC, USA) med logitmodell och binomial felstruktur. P-värdet för att inkludera en variabel i modellen sattes till 0,05.

Analyser på landskapsskalan kan förklara hur ortolansparvens förekomst är relaterad till land-

skapets sammansättning. För att analysera ortolansparvens krav på häckningsbiotop undersökte vi också habitatsammansättning på den lokala skalan, dvs. på linje- och punktnivå. Data från punkterna användes för att beräkna relativa tätheter i olika habitat. Här använde vi punkterna istället för linjerna för att precisionen på fågelobservationer är högre och därmed bättre kan kopplas till ett visst habitat. För varje punkt bestämdes det dominerande habitatet kring punkten genom att välja det habitat med störst yta i cirkelutskärningen (400 m radie kring punkten). Punkter som var belägna nära variabeln sjö klassades med habitatet med den näst högsta ytan i de fall sjö var den variabel med störst yta. Med denna metodik var flertalet habitat någorlunda representerade i den proportion de förekommer i landskapet.

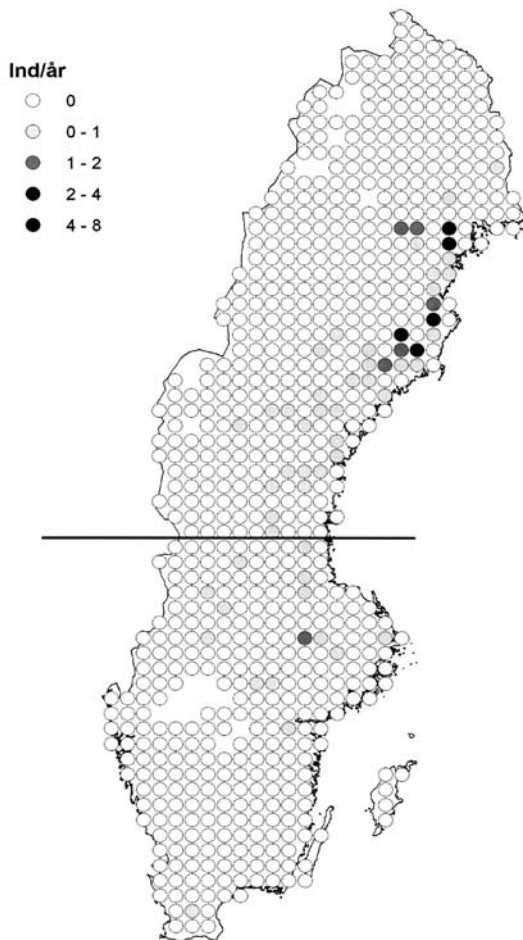
En nackdel med punkterna är att färre fågelindivider observeras jämfört med längs linjerna. Dessutom avsåg vi att undersöka hur det omgivande landskapet påverkade förekomst och tätheter i ett visst habitat. Vi jämförde därför linjerna dels inbördes med avseende på ortolansparvsförekomst och linjernas habitatsammansättning och dels med ett slumpartat stickprov av linjer utan förekomst (stickprovet erhöles från våra egna data från standardrutterna med modulen PROC SURVEYSELECT i SAS 8.2). Vidare uppskattades relativa tätheter i olika habitat och eventuella skillnader i täthet mellan habitat testades med t-test. Vi valde att begränsa analyserna till norra Sverige och till linjer med förekomst av ortolansparv (n=77).

Resultat

Ortolansparv har på linjetaxeringarna (punkträkningarna inte medräknade) under perioden 1996–2006 registrerats på 58 av de 714 inventerade standardrutterna (Figur 2). Arten påträffades på 14 rutter i södra Sverige och på 44 rutter i norra Sverige. Totalt observerades 212 individer med i genomsnitt 21 ortolansparvar (11–28 individer) per år. Enligt standardrutterna finns 92% av landets ortolansparvar i norra Sverige och endast 8% i södra Sverige. Tillsammans hyser Västerbottens (41,0%), Norrbottens (26,3%) och Västernorrlands län (12,6%) cirka 80% av landets ortolansparvar.

Landskapsskalan

Den genomsnittliga procentuella fördelningen av olika habitat på rutter med förekomst av ortolansparv respektive utan förekomst presenteras i Tabell 1 och 2 för norra respektive södra Sverige. De



Figur 2. Antalet ortolansparvar noterade på de svenska standardrutterna 1996–2006. Varje rutt som inventerats minst en gång är markerad med en cirkel. Antalet gånger en rutt inventerats varierar mellan 1 och 11. Det är medelantalet ortolansparvar noterade för dessa inventeringar som anges. Intervallen är lagda så att medelvärdet 1,00 faller inom intervallet "0–1" och medelvärdet 1,01 faller inom "1–2", osv. Den svarta linjen är dragen ungefär vid 61°N och markerar vår gräns mellan "södra" och "norra" Sverige.

The average number of Ortolan Buntings recorded per fixed route in Sweden 1996–2006. Each route censused at least once is marked with a circle. The number of censuses per route varies between 1 and 11, and the number given is the average for all censuses. The intervals are set so that an average of 1.00 birds pre route belongs to the class "0–1", and an average of 1.01 belongs to "1–2", etc. The black line is drawn at about 61°N and marks our border between "southern" and "northern" Sweden.

Tabell 1. Förekomstdata av ortolansparv i norra Sverige i relation till proportionen (här visad i %) av olika habitat. Analysen gjordes med stegvis logistisk regression på landskapsskalan. Tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. R² beskriver hur stor del av variationen som förklaras av respektive habitat i den ordning de gått in i modellen.

The occurrence of the Oortolan Bunting in northern Sweden in relation to the proportions (%) of various habitats. The analysis was performed with logistic regressions (forward stepwise selection) at the landscape scale. Sign in parenthesis shows direction of significant correlations. R² denotes the amount of the variation described by each habitat as they entered the model. See Appendix 1 for habitats.

*** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05; i.s. = icke-signifikant non-significant

Habitat	Förekomst (N=44) <i>Presence</i> Medel (range)	Icke-förekomst (N=381) <i>Absence</i> Medel (range)	Wald χ^2	R ²	Nagel- kerke R ²
Jordbruksmark	6,5 (0–31,6)	1,2 (0–16,5)	94,96*** (+)	6,2	15,1
Hygge	12,2 (2,2–30,2)	6,7 (0–26,5)	39,66***(+)	3,6	8,9
Landsort	0,34 (0–2,9)	0,15 (0–3,0)	15,46***(-)	3,4	5,9
Barrskog	45,7 (24,6–60,9)	32,8 (0–74,0)	25,67***(+)	0,7	3,0
Ungskog	12,1 (4,9–22,6)	8,8 (0–36,6)	13,79***(+)	1,1	2,6
Blandskog	7,8 (2,0–14,0)	5,6 (0–20,4)	11,12***(+)	0,9	1,9
Limnogen våtmark	0,13 (0–3,0)	0,12 (0–3,7)	6,04*(+)	0,3	0,7
Lövskog	2,8 (0,4–5,1)	7,4 (0–73,9)	i.s.		
Myrmark	6,1 (0,4–34,2)	12,9 (0–48,3)	i.s.		
Grus- och sandtag	0,07 (0–0,44)	0,03 (0–3,5)	i.s.		
Tätort	0,50 (0–4,3)	0,17 (0–11,6)	i.s.		
Hedmark	0	9,0 (0–89,8)	i.s.		

Tabell 2. Förekomsten av ortolansparv i södra Sverige i relation till proportionen (här visad i %) av olika habitat. Analysen gjordes med stegvis logistisk regression på landskapsskalan. Tecken inom parentes anger riktningen på signifikanta samband. R² beskriver hur stor del av variationen som förklaras av respektive habitat i den ordning de gått in i modellen.

The occurrence of Oortolan Bunting in southern Sweden in relation to the proportion (%) of various habitats. The analysis was performed with logistic regressions (forward stepwise selection) at the landscape scale. Sign within parentheses shows direction of significant correlations. R² denotes the amount of the variation described by each habitat as they entered the model. See Appendix 1 for habitats.

*** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05; i.s. = icke-signifikant non-significant

Habitat	Förekomst (N=14) <i>Presence</i> Medel (range)	Icke-förekomst (N=275) <i>Absence</i> Medel (range)	Wald χ^2	R ²	Nagel- kerke R ²
Grus- och sandtag	0,17 (0–2,0)	0 (0–2,1)	30,81***(+)	1,5	9,5
Jordbruksmark	33,3 (0–94,1)	17,3 (0–94,8)	21,84***(+)	0,6	4,0
Ungskog	8,8 (2,6–22,7)	6,8 (0–23,6)	12,04***(+)	1,0	6,2
Limnogen våtmarker	0,53 (0–3,4)	0,33 (0–7,8)	8,51**(+)	0,3	2,0
Hygge	8,6 (0–16,5)	8,7 (0–28,1)	4,66*(+)	0,3	1,8
Barrskog	27,7 (0,2–63,6)	37,9 (0–74,7)	i.s.		
Lövskog	3,8 (1,3–7,8)	4,9 (0–33,2)	i.s.		
Blandskog	3,9 (0–7,3)	5,5 (0–14,1)	i.s.		
Myrmark	2,4 (0–11,6)	3,0 (0–30,3)	i.s.		
Tätort	1,0 (0–3,6)	1,1 (0–22,0)	i.s.		
Landsort	0,69 (0–1,4)	0,62 (0–3,1)	i.s.		
Hedmark	0	0	i.s.		

logistiska regressionerna visade ett positivt samband mellan ortolansparvens förekomst och proportionen jordbruksmark, kalhygge, ungskog och limnoga våtmarker både i södra och norra Sverige. I norra delen av landet fanns positiva samband mellan förekomst och proportionen barrskog och blandskog. I södra Sverige fanns positivt samband mellan förekomst och proportionen grus- och sandtag. Negativt samband fanns mellan förekomst och proportionen landsortsbebyggelse i norra Sverige.

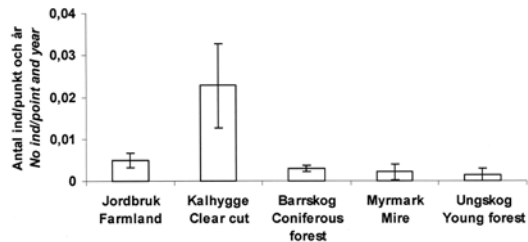
Av standardrutter i norra Sverige med förekomst av ortolansparv fanns åtminstone några hektar jordbruksmark på landskapsskalan på flertalet av rutterna. Så också på rutter där ortolansparvar hade observerats enbart på rena hyggeslinjer, dvs. linjesträckningar med enbart hygge och ingen jordbruksmark (se nedan). Nio rutter av 44 (20%) saknade emellertid jordbruksmark också på landskapsskalan.

Lokala skalan

Ortolansparv observerades på 47 av totalt 5426 inventerade punkter, varav 11 punkter är belägna i södra Sverige och 36 i norra Sverige. I genomsnitt har 8 ortolansparvar (5–18 individer) registrerats årligen på inventerade punkter. Det dominerande habitatet (variabel med störst yta i utskärningen kring punkten) fastställdes för samtliga punkter. I de 47 punkterna med observationer av ortolansparv dominerade barrskog vid 24 (en i södra Sverige), följt av kalhygge vid 11 (en i södra Sverige), jordbruksmark vid 9 (7 i södra Sverige), myrmark vid 2 (båda i södra Sverige) samt ungskog vid en punkt (i norra Sverige). Omräknat till tätheter (individer per punkt och år) baserat på samtliga punkter observerades flest ortolansparvar (0,023) vid punkter omgivna av kalhygge (Figur 3). Vid samtliga punkter belägna vid kalhygge saknades jordbruksmark i den utskurna cirkeln medan 4 punkter omgivna av barrskog också innehöll jordbruksmark.

Av 5484 undersökta kilometerlånga linjesträcker observerades ortolansparv på 97, varav 77 i norra och 20 i södra Sverige. På rutter med observationer av arten noterades i norra Sverige i genomsnitt 0,54 individer/km och år och i södra Sverige registrerades i genomsnitt 0,27 individer/km och år.

Även om ortolansparven ofta förekommer på hyggen finns naturligtvis möjligheten att fåglarna dessutom måste ha tillgång till närbelägen jordbruksmark. Vid en närmare genomgång visade det sig att i norra Sverige passerade 42 linjesträckningar (61%) med ortolansparv genom kalhygge som inte låg nära jordbruksmark. Detta kan jämföras



Figur 3. Relativa tätheter (där felstaplar anger standardfel) av ortolansparv i olika habitat vid standardrutternas punkt-räkningar.

Relative abundance with standard errors of Ortolan Buntings in different habitat from the point counts of the fixed routes.

med att 27 linjer innehöll både kalhyggen och jordbruksmark (39%). Ett slumpartat stickprov med 69 linjer plockades fram från standardrutter utan förekomst av ortolansparv som jämförelse. Stickprovet begränsades till norra Sverige och linjer fick inte innehålla hedmark för att minimera linjer från fjällen men skulle innehålla kalhygge. I stickprovet hade 10 hyggeslinjer också jordbruksmark (14%) medan 59 saknade jordbruksmark (86%). Detta antyder att ortolansparv oftare förekommer på hyggen om det finns jordbruksmark i närheten (G-test for independence; $G=10,99$; $df=1$; $P<0,001$). Endast tre linjer i norra Sverige med observerade ortolansparvar saknade kalhygge och låg nära jordbruksmark. Fem av de återstående 8 linjerna saknade både jordbruksmark och kalhygge men passerade genom barr- och ungskog. Längs de 42 rena hyggeslinjerna där det observerades ortolansparv och det fanns hyggen men inte jordbruksmark, observerades i genomsnitt 0,61 ortolansparvar/km och år. Längs de 27 linjerna med ortolansparv där det fanns både hyggen och jordbruksmark sågs i genomsnitt 0,45 individer/km och år. Dessa medelvärden var inte signifikant skilda åt (t-test; $df=67$; $t=1,25$; $P=0,22$). Det sågs alltså inte fler ortolansparvar på linjer där kalhygge låg i direkt anslutning till jordbruksmark jämfört med linjer där jordbruksmark saknades i närheten av kalhyggen.

Nationell populationsstorlek

Våra standardrutsdata gör det även möjligt att översiktligt uppskatta antalet häckande ortolansparvar i landet. Först beräknades det genomsnittliga antalet individer som setts per rutt och år utjämnat för hela Sverige (0,067: 95% konfidensintervall 0,043–0,092). Därefter beräknades antalet

individer som skulle observeras på ett år i fall alla 716 standardrutter inventerades (48: 31–66). Ett ”rimligt” antal par per km² uppskattades som att varje observerad fågel motsvarade ett par och att inventerarna beräknades upptäcka 75% av alla närvarande par inom 400m åt vardera hållet längs den 8 km långa linjen (6,4 km²). Skattningen av antalet par per km² (0,014) multiplicerades sedan med Sveriges yta (450 000 km²) för att erhålla antalet par i Sverige. Då togs ingen hänsyn till att delar av rutter faller bort på grund av sjöar och vattendrag eftersom inga fåglar häckar på själva klarvattenytorna. Med denna beräkningsmodell häckar 6300 (4000–8600) par ortolansparv i Sverige.

Diskussion

Denna studie stärker tidigare uppgifter om ortolansparvens nuvarande utbredning i Sverige, med tyngdpunkt i norra Norrlands kustland och sparsam förekomst i Mellansverige (Stolt 1994, Stolt 1997, Svensson m.fl. 1999, Tjernberg & Svensson 2007). Arten förekom i våra data visserligen även på några få andra platser, men några av dessa fåglar, t.ex. på enstaka standardrutter i Skåne och Östergötland, utgjordes sannolikt av flyttande individer. Men i stort bör våra data ge en mycket representativ bild av artens förekomst i landet. Bilden är samstämmig med den som återges i Stolt (1997), men i jämförelse med SOF (2002) har utbredningsområdet minskat något, med lägre tätheter i norra Norrbotten och Mellansverige.

Både punkt- och linjeräkningarna på standardrutterna antyder att de fåtaliga ortolansparvarna i södra delen av landet främst påträffas på jordbruksmark. I Norrland däremot observeras ortolansparvarna till stor del på eller i anslutning till kalhyggen. Men även i norra Sverige finns ortolansparven i jordbrukslandskapet. Det är dessutom mer sannolikt att observera ortolansparv på hyggen i Norrland om jordbruksmark finns i närheten. I Norge finns idag merparten av de norska ortolansparvarna på brandfält och torvmossar, men då alltid i nära anslutning till jordbruksmark (Dale 2000, Dale & Olsen 2002). Med radiosändarteknik har man visat att dessa ortolansparvar väljer boplats på de torrare markerna på brandfält och mossar, men till stor del födosöker i jordbruksmark, i vissa fall närmare 3 km bort (Dale & Olsen 2002). I vår analys påträffades en del ”hyggesortolansparvar” i nära anslutning till jordbruksmark, men längs merparten av linjerna (ca 55%) i norra Sverige saknades jordbruksmark i ruttens omedelbara närhet. Det har å andra sidan föreslagits att kalhyggen är den enda biotop

där ortolansparvarna inte behöver jordbruksmark i dess absoluta närhet, utan kalhyggen erbjuder både lämpliga boplatser och födosöksområden (Nævre 2002).

Några signifikanta samband mellan ortolansparvsförekomst och proportion av ett visst habitat behöver diskuteras, t.ex. att artens förekomst delvis förklaras av proportionen ungskog och barrskog. Risberg (1997) fann t.ex. inga ortolansparvar i ungskog >1,3 m höjd. Resultatet av de logistiska regressionerna skall värderas med viss försiktighet, särskilt i södra Sverige där rutter med förekomst av ortolansparv var fåtaliga. Ett generellt problem med våra habitatdata är att de inte alltid är oberoende av varandra. I vår analys var proportionen kalhygge måttligt korrelerat med proportionen ungskog och barrskog, dvs. ju mer barrskog i landskapet desto större mängd kalhygge och ungskog. Även om vi inte tror att ortolansparven häckar i barrskog ligger ofta de kalhyggen arten föredrar i ett barrskogsdominerat landskap. Dessutom är successionsstadierna kalhygge och ungskog relativt kortlivade och ett kalhygge övergår i en ungskog inom 5–10 år. Vidare insamlades arealuppgifterna inom SMD från varje standardrutt under ett år medan fågeldata ofta insamlades under flera år. Därmed sammanfaller inte alla registreringar av ortolansparv och marktäckedata tidsmässigt. En annan felkälla är landskapsklassningen inom SMD där olika klasser sammanblandas i viss utsträckning (Rost & Ahlcrone 2004). Barrskog och kalhygge har generellt en bra noggrannhet medan ungskog har en betydligt lägre noggrannhet. Därför sammanblandas t.ex. ungskog och hygge till stor del med varandra. Hur dessa olika felkällor påverkar våra analyser är svårbedömt, men den övergripande bilden av ortolansparvens förekomst i landskapet torde vara riktig.

Vår beräkning av den nationella populationsstorleken av ortolansparv på 4000–8600 par är visserligen en grov skattning, men å andra sidan är stickprovet jämt fördelat över hela landet och dessutom med likvärdig metodik. Detta gör vår skattning till ett värdefullt komplement till andra beräkningar baserade på lokala inventeringar och extrapoleringar från habitatdata. Den osäkraste faktorn i vår beräkning är rimligen artens upptäckbarhet. En studie vid Kvismaren fann att sannolikheten att under en revirkartering vid ett besök registrera en sjungande ortolansparv var 75% (Runesson & Jönsson 1987). Enligt Dale & Hagen (1997) observerades ca 80% av samtliga närvarande parade hannar vid en linjetaxering (ett besök) på torvmossar i södra Norge, även relativt sent på häckningssäsongen och ungefär vid den tidpunkt då flertalet standard-

rutter i norra Sverige inventeras. De båda studierna indikerar att en relativt hög andel av befintliga revirhävande hannar påträffas vid ett enda besök, vilket är standardruttsmetodik. Ortolansparvsrevir förekommer ofta aggregerat vilket kan försvåra bedömningen av antalet sjungande individer (Berg i tryck, Vepsäläinen m.fl. 2007). Detta är nog ett mindre problem på standardrutterna där registreringar av arten oftast görs med 1–2 individer längs ruten och vid endast 21 inventeringstillfällen har 3–6 ortolansparvar observerats längs en standardrutt. Vid inventering av standardrutter är det oftast sjungande hannar som registreras, men hur långt dessa kan höras är mer oklart. Om upptäckbarheten längs standardruttslinjen (± 400 m) är minst 75% av samtliga revir enligt referenserna ovan, motsvarar detta 6300 par i Sverige. Men om hälften av alla befintliga revir/par inom 400 m från standardruttslinjen registreras vid ett besök motsvarar detta ett nationellt bestånd av 9500 par. Vår beräkning antyder att den senaste nationella skattningen på 2000–7000 par (Tjernberg & Svensson 2007) ligger något lågt, men vår ”rimliga siffra” på 6300 par, hamnar ändå inom intervallet för den tidigare skattningen.

Med den här analysen kan vi göra en grov uppskattning av hur många av landets ortolansparvar som förekommer på kalhyggen. Punkträkningar på standardrutterna antyder att de högsta tätheterna påträffas på kalhyggen (Figur 3). Då drygt hälften av antalet i genomsnitt observerade ortolansparvar per standardruttskilometer i Norrland registrerades längs rena hyggeslinjer bör åtminstone hälften av ortolansparvarna finnas i den biotopen. Rimligtvis är den andelen ännu högre då en del linjer med både hyggen och jordbruksmark sannolikt består av individer som häckar på kalhyggen. Om samtliga ortolansparvar som påträffas på linjer med hyggesförekomst häckar på kalhyggen kan omkring 85% av landets ortolansparvar vara kalhyggeshäckare. Redan Stolt (1994) rangordnade kalhyggen som den främsta biotopen för ortolansparv eftersom rapporter från Norrland antydde att flertalet av landets ortolansparvar förekom i denna biotop.

Vi hoppas att denna uppsats uppmuntrar till vidare studier kring ortolansparvens habitatval i de norrländska skogslandskapen. Det vore intressant att studera vilka typer av kalhyggen som attraherar arten (Nævera 2002, Lindblom 2005). Vi kan konstatera att omedelbar närhet till jordbruksmark inte är nödvändigt. Däremot ökar sannolikheten att registrera ortolansparv på hyggen i Norrland om jordbruksmark finns i närheten. Tidigare studier på törnskata indikerar att bopredationen är avsevärt

lägre på hyggen jämfört med i betesmarker, sannolikt p.g.a. lägre tätheter av bopredatorer på hyggen (Söderström 1996, 1998). Av största vikt vore att undersöka ortolansparvens häckningsframgång på hyggen respektive i jordbruksmark för att kunna bedöma huruvida kalhyggen kan bidra till en positiv populationsutveckling och därmed artens överlevnad i Sverige.

Tack

Vi vill rikta ett stort och hjärtligt tack till alla standardruttsinventerare utan vars idoga arbete denna analys vore omöjlig. Tack också till Åke Berg, Jonas Grahn och Adriaan de Jong för konstruktiva synpunkter på tidigare versioner av manuskriptet. Bengt-Olov Stolt bidrog med referensmaterial och kommentarer kring ortolansparvens ekologi. Svensk Fågeltaxering och Nationell Inventering av Landskapet i Sverige stöds båda ekonomiskt av Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram.

Referenser

- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Berg, Å. Habitat selection and reproductive success of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* in print.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Dale, S. 2000. The importance of farmland for Ortolan Buntings nesting on raised peat bogs. *Ornis Fenn.* 77: 17–25.
- Dale, S. & Hagen, Ö. 1997. Population size, distribution and habitat selection of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 20: 93–103.
- Dale, S. & Olsen, B.F.G. 2002. Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. *J. Ornithol.* 143: 133–144.
- Durango, S. 1948. Notes sur la reproduction Bruant ortolan en Suède. *Alauda* 16: 1–20.
- Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ståhl, G. & Sundquist, S. 2006. *Fältinstruktion för Nationell Inventering av landskapet i Sverige NILS. År 2006*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshållning och geomatik, Umeå.
- Gregory, R., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 269–288.
- Johansson, A. 2007. Om ortolansparvens tillbakagång. *Fåglar i Medelpad* 30: 13.
- Kjellén, N. 2006. Sträckfågelräkningar vid Falsterbo hösten 2005. *Fåglar i Skåne* 2005: 7–44.
- Lindblom, H. 2005. Undersök förekomsten av ortolansparv!

- Har den minskat även i Medelpad? *Fåglar i Medelpad* 28: 4–10.
- Lindström, Å., Andersson, A., Eriksson, A. & Waldenström, J. 2007. *Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 2006*. Rapport, Ottenby fågelstation, 40 pp.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2007. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006*. Ekologiska institutionen. Lunds universitet.
- Nævra, A. 2002. Hortulanens skjebnetime. *Vår Fuglefauna* 25(2): 62–81.
- Risberg, B. 1997. Revirtäthet och artdiversitet bland fåglar häckande i Ångermanlands skogsmark. *Ornis Svecica* 7: 97–106.
- Rost, T. & Ahlcrona, E. 2004. *Tematisk noggrannhet i Svenska Marktäckedata*. Dokument, Lantmäteriet.
- Runesson, B. & Jönsson, K. 1987. Inventering av ortolan- och gulsparv vid Kvismaren 1965–86. *Fåglar i Kvismaren* 2: 2–12.
- SOF. 2002. *Sveriges Fåglar*. 3:e uppl. Stockholm.
- Stolt, B.-O. 1988. Ortolanparv *Emberiza hortulana* L. I: Andersson, S. (ed.). *Fåglar i jordbrukslandskapet*. Vår Fågelvärld, Suppl. No. 12.
- Stolt, B.-O. 1993. Notes on reproduction in a declining population of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. *J. Ornithol.* 134: 59–68.
- Stolt, B.-O. 1994. Current changes in abundance, distribution and habitat of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden. Pp. 41–53 i *I. Ortolan-Symp. Wien, 1992* (Steiner, H.M., ed.).
- Stolt, B.-O. 1996. Ortolanparven jagas i Frankrike. *Fauna och flora* 91: 31–33.
- Stolt, B.-O. 1997. The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* L. in Sweden – migration and abundance. Pp. 101–111 i *II. Ortolan-Symp. Westfalen 1996* (von Bülow, B., ed.).
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, suppl. 31, Stockholm.
- Söderström, B. 1996. Törnskatornas biologi – en rapport från andra internationella konferensen om törnskator i Eilat. *Vår Fågelvärld* 55: 24–25.
- Söderström, B. 1998. The effect of breeding habitat and nest site choice on Red-backed shrike *Lanius collurio* reproductive success: a comparison of clearcuts and grasslands. Pp. 74–75 i *Shrikes of the world II – conservation implementation* (Yosef, R. & Lohrer, F. E., eds.). Eilat: I.B.C.E.
- Tjernberg, M. & Svensson, M. (Red.). 2007. *Artfakta. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2005. Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 42: 91–107.
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. 2007. The importance of breeding groups for territory occupancy in a declining population of a farmland passerine bird. *Ann. Zool. Fenn.* 44: 8–19.
- 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. *J. Appl. Ecol.* 43:1110–1120.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., & Pärt, T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.
- Väisänen, R. A. 2006. Maalinnuston kannanvaihtelut Etäläja Pohjois-Suomessa 1983–2005. *Linnut vuosikirja 2005*: 83–98.

Summary

Farmland birds have suffered severe population declines, not only in Sweden (Wretenberg et al. 2006, 2007), but also in several other European countries (BirdLife 2004, Gregory et al. 2005). The Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* is one of the species showing the largest decline. In Sweden only 20% of the population level in the early 1970s remains (Lindström & Svensson 2007).

The Ortolan Bunting has disappeared from most parts of southern Sweden and occurs mainly near the coast of northern Sweden (Stolt 1997, SOF 2002, Tjernberg & Svensson 2007). The national population has been estimated at a maximum of 7000 pairs (Stolt 1997, Tjernberg & Svensson 2007). The species prefers a heterogeneous structure with various habitat elements, such as field islets, shrubby edges and airborne wires (Stolt 1988, Berg in print). Typically, Ortolan Bunting territories contain patches of bare ground, and it has been suggested that dark ground is particularly attractive (Nævra 2002, Lindblom 2005). Field islets might be used for nest sites, but other references suggest that nests often are found on grassland or spring sown crops (Durango 1948, Johansson 2007).

In northern Sweden the Ortolan Bunting often occurs on clear cuts (Stolt 1994, Risberg 1997). It is possible that clear cuts offer better breeding opportunities than farmland and could compensate for the negative trend elsewhere. To analyse the occurrence and abundance of the Ortolan Bunting in different habitats in Sweden we used bird monitoring data (The Swedish Bird Survey; Lindström & Svensson 2007) and landscape data (The National Survey of Swedish Landscapes; Esseen et al. 2006).

Material and methods

The Swedish Bird Survey

Since 1996, the Swedish Bird Survey (Lindström & Svensson 2007) operates a scheme with 716 fixed routes systematically distributed over all Sweden, 25 km apart in both N–S and W–E direction. The systematic distribution ensures representative coverage of all widespread habitats. A fixed route consists of 8 km line transect, formed as a 2×2 km square with a 5 minute point count every full km (Figure 1). The route is walked at a speed of ca 40

minutes per km, starting at 4 am. All birds seen or heard are recorded. The observer may deviate 200 m from the transect or point, but outside this distance counting is suspended. Census date varies between late May and early July depending on latitude. About 400 routes are counted annually and 714 of the 716 routes had been surveyed at least once through 2006.

The National Survey of Swedish Landscapes (NILS)

NILS is a nationwide environmental protection program that monitors conditions and biodiversity of the Swedish landscape. A sample of 630 permanent plots (5×5 km) is surveyed every five years, of which 558 overlap with fixed routes from the bird monitoring scheme (Figure 1). The NILS plots are monitored by aerial photo interpretation but within a kilometre square (1×1 km) a more detailed interpretation is carried out in the field. The programme started in 2003 and the collected data are yet not available for analyses. However, within NILS a database consisting of landscape data from various sources have been compiled. For example, landscape data from SMD (Swedish CORINE) is available from this database.

Statistical analyses

We used bird data from 714 fixed routes collected in 1996–2006. The data were analysed at three levels: (1) routes, with all records included, (2) points, and (3) individual 1 km line transect sections.

