



ORNIS SVECICA

Vol 5 No 1 1995
Swedish Ornithological Society



ORNIS SVECICA utges av Sveriges Ornitologiska Förening. Tidskriftens mål och inriktning är att skapa ett forum för primära forskningsrapporter, idéutbyte, debatt och brev rörande Sveriges fågelfauna och svensk ornitologi. Bidrag som inte baserar sig på svenska material kan publiceras om de eljest är viktiga ur ett svenskt perspektiv. Rapporter från ornitologins alla områden beaktas. Vi vill särskilt uppmuntra 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 the Swedish bird fauna and Swedish ornithology. Contributions based on material that does not originate in Sweden may be published if they otherwise are of particular interest from a Swedish perspective. Reports from all fields of ornithology will be considered. 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.

Redaktion Editorial office

Samordnande redaktör Co-ordinating editor

Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

Redaktörer Editors

Staffan Bensch, Mats Grahn, Dennis Hasselquist, Anders Hedenström, Noël Holmgren, Åke Lindström, Jan-Åke Nilsson, Roland Sandberg, Henrik Smith, Susanne Åkesson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Tord Fransson, Zoologiska Inst., Stockholms universitet, 106 91 Stockholm

Mikael Hake, Grimsö Forskningsstation, 770 31 Riddarhyttan
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. viltekologi, Box 7002, 751 22 Uppsala

Redaktör för bokanmälningar Book review editor

Anders Hedenström

Redaktör för doktorsavhandlingar

Dissertations review editor

Susanne Åkesson

Korrespondens Correspondence

Manuskript skall första gången sändas till den samordnande redaktören. 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 coordinating editor. 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

ORNIS SVECICA distribueras gratis till alla fullbetalande medlemmar, som också erhåller tidskriften Vår Fågelvärld. Medlemskap inom Sverige 1995 kostar 295:- (150:- för medlem under 21 år). Avgiften för person boende utanför Sverige är 375:- resp. 225:-. Separat prenumeration på ORNIS SVECICA kostar 230:- (utanför Sverige 310:-).

ORNIS SVECICA will be distributed free of charge to all full members, who will also receive the journal Vår Fågelvärld. Membership for 1995 is 375 SEK (225 SEK for persons younger than 21 years) to addresses abroad and 295 SEK (150 SEK) within Sweden. Separate subscription to ORNIS SVECICA is 310 SEK abroad, 230 SEK within Sweden.

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

Pay to Swedish Postal 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, Box 14219, S-104 40 Stockholm.

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.

Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992

MATS O. G. ERIKSSON, CLAES-GÖRAN AHLGREN, RONNY FALLBERG, GÖRAN KARLSSON & HANS KONGBÄCK

Abstract

The breeding success of Black-throated Diver *Gavia arctica* was surveyed in 65 freshwater lakes in southwestern Sweden during 1982–1992. The production of young, measured as the mean number of well-grown (half-grown to fledged) chicks per stationary pair, as well as the percentage of stationary pairs producing well-grown young, decreased significantly over the study period. Only in one third of the lakes investigated, the production of young exceeded the estimated minimum level assessed as necessary for the maintenance of a stable population size. A lowered percentage of pairs which initiate breeding, in combination with a decreased proportion of successful

pairs producing two well-grown young, indicate a general decline in the physical condition of the birds. Two alternative explanations, reduced abundance of prey or increased exposure to high levels of mercury in acidified lakes, are discussed.

Mats O.G. Eriksson, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten, 403 40 Göteborg.

Claes-Göran Ahlgren, Mellvik, Varnum, 520 15 Hökerum

Ronny Fallberg, Tyvik, 510 20 Fritsla

Göran Karlsson, Härna, 520 15 Hökerum

Hans Kongbäck, Runstensvägen 2, 520 15 Hökerum

Received 17 May 1994, Accepted 15 January 1995, Editor: D. Hasselquist

Inledning

Storlommen *Gavia arctica* betecknas som hänsynskrävande i den svenska förteckningen över hotade, sällsynta och hänsynskrävande arter, den s.k. ”rödlistan”. Storlommen är således inte hotad, men för att säkra överlevnaden på sikt måste hänsyn tas till artens speciella krav. På 1970-talet uppskattades den svenska populationens storlek till 4000–7000 par, eller ungefär 50 % av det västeuropeiska beståndet (Nilsson & Pettersson 1978), och resultaten från Svenska Häckfågeltaxeringens punkttaxeringar sommartid antyder att storlomsbeståndet gått tillbaka under perioden 1975–1992 (Svensson 1993). I problembilden för storlommen finns störningar från friluftslivet, olämpliga vattenregleringar samt utglesade fiskbestånd och exponering för tungmetaller i försurningspåverkade sjöar (t.ex. Andersson m.fl. 1980, Haga 1980, Pakarinen 1989, Götmark m.fl. 1989, Eriksson m.fl. 1992, Eriksson 1994).

I sydvästra Sverige uppskattades produktionen av ungar till 0,40 ”stora” (halv vuxna-flygga) ungar per par och år under perioden 1968–1985 (Eriksson

1987). Detta är i nivå med ungprouktionen i svenska sjöar under början av 1970-talet (Andersson m.fl. 1980) och i Finland under 1960-talet (Lehtonen 1970), men i underkanten av den reproduktion på 0,4–0,5 flygga ungar per par och år som Nilsson (1977) bedömde vara ett minimum för att bibehålla beståndets numerär på sikt. I Skottland har ungprouktionen under 1970- och 1980-talen legat runt eller under 0,3 flygga ungar per par och år (Mudge & Talbot 1993).

Mot bakgrund av denna hotbild, i kombination med misstanken att ungprouktionen är låg, finns det motiv för att hålla storlommen under uppsikt. Här sammanfattas resultaten av inventeringar, utförda på ideell basis av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening, under perioden 1982–1992. Vi relaterar den genomsnittliga ungprouktionen i de inventerade sjöarna till areal, flikighetstal, reglering, påverkan av försurning samt, som ett mått på friluftaktiviteter, kvoten mellan antalet hus upptill 200 m från sjön och sjöarealen.

Material och metoder

Undersökningsområde

Materialet omfattar uppgifter från 65 sjöar i södra delen av Älvsborgs län (Fig. 1), undersökta mellan fyra och elva år under perioden 1982–1992, totalt 704 "parår". Årliga inventeringsresultat har publicerats tidigare (Ahlgren m.fl. 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993). Sammanfattande uppgifter om sjöarna redovisas i Tabell 1. Området överlappar delvis med ett område, där Eriksson (1987) sammanställde uppgifter om storlommens ungprouktion under perioden 1968–1985.

Som mått på väderleken i maj och juni har vi använt uppgifter om dygnsmedeltemperatur och nederbörd i Borås, som ligger centralt i undersökningsområdet.

Häckningsresultat

Varje sjö har besökts vid 3–6 tillfällen under perioden maj-juli för bedömning av närvaron av stationära par och eventuella ungar (se Ahlgren m.fl. 1984 för detaljer). Häckningsresultatet har redovisats som antalet "stora" (halvvuxna-flygga) ungar per stationärt par under häckningstid. Eftersom storlommen oftast lägger två ägg, kan utfallet av ett häckningsförsök alltså bli noll, en eller två "stora" ungar (bon med tre ägg är mycket ovanliga; Lehtonen 1970). En häckning som resulterat i minst en stor unge har betecknats som "lyckad häckning". Förekomsten av stationärt par i en sjö utan att ungar har noterats, har redovisats som noll "stora" ungar.

Någon rutinmässig inventering av bon har inte gjorts, men i flera fall har bofynd gjorts. Vi har

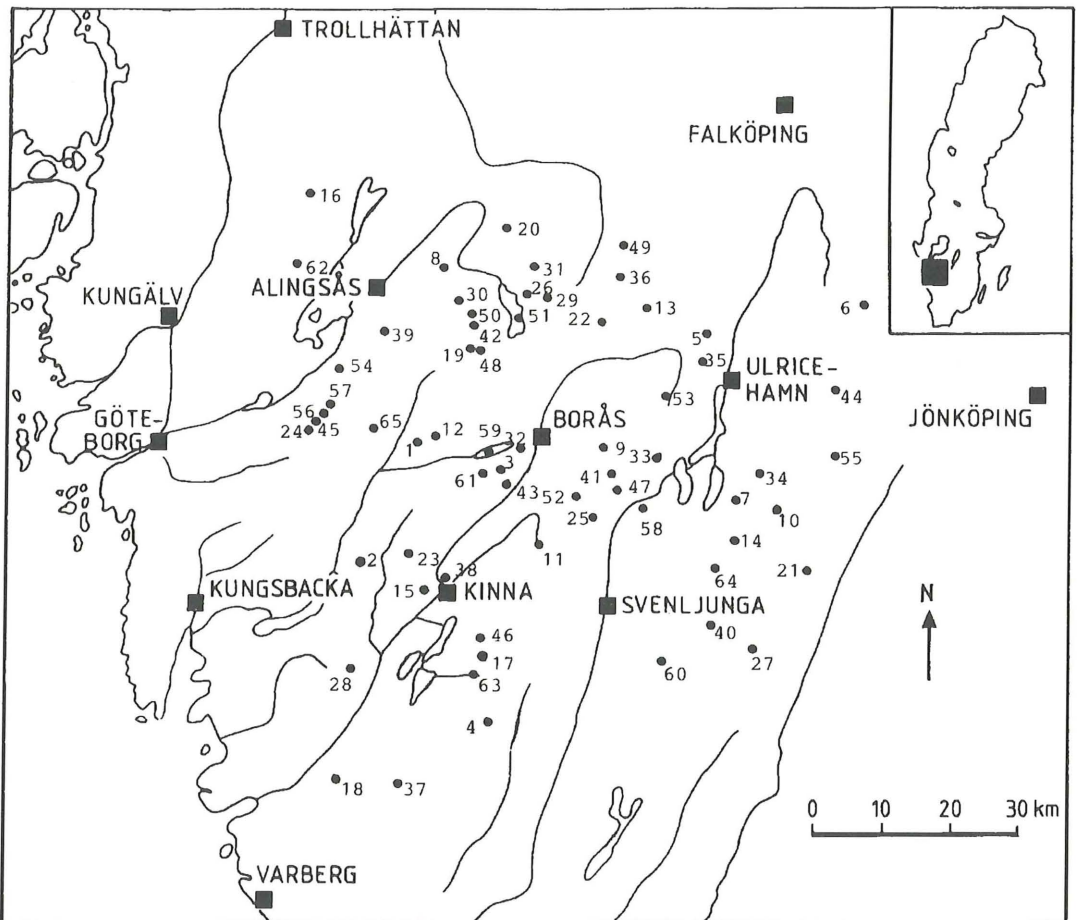


Fig. 1. Undersökningsområdet. Sjöarna är numrerade som i Tabell 1.

The study area. Lakes are numbered as in Table 1.

Tabell 1. Undersökta sjöar. *Surveyed lakes.*

Sjö	Medelantal stora ungar per år	Antal år med data om unproduktion	Areal, km ²	Flikighets-tal	Kvot: Antal hus/sjöyta	Reglerad vatten-yta ^a	Försur-ningspå-verkad ^b
<i>Lake</i>	<i>Mean number of well-grown chicks per year</i>	<i>Number of years with data on production of chicks</i>	<i>Surface area km²</i>	<i>Shoreline develop-ment</i>	<i>Ratio: Number of dwellings-/ surface area</i>	<i>Water level regulated^a</i>	<i>Affected by acid-ification^b</i>
1. Abborrsjön	0,55	11	0,33	2,4	30	0	1
2. Asksjön	0,00	5	0,19	1,5	26	0	1
3. Bosjön-Äktasjön	0,55	10	1,50	3,4	59	1	1
4. Bredasjön	0,17	6	0,75	1,7	19	1	1
5. Bredsjön	0,24	11	0,45	1,2	11	0	0
6. Brängen	0,13	8	2,40	2,7	5	0	0
7. Bystadsjön	0,18	11	2,50	2,6	3	0	0
8. Bäsjön	0,82	11	0,19	1,6	5	0	0
9. Dalsjöarna	0,64	11	0,66	1,6	145	1	0
10. Daltorpasjön	0,00	5	1,25	1,5	18	1	0
11. Frisjön	0,65	7	6,80	6,6	26	1	0
12. Gesebolsjön	0,29	7	1,40	4,1	14	1	1
13. Grosken	0,09	11	0,42	1,8	12	1	0
14. Gryttersjön	0,38	8	1,30	2,7	24	1	0
15. Hedgårdesjön	0,14	7	0,36	2,1	8	1	1
16. Holmevattnet	0,20	10	0,65	2,5	23	0	0
17. Klarsjön	0,40	5	0,12	1,5	83	0	1
18. Kroksjön	1,37	11	0,20	1,7	0	0	1
19. Kulsjöarna	0,00	9	0,47	4,0	6	0	1
20. Kvinnestadsjön	0,00	8	1,09	2,7	30	0	0
21. Lagmanshagsjön	0,27	11	3,10	1,7	7	1	0
22. Lassesjön	0,36	11	1,02	3,4	16	0	1
23. Lilla Hålsjön	0,29	7	0,85	1,7	13	1	0
24. Lilla Härnsjön	0,40	10	0,90	2,2	30	1	1
25. Lysjön	0,60	10	1,40	2,7	16	0	0
26. Malsjön	0,27	11	1,04	1,4	19	0	0
27. Marjebosjön	0,29	7	1,08	2,3	10	1	1
28. Mjöasjön	0,00	6	0,80	2,4	18	1	1
29. Myresjön	0,11	9	0,84	1,8	0	0	1
30. Mörkabosjön	0,55	11	0,33	1,8	18	0	0
31. Ornungasjön	0,21	11	2,80	2,5	6	1	0
32. Pickesjön	0,55	11	0,27	2,0	11	1	1
33. Ramsjön	0,09	11	0,55	1,8	164	0	0
34. Rånnavägsjön	0,00	10	1,10	2,4	17	0	0
35. Röstesjön	0,09	11	0,45	1,4	7	0	0
36. Sandsken	0,27	11	2,00	1,9	7	0	0
37. Skärsjön	0,50	10	0,55	1,3	2	0	1
38. Stora Barrsjön	0,00	7	0,21	1,8	0	0	0
39. Stora Färgen	0,44	9	6,00	2,1	20	1	0
40. Stora Kroksjön	1,00	4	0,30	2,3	7	0	1
41. Stora Sälgsjön	0,00	9	0,18	1,8	6	0	0
42. Stora Tränningen	0,10	10	0,94	4,5	4	0	1
43. Storsjön	0,20	5	1,60	4,1	1	1	1

Tabell 1. forts. *Continued.*

Sjö	Medelantal stora ungar per år	Antal år med data om ungpåproduktion	Areal, km ²	Flikighets-tal	Kvot: Antal hus/sjöyta	Reglerad vatten-yta ^a	Försurningspå-verkad ^b
<i>Lake</i>	<i>Mean number of well-grown chicks per year</i>	<i>Number of years with data on production of chicks</i>	<i>Surface area km²</i>	<i>Shoreline develop-ment</i>	<i>Ratio: Number of dwellings-/surface area</i>	<i>Water level regulated^a</i>	<i>Affected by acid-ification^b</i>
44. Strängseredsjön	0,40	10	2,00	2,2	11	1	0
45. Sturven	0,15	10	1,05	3,4	17	1	1
46. Svånasjön	0,59	11	0,73	2,6	0	0	1
47. Såken	0,65	10	3,30	2,7	12	1	0
48. Sälsjön	0,45	11	0,19	1,6	74	1	0
49. Sämsjön	1,17	6	6,00	2,8	28	0	0
50. Säsjön	0,09	11	0,29	1,5	7	0	1
51. Säven	0,27	10	12,10	3,4	9	0	0
52. Sävsjön	0,36	11	0,48	2,5	77	0	1
53. Tolken	0,30	10	12,60	3,4	21	1	0
54. Torskabotten	0,27	10	0,70	2,7	144	1	1
55. Trehörningen	0,40	10	1,62	1,7	4	1	1
56. Tvärsjön	0,00	9	0,96	2,5	13	0	1
57. Uspen	0,30	10	1,50	2,3	4	0	1
58. Veka Öjasjö	0,00	11	0,40	1,7	3	0	0
59. Viaredssjön	0,45	11	4,00	3,5	89	1	0
60. Visen	0,00	5	2,80	3,6	23	1	1
61. Västersjön	0,33	6	1,42	3,8	49	0	1
62. Ämtarevatten	0,25	8	0,14	1,9	7	0	1
63. Öjasjön	0,00	5	1,30	2,0	6	1	1
64. Ösjön	0,38	8	0,30	1,8	7	0	0
65. Östra Nedsjön	0,20	10	7,55	2,1	9	1	0

^a 0 = Ej reglerad, 1 = Reglerad.

0 = Not regulated, 1 = Regulated

^b 0 = Ej försurningspåverkad, 1 = Försurningspåverkad.