Habitat data were analysed at two scales: (1) landscape (5×5 km plots) and (2) local (either a circle with 400 m radius around each point or a polygon (±400 m) along each km of the line transect (Figure 1). A distance of 400 m includes the relevant habitats for the Ortolan Buntings as the observer may deviate 200 m from the circle or transect and most birds are probably counted within 200 m. Each km of the line transect covers an area of 0.8 km² and the circle contains an area of 0.5 km². The 8 km long route covers in total an area of 6.4 km² compared to 25 km² covered at landscape scale.

The Swedish CORINE land cover data consists of 60 classes. We removed the ones we considered irrelevant and used the following variables: moorland (occurs mainly in the alpine region), coniferous forest, deciduous forest, mixed forest, open cast mine, arable land, pasture, clear cut, young forest, inland marsh, rural settlement, urban and suburban settlement and mire (Appendix 1). On average, these habitats together covered 86.0% of a NILS

plot (5×5 km) and 87.1% of the polygons along the fixed routes. The remaining part was mainly open water. Two classes potentially relevant as breeding habitat for Ortolan Buntings were burnt areas and sparsely vegetated areas, but these habitats were too sparsely represented in the data set to be included in the analyses. Landscape heterogeneity was not considered in this study. Several habitats were strongly or moderately correlated at the landscape scale (Appendix 2): arable land–pasture (Pearson correlation coefficient $r=0.70$; $P<0.0001$), rural settlement–pasture ($r=0.69$; $P<0.0001$), rural settlement–arable land ($r=0.64$; $P<0.0001$), moorland–coniferous forest ($r=-0.55$; $P<0.0001$) and clear cut–coniferous forest ($r=0.54$; $P<0.0001$). We combined arable land and pasture to a new habitat called farmland.

As 90% of all farmland in Sweden is found south of 61°N, we analysed northern and southern Sweden separately (as did Wretenberg et al. 2006). To analyse the relationship between occurrence of the Ortolan Bunting and habitat composition at the landscape scale we used logistic regression (forward stepwise selection) where we accounted for the difference in number of survey years. The dependent variable was a ratio between 0 and 1: number of years with observations of Ortolan Buntings divided by number of years the route was surveyed. We used PROC LOGISTIC in SAS 8.2 (SAS Institute, Cary, NC, USA) with logit model and binomial error distribution. P-value to include a variable in the model was set to 0.05. To analyse breeding habitat preference, we investigated habitat composition at the local scale. Point count data were used to calculate relative densities in different habitats. The habitat with largest area within 400 m radius was selected as the main habitat for each particular point. Points near open water were classified to the habitat with the second largest area if water was the variable with largest area.

Line transects were analysed only in northern Sweden and restricted to line sections with occurrence of Ortolan Buntings ($n=77$). Occurrence and abundance of Ortolan Buntings on these sections in relation to habitats were compared with each other and with a random sample of line sections with no observations of birds (this subset was obtained from our own data by the procedure SURVEYSELECT in SAS 8.2).

Results

Ortolan Buntings were observed on 58 fixed routes, point counts not included (Figure 2), 14 routes in

southern and 44 routes in northern Sweden. In total, 212 individuals were registered with a yearly average of 21 (11–28). We estimate that 92% of the Ortolan Buntings breed in northern Sweden and only 8% in southern Sweden.

The landscape scale

The average proportions of different habitats on routes with presence and absence of Ortolan Buntings are presented in Table 1 and 2 for northern and southern Sweden respectively. The logistic regressions demonstrated that the occurrence of the Ortolan Bunting was positively related to the proportion of arable land, clear cuts, young forest and inland marshes in both southern and northern Sweden. However, 9 fixed routes out of 44 in northern Sweden contained no farmland at the landscape scale (5×5 km). In northern Sweden there were positive relationships between occurrence and proportion of coniferous forest and mixed forest in the landscape. In southern Sweden there was a positive relationship between occurrence and the proportion of open cast mines. A negative relationship between occurrence and proportion of rural settlement was observed in northern Sweden.

The local scale

Ortolan Buntings were observed at 47 of 5426 surveyed points, 11 in southern and 36 in northern Sweden. On average, 8 Ortolan Buntings (5–18 individuals) were recorded annually on the points. Among the 47 points with presence of Ortolan Buntings, coniferous forest was the main habitat in 24 (one in southern Sweden), clear cut in 11 (one in southern Sweden), farmland in 9 (7 in southern Sweden), mire in 2 (both in southern Sweden) and young forest in one (in northern Sweden). Recalculated to relative densities (individuals/point and year) based on all points, most Ortolan Buntings (0.023) were observed on clear cuts (Figure 3). No point located in clear cuts contained farmland, and 4 points in coniferous forest also contained farmland.

Ortolan Buntings were observed on 97 of 5484 one km line sections, 20 in southern and 77 in northern Sweden. On routes with observations of the species, 0.27 individuals/km and year were observed in southern and 0.54 individuals/km and year in northern Sweden.

Although Ortolan Buntings often occur on clear cuts, it could well be that the birds also need farmland nearby. We observed that 42 line sections

(61%) with presence of Ortolan Buntings in northern Sweden contained clear cuts but no farmland. This can be compared with 27 line sections which contained both clear cuts and farmland (39%). We obtained a random sample with 69 line sections with no observed Ortolan Buntings from our fixed routes for comparison. The random sample was limited to northern Sweden and each line section was obliged to contain clear cuts but no moor land to minimise sections in the alpine region. In the random sample, 10 line sections contained farmland (14%) and 59 had no farmland (86%). The comparison suggests that Ortolan Buntings are more likely to occur on clear cuts if there is farmland nearby (G-test for independence; $G=10.99$; $df=1$; $P<0.001$). Only three line sections had no clear cuts but contained farmland. The other five sections contained neither farmland nor clear cuts but coniferous and young forest. In the 42 line sections with clear cuts but no farmland 0.61 Ortolan Buntings were observed/km and year. Along the 27 sections with both farmland and clear cuts 0.45 Ortolan Buntings were observed/km and year. The means were not significantly different (t-test; $df=67$; $t=1.25$; $P=0.22$).

Population size in Sweden

We first calculated the average number of individuals observed per route and year on a national basis (0.067; 95% confidence interval 0.043–0.092). The next step was to calculate the number of individuals that would be observed in a year if all 716 fixed routes were surveyed (48; 31–66). We estimated a likely value of the number of pairs/km² assuming that each observed bird corresponded to a pair and that counting persons observed 75% of all pairs within ±400 from the 8 km line transect (6.4 km²). The estimate of the number of pairs/km² (0.014) was multiplied with the total area of Sweden (450,000 km²), thus not accounting for the area of open water, to get a national population estimation. With this calculation 6300 (4000–8600) pairs of Ortolan Buntings were estimated to breed in Sweden.

Discussion

Our study confirms previous references on the distribution of the Ortolan Bunting in Sweden (Stolt 1994, 1997, Svensson et al. 1999, Tjernberg & Svensson 2007) and should present a representative picture of the occurrence of the Ortolan Bunting in the country.

Point counts and line transect data suggest that in southern Sweden Ortolan Buntings are found mainly in farmland. In northern Sweden the majority of individuals were observed on or near clear cuts, even though farmland is also of importance. It was more likely to observe Ortolan Buntings on clear cuts when farmland was available nearby. Still, in 55% of the line sections in northern Sweden containing clear cuts, there was no adjacent farmland. It has also been suggested that clear cuts is the only habitat where Ortolan Buntings can find both suitable nest sites and feeding areas outside farmland habitats (Nævra 2002). In Norway, by using radio transmitters, it was shown that Ortolan Buntings bred on burned areas but were mainly foraging in farmland habitats nearby, up to distances of 3 km (Dale & Olsen 2002).

The results of the logistic regressions should be treated with some caution. Our habitat data suffer to some extent from colinearity which could explain significant relationships between occurrence and proportion of young forest and coniferous forests in northern Sweden. Risberg (1997), for example, found no Ortolan Buntings in young forest >1.3 m high. A clear cut is a rather short lived habitat and grows into a young forest within 5–10 years. Moreover, while bird data on most fixed routes have been collected during several years, the CORINE landscape data were collected from each route in one year only. A further source of error is that the classification of landscape classes is not perfect and, for example, young forest stands and clear cuts are quite often mixed up (Rost & Ahlcrona 2004).

Our estimate of the national population size to 6300 (4000–8600) pairs may be somewhat rough,

but the sample counts are evenly distributed over the country and collected with a standardised method. An uncertain factor is detection probability. This has been found to be 75–80% for singing males (Runesson & Jönsson 1987, Dale & Hagen 1987). Ortolan Buntings often occur aggregated which may lead to underestimation of numbers (Vep-säläinen et al. 2007, Berg in print). This is probably a minor problem in our case where 3–6 individuals were registered on only 21 routes. If only 50% of the males were detected within 400 m from the line transect instead of 75% as in our calculations, the estimate of the national population size would be 9500 instead of 6300 pairs.

We can make a rough estimate of the proportion of Ortolan Buntings occurring on clear cuts. The point counts indicated that the highest densities were found on clear cuts (Figure 3). More than 50% the line transect records in northern Sweden was on sections with clear cuts but no farmland. Assuming that all Ortolan Buntings observed on sections containing clear cuts, with or without farmland, also breed on the clear cuts, about 85% of the birds would be “clear cut breeders”. It is yet not known which types of clear cuts that Ortolan Buntings prefer (Nævra 2002, Lindblom 2005). A study on Red-backed Shrike *Lanius collurio* suggests that nest predation is lower on clear cuts compared to pasture (Söderström 1996, 1998). It is of great importance to study the breeding success of Ortolan Buntings on clear cuts and farmland to evaluate if clear cuts can contribute to a reversion of the negative population trend and thus increase the long-term survival prospects of the species in Sweden.

Appendix 1. Definitioner av de olika habitatklasserna i Svenska Marktäckedata (dokument från Lantmäteriet).
Descriptions of various land cover classes from the Swedish CORINE used in the analyses.

Landskapsklass <i>Land use</i>	Definition och förtydligande <i>Definition</i>
Tätort <i>Urban and suburban settlement</i>	Sammanslagning av orter med mer eller mindre än 200 invånare (klasserna 1.1.2.1 och 1.1.2.2). Bebyggelse där mellan 30 och 80% utgörs av artificiella hårdlagda ytor och med varierande mängd grönska.
Landsortsbebyggelse <i>Rural settlement</i>	Grupper av eller enstaka hus, gårdar med tomtmark och trädgårdar som ligger utanför småort och tätort och där mellan 30 och 80% utgörs av artificiella hårdlagda ytor.
Grus- och sandtag <i>Open cast mine</i>	Områden där uttag sker av grus och sand med tillhörande byggnader, industrier, vägar och dylikt. Om extraktionsplatsen är täckt av vegetation ingår den ej i klassen. Vattenfylld grus- och sandtag ingår i klassen ”sjöar och dammar”.
Åkermark <i>Arable land</i>	Odlingar av spannmål, oljeväxter, rotfrukter och köksväxter samt betes- och slåttervallar som ingår i rotationsbruk, gamla åkrar och energiskog.
Betesmark <i>Pasture</i>	Gräsmark som används för eller har använts för bete eller slåtter och inte ingår i rotationsbruk. Träd eller buskar täcker <30% av ytan.
Löv- och barrskog <i>Deciduous and coniferous forest</i>	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav 75% av krontäckningen utgörs av löv- respektive barrträd. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Blandskog <i>Mixed forest</i>	Trädbeklädda områden med en total krontäckning på >30%, varav varken löv- eller barrträd utgör 75% av krontäckningen. Trädhöjd är >5m med undantag av naturligt lågvuxen skog där lägre höjd tillåts.
Hedmark <i>Moor</i>	Vegetation med låg och sluten växtlighet dominerad av ris, buskar och örtvegetation. I klassen ingår olika typer av rished där dvärgbjörk och lågvuxna buskar tillåts förekomma.
Hygge <i>Clear cut</i>	Öppna och igenväxande hyggen där träd/buskar har en höjd på ca <2 m.
Ungskog <i>Young forest</i>	Ungskog med en täckning på >30% och en höjd mellan ca 2 och 5 m.
Limnogen våtmark <i>Inland marsh</i>	Öppna våtmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som i stor utsträckning påverkas av vatten från sjöar och vattendrag. Inkluderar sumpkärr, alluvialkärr, madmarker och rotad vattenvegetation såsom vass, starr, säv, kaveldun och igelknopp.
Myr <i>Mire</i>	Öppna torvbildande våtmarker (<30% täckning av träd eller buskar) som inte väsentligt påverkas av sjö, havsvatten eller vatten från vattendrag.

Appendix 2. Korrelationsmatris på proportioner av habitat som ingick i analyser på landskapskalan.
Correlation matrix of proportions of habitats analysed at the landscape scale. See Appendix 1 for habitats.
 *** P<0,001; ** P<0,01; * P<0,05

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
A. Tätort	X	0.23	0.17	0.26	0.24	-0.17	-0.04	-0.06	-0.09	-0.13	-0.12	0.03	-0.20
B. Landsort	***	X	0.04	0.64	0.69	-0.10	-0.06	-0.01	-0.23	-0.02	-0.07	0.09	-0.40
C. Grus- och sandtag	***		X	0.05	0.04	0.07	-0.04	0.01	-0.06	0.02	-0.01	0.00	-0.09
D. Åker	***	***		X	0.70	-0.28	-0.06	-0.15	-0.16	-0.14	-0.15	0.10	-0.35
E. Betesmark	***	**		***	X	-0.15	-0.02	-0.03	-0.23	-0.05	-0.12	0.15	-0.40
F. Barrskog	***			***	***	X	-0.39	0.34	-0.55	0.54	0.28	-0.04	-0.01
G. Lövskog				***	***	***	X	0.00	0.34	-0.37	-0.28	-0.03	0.08
H. Blandskog				***	***	***	***	X	-0.38	0.20	0.36	0.01	0.11
I. Hedmark	*	***		***	***	***	***	***	X	-0.42	-0.40	-0.09	-0.01
J. Hygge	***			***	***	***	***	***	***	X	0.44	-0.03	-0.08
K. Ungskog	**			***	**	***	***	***	***	***	X	-0.02	0.24
L. Limnogen våtmark	***	*		**	***	***	*	**	*	*	*	X	-0.02
M. Myrmark	***	***	*	***	***	***	*	**	*	*	***	***	X

Breeding performance of the Fieldfare *Turdus pilaris* in the subalpine birch zone in southern Lapland: a 20 year study

Björktrastens Turdus pilaris häckning i den subalpina björkzonen i södra Lapland: en 20-årig studie

OLA ARHEIMER & SÖREN SVENSSON

Abstract

A Fieldfare population, on average c. 160 pairs, was studied in subalpine birch forest in southern Lapland (c. 66°N; 500–600 m.a.s.l.) in 1983–2002. Onset of egg-laying showed no temporal trend, consistent with absence of spring temperature trend. Eggs were laid with an interval of c. 21 hours and 45 minutes, not 24 hours as normal in passerines. This reduces the exposure time to depredation during egg-laying with 9%. Egg hatchability was 96%. Egg parasitism never occurred. Depredation of nests was 46%, but very variable. Replacement and second clutches did not occur. Although an average of 4.45 young fledged from successful nests (≥ 1 fledgling), only 2.11 fledglings were produced per pair and year. The population varied

without trend over the study period. Adult survival, estimated by the proportion of adults at the start of breeding, was 58%. This infers that first year survival must be at least c. 40%. Since this is a likely value, it seems that the Fieldfare population of the subalpine birch forest is self-sustained and not dependent upon immigration.

*Ola Arheimer, Magasinsvägen 58, S-681 53 Kristinehamn.
E-mail: ola.arheimer@telia.com
Sören Svensson, Department of Ecology,
Lund university, Ecology Building, S-223 62 Lund.
E-mail: soren.svensson@zoekol.lu.se*

Received 19 November 2007, Accepted 5 March 2008, Editor: R. Ekblom

Introduction

Three species of thrushes are common in the Scandinavian subalpine birch zone: Redwing *Turdus iliacus*, Fieldfare *T. pilaris*, and Song Thrush *T. philomelos*. Two of the species, the Redwing and the Fieldfare, have been studied within a long-term project on population dynamics in the birch and alpine zones near the village of Ammarnäs (65° 58' N; 16° 13' E) in southern Swedish Lapland, the so called Luvre project, started in 1963 (Enemar 1969, Andersson & Sandberg 1996). The results on the Redwing have been published previously (Arheimer 1978a, 1978b, 1978c, 1979). Early results on the Fieldfare have also been published (Arheimer 1987). The Fieldfare study has continued and in this paper we expand the coverage to the period 1983–2002, which means that we can use a much larger data set permitting several new analyses, particularly those that are connected with long time series, the effect of exceptional years, and estimates of recruitment versus mortality. A number of dedicated studies of methods or of special problems were also conducted, for example assessment

of the interval between laying of the eggs and the dispersal after breeding.

Study area

The study area, located 3–8 kilometers west of Ammarnäs village (Figure 1), was the south-facing slope of the mountains Gaisätjåkke and Valle, approximately from an elevation of c. 750 meters (near the forest line) down to the lake Tjulträsk and the river Tjulån at an elevation of c. 500 meters. In the west, the area was bordered by Rödingbäcken and in the east by Karsbäcken. The size of the area was approximately nine square kilometers. Most of the study area is located within the Vindelfjäl- len nature reserve. Excellent maps are provided by several web services, for example www.eniro.se, where high-resolution aerial photographs demonstrate many habitat details, especially open patches versus closed forest.

Almost all Fieldfares were breeding in six colonies in the eastern part of the area with only a small number of solitary pairs in the rest of the area. The elevation of the colonies was 500–600 meters. The

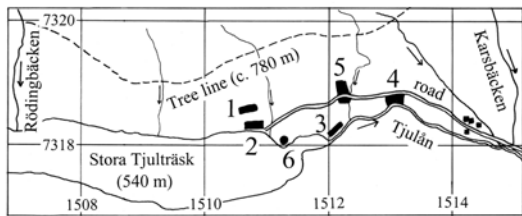


Figure 1. Map of the study area, limited in the west and east by the streams Rödingbäcken and Karsbäcken, in the north by the tree line, and in the south by lake Stora Tjulträsk and river Tjulån. Numbers 1–6 indicate the location of the six Fieldfare colonies. Bird trapping sites were located at colony 3 (late summer) and colony 5 (spring). The kilometer coordinates of the Swedish national grid are given. North is up. *Karta över undersökningsområdet, begränsat i väster och öster av Rödingbäcken och Karsbäcken, i norr av trädgränsen och i söder av Stora Tjulträsk och Tjulån. Siffrorna 1–6 markerar läget för de sex björktrastkolonierna. Fångstplatser låg vid koloni 3 (sensommar) och koloni 5 (vår). Kilometerkoordinater anges enligt Rikets nät. Norr är uppåt.*

approximate areas covered by the six study colonies were 3, 4, 3, 8, 8, and 2 ha (colony 1–6, respectively; we refer to the colonies with these numbers; Figure 1). The nearest big colony was located at Rödingvik about three kilometres west of colony 1 and 2 of this study, and just outside the study area.

The habitat within the whole study area was birch forest, partly a rich and moist meadow-type forest with dense undergrowth of willows and tall herbs (wolfsbane *Aconitum septentrionale* and blue sow thistle *Cicerbita alpina* were common), and partly a drier, heath-type forest on more well-drained ridges with undergrowth dominated by low junipers *Juniperus communis* and scattered willows *Salix* spp. There were numerous small mires and streams. The Fieldfare colonies were located in meadow-type patches with 10–15 m tall birches *Betula pubescens* and sallows *Salix caprea*. In the eastern part of the study area human influence was apparent with many open areas that had been used for hay harvest and grazing. All the colonies were found in the vicinity of such areas or small mires. The whole area between the westernmost study colonies 1 and 2 and Rödingvik is closed forest, but Rödingvik is a human settlement with open meadows. Figure 2 shows habitats from the colonies. It should be observed, however, that when the Fieldfares initiated egg-laying in early spring, the trees and bushes had no leaves yet, snow often still covered parts of the ground, and the herbs were only just about to emerge. The nests were most often built at a height of 2–5 meters.

Methods

All six colonies could not be studied every year, but three of them were studied in almost all years (Table 1). Colony 6 declined during the late 1980s, and was no longer included in the study after 1988. Upon arrival in Ammarnäs, the colonies known from previous years were visited and the nests inspected. Surrounding areas were searched in order to determine the size of each whole colony, including peripheral nests up to 75 meters from the nearest nest towards the centre of the colony. The whole study area was also surveyed every year in order to locate new colonies. No new colony was ever found, only dispersed solitary nests. We are certain about the absence of other colonies both because we made our own surveys and because the whole study area was carefully covered by line transects during the counts of all the passerines (Enemar et al. 2004). The nests were easy to find visually during the early part of the season when the trees had no leaves, and the Fieldfares were very noisy when their nests were approached. One rather large colony that had existed during the 1960s and was included in Arheimer (1987) disappeared during the 1970s before the start of this project.

In order to estimate the average total population size we assumed that colony size in years when a colony had not been studied was the same as the average in years when it had been studied. We also assumed that the proportion of nests that were not inspected was the same in 1983–1991 as it was lat-

Figure 2. Typical breeding and feeding habitats of the Fieldfare in the study area. Top: River Tjulån from Juomovare westwards with the fjället Stor-Aigert in the background. Colony 4 was located on the slope to the right. The birds often gathered food in the open meadow that is a remnant of larger hay fields on the slope. Lower left: a small stream where much feeding took place in early spring. Lower right: breeding habitat with tall birches and a moderately dense field layer. The photos were taken on 16 June 2007. This year was very early and most young had just left the nests. When the birds start to breed there are no leaves on the trees and often much snow.

Typiska biotoper för häckning och födosök för björktrast i undersökningsområdet. Upptill: Tjulån från Juomovare västerut med fjället Stor-Aigert i bakgrunden. Koloni 4 låg på slutningen till höger. Fåglarna samlade ofta föda på den öppna ången som är en rest från tidigare större slättermarker på slutningen. Nere till vänster: en liten bäck där fåglarna ofta sökte föda tidigt på våren. Nere till höger: häckningsbiotop med höga björkar och ett måttligt tätt fältskikt. Fotona togs den 16 juni 2007. Detta år var mycket tidigt och de flesta björktrastungar hade just lämnat bona. När fåglarna börjar häcka finns det inga löv på träden och ofta mycket snö.



Table 1. Number of nests in the colonies. Empty cells are years without study. No colony was studied in 1986 and 1989.

Antal bon i kolonierna. Tomma celler är år utan undersökning. Ingen koloni studerades 1986 och 1989.

	No. of nests in colony no.					
	<i>Antal bon i koloni nr</i>					
	1	2	3	4	5	6
1983					54	
1984		6			55	
1985		17	13		46	19
1986						
1987	23	20	16	20	30	23
1988	12	15	34	35	28	16
1989						
1990	21	11		42		
1991	27	7		55	27	
1992		19	8	57	34	
1993		23		68	60	
1994		10	16	58	53	
1995		16	15	69	31	
1996	11	11		64	44	
1997		21		52	19	
1998	15	10		39	30	
1999		21		44	37	
2000		19	10	65	33	
2001		17		73	59	
2002		8		53	38	
Mean	18	15	16	53	41	19

er, when these nests were inspected (about 5%). We also accounted for the fact that colony 6 declined so much that it no longer was studied after 1988.

The visits were made at least every second day throughout the annual study periods. In most years the first visit was made after the earliest Fieldfares had laid the first egg or after completion of the clutch. Hence it was not possible to directly determine the date of the first egg in each clutch. This date was instead calculated by subtracting 10 days plus clutch size from the date of hatching of the first egg (14 days for 4-egg, 15 days for 5-egg, 16 days for 6-egg, and 17 days for 7-egg clutches). The date of hatching of the first egg was always known. The fieldwork periods and the date of the first egg are given in Appendix 1.

The values used for calculation of the date of the first egg were based on previous knowledge of the breeding biology of the Fieldfare in the study area (Arheimer 1987). One egg is laid per day, although with an interval of less than twenty-four hours (see

below). Incubation starts successively after egg number two or three (Enemar & Arheimer 1980). Because of this, the first 2–3 eggs hatch within 24 hours and before the eggs laid later. A special study of this involved 12 clutches with five eggs and 30 clutches with six eggs. These 42 clutches were selected because all eggs hatched. They were visited every 12 hours through egg-laying and hatching. Every new egg was marked with a number.

In another special study the hour of egg-laying and the interval between eggs were determined in 18 clutches with five and 12 clutches with six eggs. These nests were inspected throughout the laying period one to three (most often two) times per 24 hours. The time of the visit of each particular nest was adapted according to the knowledge of the time of the previous egg. The hour of a visit was recorded with a precision of plus/minus 15 minutes. The interval between the eggs in each clutch was calculated according to Watson et al. (1993): maximum interval = [time(last egg found) – time(visit before egg 1 found)]/(clutch size – 1); minimum interval = [time(visit before last egg found) – time(egg 1 found)]/(clutch size – 1).

When hatching date had been determined, another visit was always made 10 days after hatching of the first eggs. The number of young in the nest on that day was considered to be the number of fledged young. The normal nestling period in undisturbed nests is 13–14 days, but checks involving handling of the young cannot be made after day 10 because this may easily cause the nestlings to leave the nest prematurely. Hence an unknown amount of desertions or depredations may have occurred after the last inspection. Therefore, a special study with careful counts of the number of nestlings in thirteen nests with a spotting scope or binoculars from a safe distance without disturbance was made in order to assess late mortality during the last 3–4 days in the nest.

On the first visit in a colony, when the nests were first located and inspected, some of them were already empty. A nest was recorded as depredated if it contained remains of egg shells, if the nest cup was torn asunder, or if a completed nest cup was undisturbed but empty for at least three days. Nests were recorded as deserted if they contained cold eggs during at least three days without any increase of number of eggs. All deserted nests contained at least three eggs. A few nests where all young died just after hatching were also recorded as deserted.

A small number of nests were not inspected at all. These nests were either difficult to access because they were placed too high up in a tree or were locat-

ed in a very distant part of a colony. In 1983–1991, such nests were not exactly counted because time did not permit the extra work needed. However, from 1992, these inaccessible and peripheral nests could be counted thanks to access to field assistance. When it was relevant to include these nests in a calculation (e.g. total reproductive success in relation to number of pairs), their fate was assumed to be the same as that of the inspected nests. The number of nests belonging to the different categories is shown in Appendix 2.

Hatching success was determined by deducting the number of remaining unhatched eggs from clutch size. Only nests for which both clutch size and hatching were observed and in which at least one egg hatched were included. Nests in which no egg hatched were classified as total losses (desertion or depredation). The unhatched eggs were collected and examined in the field two or three days after hatching of the last young, since the last egg may hatch up to 24 hours after the previous one. They were classified as eggs with or without an embryo, the former if an embryo larger than one mm could be detected and the latter if no embryo could be seen (i.e. including non-fertilized eggs).

Colony size was determined with different levels of accuracy. In 1992–2002, the accuracy was high, and we know precisely the number of (1) inspected nests with at least one egg laid, (2) inspected nests that were depredated before the first visit, and (3) nest that were known to be active but could not be inspected (usually too high up). Thus, for these years we know the total number of pairs that attempted to breed in all colonies. For 1983–1991 we do not know the number of nests belonging to category (3).

For the calculation of the final production of fledglings per pair, different categories of nests had to be treated differently. The following assumptions were made: (1) Pairs that deserted their nests or got their nests depredated, did not lay a replacement clutch; (2) With the possible exception of very few pairs in one single year, no true second clutches ever occurred; (3) The few nests that were not at all inspected but observed to be active produced the same average number of fledglings as the inspected nests with known outcome, and (4) The nests that were inspected and where eggs or hatched young were recorded but not followed until fledgling produced the same average number of fledglings as the inspected nests with known outcome.

In most years the field work at Ammarnäs continued for two to three weeks after initiation of the very latest clutches. During the last few days

of each season, the colonies and their surroundings were carefully searched for late clutches. In addition to this, most of the rest of the nine square kilometre study area was also surveyed in detail towards the end of the field period to check whether any late clutches were to be found.

We got unpublished data on number of trapped birds in two standardized trapping schemes operating in our study area (early spring trapping at a site within colony 5; courtesy Roland Sandberg) and (late summer trapping at a site in colony 3; courtesy Åke Lindström). The former scheme distinguished between one year old and older birds providing us with an estimate of adult survival.

In order to study dispersal, nine females in colony 4 and 5 were supplied with battery-powered radio transmitters (PIP 1.45±0.05 g., Biotrack Ltd.) in late May and early June 2002. Four of them got their transmitters 3–5 days before and five of them 2–4 days after hatching date. To check the possibility to detect a transmitter during the test period, one transmitter was placed on the ground in each of the two colonies. These two transmitters could be received from suitable higher points in the valley at a minimum distance of 1.5 km, and they retained their transmitting power throughout the field work period. Between 30 May and 25 June, effort was made to receive signals from the transmitters of the females every second day from eight suitable elevated points within three kilometers west and east of the colonies. On 18–25 June, signals were also searched every kilometer up to four kilometers southeast of the colonies in the valley towards Ammarnäs village. During the same period, signals were also searched along ten kilometers of the nearest adjacent valley with birch forest, namely the Vindel river valley northwest of Ammarnäs (at a distance of 5–10 km from the colonies).

In order to follow the development and survival of individual nestlings, their claws were marked with nail polish of different colour immediately after hatching. They were ringed when 6–8 days old. Data on all Fieldfares that had been ringed in the study area and the recoveries were obtained from the Ringing centre at the Museum of Natural History, Stockholm. Supplementary information of recoveries was also obtained from the two ringing projects within the study area (courtesy Roland Sandberg and Åke Lindström). Throughout the study years, temperature (maximum and minimum), precipitation and wind were recorded at colony 5. For overall description of spring temperature in relation to onset of breeding, we used data from the Swedish Meteorological and Hydrological institute.