0 = Not affected by acidification, 1 = Affected by acidification

därför kunnat utföra parallella beräkningar av häckningsresultatet relaterat till alla stationära par respektive häckningar verifierade genom bofynd. Förutsatt att resultaten för de häckningar som verifierats genom bofynd är representativa för hela populationen, ger detta en möjlighet att bedöma om likartade trender noteras när de relateras till alla stationära par eller begränsas till häckningar verifierade genom bofynd. Uteblivna bofynd kan bero på att paret inte häckat, att häckningen misslyckats på ett tidigt stadium utan att någon omhäckning ägt rum eller att boet inte upptäckts. Vi räknar med att bon har eftersökts med ungefär samma arbetsinsats under hela inventeringsperioden. Likartade trender

kan då indikera effekter av faktorer som påverkar själva häckningsförloppet, medan skilda trender kan indikera effekter av faktorer som påverkar andelen stationära par som går till häckning eller misslyckas tidigt utan omläggning.

Proportionen stationära par som påbörjat häckning (=x) har beräknats som kvoten mellan procentandelen par som producerat minst en stor unge bland alla stationära par (=a) och motsvarande procentandel bland par där häckningen verifierats genom bofynd (=b). Eftersom andelen häckningar med minst en stor unge relaterat till alla stationära par (=a) även kan beräknas som produkten mellan andelen par som påbörjar en häckning (=x) och andelen par som

producerat en stor unge bland häckningar verifierade genom bofynd (=b) gäller att $a=xb$ och $x=a/b$.

Egenskaper hos häckningssjöarna

Sjöarnas betydelse som häckningsplatser för storlom har bedömts genom att beräkna det genomsnittliga antalet stora ungar per stationärt par och år.

Flikighetstalet har beräknats genom sambandet $L\sqrt{2\pi A}$, där L är sjöns strandlängd, km, och A dess areal, km². Lägsta värde är 1, som svarar mot en cirkelform, medan en sjö med många vikar, uddar eller öar får ett högre värde. Ett högt flikighetstal antyder att förhållandevis stora delar av sjön utgörs av strandnära områden som kan ha goda produktionsförhållanden för fisk och andra bytesdjur, och att tillgången på skyddade bolägen kan vara förhållandevis god.

Störningar från fritidsaktiviteter är svåra att utvärdera. Vi har (i likhet med Eriksson 1987) använt kvoten mellan antalet bebodda hus (både helårsbostäder och fritidshus) inom 200 m från stranden och sjöns yta som ett mått på störningsfrekvensen. Eftersom väg leder fram till alla sjöar (med något undantag), har vi bedömt att tillgängligheten från annat håll varit likvärdig. Förhållandena vad gäller bebyggelse avser början–mitten av 1980-talet.

Sjöarna har klassats som reglerade eller ej reglerade med hänsyn till möjligheterna att påverka vatten-

ståndet genom dämning eller tappning. Däremot saknas detaljerade uppgifter om skillnaderna mellan högsta och lägsta vattennivå samt tidpunkterna då vattenståndet varierat under de olika åren.

Sjöarna har bedömts som påverkade av försurning, med långsiktiga ekologiska förändringar, om pH-värden under 5,5 regelbundet har noterats före eventuell kalkning. Flertalet av de sjöar som klassificerats som försurningspåverkade har kalkats under 1980-talet och senare.

Vi har jämfört ”bra” storlomssjöar, med en genomsnittlig produktion av $\geq 0,40$ ”stora” ungar per par och år, med övriga sjöar för att undersöka om vissa sjöegenskaper kan kopplas till ett framgångsrikt häckningsresultat.

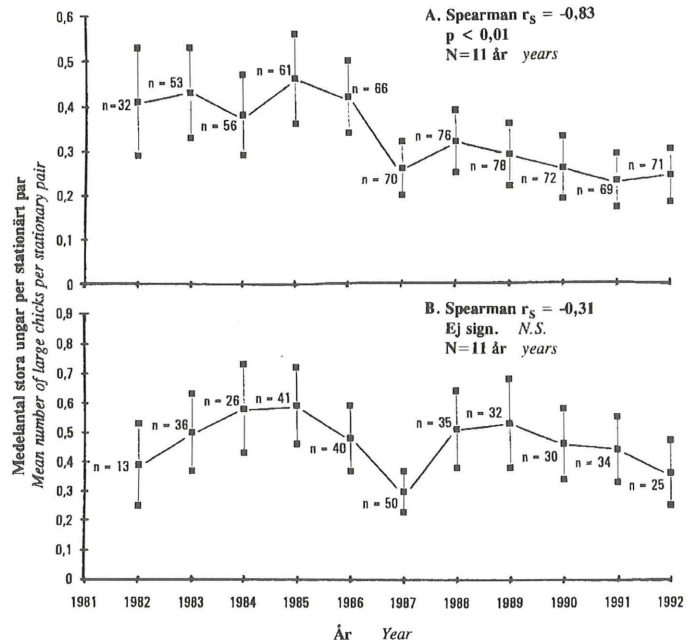
Resultat och diskussion

Trender i häckningsresultatet

Den genomsnittliga unproduktionen 1982–1992 var 0,31 (SE \pm 0,04) stora ungar per stationärt par och år, vilket är drygt 20 % under den produktion på 0,40 (SE \pm 0,05) stora ungar per par och år som Eriksson (1987) noterade under perioden 1968–1985 i ett till stora delar överlappande undersökningsområde i sydvästra Sverige. Den minskande trenden mellan 1982 och 1992 är statistiskt signifikant (Fig. 2A). Om man bara ser till antalet häckningar som verifie-

Fig. 2. Antal stora ungar (medelvärden \pm SE) per stationärt storlomspär (n =antal par). A. Samtliga stationära par (med eller utan bofynd). B. Stationära par med bofynd.

Mean number (\pm SE) of well-grown young per stationary Black-throated Diver pair (n = number of pairs). A. All stationary pairs, with or without findings of nest. B. Stationary pairs with finding of nest.



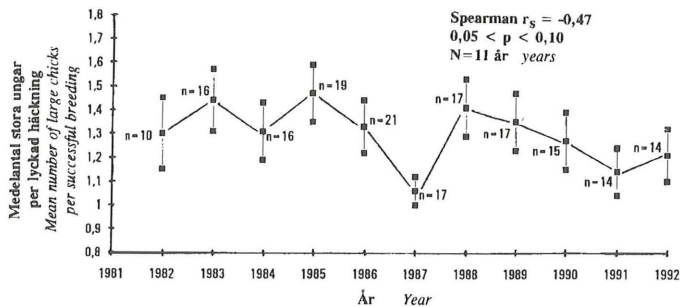


Fig. 3. Antal stora ungar (medelvärden \pm SE) per stationärt storlomspar (med eller utan bofynd) med lyckad häckning (n = antal par).

Mean number (\pm SE) of well-grown young per stationary successful Black-throated Diver pair (with or without finding of nests, n = number of pairs).

rats genom bofynd före kläckningen, erhålles ingen signifikant minskning i ungprouktionen (Fig. 2B). En jämförelse med kovariansanalys (ANCOVA, SAS 1988) visade att trenden i ungprouktion för häckningar med bofynd (Fig. 2B) skilde sig signifikant från trenden i ungprouktion för häckningar utan bofynd (data i Fig. 2A minus data i Fig. 2B; $F=21,7$, $p<0,001$, tvåsidigt). Det är också värt att notera att även bland lyckade häckningar har antalet stora ungar minskat (Fig. 3). Uttryckt på annat sätt betyder detta att andelen lyckade häckningar med två stora ungar har minskat.

Andelen lyckade häckningar, med produktion av stora ungar, låg i genomsnitt på 26 % per år under perioden 1982–1992, jämfört med 33 % i sydvästra Sverige 1968–1985 (Eriksson 1987), och den minskande trenden 1982–1992 är statistiskt signifikant (Fig. 4A). Under början av 1980-talet fick i regel 30

% av paren ut ungar, mot bara 20 % i början av 1990-talet. Om man bara räknar på häckningar verifierade med bofynd, finns ingen signifikant minskning i andelen lyckade häckningar (Fig. 4B). Trenden för häckningar med bofynd (Fig. 4B) var signifikant skild från häckningar utan bofynd (data i Fig. 4A minus data i Fig. 4B; ANCOVA, $F=29,4$, $p<0,001$, tvåsidigt, test utförd på arcsin-transformerade data).

Den beräknade andelen stationära par som går till häckning har minskat signifikant från omkring 80 % i början av 1980-talet till omkring 60 % i början av 1990-talet (Fig. 5).

Vi har inga uppgifter om någon minskning i antalet stationära par i det undersökta beståndet, men eftersom lommar är långlivade (t.ex. Staav 1989) kan det gå åtskilliga år innan en försämrad ungprouktion har påverkat det häckande beståndets storlek. Däremot antyder, som tidigare nämnts, resulta-

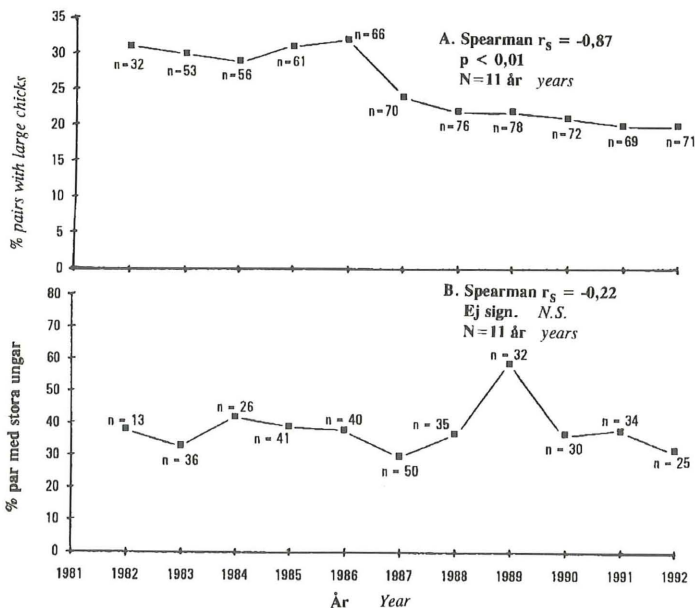
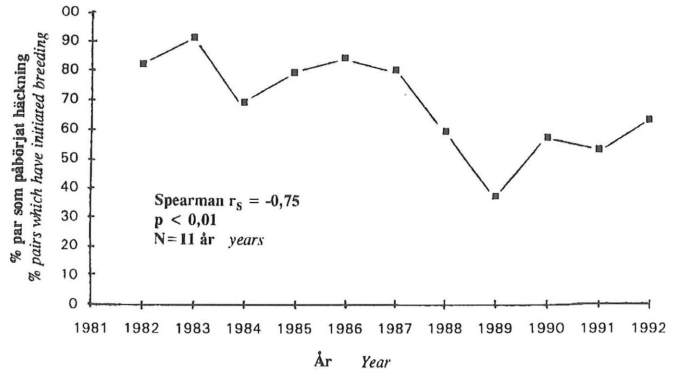


Fig. 4. Procentuella andelen stationära storlomspar med minst en stor unge (n = antal par). A. Samtliga stationära par (med eller utan bofynd). B. Stationära par med bofynd.

The percentage of stationary Black-throated Diver pairs producing at least one well-grown young (n = number of pairs). A. All stationary pairs, with or without findings of nest. B. Stationary pairs with finding of nest.

Fig. 5. Procentuella andelen stationära storlomspar som påbörjade häckning.

The percentage of stationary Black-throated Diver pairs which initiated breeding.



ten av Svenska Häckfågeltaxeringen att storlomsbeståndet gått tillbaka under perioden 1975–1992 (Svensson 1993).

Ungproduktionen i relation till egenskaper hos de olika sjöarna

Det finns ingen tendens till samband mellan den genomsnittliga produktionen av ungar per sjö och år och sjöarnas areal (Spearman $r_s=0,07$, ej sign., $N=65$ sjöar). Samma resultat redovisade Eriksson (1987), medan Andersson m.fl. (1980) noterade en lägre ungprouktion i sjöar större än 10 km². De skilda resultaten kan bero på att bara att fåtal "stora" sjöar (>10 km²) ingår i vår undersökning. Det finns inte heller något stöd för antagandet att sjöar med högt flikighetstal är bättre storlomssjöar (Spearman $r_s=0,06$, ej sign., $N=65$ sjöar). Däremot fanns, något oväntat, en svag (icke signifikant) tendens till sam-

band mellan god ungprouktion och stort antal hus relaterat till sjöyta (Spearman $r_s=0,18$, $p=0,15$, tvåsidigt, $N=65$ sjöar). Jämförelser mellan "bra" sjöar och de övriga visade inte på några skillnader vad gäller areal, flikighet eller antal hus relaterat till sjöyta (Tabell 2).

Ungproduktionen var lika stor i reglerade och oreglerade sjöar; i medeltal 0,30 (SE±0,04) stora ungar per par och sjö i 29 reglerade sjöar och 0,32 (SE±0,06) stora ungar per par och sjö i 36 oreglerade sjöar (Mann-Whitney U test, $p=0,46$, tvåsidigt, ej sign.). Elva av de 21 "bra" sjöarna (52 %) och 18 av de 44 övriga sjöarna (41 %) var reglerade (Fisher-test, $p=0,56$, tvåsidigt, ej sign.). En svaghet i analysen är emellertid att vi saknar detaljerade uppgifter om regleringarnas omfattning under olika år i flera av sjöarna. För häckningar som misslyckats genom att bona dränkts torde den reglering som skett under häckningstid ha varit av liten betydelse, jämfört

Tabell 2. Jämförelser mellan sjöar där storlomen uppvisade en hög reproduktion ("bra" sjöar) och sjöar med låg storlomsreproduktion (övriga sjöar).

Comparisons between lakes where the Black-throated Diver had high reproductive success ("good" lakes) and lakes where they had low reproductive success ("other" lakes).

	Antal sjöar	Sjöareal, km ² , medelvärde±S.E	Flikighetstal, medelvärde±S.E	Kvot. Antal hus/sjöyta, medelvärde±S.E
	Number of lakes	Surface area, km ² , mean±S.E.	Shoreline development, mean±S.E.	Ratio: Number of dwellings/surface area, mean±S.E.
"Bra" sjöar "Good" lakes	21	1,8±0,4	2,3±0,2	32±8
Övriga sjöar "Other" lakes	44	1,7±0,5	2,4±0,1	21±5
Mann-Whitney U test, p, tvåsidigt two-tailed		0,69	0,55	0,28

Anm.: "Bra" sjöar = Sjöar med en genomsnittlig ungprouktion > 0,40 "stora" ungar per par per år.
Note: "Good" lakes = Lakes with an average reproduction > 0,40 "large" chicks per pair and year.

med vattenståndshöjningar vid mycket regn (se nedan).

Det var inte heller någon skillnad i ungpåproduktionen mellan sjöar som påverkats respektive inte påverkats av försurning; i medeltal 0,31 (SE±0,05) stora ungar per par och sjö i 31 försurningspåverkade sjöar och 0,32 (SE±0,05) stora ungar per par och sjö i 34 icke försurningspåverkade sjöar (Mann-Whitney U test, $p=0,86$, tvåsidigt, ej sign.). Bland de 21 "bra" sjöarna var tio försurningspåverkade, och bland de övriga 44 sjöarna var 21 försurningspåverkade. För bägge grupperna var alltså 48 % av sjöarna påverkade av försurning. I den mån födounderlaget i form av fisk har försämrats i försurningspåverkade sjöar, kan detta ha kompenseras av ett ökat siktdjup och ökad tillgång på alternativa byten såsom vattenlevande insekter (Eriksson 1987, 1994). Flertalet av de sjöar som klassificerats som försurningspåverkade har dessutom kalkats under 1980-talet och senare, och i de flesta fall torde fiskbestånden ha återhämtat sig (t.ex. Degerman m.fl. 1995) medan det är mer osäkert om belastningen av kvicksilver generellt har minskat (Meili 1995).

Inte heller en partiell rangkorrelationsanalys, baserad på en utveckling av Spearmans rangkorrelationstest (SAS 1988), visade på några samband mellan ungpåproduktion och areal, flikighetstal, reglering eller påverkan av försurning, men uteslöt inte möjligheten av ett (icke signifikant) positivt samband till antal hus relaterat till sjöareal (analysen baserades på uppgifterna i Tabell 1, varvid reglerade och oreglerade sjöar, liksom sjöar påverkade resp. icke påverkade av försurning, betecknades med 1 resp. 0).

Vi har inte studerat några samband mellan fisktäthet och häckningsframgång, men tidigare har man i sydvästsvenska sjöar funnit ett något oväntat samband mellan låg fisktäthet och produktionen av stora ungar (Eriksson 1986). Det kan också vara värt att påpeka att sjön med den högsta ungpåproduktionen i vårt material (Kroksjön, sjö nr 18 i Tabell 1) är försurningspåverkad och fisktomt.