Results

Notes on method tests

The special study of the hatching sequence showed that hatching was completed within 48–72 hours. The mean values were 57 hours for 5-egg clutches and 60 hours for 6-egg clutches. The penultimate egg hatched after the previous eggs in all clutches, and the last laid egg was always the last one to hatch, 12–24 hours after the penultimate one. In 46 clutches with 4–6 eggs, the incubation period of the last numbered egg was 11–12 (mean 11.6) days irrespective of clutch size. Since the first 2–3 eggs normally hatched 1.5 days before the last egg, the date of laying the first egg could be calculated with great accuracy from the date of hatching of the first 2–3 eggs, a date that was always known.

The special study of late nestling mortality showed that there was no mortality during the last few days. Hence, the number of nestlings on day 10 is likely to be a close estimate of the true number of fledglings.

Size of population and colonies

For the whole study period, the average number of pairs in all six colonies was estimated at 155–165 pairs (Table 1). The uncertainty depends on the decline of colony 6 that was not followed after 1988. In good years twice as many pairs bred in the colonies as in poor years. No linear trends were found, neither in single colonies nor when all colonies were pooled. Not even when colony 6 was explicitly given zeros after 1988 was any significant trend

found (TRIM index slope = -0.0083 ; $SE=0.0168$; NS; van Strien et al. 2000).

Time of start of breeding and length of laying period

Considering all years, the total clutch initiation period at Ammarnäs was 39 days long. The earliest date was 16 May 2002 in colony 4 and the latest date 23 June 1998 in colony 5 (Figure 3 Left, Appendix 1). The mean date of all clutches was 31 May, the median date 1 June, and the modal date 2 June. Very few clutches were initiated after 11 June.

In each separate year, the clutch initiation period was always shorter than 39 days, most often 20 days or less (mean 22 days; s.d. 6.7 days; Figure 4). Only in one year (1984) was it almost as long as the period of all years (37 days). The number of clutch initiations reached a peak already three days after the very first ones (Figure 3 Right). Almost fifty percent of all clutches were initiated within five days, and almost all during the first two weeks. Only one year, 2001, differed from all the other. This year will be examined separately below.

The dates varied without any long-term trend in any of the first egg dates calculated (first, mean or last date), and there was no trend toward a longer or shorter period of clutch initiation dates during the study period (Figure 4). The date for the first egg was somewhat different in the different colonies (Appendix 1), but none of the differences was significant.

Both first lay date and mean lay date were strong-

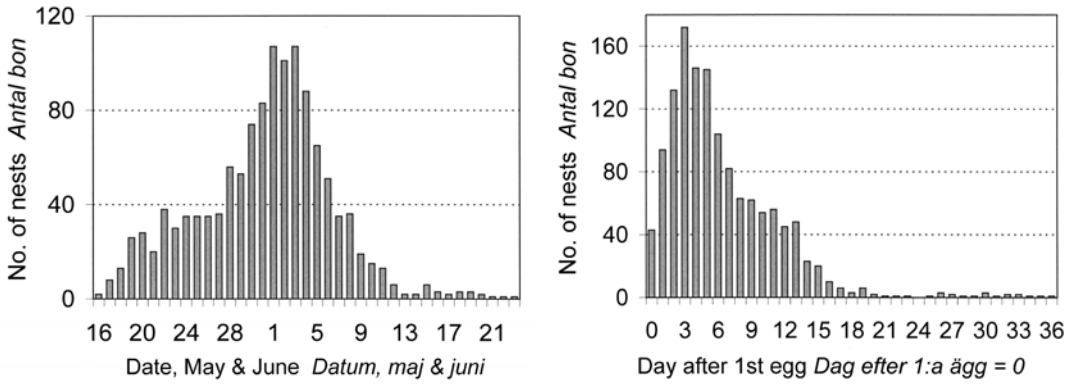


Figure 3. Lay date of first egg in 1983–2002. Left: Number of initiated clutches on different calendar dates. Right: Number of initiated clutches on different days, relative to the date of the earliest egg in each season (this day is called day zero).
Läggsdatum för första ägget 1983–2002. Vänster: Antal påbörjade kullar olika kalenderdatum. Höger: Antal påbörjade kullar olika dagar i relation till det första äggets datum varje säsong (detta datum kallas datum noll).

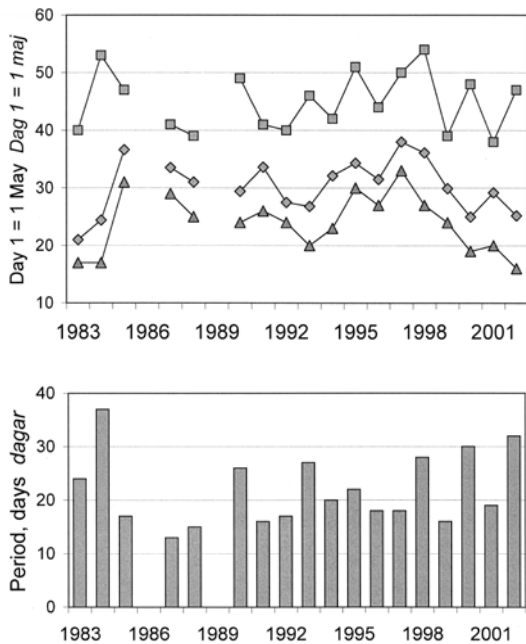


Figure 4. Upper panel: Calendar dates of clutch initiation in different years: the first clutch, the mean clutch, and the latest clutch. Lower panel: Period of clutch initiations in different years, the dates of the first and last clutches included.

Övre diagrammet: Läggsdatum för första ägget för tidigaste, genomsnittliga och senaste kullen. Nedre diagrammet: Antal dagar mellan tidigast och senast lagda första ägg, inklusive dessa dagar.

ly temporally correlated between the colonies. We compared only colonies 2, 4, and 5, because dates were available from many years. The correlation coefficients were all significant and varied between 0.64 and 0.92.

The size of the colonies was correlated with the date of the first egg, both for colony 5 alone ($r=0.64$; $p<0.01$; 18 years) and colony 2, 4, and 5 together ($r=0.53$; $p<0.05$; 15 years).

Special case: 2001

As said above, one year, 2001, was exceptional. The first clutch was initiated on 20 May in colony 5. Egg-laying started in colony 4 one day later. On 24–27 May, bad weather with much snow (more than 10 cm) and low temperature made the birds desert their nests (6 nests with eggs and 5 completed nests yet without eggs). The birds in colony 2 had not started to lay before the snowfall. After

the snowfall laying was resumed on 29 and 30 May (1 and 2 clutches) and 52 clutches were initiated within the next four days. There was no significant difference in clutch size between the first and second peak (5.55 eggs and 5.32 eggs, respectively).

Hour of egg-laying and interval between eggs

Among the 30 studied clutches, the first egg was laid between 0900 and 1100 hours in three nests, between 1100 and 1600 hours in 18 nests, rather evenly distributed between 1600 and 2300 hours in 7 nests, and soon after midnight in only two nests. The last egg was laid during the hours 2300–0700 in 21 nests and during 0700–1200 in seven nests. In the two nests where the first egg was laid very early after midnight, the last egg was laid in the afternoon.

The possible intervals between successive eggs for all 30 nests are given in Table 2. In the same table, detailed data for four typical nests are given as examples. The average interval between eggs was shorter than 24 hours, namely 21 hours and 45 minutes for both five and six egg clutches. Three times during the field work the visits were so timed that it could be directly ascertained that the interval really was shorter than 22 hours. The total period of egg-laying was thus reduced with 9 hours for a 5-egg clutch and with more than 11 hours for a 6-egg clutch, compared with what it would be with 24 hour intervals. This is a reduction of the egg-laying period with 9%.

Clutch size

Clutch size varied between three and seven eggs with five or six eggs being most common (92% of 1136 completed clutches; Table 3). The average clutch size of all completed clutches was 5.42 (s.d. = 0.66). Clutch size varied between both colonies ($F=3.09$; $p<0.01$) and years (details in Appendix 3).

Both the size of the completed clutch and date of the first egg were known in 1097 nests. Using this pooled data set, clutch size was found to decline over the season, both in relation to calendar date (slope for the period 22 May–9 June was -0.023 egg/day; $r=0.83$; $p<0.001$; Figure 5A) and in relation to the date relative to the earliest clutch in each season (slope during the first ten days was -0.090 eggs/day; $r=0.97$; $p<0.001$; Figure 5B). In relation to calendar date, clutch size was lower during the five earliest dates. However, 15 of the 21 clutches initiated during these days, 16–20 May, emanated

Table 2. Upper part: Possible maximum and minimum intervals between laying of eggs in 18 clutches with five and 12 clutches with six eggs. Superscripts refer to the nest numbers in the lower part of the table. Lower part: Example of original data from two of the five egg and two of the six egg clutches. The first record of each new egg is marked with a grey cell and bold face. Nests no. 9, 12 and 21 are examples of the most common case when the first egg was laid after noon and the last egg in early morning. Nest no. 25 is one of the few where the first egg was laid early and the last one after noon.

Övre delen: Möjliga längsta och kortaste intervall mellan äggens läggning i 18 femäggs-kullar och 12 sexäggs-kullar. Upphöjda siffror avser bonumren i tabellens nedre del. Nedre delen: Exempel på originaldata från två av femäggs- och två av sexäggs-kullarna. Första besöket med ett nytt ägg har markerats med grå celler. Bona nr 9, 12 och 21 är exempel på de oftast förekommande kullarna, där första ägget lades på eftermiddagen och det sista under morgontimmarna. Nr 25 är exempel på ett av de få bon där första ägget lades tidigt på dygnet och det sista på eftermiddagen. Upphöjda siffror är bonumren.

Five egg clutches 5 ägg			Six egg clutches 6 ägg		
Max.	Min.	Mean	Max.	Min.	Mean
23,75	17,50	20,63	22,80	17,20	20,00
24,00	18,00	21,00	22,80	18,00	20,40
23,75	18,50	21,13	22,80	19,60	21,20 ²¹
23,75	18,50	21,13	24,20	19,20	21,70
24,25	18,25	21,25	24,20	19,40	21,80
24,00	18,75	21,38	25,40	18,40	21,90
24,50	18,50	21,50	24,00	19,80	21,90 ²⁵
23,50	19,75	21,63	23,20	21,00	22,10
22,25	21,25	21,75 ⁹	25,40	19,20	22,30
24,00	19,75	21,88	24,00	20,80	22,40
24,25	19,75	22,00	25,40	19,60	22,50
24,00	20,00	22,00 ¹²	23,20	22,20	22,70
24,25	19,75	22,00			
24,25	20,00	22,13			
24,50	20,00	22,25			
25,00	19,75	22,38			
23,00	22,50	22,75			
24,50	21,25	22,88			
Mean Medelvärde			Mean Medelvärde		
21,76			21,74		

Hr Kl	Nest Bo 9					Nest Bo 12					Nest Bo 21						Nest Bo 25					
	Day Dag					Day Dag					Day Dag						Day Dag					
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
1																						
2																						
3																						
4					4										5							
5			2	3	5							2										
6																						
7																			2			
8				4										5	6			1				
9								3					3						3		5	
10		2	3				0		4	5											4	
11							2						3	4								
12	0											0	1									
13																						
14																						
15												1										
16							1	2											2	3	4	
17	1																					
18																						
19																						
20																						
21								2										0		4		6
22									3	4												
23														4								
24																						

from the unusually early year 2002. If this year is excluded, there is no sign of lower clutch size during the very early part of the season. The relation between clutch size and date is demonstrated in a different way in Figure 5C. Here it can be seen that 3-egg clutches are laid two weeks after the first clutches each year and ten days after the 7-egg clutches which are laid only four days after the very earliest clutch. Between the two predominant clutch sizes with five and six eggs, there was a difference of one and a half day.

The average seasonal clutch size was independent of whether breeding started early or late (Figure 5D, 16 years). This was the case when mean annual clutch size was correlated with the date of the first

Table 3. The frequency and proportion of different clutch sizes in the total material from 1983–2002
Frekvens och andel för olika kullstorlekar i hela materialet från 1983–2002.

Clutch size <i>Kullstorlek</i>	Nests <i>Bon</i>	%
3	6	0.5
4	69	6.1
5	513	45.2
6	531	46.7
7	17	1.5
Total	1136	100.0

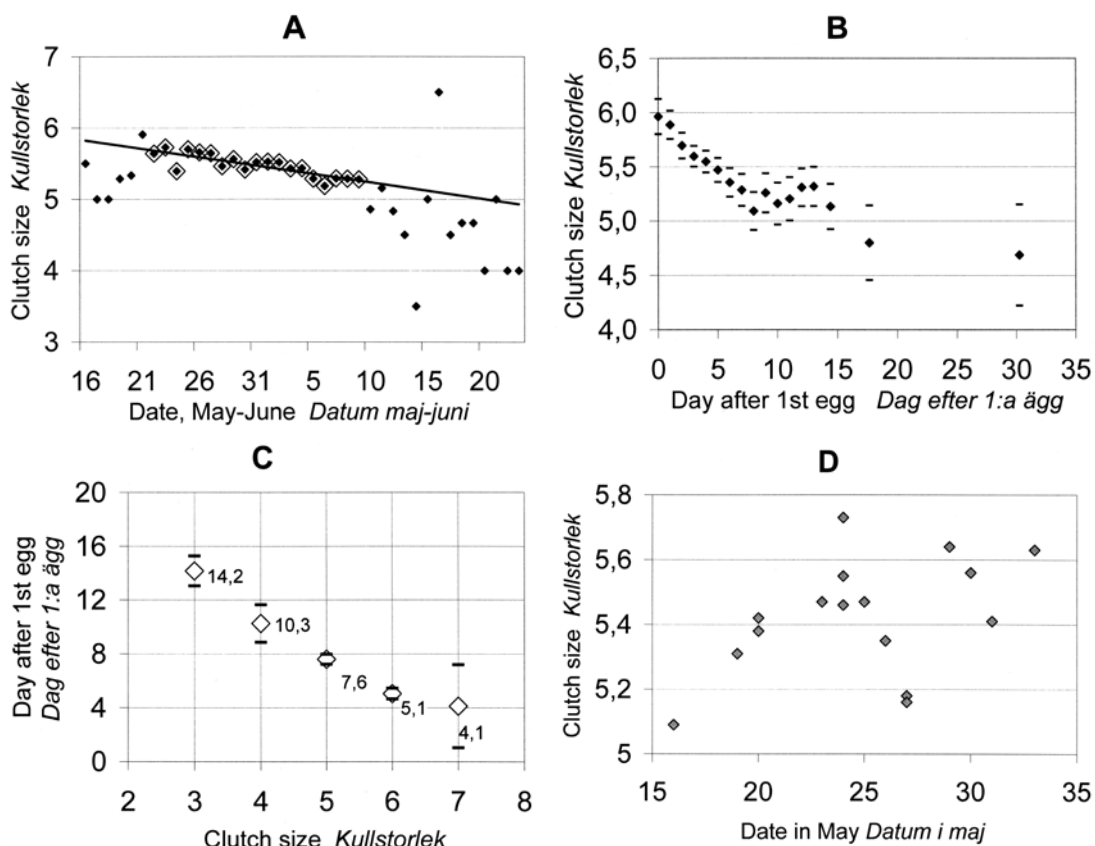


Figure 5. Clutch size versus lay date within and between years. A: Clutch size vs. calendar date. The regression line ($y=-0.024x+5.8$) is for the period 22 May–9 June (indicated by different symbols). B: Clutch size vs. relative date. Two standard errors are indicated about the means. C: Relative date vs. clutch size. Means and two standard errors are given. D: Mean clutch size vs. first date in each year. No significant correlation: $r=0.43$. The leftmost value is for year 2002.

Kullstorleken mot läggningsdatum inom och mellan år. A: Kullstorlek mot kalenderdatum. Regressionslinjen ($y=-0.024x+5.8$) avser perioden 22 maj–9 juni (indikerad med särskilda symboler). B: Kullstorlek mot relativdatum. Medelvärde och två standardfel ges. C: Relativdatum mot kullstorlek. Medelvärde och två standardfel ges. D: Kullstorlek mot första läggdatum olika år. Ingen korrelation: $r=0.43$. Symbolen längst ner till vänster är för år 2002.

Table 4. Hatchability of eggs.

Äggens kläckbarhet.

Clutch size	No. of nests	No. of eggs	Dead embryo	Without embryo	% with	% without	% total
<i>Kullstorlek</i>	<i>Antal bon</i>	<i>Antal ägg</i>	<i>Döda embryon</i>	<i>Utan embryo</i>	<i>% med</i>	<i>% utan</i>	<i>% total</i>
3-4	47	185	0	3	0	1.6	1.6
5	339	1695	35	47	2.1	2.8	4.8
6	384	2304	29	57	1.3	2.5	3.7
7	13	91	3	5	3.3	5.5	8.8
All	783	4275	67	112	1.6	2.6	4.2

egg each season ($r=0.43$; $p>0.05$) as well as when it was correlated with the mean date of egg-laying ($r=0.22$; $p>0.10$).

Egg hatchability

Data on hatchability are available for 4275 eggs in 783 nests, for which all relevant data (clutch size, and number of hatched and unhatched eggs) were recorded (Table 4). All eggs hatched in 628 nests (80%). In the 155 nests where all eggs did not hatch, the most common case was that only one egg did not hatch, which was the case in 144 (92%) of these nests. Two eggs did not hatch in fifteen nests and five eggs (all without embryo) in one nest (a 6-egg clutch). Only five nests contained unhatched eggs both with and without embryo. Of all laid eggs, only 179 (4.2%) did not hatch, 67 (1.6%) with a dead embryo and 112 (2.6%) without a visible embryo.

The difference in hatchability between different clutch sizes is not significant (Chi-square test). The proportion of nests where all eggs hatched differed little between years, and was on average 80% (s.d. 5.4%; range 76–88 in all years but one, 1998, when it was 64%). The proportion of all eggs that hatched was high (average 96%; s.d. 1.1%; range 93–97%). There were no significant temporal trends in either the proportion of hatched eggs or proportion of nests where all eggs hatched.

Losses of nests and nestlings

A large proportion of the nests were lost already before the first visit in the colonies (Figure 6). This early depredation always referred to clutches that had not yet been completed or clutches in the stage of incubation. On average, 29% (S.E.=4.3%) of the inspected nests were depredated early. The early depredation rate was extremely variable between

both years and colonies. In 1992 colony 3 and in 1999 colony 2 were completely depredated and already deserted at the first visit. The year 1995 was particularly free of early depredation and none of 131 nests in four inspected colonies was depredated early. Additional depredation occurred after the first visit, making the total depredation of nests as high as 46% (S.E.=5.4%). A number of desertions (6% of the nests) added to the depredation so that only 48% (S.E.=5.5%) of all nests were successful (at least one fledgling).

Starvation due to cold weather was an important cause of death among the nestlings in some years. We have reliable data on this for the period 1992–2002 (Figure 7). Total losses of whole broods

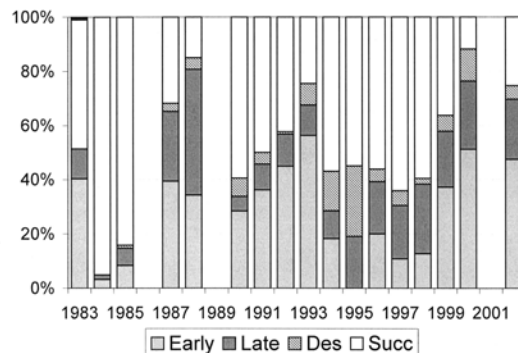
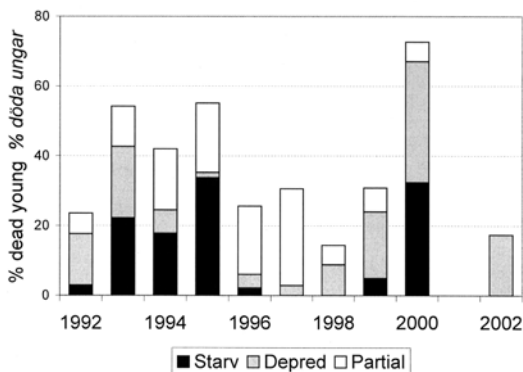


Figure 6. Proportion of nests with total loss of eggs or young and successful nests (Succ; nests with at least one fledgling). The total losses depended on either depredation or desertion (Des) of nestlings that starved to death during periods of cold weather. Depredation was early (before first visit in a colony) or late.

Andel bon med total förlust av ägg eller ungar och lyckade bon (Succ; bon med minst en flygg unge). Totalförlusterna berodde på att boet prederades eller övergavs (Des) på grund av att ungarna dog av svält under perioder med kallt väder. Predationen var antingen tidig (Early; före första besöket i en koloni) eller sen (Late).



Figur 7. Proportion of hatched young that died because of starvation of the whole brood, partial starvation, and depredation of whole broods.

Andelen kläckta ungar som dog på grund av svält av hela kullen (Starv), del av kullen (Partial) och predation (Depred) av hela kullen.

due to starvation were concentrated to four years. In three of these years (1993, 1994 and 2000), the weather was unusually bad during large parts of the nestling phase, with several long periods of heavy rain (a total of 40–50 mm) combined with mean daily temperature close to zero. The females could not both incubate the young and feed themselves. In 1995 it was a twenty-four hour storm on 26 June that caused the losses. Some trees with nests fell, and several nests were blown down. The strong wind was combined with a temperature of only 5–7 degrees and many broods could not be kept warm, and the combination of this and insufficient provision of food resulted in many total losses toward the end of the storm.

Partial loss of nestlings was also important in several years, and in 1996 and 1997, partial losses were more important than total losses (Figure 7). The nestlings that died were those that were the last ones to hatch. These nestlings were also the smallest ones. If more than one nestling died in the same nest, death occurred in reverse order of hatching sequence.

In 2002, depredation was strong. However, in the nests that were not depredated, not a single young died (Figure 7). All the 17% of the nestlings that were lost, were lost due to depredation of whole broods. During the whole nestling period, daytime temperature was 15–25 degrees, night-time temperature 5–10 degrees, and brief rains fell, that made earthworms easily accessible at the ground surface.

The average number of hatchlings in nests where

all young were lost before fledging was 5.34 (s.d. 0.78; n=148) and it was 5.25 (s.d. 0.80; n=487) in nests with partial losses; the difference was not significant, indicating that initial brood size did not affect the destiny of a brood.

Number of fledglings

The number of fledglings can be expressed in different ways depending on the categories of nests that are included in the calculations (Appendix 4). The average number of fledglings from successful nests (at least one fledgling) was 4.45 (SE=0.134; N=17 years; 609 nests). The average number of fledglings from all nests with a completed clutch, i.e. nests with total loss of nestlings included, was 2.92 (SE=0.273; N=17 years; 975 nests), which is 1.5 nestlings less. If we include also the nests that were depredated early, the average number of fledglings per pair making a breeding attempt was only 2.11 (SE=0.283; N=17 years; 1906 nests). For the period 1992–2002, we could also include the young that were produced in the nests that were not accessible for inspection, assuming that these nests produced the same average number of young as the other nests with a completed clutch. However, this increased the estimates with only 0.06 fledglings or 3.6%, which is little compared with the standard errors of the estimates. However, if we add this value to the estimate we get a final average production of 2.17 young per pair making a breeding attempt in the study population.

The number of fledglings increased with increasing clutch size until a clutch size of six eggs (Table 5). But the increase with one egg between the two predominant clutch sizes, five and six eggs, resulted in an increase of less than half a fledgling. If all nests, also deserted and depredated ones, were included about 50% of the eggs resulted in fledglings in both five and six egg clutches. However, the percentage of nests with all young fledged was lower for six than for five egg clutches.

Although there was no decline of average brood size (Figure 8) for successful nests (slope -0.04; $R^2=0.19$; NS), the other two categories of nests showed some decline during the study period (slope 0.10–0.11; $R^2=0.25$ –0.31; $p<0.05$). However, the decline showed by the category that included all nests, that is with early depredated nests included, depended solely on the two aberrantly successful years 1984 and 1985. In the perspective of all seventeen study years, a low production is the normal situation and very successful years constitute exceptions.

Tabell 5. Breeding success in nests of different egg clutch size.
Häckningsutfallet för bon med olika äggkullstorlek.

	Egg clutch size	Äggkullens storlek				
		3	4	5	6	7
Number of nests with 0 fledglings		1	9	137	152	5
Antal bon med 1 flygga ungar		0	0	4	3	0
2		1	0	11	12	0
3		2	3	36	31	3
4		–	25	65	67	3
5		–	–	99	76	1
6		–	–	–	70	0
7		–	–	–	–	1
No. of nests Antal bon		4	37	352	411	13
No. of successful nests (≥1 fledgling) Antal lyckade bon (≥1 flygg)		3	28	215	259	8
No. of fledglings Antal flygga ungar		8	109	889	1188	33
Fledglings per nest Flygga ungar per bo		2.00	2.95	2.53	2.89	2.54
Fledglings per successful nest Flygga ungar per lyckat bo		2.67	3.89	4.13	4.59	4.12

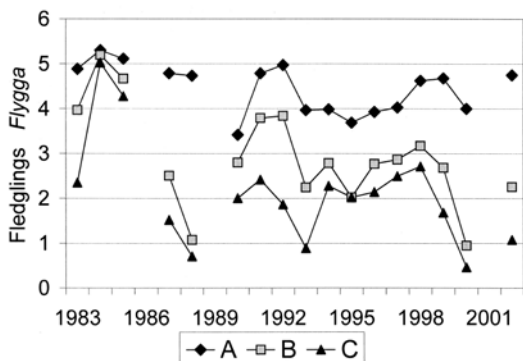


Figure 8. Mean number of fledglings in all colonies in different years. Values were calculated for three categories of nests. A: Successful nests, i.e. nests with at least one fledged young (= at least ten days old). B: Nests with at least one egg recorded (i.e. early depredations excluded). C: Nests of category B plus nests known to have been depredated before the first visit. Category C is assumed to represent all pairs that attempted to breed in each year, i.e. gives the true final breeding success.

Medeltalet flygga ungar i alla kolonier olika år. Värden har beräknats för olika kategorier av bon. A: Lyckade häckningar, dvs. minst en unge flygg (minst 10 dagar gammal). B: Bon med minst ett ägg observerat (dvs. tidigt prederade bon ej medräknade). C: Bon av kategori B plus de tidigt prederade bona. Kategori C antas representera det antal par som gjorde häckningsförsök respektive år, dvs. visar den sanna och slutliga häckningsframgången.

Recordings of the transmitters

Five of the nine females with transmitters lost their eggs or broods by depredation on 3–11 June. The dates of loss in relation to the date of hatching in each nest were: 3 days before, at hatching date, 2, 3, and 8 days after. These females moved about near the nest site for 1–4 days after the loss. Four of them were not recorded anywhere in the two monitored valleys later on. One of them was recorded once in the birch forest on the south-western slope of Björkfället c. 10 km north-west of Ammarnäs village on 23 June. The distance between her nest, that was depredated in colony 4 on 6 June with 5 nestlings 3–5 days old, was 11 km. Intensive search of this female during the next two days in the area where she was discovered did not give any further contact.

The four successful females got their nestlings fledged at the normal age of 13–14 days on 11–17 June. The young were fed in the colony area for 2–4 days. After this brief period, the absence of further contact indicated that the females did not stay anywhere in the two surveyed valleys.

Ringing and recoveries

In the spring trapping project, that was active during the last week of May and the first week of June in 1988–2001 at the edge of colony 5 (Roland Sandberg; the data kindly provided by him), 419 Fieldfares were ringed (237 males, 163 females and 10 adults that were not sexed). In the other project, carried out within colony 3 in the latter half of July

and the first half of August in 1983–2001 (Lindström & Lind 2001), 30 adult males, 33 adult females, and 58 juveniles were ringed. Other ringing activities in 1982–2001 resulted in the ringing of 9 male, 11 female and 1 non-sexed adults. A total of 2481 nestlings were ringed in 1982–2000.

Of this total of 3042 ringed Fieldfares, only five were recovered in 1983–2002 within the study area and in the breeding season. Three birds ringed as adult males were trapped one, two and five years later. Two females, ringed as nestlings, were trapped one and two years later. Eleven recoveries were made outside the study area. They were all made in the winter, six in England, four in France, and one in Scotland.

Discussion

Size and dispersal of colonies

The absence of any long-term trend of the size of the study population was in agreement with the results from the line transects of Enemar et al. (2004) in the same years. Their study also showed that there had been no trend since 1963. Also the Swedish Breeding Bird Survey (BBS; Lindström & Svensson 2006) indicates the absence of any long-term population trend of this species. This permits us to consider the study population stable for the purpose of survival estimates later on.

The dispersal pattern of breeding Fieldfares seems to differ between different breeding areas. At Ammarnäs, solitary pairs were few. The only colonies ever found in our study area were the six colonies, and these colonies were located at the same places every year. The big colony at Rödingvik was also recorded at the same place every year.

Contrary to this, other studies report a majority of solitary pairs or non-permanent colony locations. In a heath birch forest at Budal (62°45'N, 10°30' E; 750–900 m a.s.l.), 116 pairs bred solitarily and 83 pairs in small colonies during a ten year period (Hogstad 1983a, Hogstad et al. 2003). In a mixed heath and meadow birch forest at Staloluokta (67°18' N, 16°43' E; 600–800 m), also during a period of ten years, 533 pairs nested in 57 colonies with a mean size of 9.2 ± 8.3 pairs and with different locations in different years (Wiklund 1982, Wiklund & Andersson 1994). During a five year study in a predominantly meadow birch forest at Innerdalen (62°32' N, 10°08' E; 800–900 m), located along a 10 km long artificial lake, between 123 and 255 Fieldfares nests were spread within a study area that was 2700 m long and between 200 and 500 m broad (Reitan & Sandvik 1994).

The explanation of the different patterns may be effects of vegetation. The distribution pattern of nests differed between the poorer heath forest habitats of Budal and Staloluokta and the richer meadow habitats of Innerdalen and Ammarnäs. The latter two areas were also similar in having more stable population size than the former, poorer areas. Thus it seems that habitat patches with a rich food source within a matrix of poorer habitats attract Fieldfares to form colonies.

Egg-laying

In southern Germany (49–52° N), the Fieldfare laid eggs during more than three months, from late March to mid-July (Hohlt 1957, Gülland et al. 1972, Lübcke 1975, Haas 1982). At Trondheim (63° N) at the Atlantic coast of Norway, the eggs were laid from early May to mid-June (Slagsvold & Sæther 1979), a period that was only half of that in central Europe. The climate conditions in spring made the start of the laying period later at higher elevations in the Scandinavian mountains, but the length of the period was about the same, from mid-May to end of June, but it varied with up to two weeks between years (62° N; 800–900 m a.s.l.; Reitan & Sandvik 1994; 67° N; 600–800 m; Wiklund 1984). In the tree-less low alpine part of Hardangervidda in southern Norway (60° N; 1200 m), where the birds nested in *Salix* bushes and on the ground, the laying period was concentrated to only two weeks in the middle of June due to the severe climate (Håland 1984).

The period of first eggs, 39 days from 16 May to 23 June (Figure 3A), and the concentration of clutch initiation to the first 15 days in each season (Figure 3B) were the same as found in other studies in subalpine birch forest in northern Scandinavia (Wiklund 1984, Reitan & Sandvik 1994).

Onset of breeding in the second half of May was mainly determined by the occurrence of earthworms (Lumbricidae) that became available at the uppermost soil level as the snow melted away. When the snow melted late or when the ground was frozen in their feeding areas, the females could not gather enough food for early egg-laying. The time difference for first egg-laying that depends on temperature and snow conditions has earlier been shown to be up to 14 days in the current study area (in the years 1965–1985; figure 1 and 2 in Arheimer 1987). During the 20 years of this new study, the earliest date was 16 May 2002 and the latest date 2 June 1997, a period of 16 days (Appendix 1). In the earliest year, 2002, the study area was free of snow

and the lake free of ice already on 14 May (Lasse Strömngren). In the latest year, 1997, only the tops of some hills were free of snow whereas the snow was 0.5–1 m deep in the depressions with the most important feeding habitats, and the lake was still ice-bound when the study started on 5 June. The exceptional year 2001 showed that snowfall could temporarily interrupt egg-laying, and similar interruption because of snowfall has been observed earlier in the subalpine birch zone (Reitan & Sandvik 1994).

The absence of any long-term trend in the date of breeding was explained by a similar absence of any spring temperature trend. For three different periods during the sensitive phase (15–31 May, 1–15 June, and 15 May–15 June) the temperature trends were +0.078, –0.005, and +0.038 °C per day. Corresponding R^2 -values were 0.041, 0.000, and 0.113. All trends were far from significant ($p \gg 0.10$).

Our finding that more Fieldfares tended to breed in early than in late springs was also found at Budalen by Hogstad et al. (2003). This may be an effect of the snow situation when the birds first arrive; if the spring is late with much snow some birds may return to an adjacent area that is more benevolent. Another explanation is that the birds are discouraged from continuing migration to their breeding area if the weather is bad over larger areas which they pass during migration. A third explanation is that a proportion of the birds, mainly yearlings, refrain from breeding in late seasons.

Hour of laying and interval between eggs

Earlier studies of egg-laying were often influenced by the data compiled and interpreted by Skutch (1952) for Central America (9°N) and Schifferli (1979) for Europe. During the 1990s several authors considered these reviews to be based on poor data and that they were not reliable about the laying interval. However, many recent papers from North America and Europe confirm that the majority of passerines lay the eggs in early morning soon after sunrise 24 hours apart. Four species of tits Paridae, breeding in nest-boxes, is an example of this very regular egg-laying; Haftorn (1996) found that the eggs were laid within a narrow interval of 1–43 minutes after sunrise at Trondheim (63° N) in Norway. The selective advantage of laying in the early morning, i.e. about sunrise directly after the night rest, is most often explained by the female having reduced agility with an egg ready to be laid, which in turn reduces here ability to feed and avoid predation.

Already Skutch (1952) found that thrushes Turdidae were exceptional and that the hour of egg-laying could vary. According to Hohlt (1957) the first egg was laid between 0900 and 1630 in seven Fieldfare clutches. The second egg was laid next day before 1200 hours, but regrettably the exact interval for each clutch was not given. Our data now demonstrate clearly that Fieldfares lay the first egg at different times of the day although with concentration in the afternoon, and that laying then continues with an interval of c. 22 hours (Table 2).

Also the Redwing *Turdus iliacus* lays eggs during all parts of the day, the interval between eggs being c. 20 hours (Arheimer 1978a). For the Blackbird *Turdus merula*, Steinbacher (1941) found that it also laid eggs during different hours of the day, and Snow (1958) found that it most often laid between 0800 and 1200, but also after noon. Song Thrushes *Turdus philomelos* laid 48 eggs before 1300 hours and 12 eggs 1300–1800 hours (Picula 1969). In the American Robin *Turdus migratorius*, 37 eggs in 17 clutches were laid 0730–1800, average 1130 hours (Weatherhead et al. 1991). However, in none of these studies was the interval between the eggs measured; hence our studies seem to be the only ones explicitly addressing this question. It would be very interesting to investigate whether not only the Redwing and Fieldfare but also other thrushes lay eggs less than 24 hours apart, a strategy that may have developed because of the heavy nest depredation in the early part of the nesting season.

A study by Håland (1986) raises another question related to the laying interval, namely intra-specific egg parasitism. Håland suggests that this phenomenon may occur in the Fieldfare, based on finding two new eggs in a nest between his daily visits. However, this interpretation is based on the assumption of a 24 hour laying interval. In our study, comprising about one hundred nests where laying was monitored closely and the eggs were numbered as they were laid, no extra egg has ever been found. It is therefore likely that Håland's observation was a misinterpretation of a case when the same female laid two eggs within the 24 hours between his visits. In our opinion, this was also the case in the study by Ringsby et al. (1993). They interpreted their results as a parasitism rate of 11.5% (they found two eggs within 24 hours in 26 of 226 nests). They visited the nests once a day at about noon. If the interval between eggs were the same at their site as at Ammarnäs, c. 22 hours, one would expect a high incidence of two eggs between visits. A simple calculation shows that a frequency as high as 37% is to be expected if visits are paid 24 hours apart, the

laying interval is 22 hours, the laying of the first egg is randomly distributed over all 24 hours, and if clutch size is equally divided between five and six eggs. Hence, there is no reason to believe that parasitism exists at all in the Fieldfare; occasional foreign eggs in a nest can easily be explained as mistakes, not a parasitic strategy. It is therefore a vain attempt to base a discussion of anti-parasite strategies on the erroneous assumption that parasitism is common (Ringsby et al. 1993). Also a paper by Grendstad et al. (1999) deals with anti-parasite strategies in the Redwing. We like to point out that also these authors accept the erroneous assumption of intra-specific egg parasitism in this species.

The Cuckoo *Cuculus canorus* was common in our study area but eggs or nestlings of the Cuckoo were never recorded in any of our c. 2600 nests. It was the same in the Redwing with c. 600 nest records during forty years. We have also never found eggs or nestlings of the Fieldfare in a Redwing nest, or vice versa. We therefore conclude that the Fieldfare neither lays parasitic eggs, nor is exposed to parasitic laying, neither by other thrushes, nor by the Cuckoo. No *Turdus* species is known to be a preferred Cuckoo host (Soler et al. 1999).

Clutch size

It has earlier been shown that there is no significant difference between clutch size in Germany and northern Scandinavia (table 4 in Arheimer 1987). More recent publications do not change this conclusion. Near the Atlantic coast at Trondheim (63° N), Lerkelund et al. (1993) found clutch size to be 5.50 (s.d.=0.64; n=102 nests) and 5.41 (s.d.=0.61; n=99) in two different data sets. Reitan & Sandvik (1994) gave the value 5.25 (s.d.=0.72; n=701) for the pooled five year data at Innerdalen (62° N). In the latter study, 87% of the clutches were 5 or 6 eggs, which is very close to the same predominant sizes at Ammarnäs (92%). However, there is a difference in the proportion of five and six egg clutches at the two sites, explaining a small difference. At Innerdalen, 51% of all clutches were 5-egg clutches and 36% 6-egg clutches. At Ammarnäs the corresponding proportions were 45% and 47%. There is no significant difference between Trondheim and Ammarnäs, whereas the lower value at Innerdalen is significantly different from both Trondheim ($t=3.66$; $p<0.001$) and Ammarnäs ($t=5.53$; $p<0.001$).

The difference between the highest annual mean clutch size in 1992 (5.74; s.d.=0.52; n=47) and the lowest one in 2001 (5.11; s.d.=0.46; n=36) is sig-

nificant ($t=5.7$; $p<0.001$), and a few other annual means were also significantly different. However, in the vast majority of cases, the annual means did not differ between colonies. In contrast, there was no difference between the colony averages. The three colonies that were studied in most years (colony 2, 4, and 5) had very similar mean clutch sizes with a maximum difference of only 0.06 eggs, which was far from significant (Appendix 2). The declining clutch size with the progress of the season is similar to what has been found in other Scandinavian studies (von Haartman 1969, Otto 1979, Slagsvold & Sæther 1979, Wiklund 1983, Arheimer 1987, Reitan & Sandvik 1994).

That mean clutch size did not differ between early and late years (Figure 5D) deserves comment. In two other species a significant decline of mean clutch size with average egg-laying date has been found at Ammarnäs: Sand Martin *Riparia riparia* (1969–1985; Svensson 1986) and Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* (1972–1985; Svensson 1987). Interestingly, this absence of decline was also found in the Redwing (Arheimer 1978b). According to the review by Klomp (1970) the former pattern seems to be more common than the latter. Since most explanations of smaller clutch size in late than in early seasons involve food we note that the species with such decline at Ammarnäs are insectivorous whereas the thrushes feed mainly on earthworms that live in soil and litter. This food source may be more stable over a longer period of time as soon as the snow has melted away. If so, adaptation to an early decline of food for the nestlings has not been necessary.

Incubation and egg hatchability

The result of our study, with 96% of all eggs hatched in clutches that survived through hatching and with all eggs hatching in 80% of the clutches, is somewhat better than found in other Scandinavian studies. Slagsvold (1982) reported that all eggs hatched in 64% of 74 5-egg and 77 6-egg clutches. In 5-egg and 6-egg clutches, 11.1% and 9.5% of the eggs did not hatch, which is more than twice as high as in our study (Table 4). The proportion of clutches with one egg that did not hatch was as high as 23%, compared with 8% in our study. In contrast, Lerkelund et al. (1993), working in the same habitat as Slagsvold at the coast near Trondheim, found about the same hatchability as at Ammarnäs; 95% of all eggs hatched, and all eggs hatched in 74% of the clutches.

Wiklund (1984) found that 93% of the eggs

hatched at Staloluokta, and he also found one exceptional year (1979) with only 88% of the eggs hatching (Wiklund 1985); no such year was recorded at Ammarnäs, where the lowest value was 93% in 1998. Wiklund also found that the proportion of clutches with at least one unhatched egg was twice as high (32%) in 6-egg as in 4- and 5-egg clutches (15% and 16%). No such difference was found at Ammarnäs.

The three eggs with dead embryos in 7-egg clutches (Table 4) belonged to different clutches. Of the five eggs without visible embryos in three other clutches, two were found in each of two different clutches. The suggestion by Lerkelund et al. (1993), that a larger proportion of eggs would remain unhatched in naturally large clutches "because of wear and tear" by the parents is not supported by our findings. The proportion of unhatched eggs was not greater in 6-egg than in 5-egg clutches in our study (Table 4), and there is no indication that failed hatching in the 7-egg clutches should be a result of "wear and tear" since most of the eggs had no visible embryo.

No single eggs ever disappeared during the incubation period in our study, where the eggs of hundreds of clutches were numbered from the time the eggs were laid. The hatched eggs that did not result in a growing young were eggs where the young died during the 2–3 days long hatching phase, and the dead young were removed from the nest by the parents. This was concluded from the repeated visits during the incubation period and the frequent visits during the hatching phase.

Nest predation

Nest predators were the most important cause of complete loss of eggs and young (Figure 6), whereas starvation of whole broods due to cold weather was important only in occasional years (Figure 7). It was difficult to determine which predator that depredated a particular nest. However, a large number of spontaneous observations permit the following general account.

In most years it was probably the Hooded Crow *Corvus corone cornix* that was responsible for most of the depredation. Crows were breeding within the study area, and they flew rapidly into a colony in order to be able to take eggs or young before the attacks of the Fieldfares became so heavy that they were forced to leave. That the Fieldfare's nest defence by defecation (Bezzel 1975, Furrer 1975, Meister 1976, Hogstad 1991) increases as breeding proceeds also when humans visit the nest (Hogstad

1991) was really confirmed during our field work. The precision of homing in on the intruder and hitting his face was impressive when the nestlings were almost fledged.

The Raven *Corvus corax* did not breed in the study area but depredated heavily in occasional years. In one year, a colony with c. 20 nests was almost completely depredated during two days in mid-June by one Raven pair. About every second hour they flew to their nest four kilometres away with their beaks loaded with Fieldfare nestlings.

The weasel *Mustela vulgaris* sometimes had its nest under one of a few small buildings at colony 5 and was often observed with thrush nestlings in its mouth. When it had depredated a nest with large nestlings, the nest often contained rests of body parts, wing quills or blood spots. On one occasion, nine undamaged eggs were found under a tree stump, probably gathered by a weasel. Damaged eggs that remained in depredated nests sometimes showed the symmetric bite marks from the canine teeth of a weasel. When a crow damaged eggs in the nest, the shells were crushed irregularly. A stoat *Mustela erminea* was one day seen passing through colony 2, preying upon several nests, and leaving remains of dead nestlings in the nests. In 1978, nine Fieldfare nests in colony 1 were supplied with activity recorders of the same kind as used for Redwings (Arheimer 1978c). On 20 June a female stoat with three large young was observed in the colony. In five of the nests, intensive activity for about one minute was recorded during the next twenty-four hours. After these brief spurts of activity, no further activity was recorded. At two of the depredated nests, a killed adult female Fieldfare was found. In the nests, there were remains of nestlings about one week old.

In 1984, 1988, and 2001, a Merlin *Falco columbarius* pair was breeding within colony 5. The total predation in that colony was zero in 1984 and 1988, and in 2001 only 3% of the nests were depredated early in the periphery of the colony (only early depredation known in this year). The predation rate in the other colonies these years was about average or higher. Hence this is another observation of the well-known protective effect that the Merlin has when these two species breed at the same place (Hogstad 1981, Wiklund 1982).

Reported predation rates in other Scandinavian studies vary. Low rates were found at Trondheim, namely 15–25% (Slagsvold 1982, Lerkelund et al. 1993) and 20–25% (Meilvang et al. 1997). Both Slagsvold and Meilvang found several dead adult Fieldfares in the nests, indicating depreda-

tion by a weasel or stoat. At Staloluokta (Wiklund 1985), nest predation (45%) was similar to that at Ammarnäs (46%; Appendix 2), and the variation was also very large, from 8–9% in 1972 to 100 in 1975 (5–81% at Ammarnäs). The study at Budal (Hogstad 1983a) showed a predation pattern that was quite different from all the other. First, it was extremely high, 90%. Second, 13% of the depredation was partial. Partial depredation has not been observed in any other study, including ours. And even if one excludes partial predation, predation was higher at Budal than at any other site.

Nestling mortality and weather

Bad weather with ensuing starvation was the most important factor of nestling death in broods that were not depredated. This was the case in four of the ten years when this mortality factor was recorded. In other years weather was marginal or absent as a cause of nestling mortality. This means that the frequency of years with bad weather during the nestling phase is a key factor for long-term recruitment. Should future climate change involve cooler and rainier weather in June, the Fieldfare may encounter difficulties in maintaining population size.

In broods with partial losses, it was always the youngest nestling that died first, thereafter the next youngest. The explanation is the different size of the young (Wiklund 1985), in turn explained by the hatching sequence of the eggs (Enemar & Arheimer 1980, Slagsvold 1982). When the parents had difficulties of finding enough food for all their young in the brood, the smallest ones were rapidly trampled down by the larger ones. This brood reduction occurred almost always during the first days after hatching. In 1990, the pattern of mortality was unusual. The proportion of nests that was lost was low after the high early depredation (Figure 6). The late total losses were peculiar, especially in nests along the shore of the lake. Several broods with 4–5 young died almost simultaneously after slow weight gain in the middle of the nestling period. Bad weather could not explain their death. Eight young from three of these nests were examined by the National Veterinary Institute at Uppsala. The young were emaciated, but there was no sign of bacteriological, parasitological or histological disease. Emaciation was indicated already in the field by easily visible small subcutaneous blood-filled oedema. Obviously, the parents were not able to collect enough food for their young but for reasons that we could not determine.

Replacement and second clutches

In central Europe, where the Fieldfare may lay eggs during more than three months, a female that loses a clutch most often move to a new breeding area if attempting to lay a replacement clutch. True second clutches, proved by ringed females, are rare (Gülland et al. 1972, Lübcke 1975, Furrer 1978, 1979, Haas 1978, 1982).

At Ammarnäs, egg-laying was initiated within a period of 20 days and almost all clutches were started during the first two weeks of an individual year. In the distribution of dates (Figure 3B) there is no indication that replacement clutches occur at Ammarnäs. The high early depredation of nests (Figure 6) in many years must have caused a much more distributed period of egg-laying than the one we found. This conclusion is supported by the fact that the five females with radio transmitters rapidly disappeared after depredation. Wiklund (1983) also found that all Fieldfares left the area without any attempt of replacement clutches in 1975, a year with total depredation.

A true second clutch has been recorded only once in the Scandinavian mountain range, namely at Budal (62°45' N; Hogstad 1983b). The interval between the first eggs of the two clutches would have been as short as about 28 days. In the Ammarnäs data set (65° 58'), 28 days or more between the first and a later clutch in a season has occurred only in 1984, 2000 and 2002 (Figure 4). Only twelve clutches are involved, eight of them in 1984. In these eight clutches the first egg was laid 31–37 days after the earliest clutch (figure 2 in Arheimer 1987). These could possibly have been second clutches since June was favourable with rather high temperature without cold spells and with light rains evenly distributed. Food was abundant since 1984 was a peak year of the autumn moth *Epirrita autumnata* (Selås et al. 2001), and the Fieldfares were observed to exploit this food source instead of their usual earthworms. That they fed the young with the caterpillars was evidenced by the expanded bellies that appeared greenish because of the large content of caterpillars. Hence, the combination of several beneficial conditions might have inspired some Fieldfares to try a second clutch this particular year.

Wiklund (1984), at Staloluokta (67°18' N), found during eight years only one clutch that theoretically could have been a second clutch. Also in this area, the adults usually left the breeding site together with their young immediately after fledging, as did the Ammarnäs birds with radio transmitters. In conclusion, both replacement and true

second clutches are extremely rare exceptions of the breeding strategy of Fieldfares in the subalpine birch forests of Scandinavia.

Final reproductive result

The result of 4.45 ten days old young in successful broods (Appendix 4) is good. It means that only 0.97 eggs did not result in a fledgling in these broods since the mean clutch size was 5.42 (Appendix 3). The final reproductive output (2.11 fledglings per pair in the population (Appendix 4) is similar to what was found in studies from both Scandinavia (1.4–1.6 by Pulliainen & Saari 2002) and Germany (1.8 by Hohlt 1957, and 2.4 by Gylland et al. 1972).

We would like to stress how important it is to calculate reproductive success on the basis of a correct estimate of population size, that is with all pairs, also those that fail, included. Figure 8 illustrates this. If only successful nests were included, average number of fledglings was between four and five with moderate variation between years. If all breeding attempts, representing the total number of pairs in the population, were included, breeding success declined to only about two fledglings per pair. The fact that this correct estimate of breeding success could be calculated in our study depended on the intensive field work that made it possible to include the nests of all pairs, including those that were depredated early.

Mortality and recruitment

It was not possible to determine all necessary demographic parameters to see whether the Ammarnäs Fieldfares represent a source or sink population. The number of fledglings is known, but how many of them that survived until next year could not be determined explicitly. However, thanks to the spring trapping project (Roland Sandberg) we could estimate adult survival. Since our study population was stable over a long period of time, mortality must have been balanced by recruitment (local or immigration). We assume that the spring trappings which were made in the period 18 May to 10 June, 1988–2002, trapped one year old and older birds in unbiased proportions. Then the proportion of birds older than one year equals adult survival. This was found to be 58% (S.E.=3.4%; 14 years and 434 trapped Fieldfares). With 2.11 fledglings per pair, first year survival rate of fledglings must then be 39–40% to balance adult mortality. Whether this value of forty percent is high or low evades our

objective judgment. Fieldfare young left the study area soon after they had fledged, and could not be followed during the post-fledging period, when mortality is assumed to be high. We know that the Fieldfares left the area soon both from the radio transmitter experiment in late June and from trappings from 15 July to 20 August (1983–2000) when an annual average of only three adults and three yearlings were trapped (Lindström & Lind 2001). The estimate of adult survival of the Fieldfare was similar to that of the Redwing at Ammarnäs that was 61% (234 trapped birds).

About two fledglings or less per pair and year also seems to be a typical outcome and the same result has been found in several studies, both of Fieldfares and other large thrushes (e.g. 2.5 in Blackbird in spite of two annual broods; Tomialojć 1994). The critical question is whether the indirectly calculated survival rate of 40% during the first year is representative of the local population or if immigration is involved (which must be the case if 40% is an overestimate). In a study of Song Thrush *Turdus philomelos* Thomson et al. (1997) found first-year survival to be 48% during a period with stable population size and 40% during a period of population decline. In spite of some uncertainties, we conclude that it is likely that the Ammarnäs Fieldfare population is stable because reproduction is sufficient to balance mortality. This means that we refute the statement by Pulliainen & Saari (2002) that the Fieldfare is poorly adapted to the climatic conditions in northern Scandinavia. That their particular study population showed very low fecundity must be a local exception. Generally the phenomenal expansion of the species over much of northern Europe and in most wooded habitats proves the opposite, that the Fieldfare is a well adapted species under most prevailing conditions.

Acknowledgements

We thank the members of the Luvre project for support and advice during the course of the project. We particularly thank Lasse Nyström for valuable assistance during large parts of the field work. Lasse Strömgren, former warden at the Vindelfjällen nature reserve, provided us with important information about the weather in early spring and gave support in other ways. Roland Sandberg and Åke Lindström kindly provided us with results from their trapping and ringing activities. Roland Sandberg lent us radio transmitters and receivers, and Johan Bäckman assisted in mounting the transmitters on the females.

References

- Andersson, T. & Sandberg, R. (editors) 1996. *LUVRE – Fåglar och fågelforskning i Vindelfjällen*. BTJ Tryck AB, Lund, Sweden.
- Arheimer, O. 1978a. Laying, incubation and hatching in the Redwing *Turdus iliacus* in subalpine birch forest at Ammarnäs, Swedish Lapland. *Vår Fågelvärld* 37: 297–312. (Swedish with English summary).
- Arheimer, O. 1978b. Number of clutches and clutch-size of the redwing *Turdus iliacus* in subalpine meadow birch forest at Ammarnäs in Swedish Lapland. *Anser. Suppl.* 3: 15–30. (Swedish with English summary).
- Arheimer, O. 1978c. Choice of food and rate of feeding young in the redwing *Turdus iliacus* in a subalpine meadow birch forest at Ammarnäs in Swedish Lapland. *Anser. Suppl.* 3: 31–46. (Swedish with English summary).
- Arheimer, O. 1979. Hatching, weight development and nestling survival in the Redwing *Turdus iliacus* in subalpine birch forest at Ammarnäs, Swedish Lapland. *Vår Fågelvärld* 38: 23–38. (Swedish with English summary).
- Arheimer, O. 1987. Timing of breeding and clutch-size of the Fieldfare *Turdus pilaris* in the mountain birch forest at Ammarnäs, Swedish Lapland. *Acta Reg. Soc. Sci. Litt. Gothoburgensis. Zoologica* 14: 20–28. (Swedish with English summary).
- Bezzel, E. 1975. Die Wirksamkeit der Kotattacken von Wacholderdrosseln (*Turdus pilaris*) auf Greifvögeln. *J. Orn.* 116: 488–489.
- Enemar, A. 1969. Fågelundersökningarna i Ammarnäsområdet i södra Lappland. *Vår Fågelvärld* 28: 227–229.
- Enemar, A. & Arheimer, O. 1980. Transillumination of passerine bird eggs in field studies on clutch-size and incubation. *Ornis Scand.* 11: 223–227.
- Enemar, A., Sjöstrand, B., Andersson, G. & von Proschwitz, T. 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.
- Fürrer, R.K. 1975. Häufigkeit und Wirksamkeit des Angriffsverhaltens bei der Wacholderdrossel *Turdus pilaris*. *Orn. Beob.* 72: 1–8.
- Fürrer, R.K. 1978. Zum Problem der Bestandserfassung von Wacholderdrosseln *Turdus pilaris* während der Brutzeit. *Orn. Beob.* 75: 227–236.
- Fürrer, R.K. 1979. Brutplatzverschiebungen bei der Wacholderdrossel *Turdus pilaris* nach Nestverlust. *J. Orn.* 120: 86–93.
- Grendstad, T.H., Moksnes, A. & Røskaft, E. 1999. Do strategies against conspecific brood parasitism occur in Redwings *Turdus iliacus*? *Ardea* 87: 101–111.
- Gülland, H., Hirschfeld, H. & Hirschfeld, K. 1972. Besiedlung und Entwicklung einer Brutkolonie der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris* L.) an der Unstrut bei Bretleben (Kreis Artern). *Beitr. Vogelkunde* 18: 184–206.
- Haartman, L. von 1969. The nesting habits of Finnish birds, I. Passeriformes. *Soc. Sci. Fenn., Comment. Biol.* 32.
- Haas, V. 1978. Zweitbruten bei der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*) als mögliche Ursache für die dichte Besiedlung des Bodenseeraumes. *J. Orn.* 119: 237–238.
- Haas, V. 1982. Beitrag zur Biologie und Ökologie der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris* L.). *Ökol. Vogel* 4: 17–58.
- Haftorn, S. 1996. Egg-laying behaviour in tits. *Condor* 98: 863–865.
- Hogstad, O. 1981. Improved breeding success of Fieldfares *Turdus pilaris* nesting close to Merlins *Falco columbarius*. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 5: 1–4.
- Hogstad, O. 1983a. Is nest predation really selecting for colonial breeding among Fieldfares *Turdus pilaris*? *Ibis* 125: 366–369.
- Hogstad, O. 1983b. Site fidelity and a case of second clutch in Fieldfare *Turdus pilaris*. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 6: 114–115.
- Hogstad, O. 1991. Nest defence by Fieldfares *Turdus pilaris* towards a human intruder. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 14: 83–87.
- Hogstad, O., Selås, V. & Kobro, S. 2003. Explaining annual fluctuations in breeding density of fieldfares *Turdus pilaris* – combined influences of factors operating during breeding, migration and wintering. *J. Avian Biol.* 34: 350–354.
- Hohlt, H. 1957. Studien an einer süddeutschen Population der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). *J. Orn.* 98: 71–118.
- Håland, A. 1984. Breeding ecology of alpine Fieldfare *Turdus pilaris*. *Ann. Zool. Fennici* 21: 405–410.
- Håland, A. 1986. Intraspecific brood parasitism in Fieldfares *Turdus pilaris* and other passerine birds. *Fauna Norv. Ser. C, Cinclus* 9: 62–67.
- Klomp, H. 1970. The determination of clutch size in birds. *Ardea* 58: 1–124.
- Lerkelund, H. E., Moksnes, A., Røskaft, E. & Ringsby, T.H. 1993. An experimental test of optimal clutch size of the Fieldfare: with a discussion on why brood parasites remove eggs when they parasitize a host species. *Ornis Scand.* 24: 95–102.
- Lindström, Å. & Lind, J. 2001. Fuel deposition and speed of early autumn migration of juvenile Bluethroats *Luscinia s. svecica* leaving their natal area in Swedish Lapland. *Ornis Svecica* 11: 253–264.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2006. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2005*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Lübcke, W. 1975. Zur Ökologie und Brutbiologie der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). *J. Orn.* 116: 281–296.
- Meilvang, D., Moksnes, A. & Røskaft, E. 1997. Nest predation, nesting characteristics and nest defence behaviour of Fieldfares and Redwings. *J. Avian Biol.* 28: 331–337.
- Meister, H. 1976. Defensive Defäkation in der Vogelwelt. *Orn. Beob.* 73: 99–108.
- Otto, C. 1979. Environmental factors affecting egg weight within and between colonies of Fieldfares *Turdus pilaris*. *Ornis Scand.* 10: 111–116.
- Pikula, J. 1969. Contribution towards the Knowledge of Ecology and Breeding Biology of *Turdus philomelos* Brehm, 1831, in Czechoslovakia. *Zoologické Listy* 18: 343–368.
- Pulliaainen, E. & Saari, L. 2002. Relevancy of the southern breeding strategies of the fieldfare *Turdus pilaris* in subarctic conditions. *Aquilo Ser. Zool.* 30: 43–52.
- Reitan, O. & Sandvik, J. 1994. Reproduction of Fieldfare *Turdus pilaris* in relation to damming. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 18: 19–40.
- Ringsby, J., Moksnes, A., Røskaft, E. & Lerkelund, H.E. 1993. Do conspecific brood parasitism and antiparasite strategies occur in the Fieldfares *Turdus pilaris*. *Fauna norv., Ser. C, Cinclus* 16: 45–53.
- Schifferli, L. 1979. Warum legen Singvögel (Passeres) ihre

- Eier am frühen Morgen? *Ornithologische Beobachter* 76: 33–36.
- Selås, V., Hogstad, O., Andersson, G. & Proschwitz, T. von. 2001. Population cycles of autumnal moth *Epirrita autumnata* in relation to birch mast seeding. *Oecologia* 129: 213–219.
- Skutch, A.E. 1952. On the hour of laying and hatching of birds' eggs. *Ibis* 94: 49–61.
- Slagsvold, T. 1982. Clutch size, nest size, and hatching asynchrony in birds: experiments with the Fieldfare (*Turdus pilaris*). *Ecology* 63: 1389–1399.
- Slagsvold, T. & Saether, B.-E. 1979. Time of egg-laying and clutch size variation in the Fieldfare *Turdus pilaris*. *Fauna norv. Ser. C. Cinclus* 2: 53–59.
- Snow, D.W. 1958. The breeding of the Blackbird *Turdus merula* at Oxford. *Ibis* 100: 1–30.
- Soler, J.J., Møller, A.P. & Soler, M. 1999. A comparative study of host selection in the European cuckoo *Cuculus canorus*. *Oecologia* 118: 265–276.
- Steinbacher, G. 1941. Beobachtungen über das Verhalten und insbesondere über die Brutbiologie von Stadtamseln. *Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel* 17: 153–161.
- Svensson, S. 1986. Number of pairs, timing of egg-laying and clutch size in a subalpine Sand Martin *Riparia riparia* colony, 1968–1985. *Ornis Scandinavica* 17: 221–229.
- Svensson, S. Nesting density and breeding performance of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* near the tree line in Swedish Lapland. In Proceedings of the Fifth Nordic Ornithological Congress, 1985 (M. O. G. Eriksson, ed.). *Acta Regiae Societatis Scientiarum et Litterarum Gothoburgensis, Zoologica* 14: 84–94.
- Thomson, D.L., Baillie, S.R. & Peach, W.J. 1997. The demography and age-specific annual survival of song thrushes during periods of population stability and decline. *J. Animal Ecology* 66: 414–424.
- Tomiałojć, L. 1994. Breeding ecology of the Blackbird *Turdus merula* studied in the primaeval forest of Białowieża (Poland). Part 2. Reproduction and mortality. *Acta Ornithologica* 29: 101–121.
- Van Strien, A., Pannekoek, J., Hagemeyer, W. & Verstrael, T. 2000. A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. *Bird Census News* 13: 33–39.
- Watson, D.W., Robertson, G.J. & Cooke, F. 1993. Egg-laying time and laying interval in the common eider. *The Condor* 95: 869–878.
- Weatherhead, P.J., Montgomerie, R.D. & McRae, S.B. 1991. Egg-laying times of American Robins. *Auk* 108: 965–967.
- Wiklund, C. G. 1982. Fieldfare (*Turdus pilaris*) breeding success in relation to colony size, nest position and association with merlins (*Falco columbarius*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 11: 165–172.
- Wiklund, C. G. 1983. Social organization and breeding biology of the fieldfare (*Turdus pilaris*). PhD thesis. University of Göteborg, Göteborg.
- Wiklund, C. G. 1984. Reproductive synchrony in the fieldfare (*Turdus pilaris*) in relation to spring arrival, nest predation and nestling starvation. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 15: 311–316.
- Wiklund, C. G. 1985. Fieldfare *Turdus pilaris* breeding strategy: the importance of asynchronous hatching and resources needed for egg formation. *Ornis Scand.* 16: 213–221.
- Wiklund, C. G. & Andersson, M.. 1994. Natural selection of colony size in a passerine bird. *J. Animal Ecol.* 63: 765–774.