Bara i 21 (32 %) av de 65 undersökta sjöarna låg den genomsnittliga ungpåproduktionen på eller över 0,40 stora ungar per stationärt par och år (framgår av Tabell 1). Det är alltså i högst en tredjedel av sjöarna som ungpåproduktionen torde vara tillräcklig för att bevara beståndets numerär på en oförändrad nivå, och resultatet återspeglar ett mönster där ett begränsat antal lompar är produktiva medan andra par bara får ungar med flera års mellanrum. Liknande mönster har man funnit i undersökningar av islom *Gavia immer* i Canada (Croskery 1990). Det är en öppen

fråga om förklaringen skall sökas i individuella skillnader hos de olika fåglarna, d.v.s. att vissa lommar lyckas bra med häckningen oavsett var de häckar, och i vilken utsträckning olika sjöegenskaper är av betydelse. Ingen av de faktorer som vi har undersökt – sjöareal, flikighet, reglering, påverkan av försurning samt kvoten mellan antal hus och sjöyta – tycks ha inverkat på häckningsresultatet. För en bättre förståelse av storlommens häckningsvillkor vore det värdefullt med en ökad kännedom om i vilka avseenden "bra" lomsjöar skiljer sig från andra.

Orsaker till misslyckade häckningar

Under inventeringarna har anledningar till misslyckade häckningar ibland kunnat fastställas. Bland orsakerna återfinns både störningar (båtar, kanoter, fiske, tältning m.m.) och predation (bl.a. av kråka *Corvus corone*). Men materialet tillåter inte en kvantitativ bedömning av betydelsen av olika faktorer, bl.a. eftersom rapporteringen om orsakerna till misslyckade häckningar är ofullständig och då man måste räkna med en ökad risk för predation av bon om den ruvande fågeln tvingas av boet vid en störning (t.ex. Pettersson 1985, Götmark m.fl. 1990).

Väderleken under häckningsperioden kan påverka storlommens häckningsresultat på minst två sätt: Vackert väder med mycket folk kring sjöarna kan medverka till ett sämre häckningsresultat (t.ex. Pettersson 1985), medan hög nederbörd kan orsaka vattenståndshöjningar och risk för dränkta bon (t.ex. Ahlgren m.fl. 1988). Vi har inte funnit några samband mellan temperaturen under maj–juni och produktionen av ungar eller procentandelen lyckade häckningar under olika år. Det är alltså tveksamt om fritidsaktiviteter, som förmodas öka vid varmt väder, har haft några effekter. Däremot kan nederbörd under ruvningsperioden ha påverkat häckningsutfallet negativt vissa år. Det fanns ett signifikant samband mellan hög nederbörd i maj (men inte i juni) och låg produktion av ungar bland par där häckningen verifierats genom bofynd (Fig. 6), men inget samband mellan antalet ungar per samtliga stationära par och nederbörden. Fem av de elva undersökningsåren, 1982, 1985, 1987, 1990 och 1991 kunde man fastställa att häckningar misslyckats som en följd av att bon dränkts. Dessa år var den totala nederbörden signifikant högre under maj–juni: 169,3 mm (SE±15,0), jämfört med 85,6 mm (SE±16,6) för de övriga sex åren (Mann-Whitney U test, $p=0,002$, ensidigt). Också enstaka tillfällen med extrema vädersituationer kan påverka häck-

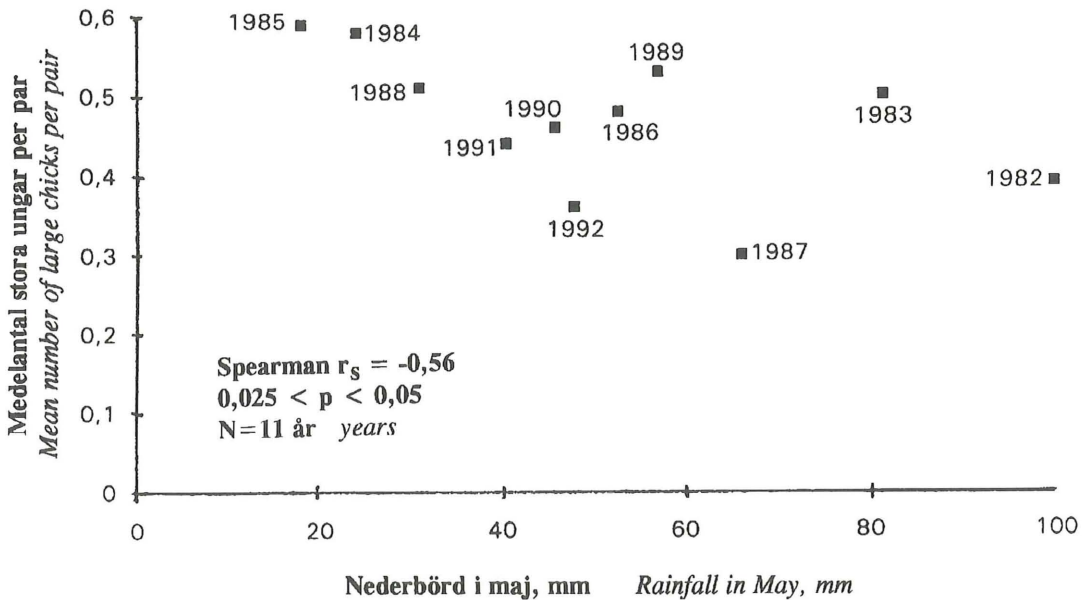


Fig. 6. Sambandet mellan nederbörd i maj (i Borås, centralt beläget i undersökningsområdet) och medelantalet stora ungar per par och år bland stationära storlomspar med bofynd.

The relationship between rainfall in May (in Borås, located centrally in the study area) and the mean number of well-grown young per pair and year, among stationary Black-throated Diver pairs where the nests were found.

ningsutfallet: Således dränktes cirka 15 bon vid ett kraftigt regn den 15-16 juni 1987 (Ahlgren m.fl. 1988).

Nederbörden kan alltså ha påverkat svängningarna i häckningsutfallet mellan olika år, men har knappast varit orsak till den minskade trenden i ungprouktionen. Det finns inte någon tendens till regnigare väder mot slutet av undersökningsperioden (Spearman $r_s = -0,27$ för maj resp. $r_s = 0,00$ för juni, $N = 11$ år, ej sign.).

Sammanfattande bedömning

I det undersökta storlomsbeståndet minskade produktionen av ungar per alla stationära par under perioden 1982–1992. Men denna minskning återfanns inte när analyserna begränsades till häckningar verifierade genom bofynd. Det är därför mindre troligt att effekter av predation, översvämmade bon eller störningar från t.ex. friluftsliv har medverkat till det försämrade häckningsresultatet. Dessa faktorer kan antas ha påverkat häckningar med och utan bofynd på samma sätt, och om de hade varit av betydelse borde andelen misslyckade häckningar ha ökat också bland häckningar verifierade med bo-

fynd. Det finns dessutom inget som tyder på att produktionen av ungar är kopplad till om sjöarna är reglerade eller påverkade av försurning (men indirekt påverkan av försurning kan emellertid inte avskrivas, se nedan).

Det försämrade häckningsresultatet bör i stället tillskrivas faktorer som påverkar andelen par som går till häckning eller medverkar till att fler par misslyckas tidigt under häckningen. Denna slutsats, i kombination med att andelen lyckade häckningar med två stora ungar också har minskat, tyder på en allmän konditionsförsämring hos beståndet. Alternativt kan en minskad andel häckande fåglar bero på en ökad proportion unga fåglar i beståndet, men då ungprouktionen har minskat förutsätter detta en invandring av lommar från andra områden med god häckningsframgång och överskott i ungprouktionen. Vi känner inte till några uppgifter om ungprouktion överstigande de 0,4–0,5 ungar som bedömts som minimum för bibehållandet av en oförändrad numerär (Nilsson 1977) i nordvästra Europa under senare årtionden. Vidare antyder resultaten från Svenska Häckfågeltaxeringen (Svensson 1993) en nedgång i det svenska storlomsbeståndets numerär.