Sammanfattning

Tre arter av trast häckar regelbundet i fjällbjörkskog, nämligen rödvingetrast, björktrast och taltrast. Häckningsbiologin hos de två förstnämnda arterna studerades i denna biotop i trakten av Amarnäs i södra Lappland från 1960-talet fram till början av 1980-talet. Särskilt rödvingetrasten var föremål för en omfattande studie. En analys av på olika sätt insamlade data om björktrasten åren 1965–1985 har publicerats (Arheimer 1987). Från 1983 systematiserades studierna av björktrasten och har sedan fortsatt till och med 2002. Det är resultaten från denna tjuugoårsperiod som redovisas i denna uppsats. Undersökningen bedrevs under artton av de tjuugo åren (undantag var 1986 och 1989). Studien utgör en del av det s.k. Luvre-projektet, som bedrivits i Amarnästrakten sedan 1963.

Undersökningsområdet omfattade björkskogen på sluttningarna av Gaisatjåkke och Valle 3–8 km väster om Amarnäs by (Figur 1). Området begränsades i norr av skogsgränsen, i söder av Stora Tjulträsk och Tjulån, i väster av Rödingbäcken och i öster av Karsbäcken. Området var totalt nio kvadratkilometer och omfattade höjdnivåerna mellan 500 och 750 meter över havet. Björktrastarna häckade i sex kolonier i områdets östra del på 500–600 meters nivå. Vi hänvisar till kolonierna med siffrorna 1–6 enligt Figur 1. Närmaste större koloni låg vid Rödingvik alldeles väster om undersökningsområdet. Hela det nio kvadratkilometer stora området undersöktes varje år, men någon ny koloni upptäcktes aldrig. Inom hela västra delen av området, mellan kolonierna 1 och 2 och Rödingbäcken, häckade bara ett mindre antal solitära par.

Biotopen var björkskog med inslag av främst sälg, delvis rik och frodig ängsbjörkskog, delvis torrare hedbjörkskog. Undervegetationen bestod av viden, enbuskar och höga örter, bl.a. stormhatt och tolt. I östra delen av området, där kolonierna låg, fanns också flera små myrar och öppna områden som tidigare använts för slåtter. I Figur 2 visas några biotopfoton. Dessa är tagna på sommaren. När trastarna börjar häcka är träden fortfarande kala och örterna håller just på att komma upp. Snö kan ofta täcka en stor del av skogen vid denna tidpunkt.

Antal par

Tabell 1 visar antal par de år en koloni studerades. Alla sex kolonierna kunde inte studeras alla år, men tre av kolonierna följdes nästan alla år. Koloni 6 minskade mot slutet av 1980-talet och följdes inte efter 1988. För att uppskatta den totala populationsstorleken med alla kolonier inräknade antog vi att antal par i en koloni ett år då kolonin inte räknades var lika med medeltalet för åren då den räknades. Vi får då en genomsnittlig populationsstorlek på 155–165 par. Osäkerheten beror på koloni 6. Vi gjorde en trendberäkning med hjälp av TRIM (van Strien m.fl. 2000), en metod som optimerar informationen från tidsserier med luckor. Det fanns ingen långtidstrend i beståndet vare sig vi inte gjorde något antagande om koloni 6 eller antog att dess storlek var noll efter 1988. Fastän det inte fanns någon långtidstrend var variationen mellan åren betydande med ungefär halva antalet par de sämsta jämfört med de bästa åren. Även ett annat inventeringsprojekt inom undersökningsområdet fann att långtidstrend för björktrasten saknades, och därutöver visar Svenska häckfågeltaxeringen på samma sak för landet som helhet. Slutsatsen om stabil population är viktig för vår kommande beräkning av huruvida rekryteringen balanserar dödligheten eller om fjällbjörkskogens björktrastar är beroende av immigration.

Häckningsstarten

Den totala perioden för häckningsstart (första ägget) var 39 dagar. Det tidigaste datumet var 16 maj 2002 i koloni 4 och det senaste 23 juni 1998 i koloni 5 (Figur 3A; Appendix 1). Medeldatum för alla kullar var 31 maj. Inom varje enskilt år var koncentrationen större, oftast 20 dagar eller mindre (Figur 4). De flesta kullar startades inom fem dagar från första läggningen (Figur 3B). Varken första datum, medeldatum eller mediandatum visade någon trend över tiden. Detta stämmer överens med att det inte heller fanns någon trend för temperaturen under de tjugo åren. Förekomsten av eventuella temperaturtrender analyserades för perioderna 15–31 maj, 1–15 juni och 15 maj–15 juni, dvs. perioder som är kritiska för björktrastens häckningsstart. Regressionernas lutning skilde sig föga från noll och var fjärran från signifikanta. Samma avsaknad av temperaturförändring under fåglarnas häckningsstart i Ammarnäs har för övrigt gällt under hela den period som vi bedrivit fågelstudier i Ammarnäs (sedan 1963).

Klockslag och intervall mellan äggläggning

Trettio kullar studerades noga i detta avseende. Första ägget i kullen lades mellan klockan 09.00 och 11.00 i tre bon, mellan 11.00 och 16.00 i arton bon, mellan 16.00 och 23.00 i sju bon och omedelbart efter midnatt i två bon. Sista ägget lades mellan klockan 23.00 och 07.00 i 21 bon och mellan 07.00 och 12.00 i sju bon. I de två bon där första ägget lades omedelbart efter midnatt lades sista ägget på eftermiddagen. Resultaten visas i Tabell 2 där också detaljdata för fyra typiska bon redovisas. Med hjälp av sådana detaljdata för samtliga bon beräknades de möjliga intervallen mellan äggen med hjälp av följande formel (Watson m.fl. 1993): längsta intervall = [klockslag(sista ägg funnet) – klockslag(besöket före första ägg funnet)]/(kullstorlek – 1); kortaste intervall = [klockslag(besöket före sista ägg funnet) – klockslag(första ägg funnet)]/(kullstorlek – 1). Vi fann att björktrasten lägger sina ägg med kortare intervall än 24 timmar, nämligen i medeltal ca 21 timmar och 45 minuter. Förutom att björktrasten kan börja äggläggningen nästan när som helst under dygnet, innebär det kortare intervallet att äggläggningen blir spridd på nästan vilka klockslag som helst. I detta avseende liknar björktrasten rödvingetrasten, som lägger ägg med ca 20 timmars mellanrum i Ammarnäs. De flesta fåglar lägger ägg tidigt på morgonen och med 24 timmars intervall. Björktrasten förkortar således tiden för äggläggningen med nio procent, vilket kan vara av betydelse för att reducera predationen. Det vore intressant att undersöka om denna förkortning även förekommer hos andra trastarter.

Kullstorlek

De dominerande kullstorlekarna var 5 och 6 ägg, i medeltal 5,42 ägg (Tabell 3). Kullstorleken varierade både mellan år och mellan kolonier (Appendix 3). Kullstorleken minskade under säsongen. I förhållande till kalenderdatum var nedgången 0,023 ägg per dag under perioden 22 maj–9 juni (Figur 5A). Inom säsongen, dvs. i relation till första läggsdatum, var nedgången ännu snabbare, nämligen 0,090 ägg per dag under de första tio dagarna (Figur 5B, 5C). Av diagrammet i Figur 5A framgår att de allra tidigaste kullarna var mindre än de som lades några få dagar senare. Nästan alla dessa kullar kommer dock från ett starkt avvikande år (2002) och kan därför inte tolkas som ett allmängiltigt mönster för kullstorleksförändringen hos björktrast.

Björktrasten uppvisade inte någon trend för medelkullen mot medeldatum för läggningen (Fi-

gur 5D). I detta avseende liknar björktrasten rödvingetrasten men skiljer sig från andra arter i samma biotop i Ammarnäs. Svartvit flugsnappare och backsvala lägger signifikant mindre medelkullar under sena jämfört med tidiga år. Det senare verkar vara det vanligaste mönstret bland fåglar i allmänhet. Möjligen kan detta ha att göra med olika arters födoval och därmed födotillgång under häcknings-tiden. Trastar matar sina ungar med evertebrater som lever i jorden (mest dagmask) och i förnan. Kanske är denna födokälla stabil under en lång period under våren medan insektsätare måste anpassa sig till en kortvarigare födotillgång.

Kläckbarhet

Kläckbarheten hos äggen var hög (Tabell 4). Om boet inte plundrades eller övergavs kläcktes 96% (93–97%) av äggen och i 80% (76–88%, undantag 64% 1998) av bona kläcktes samtliga ägg, och variationen mellan åren var liten. I bon där inte alla ägg kläcktes var det vanligaste att bara ett ägg förblev okläckt. Av 179 okläckta ägg hade 67 ett dött embryo. Det fanns ingen skillnad i kläckbarhet mellan olika kullstorlekar. Det fanns heller ingen tidsmässig trend i kläckbarhet över åren. Variationer i äggens kläckbarhet synes alltså vara en faktor som har ringa betydelse för björktrastens populationsdynamik.

Förlust av bon och ungar

En stor andel av alla bon hade förlorats på ett tidigt stadium, redan före första besöket (Figur 6). I alla dessa bon pågick äggläggning eller ruvning. Denna tidiga predation uppgick till 29% under alla år men var extremt variabel. Exempelvis var koloni 3 1992 och koloni 2 1999 redan helt plundrade vid första besöket medan 1995 var helt fri från tidig predation. Efter första besöket varje år tillkom sedan ytterligare predation under resten av ruvningen och under ungtiden. Den totala predationen uppgick till 46% av alla bon. Till detta kom sedan 6% av bona som registrerades som övergivna. Predationen innebar att endast 48% (S.E.=5.5%) av häckningsförsöken blev framgångsrika, dvs. producerade minst en flygg unge.

Svält vid kallt väder var en betydande dödsorsak bland ungarna vissa år (Figur 7). Förluster av hela kullar på grund av svält var koncentrerade till fyra år. Tre av åren (1993, 1994 och 2000) var vädret dåligt under stora delar av boungtiden. Det var flera perioder med mycket regn (40–50 mm totalt) i kombination med mycket låga medeldygnstempe-

raturer. Det fjärde året, 1995, var det en 24 timmar lång storm med temperaturer på fem till sju grader som orsakade kullarnas död mot slutet av stormen. Flera år var svält också orsak till omfattande partiell dödlighet, särskilt 1996 och 1997. De ungar som dog i bon där inte alla ungar dog var alltid de minsta. De klarade inte konkurrensen när mattillförseln tröt utan trampades ner av de större ungarna. Under år med gynnsamt väder var ungdomligheten ringa i bon som inte plundrades. Ett sådant år var 2002 då dagstemperaturen var 15–25 grader, nattemperaturen 5–10 grader och lätta regn föll och gjorde maskar lätt tillgängliga.

Antal flygga ungar

Antal flygga ungar kan uttryckas på olika sätt beroende på vilka kategorier av bon som räknas in (Appendix 2 och 4). Medeltalet flygga ungar i framgångsrika bon (minst en flygg unge) var 4,45 (S.E. 0,134; 609 bon). Samma beräkning för bon med fullagd kull ger medelvärdet 2,92 flygga (S.E.=0,273; 975 bon), vilket är 1,5 ungar mindre. Om vi också inkluderar de bon som plundrades före full kull blir medelvärdet 2,11 (S.E.=0,283; 1906 bon). Detta värde är således det antal ungar som producerades per par som gjorde häckningsförsök i vår studiepopulation.

Antalet flygga ungar ökade med ökande kullstorlek till en kullstorlek om 6 ägg (Tabell 5). Men ökningen med ett ägg från fem till sex ägg, de två dominerande kullstorlekarna, resulterade i mindre än en halv unge mer.

Det fanns ingen trend i antal ungar per lyckad häckning över studieperioden (Figur 8). Däremot fanns det en signifikant negativ trend för de andra två kategorierna i Figur 8. Dessa negativa trender beror dock helt på de osedvanligt framgångsrika åren 1984 och 1985. I perspektivet av hela tjugoförårsperioden tror vi därför att de låga värdena med ungefär två ungar per par är det mest typiska för björktrasten i fjällbjörkskogen.

Föräldrarnas beteende efter häckningen

För att studera vad honorna gör om de förlorar sin kull försågs nio honor med radiosändare. Radiosändarnas funktion kontrollerades med hjälp av två sändare som placerades på marken i två av kolonierna. Fåglarna pejlades från upphöjda punkter i terrängen. Räckvidden visade sig vara minst 1,5 km och sändarna fungerade under hela undersökningsperioden. Fem av honorna utsattes för predation. De förlorade sina kullar 3 dagar före kläckningen,

vid kläckningen samt 2, 3 respektive 8 dagar efter kläckningen. Dessa honor uppehöll sig i boets närhet 1–4 dagar efter förlusten av äggen eller ungar. Fyra av honorna försvann därefter helt och hållet från området. En hona registrerades vid ett enda tillfälle i en annan dalgång elva kilometer från bopplatsen 17 dygn efter förlusten av sin kull, som innehöll ca fyra dagar gamla ungar. De fyra honor som lyckades med häckningen matade sina ungar i kolonin 2–4 dagar efter utflygningen. Men därefter lämnade även dessa området helt och hållet.

Försöket visar att björktrastarna lämnar häckningsområdet nästan omedelbart vare sig de misslyckas eller lyckas med häckningen. Orsaken till detta är okänd. Det faktum att honorna som misslyckades med häckningen genast försvann kan inte förklaras med födobrist eftersom övriga honor kunde fortsätta att föda upp sina ungar. Huruvida övergivandet av området efter framgångsrik häckning har något med födotillgången att göra har inte studerats. Försöket visar också att det inte sker några omläggningar efter predation i slutet av ruvningstiden eller under ungtiden utan fåglarna upphör med häckningen för säsongen.

Att björktrastarna evakuerar häckningsterrängen snabbt stöds också av många års standardiserad ringmärkning under senare halvan av juli och början av augusti inom området för koloni 3. Under perioden 1983–2001 fångades endast 63 adulta och 58 juvenila björktrastar, vilket bara är sex björktrastar per år. Totalt har vi ringmärkt över 3000 björktrastar inom undersökningsområdet men bara fått fem återfynd under häckningstid. Detta är dock inte överraskande eftersom flertalet märkta fåglar varit boungar som normalt saknar hemortstrohet.

Omläggning och andrakullar

Vi har inga indikationer på att omläggning eller andrakullar förekommer hos björktrasten i fjällbjörkskogen. Läggningsperioderna (Figur 5), särskilt inom säsongen (Figur 5B), visar att äggläggningen är starkt koncentrerad och saknar nämnvärt antal sena kullar. Om omläggning förekom borde det finnas ett betydande antal sena kullar med tanke på den höga tidiga predationen. Förekom andrakullar borde det finnas en andra topp av läggningsdatum ett lämpligt tidsintervall efter den första toppen, men någon sådan topp finns inte. Vi är säkra på att vi inte har missat några sena häckningar eftersom hela det nio kvadratkilometer stora undersökningsområdet genomsköts varje år de sista dagarna av häckningsperioden.

Ett enda år, 1984, var äggläggningen så utsträckt

i tiden (Figur 4) att åtta kullar rent teoretiskt skulle ha kunnat vara andrakullar. Just 1984 var speciellt såtillvida att juni var varm utan köldperioder och med lätta spridda regn. Födotillgången var extremt god tack vare toppår för larver av fjällbjörkmätare. Björktrastarna sågs exploatera denna födokälla i stället för de sedvanliga daggmaskarna. Det kan alltså ha varit de ovanligt gynnsamma betingelserna som fick några par att försöka sig på en andra kull detta år, men i avsaknad av ringmärkta honor saknas bevis. Endast en gång har en säker andrakull hos björktrast konstaterats i de skandinaviska fjällen, nämligen i Budal i Norge. En flerårig undersökning i Staloluokta visar samma sak; en enda kull kunde teoretiskt ha varit en andrakull. Slutsatsen är att de få ungar som undantagsvis kan ha producerats genom omläggningar och andrakullar inte behöver beaktas när man uppskattar ungpåproduktionen i fjällbjörkskogen.

Dödlighet och rekrytering

För att undersöka om en population är självförsörjande med ungar eller beroende av inflyttning från andra populationer måste egentligen alla populationsparametrar vara kända. För björktrasten i Ammarnäs känner vi produktionen av flygga ungar som är 2,11 per par. Dödligheten för de adulta fåglarna har vi kunnat beräkna tack vare ett annat projekt som bedrivits inom koloni 5 under perioden 18 maj–19 jun 1988–2002. Där bedrevs standardiserad nätfångst av fåglar varvid 434 björktrastar fångades. Av dessa var 58% (S.E. 3,4%) äldre än ett år. Under förutsättning att fåglar av olika ålder fångas i korrekta proportioner är andelen adulta fåglar lika med dödligheten hos dessa. Eftersom björktrastbeståndet i Ammarnäs var långsiktigt stabilt kan vi därför uppskatta hur stor överlevnaden för ungarna minst måste vara i genomsnitt under deras första levnadsår. Den måste vara minst 39–40%. Huruvida detta är ett rimligt värde kan vi inte säkert avgöra från egna data eftersom vi inte vet något om ungararnas öden efter utflygningen. Men med tanke på motsvarande data från många olika arter och björktrastens storlek förefaller värdet vara rimligt.

Ungefär två ungar per par och år tycks vara ett rätt typiskt värde för björktrast och andra större trastar. Inte ens hos koltrasten, som studerats noga i naturlig skogsmiljö i Polen, där den lägger två kullar om året, producerades mer än 2,5 ungar per par och år. Den kritiska frågan är överlevnaden bland ungfågeln under det första året. En beräkning för taltrast i England visade på 48% överlevnad under en period av stabilt bestånd och 40% under

en period av populationsnedgång. Vi har inte hittat några tillförlitliga värden för björktrastens ungfåglar, men bedömer ändå att det är högst rimligt att mer än 40% av ungfågeln överlever och därför

kan rekryteras som häckare nästa år. Vår slutsats är därför att björktrasten utgör en självföryngrande population i fjällbjörkskogen i Ammarnäs.

Appendix 1. Periods of inspection and date of first and last first egg in the different colonies and years. M = May, J = June. When the June date is larger than 30 it refers to a July date (e.g. J 32 is 2 July). Shaded cells for colony 2 show unreliable first dates because of deprecations before first visit. *Perioder då kontroller utförts samt datum för tidigaste och senaste första ägg i de olika kolonierna olika år. M = maj, J = juni. När ett juni datum är större än 30 avses datum i juli (t.ex. J 32 är 2 juli). Skuggade celler för koloni 2 anger otillförlitliga tidigaste datum på grund av predation före första besöket.*

	Colony 1		Colony 2		Colony 3		Colony 4		Colony 5		Colony 6										
	First visit	Last egg1	First visit	Last egg1	First visit	Last egg1	First visit	Last egg1	First visit	Last egg1	First visit	Last egg1									
1983									J 12	M 17	J 09										
1984			J 12	J 33		J 12			J 11	J 33	M 17	J 22									
1985			J 19	J 30	J 15	J 32	J 11		J 13	J 32	M 31	J 15									
1986												J 14	J 32	J 03	J 09						
1987	J 12	J 32	M 29	J 08	J 09	J 32	J 02	J 06	J 11	J 32	J 01	J 04	J 08	J 32	M 31	J 10	J 10	J 32	M 30	J 06	
1988	J 07	J 30	M 25	M 30	J 07	J 30	M 28	J 01	J 06	J 30	M 26	J 05	J 08	J 30	M 26	J 08	J 10	J 30	M 28	J 02	
1989																					
1990	J 14	J 33	M 26	J 18	J 14	J 33	M 27	J 03	J 14	J 33	M 24	J 07									
1991	J 08	J 32	M 26	J 06	J 08	J 32	J 06	J 10	J 09	J 32	M 30	J 09	J 09	J 32	M 27	J 08					
1992					J 07	J 26	M 25	M 31	J 07	J 26			J 06	J 26	M 24	J 09	J 05	J 26	M 24	J 01	
1993					J 08	J 30	M 28	J 15	J 07	J 30	M 22	J 08	J 06	J 30	M 20	J 09	J 06	J 30	M 20	J 09	
1994					J 10	J 32	J 01	J 11	J 10	J 32	M 26	J 05	J 08	J 32	M 23	J 10	J 07	J 32	M 23	J 10	
1995					J 08	J 28	J 03	J 09	J 09	J 18	J 01	J 09	J 06	J 28	M 30	J 20	J 05	J 28	M 31	J 10	
1996	J 12	J 30	M 29	J 07	J 07	J 30	M 28	J 13	J 04	J 30	M 27	J 10	J 04	J 30	M 28	J 05	J 03	J 30	M 28	J 05	
1997					J 06	J 30	J 03	J 17	J 07	J 30	J 02	J 19	J 05	J 30	J 04	J 12	J 05	J 30	J 04	J 12	
1998	J 11	J 22	M 27	J 11	J 04	J 29	J 01	J 15	J 02	J 29	M 30	J 11	J 03	J 29	J 03	J 23	J 03	J 29	J 03	J 23	
1999					J 06	J 27			J 05	J 27	M 24	J 08	J 04	J 27	M 26	J 08	J 04	J 27	M 26	J 08	
2000					J 04	J 24	M 21	M 24	J 07	J 24	M 20	J 15	J 07	J 24	M 19	J 04	J 06	J 24	M 21	J 17	
2001					M 26	J 09	M 31	J 04	M 25	J 09	M 21	J 04	M 24	J 09	M 20	J 07	M 24	J 09	M 20	J 07	
2002					J 03	J 26	M 27	M 28	M 28	J 26	M 16	J 16	M 28	J 26	M 19	J 15					

Appendix 2. Number of nests found and inspected in different years. No data for 1986 and 1989. ?* = Active nests that were not inspected before 1992. ?** = No data on fledglings in 2001; study closed before hatching. Calc. = How numbers were calculated from other columns (Col.). *** These totals exclude cells with unknown value.

Antal påräffade och inspekterade bon olika år: Inga data för 1986 och 1989. ? = aktiva bon som inte inspekterades registrerades ej före 1992. ?** = Inga data om antal flygga 2001; studien avslutades före kläckningen. Calc. = Hur antal beräknades från andra kolumner (Col.). *** Dessa totaler exkluderar celler med okänt värde.*

Col. Calc.	Active nests <i>Aktiva bon</i>		Nests with known fate (total loss or successful) <i>Bon med känt utfall (totalförlust eller lyckade)</i>					Nests with unknown fate <i>Bon med okänt utfall</i>				
	insp- ected	not insp- ected	Total	Lost before 1 st visit	Lost after 1 st visit	Depre- dated	Des- erted	Successful: ≥1 young 10 days old	Total	With egg laid	With full clutch	With young hatched
	insp- ekte- rate	ej insp- ekte- rate	Totalt	Förlust före 1:a besök	Förlust efter 1:a besök	Prede- rate	Över- givna	Lyckade: ≥1 unge 10 dagar gammal	Totalt	Med ägg lagt	Med full kull	Med unge kläckt
	A C+I	B	C D+E+H	D	E F+G	F	G	H	I J+K+L	J	K	L
1983	54	?*	54	22	6	6	0	26	0	0	0	0
1984	61	?*	53	2	1	1	0	50	8	0	8	0
1985	95	?*	66	8	5	4	1	53	29	0	7	22
1987	132	?*	115	52	30	27	3	33	17	1	5	11
1988	140	?*	114	48	51	47	4	15	26	0	15	11
1990	74	?*	71	21	9	4	5	41	3	0	0	3
1991	116	?*	90	42	10	7	3	38	26	0	2	24
1992	103	15	97	53	10	9	1	34	6	0	2	4
1993	141	10	138	85	23	14	9	30	3	0	1	2
1994	137	0	115	25	27	11	16	63	22	0	0	22
1995	121	10	82	0	37	16	21	45	39	1	22	16
1996	115	15	104	26	23	19	4	55	11	0	3	8
1997	78	14	62	10	15	12	3	37	16	2	6	8
1998	83	11	47	12	11	10	1	24	36	1	18	17
1999	102	0	92	38	23	18	5	31	10	0	6	4
2000	127	0	124	65	45	31	14	14	3	0	2	1
2001	137	12	66	48	18	12	6	?**	71	3	68	?**
2002	90	9	89	47	22	18	4	20	1	0	1	0
Total	1906	96***	1579	604	366	266	100	609***	327	8	166	153***

Appendix 3. Clutch size in different years and colonies. No survey of any colony in 1986 and 1989. A zero in the N column means that the colony was visited, but no clutch size could be determined. No value means that the colony was not visited.
Kullstörleken för olika år och kolonier. Inga studier gjordes i någon koloni 1986 och 1989. En nolla i kolumn N betyder att kolonin besöktes men att ingen kullstörlek kunde bestämmas. Avsaknad av värde betyder att kolonin inte besöktes.

Year	Colony 1		Colony 2		Colony 3		Colony 4		Colony 5		Colony 6		All colonies	
	m	N	M	sd	N	m	sd	N	m	sd	N	m	sd	N
1983					0						0			0
1984					16					5.13	0.78		5.13	0.78
1985		0	5.75	0.43	16	5.33	0.62	12		5.22	0.72	41	5.61	0.59
1986														87
1987	5.88	16	5.73	0.45	11	5.71	0.45	7	5.80	0.40	5	5.43	0.58	23
1988	6.17	6	5.43	0.73	7	5.60	0.61	15	5.23	0.73	22	5.43	0.56	28
1989														84
1990	5.47	17	5.57	0.49	7				5.62	0.58	21			-
1991	5.37	19	5.40	0.49	5				5.37	0.62	27	5.21	0.61	19
1992			6.00	0.67	9				5.70	0.46	20	5.67	0.49	18
1993			5.43	0.49	7				5.07	0.70	14	5.55	0.61	31
1994			5.25	0.43	4	5.56	0.50	16	5.42	0.62	43	5.49	0.50	47
1995			5.44	0.50	16	5.47	0.62	15	5.54	0.72	68	5.75	0.70	20
1996	5.45	11	5.00	1.00	8				5.16	0.65	49	5.14	0.56	21
1997			5.67	0.58	18				5.58	0.63	26	5.63	0.58	19
1998	5.83	12	4.60	0.66	10				5.00	0.55	20	5.14	0.55	22
1999					0				5.65	0.60	31	5.30	0.78	30
2000			5.31	0.46	16	5.50	0.50	2	5.54	0.50	13	5.00	0.82	18
2001			5.38	0.48	8				5.47	0.72	15	5.35	0.58	54
2002			5.00	0.00	2				5.12	0.47	17	5.12	0.47	17
All	5.58	114	5.37	0.73	158	5.52	0.58	67	5.41	0.66	417	5.35	0.65	432
						5.60	0.61	45	5.60	0.61	45	5.42	0.66	1233

Spring staging of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* in southern Sweden 2007 – estimate of the size of populations using the western and central flyways

Vårrastning av taigasädgås Anser f. fabalis i södra Sverige 2007 – uppskattning av storleken på populationer som nyttjar det västra och centrala flyttstråket

ULF SKYLLBERG & MARTIN TJERNBERG

Abstract

The Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis* is one of few goose species under current decline. The species uses three flyways: the Scandinavian population migrates west of the Baltic Sea and the Bothnian Bay, the Finnish and western Russian populations take a central flyway, and the central Russian population migrates east of the Baltic Sea. On 17–21 March 2007, the number of birds using the western and the central flyways were counted at all staging sites in southern Sweden. During the count, practically the whole western and central flyway populations were concentrated in southern Sweden. We estimated the number of birds at 56,000. Recent estimates suggest that 5000–6000 of these birds breed in Scandina-

via and use the western flyway. This means that approximately 50,000 birds used the central flyway. Assuming that a maximum of 30,000 birds wintered in Germany and used the eastern flyway, the global population of the Taiga Bean Goose amounted to a maximum of 85,000 birds. This is about 15,000 birds less than an estimate from 1999.