Ett minskat födounderlag på grund av utglesade

fiskbestånd i t.ex. försurade sjöar kan leda till att färre lompar går till häckning, men detta antagande motsägs av att unngproduktionen i försurningspåverkade respektive icke försurningspåverkade sjöar ligger på samma nivå. Det är också tänkbart att en ökad exponering för kvicksilver kan ta sig uttryck i minskad äggläggning och ökad tendens till att avstå från häckning (se Barr 1986 för islom). I sydvästra Sverige och södra Norge är halten av kvicksilver i sjösediment allmänt sett hög, och de höga halterna bedöms i första hand bero på en ökad deposition via förorenad nederbörd under de senaste 30 åren (t.ex. Rognerud & Fjeld 1993). Försurningen medverkar i sin tur till en ökad rörlighet av kvicksilver m.fl. metaller (t.ex. Schindler m.fl. 1980, Borg 1983). I vårt undersökningsområde finns en tendens till högre kvicksilverhalter i storlomsägg insamlade vid sjöar påverkade av försurning (Eriksson m.fl. 1992). Genom kalkning kan man i princip minska belastningen i fisk (t.ex. Björklund m.fl. 1984, Håkansson m.fl. 1990), men de praktiska erfarenheterna vad gäller t.ex. kvicksilverbelastningen i t.ex. gädda *Esox lucius* har hittills visat på mycket varierande resultat (Meili 1995). För fiskätande fåglar i försurningspåverkade miljöer bedöms generellt att kvicksilver, till skillnad från andra metaller som diskuterats i försurnings-sammanhang (t.ex. kadmium, bly, aluminium), måste uppmärksammas vad gäller risken för exponering via födan och störningar i fortplantningen (Scheuhammer 1991).

Vår kännedom om lombeständens exponering för kvicksilver och andra metaller är emellertid bristfällig. Vi har ingen god uppfattning om vare sig geografiska mönster eller tidsmässiga förändringar. Det är därför svårt att bedöma om de anmärkningsvärt höga kvicksilverhalter som uppmäts i lomägg från sydvästra Sverige (Eriksson m.fl. 1992) är ett lokalt eller mer allmänt utbredd fenomen. Det är också oklart om storlommen genom sin fiskdiet och placering i slutet av en akvatisk näringskedja även under opåverkade förhållanden exponeras för förhållandevis höga metallhalter.

Tack

Arbetet baseras helt på uppgifter som samlats in genom ideellt arbete organiserat av Södra Älvsborgs Ornitologiska Förening. Utöver författarna har följande personer medverkat in inventeringarna av storlom under ett eller flera år: Per-Anders Ahlgren, Alf Andersson, Curt Andersson, Göran Andersson, Kenneth Andersson, Ola Andersson, Sture Andersson,

Thomas Andersson, Tore Andersson, Ulf Andersson, Åke Andersson, Lars Arnesson, Tommy Aronsson, Göran Asplund, Mats Axelsson, Lars Barkestedt, Sture Benjaminsson, Claes Bergdahl, Lars Bergdahl, Nina Birk, Inga-Maj Björkström, Anders Björsell, Bernt Bonander, Stellan Bygård, Ulf Carmesund, Ted Curtsson, Jan Dahl, Bo-Lennart Davidsson, Jens Ekdahl, Lennart Engkvist, Martin Engkvist, Liss Ericsson, Olof Fallgren, Peter Feldt, Kjell Gabrielsson, Håkan Gottfridsson, Bo-Göran Gunnarsson, Gunnar Gustavsson, Arne Gynnergren, Klas Hagborg, Bo Haglund, Mikael Hake, Fredrik Harrysson, Marita Hedberg, Curt Helgesson, Roland Holgersson, Åke Hultgren, Ingemar Håkansson, Gunnar Jakobsson, Bernt Johansson, Ingemar Johansson, Jan Johansson, Lars Johansson, Lennart Johansson, Per Johansson, Tomas Johansson, Ulf Johnson, Ronny Josefsson, Kjell Karlsson, Ulf Kjellqvist, Bruno Klaesson, Christer Larsson (Kungsäter), Christer Larsson (Sjövik), Per-Olof Larsson, Thomas Larsson, Sören Lennhager, Nils Lindström, Jan Lundberg, Andreas Lundgren, Sigvard Lundgren, Bertil Martén, Peter Nolbrandt, Folke Nordmark, Anders Nyström, Hans-Erik Olausson, Stig Olausson, Gert Olsson, Joakim Pansar, Jan-Åke Persson, Inge Pettersson, Tore Pettersson, Bertil Rydberg, Gösta Rönnfalk, Åke Sahlberg, Bengt Samuelsson, Per Sedigh, Börje Siljehof, Kurt Smedberg, Börje Svensson, Olof Swalin, Staffan Swedberg, Ingemar Sämgård, Håkan Thorstensson, Roger Torgnysson, Lennart Torstensson, Roland Ullberg, Pierre Unge, Erik Vikstrand, Sven Vikstrand, Göran Öjersson, Uno Öjersson och Hasse Österman. Donald Blomqvist, Frank Götmark, Lennart Henrikson, Peter Lindberg och Hans Oscarson har medverkat med synpunkter och kommentarer.

Referenser

- Ahlgren, C-G, Bergdahl, L., Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1983. Projekt storlom – en presentation av försöksåret 1982. *Gavia* 9: 8–15.
- Ahlgren, C-G, Bergdahl, L., Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1984. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1983. *Gavia* 10: 41–50.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1985. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1984. *Gavia* 11: 11–24.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1986. Projekt storlom – en presentation av undersökningsåret 1985. *Gavia* 12: 16–24.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1987. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 13: 9–14.

- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1988. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 14: 2–9.
- Ahlgren, C-G, Johansson, J., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1989. Projekt storlom. *Gavia / Fåglar i Södra Älvsborg* 15: 42–48.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1990. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 16: 43–49.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1991. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 17: 36–42.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1992. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 18: 54–60.
- Ahlgren, C-G, Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck H. 1993. Projekt storlom. *Fåglar i Södra Älvsborg* 19: 50–56.
- Andersson, Å., Lindberg, P., Nilsson, S.G., & Pettersson Å. 1980. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i svenska sjöar (English summary: Breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Swedish lakes). *Vår Fågelvärld* 39: 85–94.
- Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* No. 56.
- Björklund, I., Borg, H. & Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish Lakes – its regional distribution and causes. *Ambio* 13: 118–121.
- Borg, H. 1983. Trace metals in Swedish natural freshwaters. *Hydrobiologia* 101: 27–34.
- Croskery, P.R. 1990. The importance of individual territories to the long-term production of Common Loons, *Gavia immer*, in Northwestern Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 104: 557–560.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & Nyberg, P. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. Sid. 221–282 i Henrikson, L. & Brodin, Y-W. (red.) *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer Verlag, Berlin.
- Eriksson, M.O.G. 1986. Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scand.* 17: 245–248.
- Eriksson, M.O.G. 1987. Storlommens *Gavia arctica* produktion av ungar i sydvästsvenska sjöar (English summary: The production of young in Black-throated Diver, *Gavia arctica*, in south-west Sweden). *Vår Fågelvärld* 46: 172–186.
- Eriksson, M.O.G. 1994. Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon *Gavia stellata* and Arctic Loon *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G., Johansson, I. & Ahlgren, C-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden (Sammanfattning på svenska: Kvicksilvernivåer i ägg av smålom *Gavia stellata* och storlom *Gavia arctica* i sydvästra Sverige). *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the Arctic Loon in Sweden. *J. Wildl. Manage.* 53: 1025–1031.
- Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1990. Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. *J. Wildl. Manage* 54: 429–432.
- Haga, A. 1980. Forvaltning av storlom og fiskeørn som hekkfugl i næringsfattige innsjøer. *Fauna* 33: 129–136.
- Håkansson, L., Andersson, P., Andersson, T., Bengtsson, Å., Grah, P., Johansson, J-Å., Jönsson, C-P, Kvarnäs, H., Lindgren, G. & Nilsson, Å. 1990. Åtgärder mot höga kvicksilverhalter i innsjöfisk. *Naturvårdsverket Rapport* 3818.
- Lehtonen, L. 1970. Zur Biologie des Prachttauchers, *Gavia arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7: 25–60.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury concentrations in fish. Sid. 383–398 i Henrikson, L. & Brodin, Y-W. (red.) *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer Verlag, Berlin.
- Mudge, G.P. & Talbot, T.R. 1993. The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Divers *Gavia arctica*. *Ibis* 135: 113–120.
- Nilsson, S.G. 1977. Adult survival of Black-throated Diver *Gavia arctica*. *Ornis Scand.* 8: 193–195.
- Nilsson, S.G. & Pettersson, Å. 1987. Det svenska storlomsbeståndets storlek (English summary: An estimate of the population size of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden). *Vår Fågelvärld* 37: 251–253.
- Pakarinen, R. 1984. A survey of the Black-throated Diver in 1985–86 in Finland. *Lintumies* 24: 1–11. (På finska, engelsk sammanfattning.)
- Pettersson, Å. 1985. Storlom i Sottern. *Statens naturvårdsverk rapport* 3011.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1993. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway. *Ambio* 22: 206–212.
- SAS 1988. *SAS Procedures Guide*, release 6.03 edition. SAS Institute Inc., Cary, N.C.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environ. Pollut.* 71: 329–375.
- Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Wagemann, R. & Broecker, W.S. 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 373–377.
- Staa, R. 1989. Åldersrekord för fåglar ringmärkta i Sverige – aktuell lista 1989 (English summary: Longevity of birds ringed in Sweden. Current list 1989). *Vår Fågelvärld* 48: 251–275.
- Svensson, S. 1993. (Meddelande utsänt till medverkande i Svenska Häckfågeltaxeringen, april 1993.)

Summary

The breeding success of Black-throated Diver Gavia arctica in southwestern Sweden, 1982–1992.

In the Swedish Red List of threatened and rare species, Black-throated Diver *Gavia arctica* is classified as *care-demanding*, e.g. the species is not endangered or vulnerable but requires specific consideration in order to reduce the risk of a future threat. The problems include disturbance from outdoor recreation activities, water level regulations, and declining fish populations and risk of exposure to toxic metals in lakes affected by acidifying pollut-

ants (e.g. Andersson et al. 1980, Haga 1980, Pakarinen 1989, Götmark et al. 1989, Eriksson et al. 1992, Eriksson 1994).

In Sweden and Finland, the average production of young has been reported to be approximately 0.4 well-grown (half-grown to fledged young) per pair and year in the 1960's to 1980's (Lehtonen 1970, Andersson et al. 1980, Eriksson 1987). This is close to the minimum of 0.4–0.5 fledged young per pair, which Nilsson (1977) assessed to be required for the maintenance of a stable population, but above the average level of 0.3 fledged young per pair reported for the population in Scotland during the 1980's (Mudge & Talbot 1993).

Although the Black-throated Diver is not a threatened species in Scandinavia, surveys of status and trends are justified with regard to the complex of problems and the indication of a reproduction close to the minimum necessary in order to prevent a decline in the population. In the present paper, we present results from yearly surveys of the Black-throated Diver population in parts of South-west Sweden (Fig. 1).

Material and methods

We analysed data from 65 lakes in the southern part of Älvsborgs län, southwestern Sweden (Fig 1). Each lake was surveyed 4–11 seasons during 1982–1992, in total 704 pair-years. Details of the surveys have been presented in annual reports (Ahlgren et al. 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993). The area partly overlaps with the study area investigated by Eriksson (1987) during 1968–1985.

Each lake was visited 3–6 times during May–July in order to determine the presence of stationary pairs and chicks (Ahlgren et al. 1984 for details). The breeding result was measured as the number of well-grown young per stationary pair. The Black-throated Diver normally lays two eggs, and the possible outcomes of a breeding attempt is thus zero, one or two young. A breeding was denoted as successful if at least one well-grown young was produced. The presence of a stationary pair without young during the breeding season was denoted as zero well-grown young.

Searching for nests were not included in the survey routines, but several breedings were confirmed through findings of nests. This made it possible to investigate if trends were similar when related to all stationary pairs and only to breedings verified through nests, respectively, assuming that the breedings ver-

ified through nests were representative for the whole population. Similar trends may indicate influence of factors with an effect during the course of the breeding, while different trends may indicate a changed proportion of stationary pairs which initiate breeding or fail early during the breeding.

The proportion of pairs which initiate breeding ($=x$) was estimated through the ratio between the proportions of pairs with at least one well-grown young among all stationary pairs ($=a$) and the same ratio among those pairs where breeding was verified through finding of nest ($=b$). The percentage of successful breedings among all stationary pairs ($=a$) can also be estimated through the product between the proportion of pairs which initiate breeding ($=x$) and the proportion of successful breedings verified through finding of nest ($=b$), and thus $a=xb$ and $x=a/b$.

The suitability of lakes as breeding sites for Black-throated Divers was judged from the average number of well-grown young per pair and year, and related to lake characteristics such as surface area, shoreline development ($SLD=L\sqrt{2\pi A}$; L =shorelength, km; A =surface area, km^2), number of dwellings within 200 m from the shore divided with surface area (an index of outdoor recreation activities, see Eriksson 1987), water level regulation (lakes classified as regulated or not regulated) and acidification status (lakes with $\text{pH}<5.5$ regularly, at least before liming, were classified as affected by acidification).

We compared "good" breeding lakes, with an average production of at least 0.40 "large" chicks per pair per year with the other lakes in order to find out if any lake characteristics were related to successful breedings.

Results and discussion

Trends in the breeding result

During 1982–1992, the average production was 0.31 ($SE\pm 0.04$) well-grown young per stationary pair and year. This is more than 20 % below the level of 0.40 ($SE\pm 0.05$) young per pair and year recorded during 1968–1985 by Eriksson (1987) for a partly overlapping area in South-west Sweden. The decline between 1982 and 1992 was significant when related to all stationary pairs (Fig. 2A), but not when related only to breedings verified through findings of nests before hatching (Fig. 2B). A comparison, using ANCOVA (SAS 1988), between breedings verified through finding of nests (Fig. 2B) and breedings where nests were not found (data in Fig. 2A minus data in Fig. 2B) revealed a significant difference in

trends between groups ($F=21,7$, $p<0,001$, two-tailed). Also among successful breedings, the mean number of well-grown young decreased (Fig. 3), e.g. the proportion of successful breedings resulting in two well-grown young decreased.

The percentage of successful breedings, producing well-grown young, was on average 26 % during 1982–1992, compared with 33 % in South-west Sweden during 1968–1985 (Eriksson 1987). There was a significant decline between 1982 and 1992 when the breeding success was related to all stationary pairs (Fig. 4A), but not when related to breedings verified through findings of nests (Fig. 4B). The trend for breedings verified through finding of nests (Fig. 4b) was significantly different from the trend of breedings where nests were not found (data in Fig. 4A minus data in Fig. 4B; $F=29,4$, $p<0,001$, two-tailed, test made on arcsine transformed values).

The estimated percentage of pairs which initiate breeding decreased significantly from around 80 % to 60 % during the investigation period (Fig. 5).

We have not recorded any decreased number of stationary adult pairs in the studied population. But results from the national monitoring of breeding birds in Sweden indicate a decline in the population of Black-throated Diver during 1975–1993 (Svensson 1993).

The production of young in relation to some lake characteristics

The average number of young per pair and year was not significantly correlated either with surface area nor with shoreline development (Spearman $r_s=0.07$ and 0.06 , not sign., $N=65$ lakes), but there was a weak (non-significant) indication of a positive relationship between the number of dwellings within 200 m from the shore in relation to surface area and the production of young (Spearman $r_s=0.18$, $p=0.15$, two-tailed, $N=65$ lakes). Comparisons between "good" breeding lakes and "other" lakes did not indicate any differences with regard to area, shoreline development or the ratio between the number of dwellings and surface area (Table 2).

The average production of young was the same in 29 regulated and 36 unregulated lakes; 0.30 ($SE\pm 0.04$) and 0.32 ($SE\pm 0.06$), respectively (Mann-Whitney U test, $p=0.46$, not sign.). The same was true for 31 lakes affected by acidification compared with 34 lakes not affected by acidification; 0.31 ($SE\pm 0.05$) and 0.32 ($SE\pm 0.05$), respectively (Mann-Whitney U test, $p=0.86$, not sign.). Eleven lakes (52 %) out of the 21 "good" breeding lakes were regulat-

ed, compared with 18 (41 %) regulated lakes out of the 44 "other" lakes (Fisher exact probability test, $t=0.56$, two-tailed, not sign.). Among the "good" lakes, ten were affected by acidification compared with 21 of the "other" lakes, that is 48 % of the lakes in both groups were affected by acidification. Negative effects of acidification, such as reduced abundance of prey fish or increased exposure to toxic metals, might have been compensated for through increased water transparency or increased abundance of alternative prey like aquatic insects (Eriksson 1987, 1994).

Partial rank correlation analyses, based on the Spearman rank correlation (SAS 1988) did not reveal any significant relationships between the production of young and either surface area, shoreline development, the ratio between dwelling and surface area, water level regulation or acidification. (The analyses was based on data from Table 1, and lakes were scored 0 or 1 with regard to water level regulation and acidification status).

We have not investigated the breeding success in relation to the density of fish, but a relationship between low density of fish and high production of young has earlier been demonstrated in lakes in South-west Sweden (Eriksson 1986). It is worth to consider that the lake with the highest average production of young in our study area (Lake No 18, Kroksjön, Table 1) is affected by acidification and devoid of fish.

Only in 21 (32 %) of the 65 lakes investigated, the average production was $\geq 0,40$ well-grown young per stationary pair and year (deduced from Table 1). This result reflects a pattern where a limited number of pairs are highly productive, while other pairs are less successful (see Croskery 1990 for similar results for Common Loon *Gavia immer*). It is an open question whether this pattern reflects differences in quality and breeding experiences between individual birds, and to what extent habitat qualities in different lakes are important. None of the lake characteristics investigated in the present study seem to have affected the production of young.