*Ulf Skyllberg, Brännavägen 38, 90788 Täfteå, Sweden.
E-mail: ulf.skyllberg@sek.slu.se (corresponding author)
Martin Tjernberg, Swedish Species Information Centre,
Box 7007, 750 07 Uppsala, Sweden*

Received 15 October 2007, Accepted 10 January 2008, Editor: S. Svensson

Introduction

The Taiga Bean Goose is known to breed in the taiga zone from Scandinavia in west to the Ural Mountains in the east. The current estimate (Nilsson et al. 1999) of 90,000–110,000 individuals is based on counts made at the wintering grounds in Sweden, Denmark, England, The Netherlands and Germany. Recent unpublished updates rather points at a population size of 70,000–80,000 individuals (Mooij, pers. comm.). During spring migration three major flyways are known (Figure 1). A western flyway runs from northern Jutland, Denmark and southern Sweden along the west coast of the Bothnian Bay to the breeding grounds in northern Scandinavia (Skyllberg et al. 2008). A central flyway connects the wintering grounds in southeast Denmark and southern Sweden via southwest Finland with breeding grounds in Finland and western Russia (e.g. Nilsson 1984, Nilsson & Pirkola 1991). An eastern flyway runs from eastern Germany via the Baltic countries to breeding areas in western and central Russia (Nilsson et al. 1999). The number of geese using each of these three flyways is not well-

known. As a consequence, the African-European Migratory Waterbirds Agreement (AEWA) only recognizes one single population of the Taiga Bean Goose, comprising its entire breeding range from Scandinavia to east of the Urals. If the species in fact consists of two or more separate populations, their small sizes and likely decline the last decades would classify them as Column A populations, possibly requiring International Action Plans for special protection.

Recently, detailed counts at spring staging sites along the west coast of the Bothnian Bay suggest that 5000–6000 birds take this flyway, making up the Scandinavian population including non-breeders (Skyllberg et al. 2008). These birds are believed to winter in northern Jutland, Denmark, at two major sites in United Kingdom, and in mild winters in southernmost Sweden (southwest Scania). It is unknown to which extent birds using the central and eastern flyways mix or use different wintering sites in southeast Denmark, southern Sweden, Germany and the Netherlands, and therefore counts in wintering quarters cannot currently be linked to the two flyways. In order to estimate the number

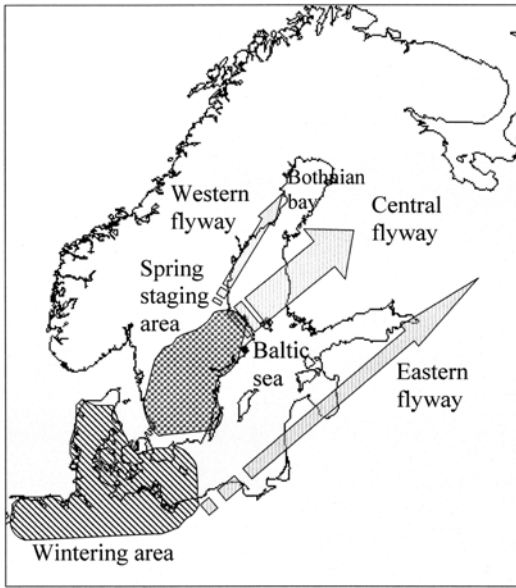


Figure 1. Major wintering area, spring staging area in southern Sweden, and three major flyways of the Taiga Bean Goose.

Huvudområde för övervintring, område för vårrastning i södra Sverige samt tre huvudstråk för vårflyttningen.

of birds associated with each flyway, counts have to be conducted along these flyways during spring or autumn migration. In this study an estimate of the numbers of birds using the western and central flyways during spring is presented. Because of the very early spring of 2007, Taiga Bean Geese using the two flyways west of the Baltic Sea proper were concentrated within a very limited area in southern Sweden during a 2–3 week period in March. Based on counts made for the western flyway in 2002–2006 (Skjällberg et al. 2008) and for both flyways in spring 2007 (this study), it is suggested that the western flyway currently is used by 5000–6000 and the central flyway by approximately 50,000 Taiga Bean Geese.

Materials and methods

Accuracy of counts and estimates

Taiga Bean Geese were counted at feeding grounds, and in some cases at the night roost, by local ornithologists at 43 of 45 selected spring staging sites in 12 counties of southern Sweden (Table 1). Counts were conducted by persons with good local knowledge of the respective staging site and with

experience of counting geese. At some major sites weekly, simultaneous counts were organized by groups of ornithologists, whereas at most sites individual ornithologists with good local knowledge conducted independent counts covering one or more feeding localities. Commonly the best feeding sites were counted almost every day throughout the 2–3 weeks of spring staging. At such sites one experienced counter was asked to come up with an estimate for the whole site, based on many reports from single feeding localities. For our total estimate we used mainly counts conducted during the weekend 17–18 March, but for sites without complete coverage this weekend counts conducted up to a week later were used. These later counts were only used when incomplete counts on 17–18 March revealed no substantial turnover of geese prior to the complete count. Because many persons and sites were involved, the estimates with necessity differ in methodology and accuracy among sites.

Most important for the final estimate is the accuracy of counts performed at sites regularly hosting more than 2000 birds. At the major sites Östen (site 4) and Täkern (site 23), organized counts were conducted on a weekly basis, either at the feeding grounds or during flights to and from the major roosts. At the major site Tännaren (site 42) one organized day-count was undertaken by individual ornithologists covering all feeding grounds, and at Vendelsjön (site 41) the major roost was counted almost daily together with nearby fields. Kvismaren is one major site currently lacking organized counts. The number reported for 18 March included 3460 geese counted on fields used by geese having their night roost in lake Kvismaren. Feeding grounds further east, used by geese night-roosting at Segersjö in lake Hjälmarén, were not counted this day. This group of birds normally makes up approximately 25% of the total number, and therefore another 1140 geese were added for the total count at site Kvismaren. At other major sites such as Skåraområdet (site 28) and sites in south-western Uppland (sites 34–36) the geese are regularly using the same feeding grounds. During staging these sites were visited almost every day by experienced ornithologists. At the site Alunda/Stamsjön (site 39) the only complete count was on 23 March, when 4100 geese were counted at the roost (Stamsjön).

Sites hosting less than 1500 geese are quite restricted in size, often having one suitable night roost and some nearby fields available for feeding. Most of these sites are regularly visited by one or a couple of local ornithologists that typically know

Table 1. Major spring staging sites for Taiga Bean Goose in southern Sweden north of the county of Scania (sites in Scania are considered mainly wintering grounds).

Huvudområden för rastande taigasädgäss i södra Sverige norr om Skåne (skånska lokaler anses vara övervint-ringplatser).

	County <i>Landskap</i>	Staging site <i>Rastlokal</i>	Estimate <i>Uppskatning</i>	Date of count <i>Räkningsdatum</i> March <i>mars</i>
1	Halland	Getterön	0	17
2		Kungsbackafjorden	0	17
3	Västergötland	Veselången	0	17
4		Östen	6000	24
5	Närke	Vibysjön	270	10
6		Kvismaren/Segersjö	4500	17
7		Tysslingen	1400	17
8	Värmland	Ölmeviken	250	21
9	Västmanland	Fellingsbro	200	17
10		Köping	380	17
11		Hallstahammar	400	17
12		Tidö/Asköviken	700	18
13		Hedensberg/Tortuna	700	22
14		Solinge/Frövisjön	700	17
15		Lisjö/Gnien	230	14
16		Västerfärnebo	1600	17
17		Lisselbo/Saladamm	350	14
18	Småland	Skatelövsfjorden	0	17
19		Lidhemssjön/Djurle myr	0	17
20		Nisten/Nöbbele	0	17
21		Mörlundaslätten	760	21
22	Öland	Askelunda	400	
23	Östergötland	Täkern	2590	17
24		Ringstad mosse	750	18
25		Svensksundsviken	200	19
26	Södermanland	Floda/Jägern	250	18
27		St Malsomr/Stensjön	400	18
28		Skåraområdet	2100	24
29		Stenkvista/Rossvik	700	17
30		Vingåkersslätten	100	18
31		Sätterstamaden	?	
32	Uppland	Ransta	?	
33		Altuna/Revelstasjön	400	18
34		Fjärdhundra/Örsundaån	2000	18
35		Torstuna/Alstasjön	3000	18
36		Hjälstaviken	2100	18
37		Veckholm	900	20
38		Frötuna/Hederviken	800	17
39		Alunda/Stamsjön	4100	23
40		Lena/Husbydamarna	600	21
41		Vendelsjön/Vendelådalen	3400	17
42		Tämnaren	8200	22
43		Ledskär	400	24
		Additional minor sites	*2500	17–21
44	Dalarna	Hovran/Flinesjön/Krylbo	800	17
45	Gästrikland	Torsåker	250	17
	Sweden		55 300	
	Denmark + Finland		750	
	Western and central flyways		56 050	

*Lagga 650, Hosjön 500, Alasjön 350, Hagalund 350, Huddunge 200, Övre Föret 150, Rasbo 150, Fysingen 150

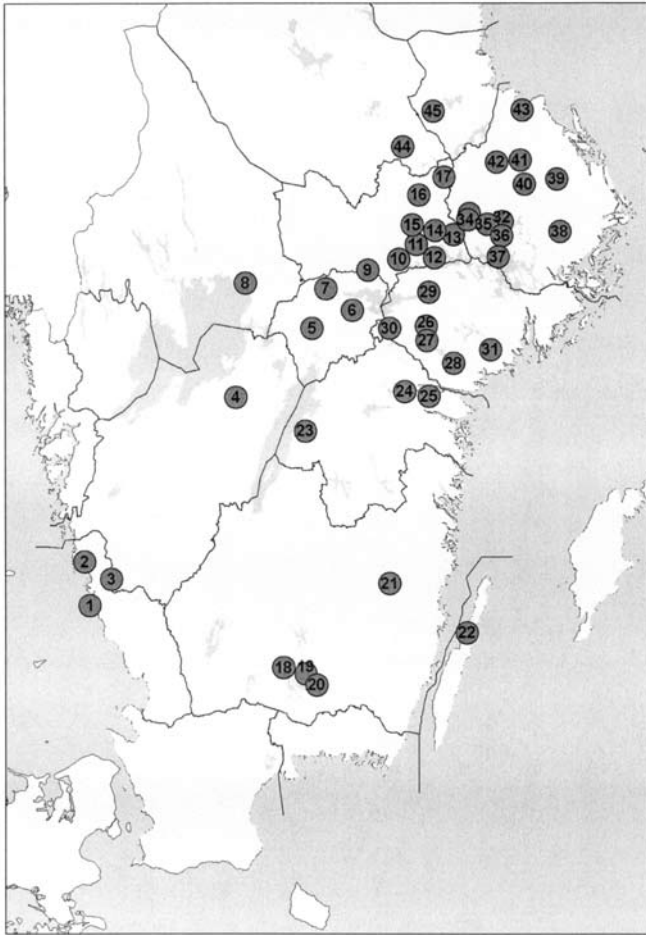


Figure 2. Spring staging sites of Taiga Bean Geese in southern Sweden. Site names are listed in Table 1.

Rastlokaler under vårflyttningen för taiga-sädgås i södra Sverige. Lokalernas namn återfinns i Tabell 1.

the site and the number of staging geese very well. Thus, counts at smaller sites should be reliable both regarding coverage of the whole site and accuracy of reported numbers. Some minor sites, however, known or believed to host more than 400–500 Taiga Bean Geese, have insufficient documentation, both historically and in spring 2007. Such sites are no. 26, 31, 32 and 33. Also these sites are included for completion. Data reported for site 5 are as early as from 10 March and for sites 14 and 17 from 14 March. These are all sites known to regularly host more birds than reported in 2007. In lack of counts conducted during the period 17–21 March, we rely on the conservative (at site 5 obviously incomplete) estimates prior to these dates. In the county of Uppland, a number of minor sites which have not been known to regularly host more than a couple of hundred birds are included with a total of 2500 birds in Table 1.

Results

In Table 1 we have listed 45 sites in southern Sweden reported to regularly host at least 400–500 Taiga Bean Geese during spring migration. The geographical location of these sites is illustrated in Figure 2. The geese mainly use large agricultural plains west and east of lake Vättern (counties of Västernorrland and Östergötland), the plain west of lake Hjälmaren (Närke) and the plains surrounding lake Mälaren in the counties of Västmanland, Södermanland and Uppland. In the outskirts of the major agricultural areas also sites hosting a smaller number of geese have been included in Table 1 (e.g. site 8 – the most north-western site, site 45 – the northernmost site). It should be noted that later in spring also sites further north in Sweden are used but these sites did not host any Taiga Bean Geese during the study period and are therefore not included in Table 1.

Discussion

Double counts

Because Taiga Bean Geese have been observed to stay on average one week at their northern spring staging sites (e.g. Skyllberg et al. 2008), and are believed to migrate at least 300–500 km to the next stop-over, double counts can be minimized by selection of a period with little movement of migrating geese. Major movements were observed in the period 9–13 March, when there was a migration of birds from the southern parts of the spring staging area (e.g. counties of Småland and Halland) to the northern parts. Migration movements during the period 15–24 March were small, but from 26 March and further on the Taiga Bean Geese using the central flyway began leaving their sites in Sweden for staging sites in western Finland and Russia. On 26 March more than 2500 birds reached their staging sites at Kristinestad in western Finland (Ismo Nousiainen, pers. comm.). The last major movement along the central flyway was on 13–15 April when large numbers of migrating Taiga Bean Geese were observed leaving Uppland over the Bothnian Sea. These dates also the western flyway, along the west coast of the Bothnian Bay, was used by at least 1500 Taiga Bean Geese. Observations of neck-banded geese indicate some exchange of geese between neighbouring staging sites in Uppland (Bern 2005), but likely these local movements are quite random and therefore should be cancelled out in our estimates.

East of lake Vättern, a major movement was observed on 9–10 March when Taiga Bean Geese were leaving their early spring staging sites in southern Småland (sites 18–20). These geese most likely ended up at sites in Östergötland, Sörmland and Uppland. West of lake Vättern, the most important staging site is lake Östen. This site is believed to receive geese from Jutland, Denmark and/or Halland (sites 1 and 2), and Veselången (site 3) but also from southwest Scania (in February and early March). Already Rosenius (1937) recognized the flyway from Jutland, via Halland, to sites west and northwest of lake Vättern, and attributed it to Scandinavian birds. Based on regular counts, estimates at Östen for the periods 4–14 March, 16–24 March and 23 March–4 April were 5600, 6000 and 5200, respectively. No geese were observed at sites south of Östen (and west of lake Vättern) after 17 March.

In order to minimize effects of possible movements from the southernmost sites to northern sites, available counts conducted in the beginning

of the period was used for the estimate at sites in the northern range of the area (mainly counties of Uppland and Västmanland), and counts conducted in the end of the period, was used for southernmost sites. Also at the southernmost site along the eastern corridor of lake Vättern (Mörlunda slätten, site 21), counts late in the period (21 March) was used. Similar to the western corridor, no geese were observed south of this site on 17 March. Site 28 (Skåraområdet) held about 2000 geese during several weeks, both before but mostly after the period of 17–21 March and therefore we used the maximum count from 24 March. This site is situated far to the east (Figure 2). Because only very few geese were observed at sites south of site 28 after 12 March (and numbers of geese were stable at nearby sites 24 and 25) the geese reported on 24 March at site 28 can be expected to have been staging in the area at least a week.

Sources of error due to possible double counts are mainly associated with estimates at sites 39 and 42. These sites are situated in the northern parts of the covered area and counts used in the end of the period are used for the estimate. The reason for this is that a complete count covering the whole area of feeding fields at Tännaren, which is a large staging site with many roosts and feeding sites around this big lake, was only conducted on 22 March. Similarly, the only complete count of site 39 was from 23 March. As no major movements were observed during the period 17–23 March, possible double counts should have involved only a small number of geese. It is likely that this number was smaller than the number of geese at minor staging sites that were unknown and at the few sites (e.g. 31 and 32) known to host at least 200–300 geese that were not counted in 2007.

Population estimates

During the five day period 17–21 March there were no flocks of Taiga Bean Geese remaining at their wintering grounds in United Kingdom (normally a total of about 1000 individuals stay over winter at two sites). At Rosvang in northern Jutland a flock of 350 Taiga Bean Geese were reported on 17 March. No observations of flocks of Taiga Bean Geese were made from the wintering sites in the county of Scania, Sweden. Only about 400 birds were reported from the major staging sites in the area of Kristinestad, Finland on 22 March. The early spring even emptied the major spring staging sites in southern Småland (sites 18–20) as early as in the first week of March, which is very unusual

(Ronny Johansson, pers. comm.). This situation, with largely all Taiga Bean Geese concentrated to their spring staging sites north of central Småland and Västergötland, was very beneficial in order to get a reliable estimate of the western and central flyway populations. This situation may not be common, and counts the coming years will show whether population estimates will depend on the proceeding of spring and spring migration patterns.

In total, we estimate that about 55,000 Taiga Bean Geese were staging in southern Sweden on 17–21 March, and together with approximately 1000 birds in Denmark and Finland our total estimate is approximately 56,000 Taiga Bean Geese. Of these birds, about 6000 belong to the Scandinavian breeding population, using the western flyway along the Bothnian Bay (Skjyllberg et al. 2008). The remaining approximately 50,000 Taiga Bean Geese is our estimate of the central flyway population. According to Heincke (pers. comm.) about 30,000 Taiga Bean Geese are wintering in the Netherlands and Germany, and they belong to the eastern flyway. This means that the global population of the Taiga Bean Goose may amount to approximately 85,000 individuals. This estimate is lower than the current published estimate of 90,000–110,000 birds (Nilsson et al. 1999), but in line with recent unpublished estimates based on counts at wintering grounds (Mooij, pers. comm.). This result further supports recent speculations about a significant decline of the world population of the Taiga Bean Goose and emphasizes the importance of a possible update of the classification of the species according to AEW categories. We also suggest that discussions about National and International Action Plans should be initiated in order to secure a positive conservation status of the populations of three flyways.

Acknowledgements

We would like to thank contact persons and counters at all sites. The contact persons at each site or group of sites have been: Claes-Göran Ahlgren – site 3, Kent-Ove Hvas – 4, Ragnar Edberg – 5–7, Ulf T. Carlsson – 8, Jan-Erik Malmstigen – 9, Jörgen Lindberg – 10, Ulf Carlson – 11, Marcus Rhenberg – 12–14, Sören Larsson – 15, Ralf Lundmark – 15, Daniel Green – 16, Kalle Källebrink – 17,32, Ronny Johansson – 18–20, Niclas Strömberg – 21, Lars Gezelius – 23–25, Jukka Väyrynen – 26–31, Martin Tjernberg – 33–37, Tommy and Anders Eriksson – 38, Mats Edholm – 39, Mats Wilhelm and Lars Bern – 40, Thomas Pless – 41, Ulric Lötberg –

42, Joacim Djerf – 43, Berndt Söderlund – 44. Per Hansson is acknowledged for producing Figure 2.

References

- Bern, L. 2006. Rastande sädgäss i Lena-Vendelområdet våren 2004 och 2005. *Fåglar i Uppland* 33(3): 16–25.
- Nilsson, L. 1984. Migrations of Fennoscandian Bean Geese *Anser fabalis*. *Swedish Wildlife Research* 13: 83–106.
- Nilsson, L. & Pirkola, M.K. 1991. Migration pattern of Finnish Bean Geese *Anser fabalis*. *Ornis Svecica* 1: 81–92.
- Nilsson, L., van den Bergh, L., & Madsen, J. 1999. Taiga Bean Goose (*Anser fabalis fabalis*) Pp 20–36 in *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. (Madsen, J., Cracknell, G.S. & Fox, A.D., eds.) Wetlands International Publications No. 48.
- Rosenius, P. 1937. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Band IV. Lund.
- Skjyllberg, U., Hansson, P., Bernhardtson, P. & Naudot, E. 2005. The roost-feeding area complex of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* in the Ume River Delta Plains, Sweden – foraging patterns in comparison with Greylag Goose *Anser anser*, Whooper swan *Cygnus Cygnus* and Eurasian Crane *Grus grus*. *Ornis Svecica* 15: 73–88.
- Skjyllberg, U., Hansson, P., Andersson, Ö., Bernhardtson, P., Gustafsson, R., Laisfeldt, M., Naudot E., & Nordlund, M. 2008. Spring Staging, Flyways and Population Estimate of the Northern Scandinavian Taiga Bean Goose (*Anser f. fabalis*) in 2002–2006. *Die Vogelwelt*. In Press.

Sammanfattning

Taigasädgäsen *Anser fabalis fabalis* häckar inom taigazonen från Skandinavien i väster till Uralbergen i öster. Enligt Nilsson m.fl. (1999) består världspopulationen av 90.000–110.000 individer. Räkningar av övervintrande taigasädgäss under de senaste decennierna pekar dock på en minskning och antalet individer kan vara så lågt som 70.000–80.000. Tre viktiga flyttstråk nyttjas av taigasädgäsen under vårflyttningen (Figur 1). Ett stråk löper från södra Sverige på västra sidan av Bottniska viken till rastplatser i Väster- och Norrbotten. Detta västliga flyttstråk nyttjas av den skandinaviska populationen av taigasädgäs. Skjyllberg m.fl. (2008) har nyligen beräknat att det västliga flyttstråket nyttjas av ca 6000 individer under vintern. Det centrala flyttstråket går från Mälardalen/Uppland ut över södra Bottenhavet mot sydvästra Finland (t.ex. Nilsson & Pirkola 1991) och nyttjas av taigasädgäss häckande i norra Finland och västra Ryssland. Det östra flyttstråket löper på den östra sidan av Östersjön från norra Tyskland via Baltikum till häckningsområden i första hand Ryssland (Nilsson m.fl. 1999). Antalet sädgäss som nyttjar vart och ett av dessa tre flyttstråk är fortfarande inte klarlagt och kunskapen om kopplingen mellan

flyttstråk, häckningsområden och övervintringsområden är fortfarande mycket bristfällig. En konsekvens av detta är att AEWA (African-European Migratory Waterbirds Agreement) endast anger en population av taigasädgås som omfattar rasens hela utbredningsområde. Om taigasädgåsen i själva verket består av två eller flera avgränsade populationer med skilda häckningsområden och flyttvägar är sannolikt storleken av dessa populationer så små, och dessutom minskande, att en klassificering som s.k. Column A population i AEWA kan vara aktuell. Det skulle i sin tur betyda att Sverige och andra nationer inom AEWA med ansvar för taigasädgåsen åläggs att upprätta nationella och internationella aktionsplaner för att säkerställa bevarandestatus och verka för en positiv populationsutveckling.

I föreliggande studie har vi beräknat summan av antalet taigasädgås som under 2007 nyttjade det västra och centrala flyttstråket, dvs. de två stråk som löper väster om Österjsjön. Under en två- till treveckorsperiod i mars var alla taigasädgås som flyttar längs dessa två stråk koncentrerade till rastplatser norr om en öst-västlig linje mellan Småland och södra Västergötland och söder om en linje mellan södra Gästrikland och Södra Värmland (Figur 2).

Material och metoder

Taigasädgås räknades av lokala ornitologer på 43 av 45 kända vårrastplatser inom 12 landskap i Götaland och Svealand (Tabell 1). På vissa större lokaler (t ex Östen och Tåkern) genomfördes veckovis, organiserade räkningar, men på de flesta rastplatser nyttjades räkningar utförda av oberoende lokala ornitologer. På varje lokal utsågs en kontaktperson med mycket god kunskap om gässens vanor i området, som i slutändan vägde ihop den samlade informationen till ett uppskattat antal taigasädgås för perioden 17–21 mars. Perioden karakteriserades av få större gåsrörelser mellan olika lokaler, vilket minimerade risken för dubbelräkningar. I de allra flesta fall nyttjades räkningar utförda under helgen den 17–18 mars. I de fall räkningar saknades för den perioden nyttjades i första hand data efter 17–21 mars för lokaler i den södra delen av räkningområdet och data före 17–21 mars i den norra delen av området. Detta förfarande minimerade ytterligare risken för dubbelräkningar eftersom gåsen rör sig från den södra till den norra delen av området under mars månad. Undantag för regeln gjordes i några fall för att kunna nyttja heltäckande räkningar för t.ex. Skåraområdet (lokal 28),

Alunda/Stamsjön (lokal 39) och Tännaren (lokal 42) samt för att ge minimiantal för lokalerna 5, 15 och 17 (Tabell 1).

Dubbelräkning

Eftersom väldigt få flyttningsrörelser noterades under perioden 15–24 mars kan eventuella dubbelräkningar anses vara små och sannolikt försumbara i förhållande till övriga felkällor under räkningsperioden. Större flyttningsrörelser noterades 9–13 mars då sädgäss sträckte från lokaler i den södra delen av rastområdet mot nordost till lokaler i framförallt Västmanland och Uppland (Figur 2). Sedan var sädgässen stationära under ca två veckor innan nästa sträckperiod inföll 25–26 mars då sträcket längs det centrala flyttstråket över södra Bottenviken aktiverades. Den 26 mars nådde minst 2500 taigasädgäss rastplatser vid Kristinestad i sydvästra Finland (Ismo Nuousiainen, pers. comm.).

Populationsuppskattning

Totalt 55.300 taigasädgäss räknades på de 45 rastlokaler under perioden 17–21 mars (Tabell 1). Om man beaktar att ytterligare 750 taigasädgäss uppehöll sig på Jylland och i västra Finland, så blir totalantalet för det västra och centrala flyttstråket ca 56.000 taigasädgäss. Cirka 6000 av dessa gäss fortsätter längs det västra flyttstråket till sina Skandinaviska häckningsområden, varför våra beräkningar pekar på att 50.000 taigasädgäss nyttjade det centrala flyttstråket över södra Bottenhavet (Figur 1). Enligt Heincke övervintrade cirka 30.000 taigasädgäss i Holland och nordöstra Tyskland under 2007. Dessa gäss antas flytta genom Baltikum längs det östra flyttstråket. Resultatet av räkningarna i Sverige våren 2007, tillsammans med uppskattningen från Holland och Tyskland, pekar på att världspopulationen av taigasädgås i nuläget uppgår till ca 85.000 individer. Detta antal är lägre än vad som rapporterades av Nilsson m.fl. (1999) och i nivå med inofficiella noteringar från det senaste decenniet (Mooij, pers. comm.). Vintern 2006–2007 var mycket mild och betingelserna under våren mycket gynnsamma för denna typ av räkning, eftersom i stort sett hela beståndet av taigasädgås uppehöll sig inom ett begränsat område i norra Götaland och södra Svealand. Frågan om taigasädgåsen flexibilitet att välja olika flyttvägar, väster eller öster om Östersjön, beroende på vinterns stränghet samt vårens utveckling kan endast besvaras av framtida räkningar i kombination med individmärkning.

Resultat av 20 års holkstudier – främst rörande svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca*

A 20-year study of a nest-box breeding bird population with special regard to the Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca

JAN-ERIC NILSSON

Abstract

Breeding activities in 133 nest-boxes of varying sizes, erected in mainly deciduous woods in Linderås, south-eastern Sweden (57°58'N; 14°15'E), were recorded from 1986 to 2005. In total, 1841 pairs representing 15 species bred in the boxes; mean occupancy was 75%. The Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* was the most frequent species. Its population numbers showed no significant trend while its fluctuation pattern largely paralleled those of two contemporary Swedish studies. Dates of spring arrival and start of egg-laying varied independently without any trend. Mean clutch size was 6.32, equalling those obtained in other Swedish studies, even though the pro-

portion of 6-egg clutches and mean number of fledglings (4.26) were significantly lower. Only 40% of the breeding attempts were entirely without losses, such as failed hatching (8% of 6370 eggs), predation, or usurpation by other species. A total of 550 incubating females and 3653 nestlings were ringed of which 12% and 0.3%, respectively, returned to the study area in the subsequent season. Of females that returned, 41% reappeared in the first and 48% in the second ensuing season.

*Jan-Eric Nilsson, Sänninge Brohagen 1, 573 97 Tranås.
E-mail: brohagen1@glocalnet.net*

Received 7 January 2008. Accepted 14 February 2008. Editor: S. Svensson

Inledning

De nedan redovisade studierna är genomförda i Linderås socken, belägen mellan Tranås och Gränna i norra Småland. Ända sedan 1957 har jag haft holkar uppsatta i området – antalet har dock varierat mellan olika perioder och ambitionsnivån vad gäller insamling av häckningsdata har också varierat. Efter att permanent ha flyttat tillbaka till mina gamla hemmamarker beslöt jag att från 1986 utföra mer strukturerade holkstudier, bl.a. inspirerad av ett holkprojekt med många deltagare som vid denna tid leddes från Ekologihuset i Lund och i vilket jag deltog samtliga år.

Det är ett ansenligt faktaunderlag som insamlats under årens lopp. Något egentligt mål hade jag inte med undersökningen när den startade, utan hela projektet byggde dels på den allmänna nyfikenhet på vad som händer i vår fågelfauna, dels på det behov som vi amatörornitologer har av att dokumentera, registrera och jämföra. Hela materialet hade sannolikt hamnat i min bokhylla om jag inte läst en tänkvärd artikel i denna tidskrift (Enemar 1998), där bl.a. just denna problematik diskuterades – det stora avståndet mellan oss amatörer och den veten-

skapliga världen, vilket ofta resulterar i att värdefullt material blir kvar i pärmar och byrålådor. Jag tog kontakt med Anders Enemar och han bedömde materialet vara så intressant, att han på ett helt enastående sätt ställde upp som mentor och skickligt ställde sina kunskaper till mitt förfogande och lot-sade mig därmed fram till denna artikels tillkomst.

Som framgår nedan är det två arter som helt dominerar beläggningen i de undersökta holkarna, den svartvita flugsnapparen och talgoxen. Förutom en inledande presentation av hela det häckande beståndets numerär och sammansättning under de 20 åren, har jag valt att presentera häckningsdata m.m. endast för den förstnämnda arten. Den svartvita flugsnapparen är sannolikt en av våra mest utforskade fågelarter (se t.ex. Lundberg & Alatalo 1992). I denna artikel kommer jag dock att i huvudsak begränsa jämförelserna till ett antal liknande svenska långtidsstudier.

Biotopbeskrivning

Undersökningsområdet präglas av lövskogs- och jordbruksmarker. Inslaget av barrskog får anses som litet, åtminstone med småländska mått mätt.

De dominerande trädslagen är al, asp, hägg och björk. Men det finns också spridda bestånd av ädellövskog. Stora områden kan betecknas som hagmark och betas av boskap (numera främst köttdjur). Vissa delar är igenväxna med buskar och mer eller mindre ogenomträngliga snår, vilket bl.a. främjat etableringen av en stabil stam av hasselmus *Muscardinus avellanarius*. Flera bäckar ("sur-drag") genomkorsar området. Fåglarnas tillgång till naturliga trädhål var inledningsvis god, men har efter senare års avverkningar och stormar minskat. Den mindre hackspetten *Dendrocopos minor* finns kvar i området, även om beståndet minskar.

Metodbeskrivning

Under perioden 1986–2000 fanns 133 holkar uppsatta. Från 2001 var jag av olika anledningar (biotopförändringar m.m.) tvingad att ta bort vissa holkgrupper och antalet undersökta holkar minskade till 94. Avståndet mellan holkarna var mellan 15 och 30 meter och de satt i grupper med 10 eller 15 stycken. Avståndet mellan grupperna var 50–300 meter. Samtliga holkar var av traditionell "låd-typ" och helt öppningsbara (framsidan). Alla holkar satt på en höjd av endast 1,9–2,2 meter för att underlätta såväl studier som ringmärkning. Antal holkar av olika typer var åren 1986–2000 följande: 87 små holkar med håldiameter 35 mm, 32 medelstora holkar med håldiameter 50 mm och 14 större holkar. Under perioden 2001–2005 var motsvarande antal 68, 17 respektive 9. Holkarna med håldiameter 35 mm var de som främst användes av flugsnapparna. De hade en bottenyta på 12×12 cm.

Holkarna besöktes med få undantag minst en gång per vecka från mitten av april till början av juli. Även senare häckningar följdes upp. Oftast blev det fler än ett besök i veckan, främst under perioden från färdigt bo till dess att första ägget lagts, då vissa holkar kontrollerades mer eller mindre dagligen. Totalt registrerades 24.362 olika häckdata (1218 per år) och den bedömda "arbetsinsatsen" var ca 1800 timmar (ca 90 tim/år).

När jag i den fortsatta redovisningen analyserar beståndsutvecklingen för de olika arterna tar jag endast med de 94 holkar som under samtliga 20 år suttit på samma plats. I övriga redovisningar (äggläggningsdatum, kullstorlek etc.) använder jag dock hela materialet. När jag redovisar antalet häckningar av olika arter är kriteriet för en häckning att minst ett ägg lagts. Det gäller även svartvit flugsnappare i de 94 holkar som använts för att analysera denna art. Uppgifterna om kullstorlek

Tabell 1. Beläggningen i 133 holkar 1986–2000 och 94 holkar 2001–2005. Endast förstakullar medräknade. Occupancy of 133 nest-boxes in 1986–2000 and 94 nest-boxes in 2001–2005. Only first clutches included.

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Total	
Svartvit flugsnappare																						
<i>Ficedula hypoleuca</i>	58	72	62	75	62	56	52	63	56	61	40	45	44	46	63	53	41	35	34	36	1054	
Talgöxe <i>Parus major</i>	24	20	27	36	47	45	30	39	26	16	24	27	25	32	23	23	20	35	24	23	566	
Entita <i>Parus palustris</i>	10	2	7	2	1	4	3	4	1	2	1	1	-	-	-	2	-	1	1	1	43	
Tallita <i>Parus montanus</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	
Svartmes <i>Parus ater</i>	1	-	1	3	4	6	2	2	-	-	-	-	1	1	-	1	1	2	1	1	26	
Blåmes <i>Parus caeruleus</i>	-	-	5	3	3	3	2	4	1	4	3	-	1	7	-	2	-	7	4	7	56	
Nötväcka <i>Sitta europaea</i>	-	-	1	-	2	1	1	1	5	-	2	-	-	2	-	-	-	1	2	2	20	
Stare <i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	1	2	3	1	1	1	2	1	5	5	3	2	2	4	3	3	2	2	45	
Göktyta <i>Jynx torquilla</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	3	
Rödhake <i>Erithacus rubecula</i>	-	1	4	3	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	1	1	-	-	-	14	
Sädesärla <i>Motacilla alba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	3	
Pilfink <i>Passer montanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
Storskrake <i>Mergus merganser</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	
Kattuggla <i>Strix aluco</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	5	
Kaja <i>Corvus monedula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	
Summa Sum	94	98	109	125	123	116	92	114	93	86	75	81	73	91	91	87	69	84	68	84	72 1841	

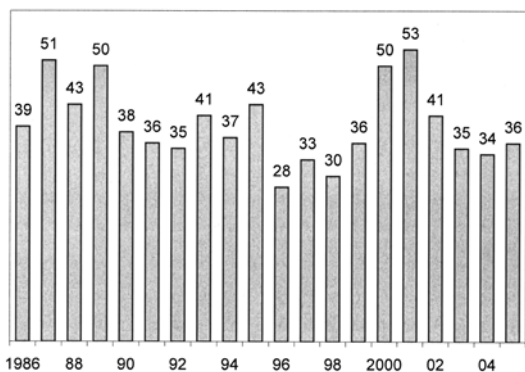
och häckningsresultat utgår däremot endast från fullagda kullar.

Datum för första äggets läggning kunde i många fall fastställas exakt. I övriga fall beräknades detta datum utifrån förutsättningen att ett ägg lades per dygn. Ett stort antal kontroller visade, att detta beräkningssätt är helt tillförlitligt. Vad gäller datum för den förste hanens ankomst bedömer jag säkerheten vara plus/minus en dag. Under den aktuella perioden gjordes dagliga turer i området för att så säkert som möjligt fastställa ankomstdatum.

Resultat och diskussion

Det holkhäckande beståndet

Tabell 1 visar hur de 1841 påbörjade häckningarna (minst ett ägg lagt) under perioden fördelade sig på olika arter. I likhet med andra studier är det två arter som helt dominerar – den svartvita flugsnappare (57%) och talgoxen (31%). Tillsammans svarar de således för 88% av antalet häckningar. En motsvarande undersökning i Jämtland (Sjöberg 2006) visar ett liknande resultat (86%). När det gäller talgoxe och svartmes tog jag endast med konstaterade förstakullar, inte omläggningar eller andrakullar. Det var i övrigt bara en art som häckade i mina holkar under samtliga 20 år – staren. Arten minskade dock drastiskt i området. Under 1960- och 1970-talen var situationen helt annorlunda, då det var mer eller mindre slagsmål om de lämpliga holkarna. En anledning till denna minskning anges ibland vara



Figur 1. Antal påbörjade häckningar av svartvit flugsnappare i 94 holkar uppsatta på samma platser genom de 20 åren 1986–2005. Medelvärde för alla säsonger var 39,5 häckningar.

Number of Pied Flycatcher clutches started in 94 nest-boxes that were present in identical positions throughout the 20 seasons 1986–2005. Mean of all seasons was 39.5 breeding attempts.

den minskade arealen av betesmarker med djur. Detta äger dock ingen giltighet i mitt område, där djurhållningen varit tämligen konstant, trots att mjölkorna bytts ut mot köttdjur och hästar.

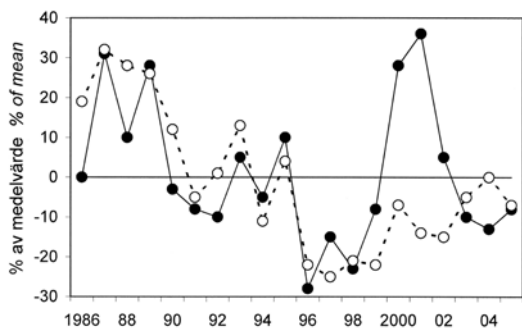
Svartmesen och rödhaken uppvisade temporära uppgångar, men saknades också många år. I övrigt var det som synes fråga om ströhäckningar. Beläggningen i holkarna var i genomsnitt 75% när det gäller förstahäckningar. De tomma holkarna användes för omläggningar och andrakullar av främst talgoxe.

Beståndsutveckling

Antalet par av svartvita flugsnappare som startade häckningar (minst ett ägg lagt) framgår av Figur 1. I materialet ingår endast de 94 holkar som suttit på samma plats under hela perioden. Av de 789 häckningar som påbörjades (genomsnitt 39,5 holkar/år) var det endast 21 som inte ledde till fullagd kull (2,7%). I elva av fallen kunde ingen orsak konstateras, häckningen avbröts utan känd anledning. I en holk påträffades honan död utan synliga skador och i de återstående fallen blev flugsnapparna bortkörda av andra djur, i fem fall av hasselmus, två av göktyta och lika många av talgoxe.

Beståndet i det aktuella området var långsiktigt stabilt. En svag tendens till växling mellan tre till fyra ”goda år” och lika många efterföljande ”dåliga år” kan skönjas i tabellen. Till de goda åren räknas 1987–1989 och 2000–2002 och en mindre uppgång kan också ses 1993–1995. Mellanliggande år visade beståndet siffror under genomsnittet. Tidsperioden är alltför kort för att man skall kunna bedöma om det bara är fråga om tillfälligheter eller om det finns en mer långsiktig tendens i den antydda cykliska dynamiken. Om det senare skulle vara fallet bör det åter ske en uppgång under åren 2006–2008 (2006 blev det 40 häckningar dvs. en mindre uppgång, likaså 2007 med 44 häckningar).

Hur det svenska beståndet av svartvit flugsnappare utvecklats generellt sedan 1986 förefaller oklart. Enligt Svensk Fågeltaxering (Lindström & Svensson 2007) minskade beståndet under perioden 1986–1984, men har därefter hållit sig oförändrat eller ökat. Fågelstationernas standardiserade fångster visade varken vår eller höst några signifikanta trender åren 1986–2005 (Lindström m.fl. 2007, Falsterbo fågelstations hemsida). Det tycks finnas stora regionala skillnader. I Figur 2 visas en jämförelse mellan mitt material och den tidigare nämnda studien i Jämtland. Intressant är att notera att båda undersökningarna under åren 1986–1996 (11 år) är mycket samstämmiga i beståndsvaria-



Figur 2. Jämförelse mellan beståndsutvecklingen för svartvit flugsnappare i denna undersökning (●) och en i Jämtland (○) (Sjöberg 2006). Talen ges som procent av medelvärdena. *Flycatcher population fluctuations, expressed as deviations from the means for all seasons, in this study (●) and a study in the province of Jämtland, northern Sweden (○) (Sjöberg 2006).*

tionen ($r=0,87$, $p < 0,001$). Räknet på hela undersökningsperioden blir motsvarande siffror: $r=0,52$, $p < 0,02$. Samma fenomen framträder vid jämförelse med en långtidsstudie i Närke (Schölin 2007), dvs. en samvariation fram t.o.m. just år 1996, varefter utvecklingen även här skiljer sig från mina resultat. Noterbart är också, att den markanta uppgången av beståndet i mitt område 2000–2002 inte hade någon motsvarighet vare sig i Jämtland eller i Närke. Huruvida orsakerna till dessa regionala skillnader i beståndsutvecklingen står att finna inom de aktuella områdena eller i artens vinterkvarter är oklart.

Ankomst och äggläggning

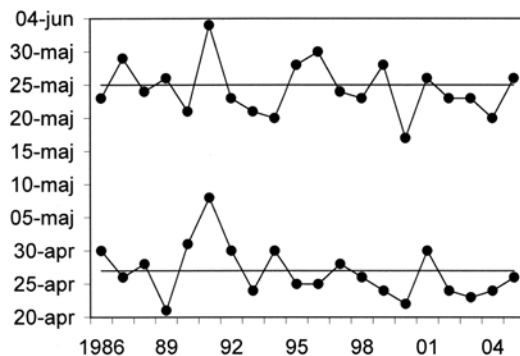
I Figur 3 presenterar jag datum dels för de första hanarnas ankomst till området, dels för värpstarten. I den tidigare nämnda studien i Jämtland fanns ett tydligt samband mellan dessa två variabler, medan det i mitt material inte finns någon samvariation ($r=0,34$; $p > 0,10$). Inte heller fanns det någon trend i vare sig hanarnas ankomst ($-0,25$ dagar per år; $r=0,38$; $p > 0,05$) eller värpstart ($-0,14$ dagar per år; $r=0,19$; $p > 0,10$). En långtidsstudie i mellersta Värmland (Borgström & Schütt 2006) visar att arten numera anländer nio dagar tidigare än vid undersökningens start 1938.

När den första hanen anlant brukade det dröja ca en vecka innan den första honan observerades. Några detaljstudier över i vilken takt beståndet sedan fylls på i området gjordes inte men förloppet tycktes variera kraftigt mellan åren. Datum för de olika kullarnas värpstart skulle möjligen kunna ge en indikation på i vilken takt honorna anlände till

området. I Tabell 2 redovisas därför värpstarten i femdagarsperioder. Här framträder stora skillnader mellan åren. Vissa år är värptiden mycket koncentrerad (t.ex. 1986, 1995), andra tydligt förlängd (t.ex. 1987, 1992, 1999) medan det ibland kan skönjas flera toppar (t.ex. 2005). Vad som orsakar denna spridning av häckstarten (fåglarnas ankomst) blir endast spekulationer, men torde ha sin förklaring i bl.a. väderläget och därmed sammanhängande betingelser under den senare delen av flyttningen genom norra Europa.

När det gäller de sena kullarna (sista halvan av juni) kan orsakerna givetvis vara flera. Kanske handlar det helt enkelt om sent anlända honor och/eller omläggningar. En annan orsak skulle kunna vara att det vissa år fanns ett överskott på honor och att dessa fick invänta en sent anländande hane, eller en, som redan hade en ruvande hona i en annan holk. Det är väl känt att flugsnapparhanen har polygama böjelser. Det ska noteras, att jag aldrig kunde konstatera någon omläggning eller andrakull hos arten, trots att de flesta honor ringmärktes under början av ruvningsperioden. Någon ringmärkt hona hittades aldrig vid kontroll av de sena kullarna. Detta tyder på att omläggningar hos svartvit flugsnappare, om de alls förekommer, är begränsade till äggläggningsperioden.

Bobyggnaden tog i allmänhet ca 4–7 dagar (75%), ibland endast tre dagar (9%), men det kunde också ta längre tid 8–11 dagar (16%). Genomsnittstiden för de 88 fall jag kunde följa var ca sex dagar. När

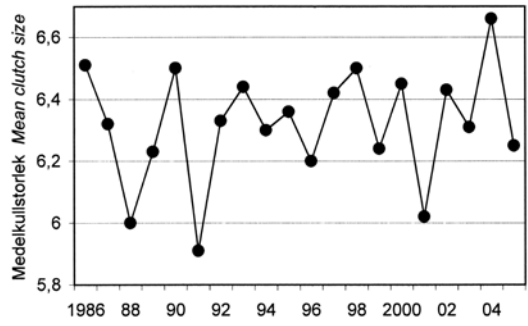


Figur 3. Medeldatum för värpstart varje år (över kurvan; medelvärde alla år 25 maj) och datum för första hanens ankomst (nedre kurvan; medelvärde 27 april) hos svartvit flugsnappare.

Mean yearly laying dates (upper graph; mean all years 25 May) and first arrival date of males (lower graph; mean 27 April) of Pied Flycatchers in study area.

Tabell 2. Värpstart för svartvit flugsnappare: antal kullar procentuellt fördelade på 5-dagarsperioder (6 dagar sista perioden i maj) under säsongerna 1986–2005. Perioder med flest värpstarter är markerade med fet stil.
Onset of laying in Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca: percent clutches in five-day periods (6 days last May period) in 1986–2005. Periods with most initiations in bold figures.

Period	1986	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	2000	01	02	03	04	05
21.6-25.6						2		1	2			2				4				3
16.6-20.6		2	2			12	1									6	3			3
11.6-15.6		2	2	8		27	1								1	5	3			3
6.6-10.6		4	12	11	15	34	6	3	3	3	3	3	5	13		10		9	6	14
1.6-5.6					6	18	8	3	6	3	24	9	28	33	2	12	28	23	17	33
26.5-31.5	10	52	4	8	14	18	8	8	9	78	57	13	28	33	2	12	28	34	15	17
21.5-25.5	77	20	54	47	16	7	65	29	28	16	14	40	37	42	13	31	28	34	15	17
16.5-20.5	13	8	24	22	39	18	44	44	34		2	33	21	4	56	15	36	23	21	28
11.5-15.5			3		20	1	13	13	21				9	18	17	17	11	32	2	2
6.5-10.5														10	2	2			6	6
Antal kullar	30	50	46	60	51	56	49	62	53	58	37	45	43	45	61	48	36	35	34	36
No. of clutches	Σ=935																			



Figur 4. Variationen i den årliga medelkullen säsongerna 1986–2005 hos svartvit flugsnappare. Medelvärdet för alla 1009 kullarna var 6,32.

Mean clutch size of Pied Flycatchers in each year 1986–2005. Overall mean of all 1009 clutches was 6.32.

boet var klart började värpningen i genomsnitt efter 2,7 dagar (348 registrerade bon). I intervallet 1–4 dagar återfanns 73% av häckningarna. I vissa fall var tidsutdräkten mellan färdigt bo och värpstart anmärkningsvärt lång, 9–14 dagar (8%).

Kullstorlek

Medelkullstorleken hos den svartvita flugsnapparen har tidigare undersökts och redovisats i flera svenska studier. Mina resultat framgår av Figur 4 (6,32 ägg/kull) och de visar stor samstämmighet med fyra andra studier (Tabell 3) med en äggproduktion på mellan 6,20 och 6,35 ägg per kull. Våren 1991 var extremt sen i området och då registrerades också den lägsta medelkullstorleken (5,91 ägg/kull). Högsta värdet noterades 2004 med 6,66 ägg/kull. Medelkullstorleken varierade under hela perioden, men någon tendens till ökning eller minskning fanns inte (trenden var bara +0,0057; $P > 0,10$).

Den s.k. kalendereffekten, dvs. att fåglar har en tendens att lägga mindre kullar vid senare värpstart, är välkänd och har påvisats för svartvit flugsnappare i Sverige av bl.a. Borgström (1990). Förhållandet manifesteras även i denna studie och framgår av Figur 5, där den genomsnittliga kullstorleksminskningen under säsongen är högradigt signifikant ($r = -0,70$, $p < 0,001$).

Kullstorleken varierade mellan 3 och 11 ägg (Tabell 3). Av kullarna bestod 79% av sex eller sju ägg. Små kullar (3–4 ägg) var ovanliga (3,5%), det samma gällde kullar med fler än åtta ägg (0,8%). Det bör påpekas att samtliga redovisade kullar var

Tabell 3. Kullstorleken från fem långtida holkstudier av svartvit flugsnappare genomförda i södra och mellersta Sverige. *Mean clutch size of Pied Flycatchers in five long-term studies in south and central Sweden.*

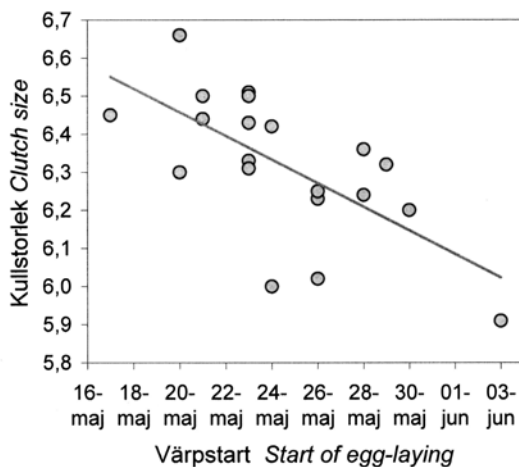
Holkundersökning <i>Nest-box study</i>	Antal år <i>No. of years</i>	Antal kullar <i>No. of clutches</i>	Medelkull- storlek <i>Mean clutch size</i>	Andel (%) för olika kullstorlekar <i>Proportion (%) for different clutch sizes</i>							
				3	4	5	6	7	8	≥9	
Denna studie, This study, South Sweden	20	1006	6.32	0.8	2.7	12.1	41.1	37.9	8	4.6	0.8
Jansson 1960, South Sweden	7	88	6.20	1.1	3.4	12.5	44.3	34.2	3.4	1.1	
Schölin 2007, Central Sweden	57	1200	6.35	-	1.1	11.3	47.8	33.6	6.2	-	
Borgström 1990, Central Sweden	20	779	6.35	0.3	0.9	7.6	50.1	37.5	3.5	0.1	
Johansson 1972, Central Sweden	12	961	6.20	-	1.0	10.8	58.6	26.8	2.0	0.8	

fullagda, d.v.s. ruvningen hade igångsatts. När det gäller de sju kullarna med 9–11 ägg (4 kullar med 9 ägg, en kull med 10 ägg och 3 kullar med 11 ägg) är det inte osannolikt att flera honor var inblandade, men några observationer av att så var fallet finns inte, varför jag valt att ta med dessa i redovisningen. I ett fall har jag kunnat konstatera att två honor samhäckat i holken (Nilsson 2005) och denna kull har utelämnats.

För att undersöka om det finns några geografiska skillnader i kullstorleken jämför jag i Tabell 3 mina resultat med fyra andra större material. Medelkullstorleken visar, som tidigare nämnts, god samstämmighet. Detsamma gäller de två studierna från Tranås-trakten (Jansson 1960, denna studie) vad beträffar fördelningen mellan olika kullstorlekar, trots att 40 år förflutit mellan undersökningarna. Vid jämförelse med de övriga tre undersökningarna i mellersta Sverige framgår dock två avvikelser – dels att dominansen av 6-kullar var större i mellansverige (58,6% mot 41,1% i mitt material), dels att andelen små kullar (3–4 ägg) var lägre. Om de småländska och mellansvenska resultaten jämförs med hjälp av ett χ^2 -test visar det sig, att de båda fördelningsmönstren skiljer sig högregradigt signifikant ($\chi^2_{224}=65,8$, $p<0,001$).

Häckningsutfall

Samtliga häckningar följdes till dess ungarna lämnat holken. Arten utsätts vissa år för omfatt-



Figur 5. Sambandet mellan de årliga medelvärdena för värpstart och kullstorlek hos svartvit flugsnappare åren 1986–2005. *The relationship between mean clutch size and mean laying date for Pied Flycatchers in 1986–2005.*

Tabell 4. Häckningsresultat för svartvit flugsnappare i säsongerna 1986–2005.

Breeding performance of the Pied Flycatcher in 1986–2005.

År <i>Year</i>	Antal kullar <i>Number of clutches</i>	Antal ägg <i>Number of eggs</i>	Antal kläckta <i>Number hatched</i>	Antal flygga <i>Number fledged</i>	Antal flygga per kull <i>Number fledged per brood</i>	Procent flygga av lagda ägg <i>Percentage fledged</i>
1986	53	345	264	230	4.34	67
1987	66	417	330	306	4.64	73
1988	58	348	295	283	4.88	81
1989	66	411	276	206	3.12	50
1990	60	390	351	299	4.98	77
1991	55	325	272	262	4.76	81
1992	52	329	307	263	5.06	80
1993	61	393	338	252	4.13	64
1994	56	353	317	270	4.82	77
1995	61	388	339	229	3.75	59
1996	40	248	202	157	3.93	63
1997	45	289	270	189	4.20	65
1998	44	286	243	185	4.21	65
1999	42	262	208	156	3.71	60
2000	62	400	337	285	4.60	71
2001	48	289	216	134	2.79	46
2002	40	257	237	201	5.03	78
2003	32	202	176	140	4.38	69
2004	32	213	165	138	4.31	65
2005	36	225	175	127	3.53	56
Total Medel	1009	6370	5318	4312	4,27	68

tande predation och andra häckförluster. Av Tabell 4 framgår utfallet för samtliga år. Variationerna mellan åren är som synes stora. 1989 och 2001 får betecknas som rena "katastrofår" för arten, då ungprouktionen endast blev ca tre ungar per kull. Noterbart är, att de påföljande åren blev goda.

Medeltalet producerade ungar per kull, 4,27, ligger långt under vad man funnit i de andra svenska studier, som jag jämfört mina resultat med. Samtliga dessa studier redovisar siffror på mellan 5,27 och 5,57 ungar per kull, d.v.s. drygt 25% högre än i min undersökning. Orsaken står säkert att finna i att våra undersökningar skett i skilda miljöer, mellan vilka predationstrycket sannolikt varierar, så även lokala väderfaktorer. Kanske är antalet mindre i andra områden än i de ovannämnda svenska. Att häckningsutfallet är dåligt i mitt område framgår klart vid jämförelse med de angivna studierna. Några exempel:

- endast 84% av äggen kläcktes (i övriga studier 92–97%)
- 81% av kläckta ägg resulterade i flygga ungar (91–96%)

- 68% av de lagda äggen blev flygga ungar (86–91%).

Häckningsförluster, störningar

Den svartvita flugsnapparen utsattes således för stora förluster av ägg och ungar under häckperioden. I Tabell 5 görs ett försök att närmare analysera deras omfattning och i vilket skede av häckprocessen de inträffade. Andelen helt lyckade häckningar, dvs. där samtliga ägg resulterade i flygga ungar, utgjorde endast ca 40% under hela undersökningsperioden, en andel som visade en fortlöpande svag men signifikant minskning under de 20 säsongerna ($r=-0,50$, $p<0,05$). Om denna andel i stället definieras som kullar där minst en unge blivit flygg, ökar den till 80%. Även denna siffra är klart lägre än de som redovisas i de övriga svenska studierna. I 35% av häckningarna uppstod häckningsförluster i form av ägg som inte kläcktes. Totalantalet ägg som inte kläcktes var 487, dvs. ca 8% av samtliga lagda ägg. I de flesta fallen rörde det sig om 1–2 okläckta ägg/kull, men upp till fem ägg noterades.

Tabell 5. Antal häckningar av svartvit flugsnappare som drabbats av olika slag av förluster och andra missöden under olika skeden av häckningscykeln åren 1986–2005.
Causes of losses in the Pied Flycatcher during different phases of the breeding seasons 1986–2005.

	Antal studerade bon		Ruvningsperioden <i>Incubation period</i>		Matningsperioden <i>Nesting period</i>		Döda ungar kvar efter utflygning <i>Dead young in nest after fledging</i>		Utan förluster <i>Without losses</i>	
	<i>Number of nests</i>	Del av kull okläckt <i>Part of clutch unhatched</i>	Övergivnet Plundrat <i>Deserted Predated</i>	Hela kullen förlorad <i>Whole brood lost</i>	Del av kullen förlorad <i>Part of brood lost</i>			N	%	
1986	53	11	8	5	1	1	1	27	51	
1987	66	23	6	4	2	2	0	33	50	
1988	58	20	2	1	4	4	0	31	53	
1989	66	24	13	13	5	5	0	15	23	
1990	60	24	1	6	0	0	0	30	50	
1991	55	21	4	1	1	1	0	28	51	
1992	52	13	0	6	2	4	4	28	54	
1993	61	16	5	7	8	4	4	21	34	
1994	56	21	0	6	2	2	3	26	46	
1995	61	19	4	18	0	0	0	25	41	
1996	40	8	1	7	3	3	3	17	43	
1997	45	10	1	7	7	7	5	21	47	
1998	44	23	1	9	2	2	1	15	34	
1999	42	25	3	8	2	2	3	10	24	
2000	62	26	4	5	1	1	8	18	29	
2001	48	14	10	10	1	1	0	18	38	
2002	40	17	0	5	0	0	4	18	45	
2003	32	11	2	5	1	1	0	13	41	
2004	32	15	4	3	4	4	1	11	34	
2005	36	13	6	3	5	5	0	11	31	
1986–2005	1009	354	75	129	51	51	37	416	41	

Ibland ratades också lagda ägg av honan som föste upp dem på bokanten. Fenomenet har tidigare behandlats och diskuterats av Nilsson (2005) och grundligt studerats av Lobato et al. (2006). Företelesen förekom mycket sparsamt i min studie, eftersom endast 24 bon med ägg på bokanten registrerades, de flesta (14 st) under perioden 1990–1994. En jämförelse med den ovannämnda spanska studien antyder att frekvensen av bon med uppfösta ägg är av samma storleksordning på båda hållen; i medeltal 2,8 repektive 2,4 fall per 100 häckningar i det spanska resp. småländska häckområdena (det spanska värdet framräknat på basis av uppgifter i Moreno et al. (2005) och Lobato et al. (2006)). Ägguppfösningen skedde i mina holkar under såväl värpperioden (6 fall) som ruvningstidens första och andra vecka (7 resp. 11 fall). Vad gäller konstaterade uppfösta ägg under ägggläggningstiden kan det inte uteslutas, att de i något eller några fall värdtes direkt på bokanten.

De häckningar som spolieerades under ruvningstiden utgjorde ca 7% (75 st) av det totala antalet fullagda kullar. I de flesta fall handlade det om att bona av okänd anledning övergavs (30 fall) eller att de rövades av predatorer (29 fall). I fem fall hittades honan död i holken. I övriga fall kördes flugsnapparna bort av talgoxar och hasselmöss. De största förlusterna (129 fall, 13%) noterades under uppfödningsskedet. Predation av mård kunde konstateras i 40 fall. I 62 fall kunde jag endast konstatera att boet rövats av ”okänt djur”. Jag skulle tro att mården låg bakom även många av dessa noteringar. Regn och kyla ledde i vissa fall till att ungarna övergavs och i några fall övertogs boet av hasselmöss även under matningsskedet.

Vissa kullar blev inte helt spolieerade utan en eller flera ungar kom på vingarna (51 kullar, 5%). I en del fall handlade det om dåligt väder med regn och kyla, vilket medförde att föräldrarna hade svårt att hitta föda åt ungarna. Mårdens speciella jaktsätt resulterade också i att någon eller några ungar överlevde angreppet. Boet drogs ut genom ingångshålet, vilket resulterade i att några ungar ibland trillade ner på holkens golv. Om jag i tid lyckades ta bort boresterna i hålet, fortsatte föräldrarna att mata de kvarvarande ungarna. Vid min slutkontroll av holarna hände det i 37 fall (4%) att jag hittade en eller flera döda ungar i balen, troligen p.g.a. födobrist i slutet av matningsskedet. Minst en unge (oftast flera) hade dock lämnat boet i dessa fall.

Mycket tyder på att mitt holkområde var utsatt för ett osedvanligt hårt predationstryck. Förutom mårdar och hasselmöss kunde även ekorrar och småvesslor misstänkas ligga bakom det dåliga

häckningsutfallet, så även den under vissa år frekventa etableringen av geting- och humlebon i holarna.

Ringmärkning, kontroller

Min strävan var att ringmärka så många som möjligt av de ruvande honorna. Tyvärr var jag av olika skäl tvungen att göra ett uppehåll i märkningarna under åren 1996–1999, men kontroller av tidigare märkta honor fortsatte dock som tidigare. Under de återstående 16 åren producerades 838 kullar och 4395 ungar kläcktes. Jag lyckades ringmärka eller kontrollera 638 av de ruvande honorna (76%) och 3653 av ungarna (83%).

Det är välkänt att återfyndsprocenten är mycket låg för våra småfåglar och mina resultat utgör inget undantag. Endast elva fåglar märkta som boungar har kontrollerats (0,3%), sju inom mitt holkområde och fyra inom ”regionen” (Tranås, Aneby, Jönköping och Mullsjö kommuner). Mina egna kontroller av ringmärkta honor visar ett klart bättre resultat – 88 återkomster (16%). Av dessa återfanns 28 inom samma holkserie (max 200 meter från märkplatsen) och sju i samma holk som de märktes. Utöver detta har sex kontroller gjorts, där ringmärkningen utförts av andra (i Aneby och Jönköpings kommuner, endast några mil från mitt område), fyra av dessa var ringmärkta som boungar.

Slutsatsen av dessa noteringar synes tämligen klar – ungar återvänder sällan till sin födelseplats. Äldre honor tycks däremot ha en uttalad strävan att återvända till sitt tidigare häckningsområde. De skulle kunna betecknas som ”partiellt ortstroga”. Detta är iakttagelser, som konstaterades redan på 1940-talet (Enemar 1948, von Haartman 1949) och som också framgår av en holkstudie i mina hemtrakter (Jansson 1960). Dessa tre undersökningar anger att mellan 10–15% av märkta 2K+ honor återvänder till sina hemmamarker, vilket väl stämmer överens med mina noteringar. Här synes förhållandena vara stabila, trots att 60 år förflutit. Noterbart är också, att av de 5114 svartvita flugsnappare jag totalt märkt i området under årens lopp, har varken återfynd eller kontroller rapporterats utanför min egen region (nordligaste Jönköpings län).

I Tabell 6 redovisas samtliga 88 kontroller som gjorts av ringmärkta honor under perioden (t.o.m. 2007). Ytterligare två noteringar finns i materialet – två honor märkta före 1986 (en 6K+ och en 7K+). Som förväntat påträffades de flesta honorna året efter ringmärkningen (3K+) och de äldsta fåglar som noterats blev minst sju år gamla. I flera fall påträffades samma hona i holkområdet såväl två som

Tabell 6. Antal ringmärkta och antal återfångade honor av svartvit flugsnappare fördelade på antal år efter ringmärkningen vid minst ett års ålder (= 2 K+).

Number of female Pied Flycatchers ringed (i.e. when at least one year old, 2K+) that were recaptured in subsequent years (i.e. at ages 3K+, 4K+, etc.).

År Year	Antal ringmärkta Number ringed	Antal återfångster vid en ålder av Number retrapped at the age of					
		3 K+	4 K+	5 K+	6K+	7 K+	3 K+ - 7 K+
1986	19	4	0	0	0	0	4
1987	36	1	2	1	0	0	4
1988	19	2	1	1	1	1	6
1989	38	5	1	1	0	0	7
1990	35	1	0	1	0	0	2
1991	45	4	1	0	0	0	5
1992	37	4	4	1	0	0	9
1993	46	1	1	1	0	0	3
1994	44	4	1	1	0	0	6
1995	33	2	4	1	0	0	7
1996-1999	0	-	-	-	-	-	-
2000	60	8	4	1	0	0	13
2001	32	3	1	1	1	0	6
2002	29	3	1	1	0	0	5
2003	20	1	0	0	0	0	1
2004	30	6	1	0	0	0	7
2005	27	3	0	0	0	0	3
Alla All	550	52	22	11	2	1	88

Tabell 7. De olika åldersklassernas återkomstfrekvens totalt hos svartvit flugsnappare i tre fennoskandiska undersökningar.

Overall return rate of female Pied Flycatchers of different age categories in three Fennoscandian studies.

Ålders- klass Age Class	Antal närvarande året före återkomsten Number present the year preceeding the return season	Antal Återvända Number returned	Återkomstfrekvens Return rate		
			Denna studie This study %	Enemar (1948) %	von Haartmann 1949 %
3 K+	550	66	12	14	11
4 K+	66	27	41	42	54
5 K+	27	13	48	20	60
6 K+	13	2	15	-	-

tre år i rad efter märkningen. Som framgår ovan lyckades jag inte kontrollera samtliga honor och det fanns dessutom fler lämpliga boplatser inom mitt område. Det finns dock anledning att tro, att de ”gluggar” som finns i de individuella kontrollerna innebär, att honan sannolikt fanns i området, men ej kunde kontrolleras. Av Tabell 7 framgår de olika åldersklassernas återkomstfrekvens och jämförel-

ser med resultaten från 1940-talet, vilka redovisats enligt samma beräkningsmodell, dvs. att även ”gluggarna” har medtagits. Samtliga värden skall ses som minimivärden. Av tabellen framgår en viss variation mellan olika områden, men också, att det finns en manifesterad strävan hos flugsnapparhorna att de närmast följande åren återvända till sin första häckplats. Detta gäller främst det andra och

tredje året efter märkning, då procenttalen överensstämmer väl med den hittills kända överlevnadsprocenten hos arten (40–50 %). Mitt relativt stora återfyndsmaterial stöder von Haartmans tolkning, att de honor som återvänt till häckplatsen en gång fortsätter att återvända ortstroget livet ut. När det gäller fåglar som återvänder ännu senare (som 6K+ eller äldre) är materialet alltför litet för att tillåta några mer långtgående slutsatser, men har medtagits för att visa att enstaka honor kan bli relativt gamla.

Tack

Som tidigare nämnts hade denna publicering inte kommit till stånd utan Anders Enemars inspirerande, oegennyttiga och föredömligt pedagogiska hjälp med att omsätta mina fältdagböckers innehåll till strukturerade resultat och slutsatser inom den för mig hittills okända vetenskapliga världen. Ett stort tack till en av våra förgrundsfigurer inom svensk ornitologi, jag känner mig verkligen både hedrad och utvald! Ett tack också till datachefen i Tranås kommun, Kjell Pettersson, som hjälpt mig med att utifrån en mängd siffror och data utforma de tabeller och figurer som ingår i uppsatsen.

Referenser

- Borgström, E. 1990. Häckningsdata om svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca* i mellersta Sverige. *Vår Fågelvärld* 49: 140–146.
- Borgström, E. & Schütt, L. 2006. En långtidsstudie (1938–2004) om flyttfåglarnas ankomst till mellersta Värmland. *Ornis Svecica* 16: 95–111.
- Enemar, A. 1948. Några erfarenheter från fem års holkfågelstudier. *Vår Fågelvärld* 7: 105–117.
- Enemar, A. 1998. Ornis Svecica – en mötesplats för fågelbiologer. *Ornis Svecica* 9: 97–98.
- Haartman, L.von 1949. Svartvita flugsnapparens, *Muscicapa hypoleuca* (Pall.), hemortstrohet. *Vår Fågelvärld* 8: 74–80.
- Jansson, K-E. 1960. Några siffror och rön från sju års studier av småfåglar häckande i holkar. *Vår Fågelvärld* 19: 127–136.
- Johansson, H. 1972. Clutch size and breeding success in some hole-nesting passerines in Central Sweden. *Ornis Fennica* 49: 1–6.
- Lindström, Å., Andersson, A., Eriksson, A. & Waldenström, J. 2007. *Fågelräkning och ringmärkning vid Ottenby 2006*. Ottenby fågelstation, Sveriges Ornitologiska Förening.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2007. *Övervakning av fåglarnas populationsdynamik. Årsrapport för 2006*. Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, 68 pp.
- Lobato, E., Moreno, J., Merino, S., Sanz, J.J., Arriero, E., Tomás, G. & Martínez-de la Puente, J. 2006. Maternal clutch reduction in the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*: an undescribed clutch size adjustment mechanism. *J. Avian Biol.* 37: 637–641.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. *The Pied Flycatcher*. Poyser, London.
- Moreno, J., Merino, S., Sanz, J.J., Morales, J. & Tomás, G. 2005. Nestling cell-mediated immune response, body mass and hatching date as predictors of local recruitment in the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *J. Avian Biol.* 36: 251–260.
- Nilsson, J.E. 2005. Reduktion av antalet ägg i kullen hos två samhäckande svartvita flugsnappare *Ficedula hypoleuca*. *Ornis Svecica* 15: 44–46.
- Schölin, K.G. 2007. Häckningsresultat för svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca* 1948–2004. *Fåglar i Närke* 30: 12–16.
- Sjöberg, N. 2006. Ankomstdatum 1948–2006 och häckning 1978–2006 i Jämtland för svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca*, rödstjärt *Phoenicurus phoenicurus* och lövsångare *Phylloscopus trochilus*. *Ornis Svecica* 16: 112–117.

Summary

Introduction

The study area is situated in the parish of Linderås (57°58'N, 14°15'E) between the towns of Tranås and Gränna in south-eastern Sweden. Nest-boxes of various sizes had been present since 1957, but a systematic monitoring of the breeding population did not start until 1986, the first year of the 20 breeding seasons presented here. My aim was to follow as closely as possible the breeding events in the boxes, mainly for fun but also to contribute to a nation-wide nest-box project organised at the Department of Animal Ecology, Lund University. This means that a large amount of data has been accumulated, mainly on some small passerine species. I have chosen to present an overview of the total nest-box breeding population throughout the 20 years and then select the breeding biology of the Pied Flycatcher (scientific names of species in Table 1) to be accounted for in detail. Although this species has since long been thoroughly investigated (e.g., Lundberg & Alatalo 1992), I will restrict my comparisons to the results of some few long-term nest-box studies in the southern half of Sweden.

Study area and methods

The study area is characterized by farmland and deciduous woods with only minor patches of coniferous forest, more or less impenetrable shrubby and swampy zones. Dominating trees are alder *Alnus glutinosa*, aspen *Populus tremula*, bird cherry *Prunus avium* and birch *Betula* spp. Pastures with grazing cattle cover large areas.

The number of nest-boxes was 133 from 1986

to 2000, but was then reduced to 94. They were erected 15 to 30 m apart at 1.9 to 2.2 m above the ground in groups, each consisting of 10 to 15 boxes and located 50 to 300 m apart. Most nest-boxes (about 70%) were small with 35 mm entrance hole and a bottom area of 12×12 cm, suitable for small passerines, including the Pied Flycatchers. About 20% were of medium size with 50 mm entrance and the remaining ten percent were larger.

The nest-boxes were inspected at least once a week from about mid-April to mid-July. For the analysis of population fluctuations, only those 94 nest-boxes were considered that remained in the same position throughout the 20 seasons. Otherwise the breeding data from all occupied boxes were used.

The total nest-box breeding community (Table 1)

Nests in which at least one egg was laid were accepted as indicating a breeding pair. On average, 75% of the nest-boxes were occupied by first broods (replacement and second clutches were disregarded). No less than 15 species were recorded, let alone half of them only occasionally. The Pied Flycatcher and the Great Tit always dominated as in other nest-box studies in Sweden, even further to the north (Sjöberg 2006). Apart from these two species, only the Starling bred in my boxes all 20 seasons. This species has decreased in number dramatically since the 1970s when practically all suitable nest-boxes were occupied annually. Henceforth only the breeding data and behaviour of the Pied Flycatcher are considered in this paper.

Population dynamics

Figure 1 shows the fluctuations in number of initiated breeding attempts throughout the 20 seasons. Of the 789 clutches started 21 (2.7%) were never completed. The flycatcher population remained fairly stable. The observable weak decline is far from statistically significant. Three to four good years alternated with an equal number of poor years in a seemingly regular manner, indicating a periodicity that is further strengthened by the increase in population numbers after the study was ended in 2005 (40 and 44 pairs in 2006 and 2007, respectively).

The fluctuation pattern is in surprisingly good accordance with that of two long-term investigations elsewhere in Sweden. Figure 2 compares the fluctuations in my study area with those in Sjöberg's (2006) nest-box area located about 650

km northwards. The direction of the changes are in good agreement during the first ten years ($r = 0.87$, $p < 0.01$) but differ more thereafter (correlation for all 20 years, $r = 0.52$, $p < 0.02$). A comparison with a flycatcher population about 150 km NNE of Linderås (Schölin 2007) shows mainly the same pattern of agreement. However, these two studies do not show the steep rise in the breeding population that occurred in my study area from 2000 to 2002.

Time of arrival and egg laying

The arrival date of the first male in spring and the date of the first egg varied between years (Figure 3) with mean dates of 27 April and 25 May, respectively. The two parameters fluctuate independently and show no significant trend over the 20 years. The first observed females appeared about one week later than the males. The seasons differed as to the time course of female arrival as demonstrated by the start of laying (Table 2). Clutches started in the latter half of June may partly belong to secondary females of bigynous males. Second or replacement clutches were never established in my boxes.

Nest-building took on average 6 days at 88 closely studied nests and egg laying started 2.7 days after nest completion (mean for 348 nests). An interval of 1–4 days was most common (73%) but was sometimes as much as 9–14 days (8%).

Clutch size

The fluctuations in mean clutch size during the study period are shown in Figure 4. The mean clutch in each season and the percentage of clutches in each clutch-size category are shown in Table 3, together with those from four other studies in south and central Sweden. Clutch size varied considerably between years but showed no tendency to change over the two decades of study. The well-known so called calendar effect was clearly manifested; clutch size decreased significantly with the progress of the season (Figure 5).

The size of all 1009 complete clutches varied from 3 to 11 eggs, with 6 and 7 eggs as the most numbers. More than one female had probably contributed to clutches larger than 8 eggs. The populations in central Sweden had a larger proportion of 6-egg clutches and fewer small clutches than the south Swedish ones (Table 3), an enigmatic although highly significant difference ($\chi^2_{24} = 65.8$, $p < 0.001$).

Breeding success

All nests were monitored from egg laying until the fledging of the last chick. Nests sometimes suffered considerable predation and other disturbances. Productivity differed considerably between seasons, from less than three to more than five fledglings per started brood (Table 4). The overall mean of 4.27 fledglings per brood is significantly less than the 5.27 to 5.57 fledglings obtained in the above-mentioned Swedish long-term studies. These also show higher values for other breeding parameters, such as proportion of hatched eggs (my percentage first, theirs in brackets) 84% (92% to 97%), proportion of fledglings of hatched eggs 81% (91% to 96%), proportion of fledglings of eggs laid 68% (86% to 91%). A rather heavy predation pressure and a relatively large proportion of unhatched eggs probably contributed to the rather low productivity in my study area. Other factors, such as weather conditions and habitat quality, may differ between the compared studies and were probably also involved.

Breeding failures

The collected data on breeding failures are presented in Table 5. The proportion of nests without losses of any kind was 40%, a percentage that shows a continuous, weak but significant decrease throughout the 20 years ($r = -0.50$, $p < 0.05$). This proportion is doubled to 80% when only one fledgling is required to consider a nest successful.

A total number of 487 eggs did not hatch, corresponding to 8% of all eggs laid. Some unhatched eggs were found on the nest rim. This phenomenon was described by Nilsson (2005) and was studied in detail by Lobato et al. (2006). Such ejection of eggs out of the nest cup occurred rarely. Only 24 nests with ejected eggs were found in my study, corresponding to 2.4 per 100 nests, which equals the frequency found by Lobato et al. (2.8 per 100 nests).

Thirty clutches were deserted and 29 clutches were robbed during the incubation period. Five females were found dead in their nests. Nest-box usurpation by Great Tits and Doormice *Musccardinus avellanarius* caused the remaining clutch losses.

Most losses occurred during the nestling period when Pine Martens *Martes martes* depredated whole or part of at least 40 broods. Periods of rainy and chilly weather forced some females to abandon their nestlings.

The general impression is that my nest-box population was exposed to an unusually heavy predation pressure that explains the relatively poor breeding results. Red Squirrels *Sciurus vulgaris* and weasels *Mustela nivalis* may have contributed to the losses as did the occasionally frequent invasion of the boxes by nest-building bumble-bees and wasps.

Ringling, controls, return rates

Females and nestlings were ringed yearly with the exceptions of the seasons 1996 to 1999 when only returning ringed birds were trapped and checked. During the 16 "ringing" seasons, 838 clutches gave rise to 4395 hatchlings. I ringed 638 incubating females (76%) and 3653 nestlings (83%).

Only seven females ringed as nestlings returned to my boxes and four to other nest-box areas in the province (0.3%), whereas 88 females ringed as adults returned (16%), often to the nest-box group where they bred in the preceding season (28 individuals). Six females were trapped and controlled in nest-box groups about 20–60 km away from my area. The yearly number of ringed and returning females is presented in Table 6. The average proportion of females returning one year after ringing was 12% (Table 7). This return rate is within the range of 10 to 15% that long ago was found to apply to flycatcher populations in central Sweden and southern Finland (Enemar 1948, von Haartman 1949). This means that only part of the surviving and returning females are site-tenacious, i.e. appearing in the nest-box area of the preceding year to breed, sometimes in the same box (7 cases).

Table 7 shows the return rates of surviving females together with figures obtained in central Sweden and southern Finland. It is apparent that the return rate increases to about 40 to 50% among females that have already returned once. This percentage coincides with the known survival rate of the species. The conclusion is that those females that have returned for a second time to their first breeding site continue to do so throughout their lifetime.

Korta rapporter – *Short communications*

Häckning av svarthakedopping *Podiceps auritus* i Östergötlands ytterskärgård 2007

Breeding record of Horned Grebe Podiceps auritus in the outer archipelago of Östergötland in 2007

LARS HEDENSTRÖM

I Östergötlands läns ornitologiska förenings tidskrift *Vingspegeln* (Hedenström 2006) beskrev jag en visserligen misslyckad, men ändå häckning av svarthakedopping i Östergötland ytterskärgård 2006. Doppingarna återkom 2007 och gjorde inte mindre än fyra försök att få sitt bo förankrat på sätt som kunde motstå skärgårdens nyckfulla väderlägen.

Svarthakedoppingens normala habitat utgörs ju av näringsrika vass- och kaveldunbeväxta insjöar eller gölar. Många nyanlagda s.k. viltvatten har anammats av arten, vilken härigenom lyckats återhämta sig från en vikande numerär. 1965 (Hedenström 1966) konstaterades en häckning i Östergötlands inre skärgård, där bo och sedermera ungfågel upptäcktes. 2006 och 2007 var det dags igen, men denna gång i den yttre skärgården bland kala skär och blåstång.

Bland några småskär omedelbart nordost om Gräsmarö i Gryts norra skärgård upptäcktes den 25 maj 2007 ett bo av svarthakedopping innehållande sju ägg på exakt samma plats som 2006. Ytterligare ett bo var under byggnation c:a 50 meter sydvart. Skären, som går under benämningen Stenkrokshälarna, består av fyra nästan kala bergklabbar förenade av undervattensberg med ett ringa djup, där blåstång och andra brun- samt en del grönalger svarar för växtligheten. Boet var uppbyggt och omgivet av blåstång och låg helt öppet. Ett av skären hyste

en skrattnåskoloni med ett 50-tal bon, bland vilka ungefär lika många bon av silvertärna återfanns. Vidare häckade knölsvan (1 par), ejder (2–3 bon), vigg (3–4 par) tofsvipa (1–2 par), större strandpipare (1 par), rödbena (1 par), fiskmå (10-talet par) och sädesärta (1–2 par). Efter häckningssäsongen noterades en ymnig växtlighet på det mest frekventerade skäret, där dominansen utgjordes av renfana, älggräs och klibbglim med inslag av fågelbär på den södra delen (skrattnåsar verk).

Den 31 maj inträffade ett oväder med åska, regn och blåst, varvid halvmeterhöga vågor helt bortspolade de båda bona, vilka båda låg helt oskyddade mot den rådande vindriktningen. Detta hindrade inte det ena paret från att den 8 juni ha förfärdigat ett nytt bo innehållande ett ägg på samma plats som tidigare, medan det andra paret uppehöll sig inom sitt revir. Den 22 juni fanns åter två bon, nu med vardera fem ägg. En ruvande dopping tronade på respektive bo, medan kontrahenten uppehöll sig i närheten. Den 2 juli ruvade fortfarande den ena doppingen på sitt bo, medan det andra spolats bort vid ett oväder dagarna dessförinnan.

Sommarens instabila väder medförde att den 14 juli fanns inget bo till synes, medan ett av paren fortfarande uppehöll sig i området. Några dagar senare (den 22 juli) sågs de släpa ihop bohög nummer tre på samma plats som tidigare. Om några ägg blev lagda i denna kunde aldrig konstateras, ty vid nästa kontroll (den 30 juli) var även denna tånghög försvunnen, dock ej doppingarna, vilka nu började anta en dräkt som närmade sig vinterdräkten. Då de betedde sig som om ytterligare någon hemlighet kunde döljas, genomsöktes en vid ett av skären befintlig sävrugge med det resultatet att ytterligare ett bo, nu med två ägg upptäcktes. Detta blev dock heller inte så långlivat, då en sista kontroll den 6 augusti efter en ovädersnatt gav vid handen att boet var helt försvunnet.

Efter varje besök har den ruvande fågeln setts äntra boet så snart båten befunnit sig på betryg-



Häckande svarthakedopping i Östergötlands ytterskärgård. Överst: Översiktsbild av bopplatsen med skär och öppet hav i bakgrunden. Nere till vänster: fågel på flytande bohög av huvudsakligen blåstång. Nere till höger: bo med ägg.

Breeding Horned Grebe in the outer archipelago of Östergötland. Top: General overview of the nest site with skerries and open sea in the background. Lower left: an adult on the floating nest made of mainly bladder wrack. Lower right: nest with eggs.

gande avstånd, varför man får anta att den korta störning, som kontrollerna onekligen medfört inte påverkat utgången, utan misslyckandena får helt tillskrivas väderlek och därmed sammanhängande

snabba förändringar i vattenståndet, vilket ju är typiskt sommartid för skärgårdsområdet.

Redan första gången, redovisat i Hedenström (1966), spekulerade jag i anledningen till valet

av häckningsbiotop och antog att den redan då påbörjade eutrofieringen av de inre havsvikarna kunde påminna om artens normala uppehållsplatser. Rastande svarthakedoppingar har under både vår- och höstflyttningen nästan årligen observerats i skärgården, men påbörjad och genomförd häckning har varit sällsynt, åtminstone i den rent marina miljö, som var aktuell i det här beskrivna fallet. I *Fågelåret 2006* (sid. 73) redovisas för svarthakedoppingen ett flertal kusthäckningar, bl.a. i Stockholm och Gästrikland. I det förstnämnda framgår att häckning skett, medan det för Gästrikland anges ”26 par utmed kusten”. I ingresstexten talas det dock om häckningar ”på sträckan Gästrikland till Ångermanland”, vilket får tas som intäkt för att det är fråga om kusthäckningar. Söker sig svarthakedoppingen mot nya habitat beroende på att dessa genom förändring anpassats till artens krav eller är de traditionella redan överbefolkade? Många nya s.k. viltvatten har ju anlagts och anammats i det närmaste redan första eller andra året.

Referenser

- Hedenström, L. 1966. Fynd av häckande svarthakedopping (*Popiceps auritus*) i Östergötlands skärgård 1965. *Vår Fågelvärld* 25: 277–278.
- Hedenström, L. 2006. Häckning av svarthakedopping i ytterskärgården 2006. *Vingspegeln* 25: 106–107.

Summary

The normal habitat of the Horned Grebe is eutrophic water bodies, usually small ones, with emergent vegetation. Sometimes it may breed in sheltered bays in the inner parts of archipelagos in the Baltic Sea. In 2006, I found a nest in the exposed outer archipelago, and in 2007 two pairs made several breeding attempts at the same small islets. The first nest in 2007 (with seven eggs) was found on 27 May and another nest was under construction fifty metres away. The nests were heaps of seaweed, particularly bladder wrack *Fucus vesiculosus*, floating in open water. Storms destroyed the nests but the birds built new nests and on 22 June two nests contained five eggs each. These nests were also destroyed by wind and waves. A third attempt in late July also failed. One of the pairs made a fourth attempt, but on 6 August also this nest had disappeared. Although unsuccessful, these breeding attempts are interesting. They may be a consequence of the ongoing eutrophication of the Baltic Sea making even the outer archipelagos attractive for grebes. However, their floating nests are obviously very sensitive and the birds are likely to breed successfully only in summers without storms.

Lars Hedenström,
Skogsvägen 7, 614 32 Söderköping.
E-post: Bubo_bubo@tele2.se

Instruktioner till författarna

Instructions to authors

Allmänt gäller att bidrag skall vara avfattade enligt den modell som finns i tidigare häften av tidskriften. Titeln skall vara kort, beskrivande och innehålla ord som kan användas vid indexering och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bidrag, skall inledas med en Abstract på engelska om högst 175 ord. Texten bör uppdelas med underrubriker på högst två nivåer. Huvudindelningen bör lämpligen vara inledning, metoder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fyllig sammanfattning på det andra språket. Tabell- och figurtexter skall förses med översättning till det andra språket. Manuskriptet bör sändas som epostbilaga till soren.svensson@zooekol.lu.se. Texten bör vara i format MS-Word. Figurer och tabeller skall inte inarbetas i den löpande texten utan sändas som separata filer. En papperskopia skall också sändas, och den skall innehålla eventuella originalfigurer som inte kan sändas elektroniskt. Om nödvändigt tar vi också emot kortare manuskript på enbart papper.

Andra bidrag än uppsatser bör ej överstiga 2 000 ord (eller motsvarande om det ingår tabeller och figurer). De skall inte ha någon inledande Abstract men däremot en kort sammanfattning på det andra språket.

Författarna erhåller korrektur som skall granskas omgående och återsändas. Författare erhåller en pdf-fil av sitt bidrag.

Referenser skall i texten anges med namn och årtal samt bokstäver (a, b etc) om det förekommer referenser till samma författare och år mer än en gång. För litteraturlistans utformning se nedan.

Contributions should be written in accordance with previous issues of the journal. The title should be short, informative and contain words useful in indexing and information retrieval. Full length papers, but not other contributions, should start with an Abstract in English not exceeding 170 words. The text should be divided by no more than two levels of subheadings. The following primary subheadings are recommended: Introduction, Methods/Study areas, Results, Discussion, Acknowledgements, and References. The text may be in English or Swedish and the paper should end with a comprehensive summary in the other language. Table and Figure legends should be in both languages. Manuscripts should be submitted as E-mail attachments to soren.svensson@zooekol.lu.se. The text should be in format

MS-Word. Figures and tables should not be incorporated in the text but attached as separate files. One copy on paper should also be submitted, and this copy should contain possible originals that cannot be transmitted electronically. If unavoidable, we of course also accept shorter manuscripts on paper only.

Contributions other than full length papers should not exceed 2 000 words (correspondingly less if they contain Tables or Figures). There should be no Abstract but a brief summary in the other language.

Authors will receive proofs that must be corrected and returned promptly. Authors will receive a pdf-file of the paper.

References in the text should be given using name and year, and if there is more than one reference to the same author and year also letters (a, b, etc). How to write the reference list, see below.

Referenser *References*

I texten *In the text*: Andersson (1985), Bond (1913a, 1913b), Carlsson & Dennis (1956), Eriksson et al. (1989), (Andersson 1985), etc.

I referenslistan *In the reference list*:

Andersson, B. 1985. Populationsförändringar hos tranan *Grus grus* under 100 år. *Vår Fågelvärld* 50:211–221.

Bond, A. P. 1913a. A new theory on competitive exclusion. *Journal of Evolutionary Biology* 67:12–16. (Om tidskriftens namn förkortas används internationell standard. *If name of journal is abbreviated international standard must be used.*) *J. Evol. Biol.* 67:12–16.

Bond, A. P. 1913b. Breeding biology of the Pied Flycatcher. Pp. 123–156 in *Ecology and Adaptions in Birds* (French, J. ed). Whinchat Publishers, Nairobi.

Carlsson, T. & Dennis, W. A. 1956. *Blåmesens liv*. Tower Univ. Press. Trosa.

Eriksson, S., Janke, V. von & Falk, J. 1999. *Remarkable events in the avian world*. Ph. D. Thesis, Dept of Ecology, Univ. of Lund, Sweden.

ORNIS SVECICA Vol 18, No 1, 2008

Innehåll – Contents

- 3 OTTVALL, R. Ortolansparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige.
GREEN, M. *Distribution and habitat choice of the Ortolan Bunting Emberiza hortulana in Sweden.*
LINDSTRÖM, Å.
SVENSSON, S.
ESSEEN, P.-A.
MARKLUND, L.
- 17 ARHEIMER, O. Breeding performance of the Fieldfare *Turdus pilaris* in the subalpine birch zone
SVENSSON, S. in southern Lapland: a 20 year study.
Björktrastens Turdus pilaris häckning i den subalpina björkzonen i södra Lapland: en 20-årig studie.
- 45 SKYLLBERG, U. Spring staging of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* in southern Sweden 2007 –
TJERNBERG, M. estimate of the size of populations using the western and central flyways.
Vårrastning av taigasädgås Anser f. fabalis i södra Sverige 2007 – uppskattning av storleken på populationer som nyttjar det västra och centrala flyttstråket.
- 52 NILSSON, J.-E. Resultat av 20 års holkstudier – främst rörande svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca*.
A 20-year study of a nest-box breeding bird population with special regard to the Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca.

Korta rapporter – Short communications

- 65 HEDENSTRÖM, L. Häckning av svarthakedopping *Popiceps auritus* i Östergötlands ytterskärgård 2007.
Breeding record of Horned Grebe Popiceps auritus in the outer archipelago of Östergötland in 2007.