Reasons for failures

Failures due to disturbance from recreational activities and predation (e.g. Hooded Crow *Corvus corone*) have been confirmed. But the accuracy of the information is too low for a quantitative evaluation, especially with respect to the increased risk of predation if the nest is left unattended after disturbance (Pettersson 1985, Götmark et al. 1990).

Weather may affect breeding Black-throated Divers in two ways. Warm weather and high intensity of recreational activities may increase the risk of disturbance (Pettersson 1985), and nests may be drowned after periods with heavy rainfall (e.g. Ahlgren et al. 1988). In the present study, we found no indications of any relationship between temperature and breeding success, so presumably there are no negative effects of any increased recreational activity during warm weather. But we have indications that rainfall during the nesting period affected the breeding success: there was a significant negative relationship between precipitation in May (but not in June) and the production of young among pairs where the breeding was verified through finding of nest (Fig. 6). But the decreasing trend in the production of young during 1982-1992 cannot be related to precipitation, as there were no indications of any relationships between rainfall and year (Spearman $r_s = -0.27$ for May and $r_s = 0.00$ for June, respectively, not sign., $N = 11$ years).

Concluding remarks

In the investigated population, the breeding success of all stationary pairs decreased during 1982-1992. But this decline was not confirmed when the production of young was related only to pairs where breedings were verified through finding of nest. Therefore, factors such as nest predation, disturbance from out-door recreation or flooding of nests can probably be excluded, as these factors should have an equal effect on breedings verified or not verified through finding of nest. Furthermore, there are no indications that the decreased production of young can be related to water level regulations or ecological changes in acidified lakes (although indirect effects of acidification cannot be completely ruled out, see below).

The reduced proportion of stationary pairs which initiate breeding (or fail early during the breeding), in combination with the decreased proportion of successful breedings with two well-grown young, indicate a general impairment of the physical condition of the Black-throated Divers in the population. Alternatively, a reduced percentage of breeding adults

may be ascribed to an increased percentage of young birds. Since there has been a decline in production of young in the study population, this presumes a substantial immigration from elsewhere. However, as far as we know, there has not been any study from North-western Europe presenting data on reproduction above the presumed minimum of 0.4-0.5 fledged young per pair and year (Nilsson 1977) during the latest decades.

There are at least two potential explanations for the reduced proportion of pairs which initiate breeding in the Black-throated Diver. It may be a consequence of a decreased abundance of prey in acidified lakes or a result of an increased exposure to toxic metals (primarily mercury). The explanation of reduced food supply is not supported by the results, since reproduction was independent of if the lakes were affected by acidification or not. The alternative explanation, however, is supported by some results. In Common Loon *Gavia immer*, a reduced egg-laying in combination with an increased tendency to refrain from breeding have been related to exposure to toxic metals (Barr 1986). In South-west Sweden and Southern Norway, the contents of mercury in lake sediments are high, primarily due to an increased deposition through polluted precipitation during the last 30 years (Rognerud & Fjeld 1993), and acidification contributes to an increased mobilisation of mercury and other metals (e.g. Schindler et al. 1980, Borg 1983). In our study area, there are indications of higher contents of mercury in Black-throated Diver eggs collected at breeding lakes affected by acidification (Eriksson et al. 1992). Although liming has been suggested as a possible method in order to reduce the exposure of mercury to fish in acid freshwaters (e.g. Björklund et al. 1984, Håkanson et al. 1990), the practical experiences are sometimes disappointing (Meili 1995).

We still lack information about regional differences and temporal variations of mercury in eggs of Black-throated Diver, e.g. for judging if the high content in eggs from South-west Sweden (Eriksson et al. 1992) is a local or more wide-spread phenomenon, or if the Black-throated Diver through its fish diet is exposed to comparatively high concentrations of toxic metals also under natural conditions.

Kungsfågeln *Regulus regulus* höstflyttning över Stora Fjäderägg

URBAN GRENMYR & BJÖRN OLSÉN

Abstract

During the period 1985 to 1992 a total of 18 520 Goldcrests *Regulus regulus* were ringed in the autumn at Stora Fjäderägg Bird Observatory (63°49'N, 21°00'E). The mean migratory period, defined as the period including 90% of the bird trapped over these years was 39 days. The mean of median dates was 22 September compared to 14 October at Falsterbo. Goldcrest migration speed through Sweden was estimated to 47 km/day according to the difference in mean median date from Stora Fjäderägg and Falsterbo bird observatories. The average migratory direction in the autumn was southwest (230.5°). The migratory

direction of the passing Goldcrests at Stora Fjäderägg seems to be more uniform than at bird observatories in southern Sweden. According to the few controls of ringed birds at Stora Fjäderägg, the source area for Goldcrests passing Stora Fjäderägg seems to be on the east side of the northern part of the Baltic sea.

Urban Grenmyr, Orrvägen 5, S-881 35 Sollefteå, Sweden

Björn Olsén, Dept. of infectious diseases, NUS, S-901 87, Umeå, Sweden

Received 5 april 1994, Accepted 15 December 1994, Editor: A. Hedenström

Inledning

Kungsfågeln är i den nordliga delen av sitt utbredningsområde övervägande en flyttfågel, medan andelen stannfåglar ökar söderut (Hilden 1982). Historiskt sett har ringmärkningen av kungsfåglar i Sverige främst varit koncentrerad till landets södra delar, där den huvudsakliga fångsten har gjorts vid landets större fågelstationer såsom Ottenby och Falsterbo. Kungsfågelnas flyttningens mönster och tidtabell i flyttningens initialskede i norra Sverige är därför dåligt kända. En stor del av kungsfågeln är relativt sett långflyttare och tillryggalägger ytterligare 1500–2000 km efter det att de passerat Stora Fjäderägg innan vinterkvarteren nås. Nordliga kungsfågelpopulationers flyttning har med andra ord "avlästs" vid ex fågelstationerna i södra Sverige, sedan en betydande del av flyttsträckan redan avverkats. Den här uppsatsen har för avsikt att utifrån ringmärkningsmaterial från Stora Fjäderägg fågelstation under åren 1985–92 belysa något om nordliga kungsfågelpopulationers höstflyttning.

Material och metoder

Stora Fjäderägg (63°49'N, 21°00'E) är den mest nordostligt belägna ön i Holmöarkipelagen. Avstån-

det över Kvarken, mellan Holmögadd till Valsörarna på finska sidan, är endast ca 26 km.

På Stora Fjäderägg har ringmärkningsverksamhet bedrivits sedan 1984. Under det första verksamhetsåret var ringmärkningen dock så sporadisk att de 184 kungsfåglar som märktes detta år ej inkluderats i denna analys.

Kungsfågeln är den art som dominerar i fångsten under hösten och den utgör 39% av den totala höstfångsten. Under höstsäsongerna 1985–92 har totalt 18 520 kungsfåglar ringmärkts på Stora Fjäderägg. Daglig fångst har i allmänhet bedrivits från början av augusti till månadsskiftet oktober/november. Åren 1985–86 började dock verksamheten först i mitten av augusti. Luckor i verksamheten av betydelse (>2 dygn) har endast inträffat 1985 den 2–6 september samt 1987 den 26 september–1 oktober och 14–19 oktober. Främst 1987 års märkvolymer har sannolikt påverkats av avbrotten. Vegetation på Stora Fjäderägg domineras av kråkrishedar med utspridda grandungar och enstaka områden med sammanhängande granskog.

Fångsten har utförts med ca 30 markbundna slöjnat. Samtidigt som näthissar installerades, en vardera 1990 och 1991, avvecklades flera perifera

nätplatser. Detta gör att det totala antalet nättimmar har varit någorlunda konstant. Standardisering av märkrutiner, nättider och nätplatser har eftersträvat för att erhålla jämförbara resultat mellan åren.

Köns- och åldersbestämning av de fångade kungsfågla har grundats på hjässfjädrarnas färg respektive formen på stjärt pennornas spetsar (Svensson 1984). I denna bearbetning har materialet inte uppdelats i åldersklasser, eftersom fångsten nästan helt domineras av ungfåglar. Av de 96% som åldersbestämts var 98% årsungar.

Sträckperiodens längd har definierats som antalet dagar under vilket huvuddelen (90%) av fångsten skett. De första respektive sista 5 procenten av de fångade kungsfågla har då uteslutits.

Medelriktning för kungsfåglar som ringmärkts vid Stora Fjäderägg och återfunnits dels under samma höst (15 aug–15 nov) och dels påföljande vinter (16 nov–feb) har beräknats utifrån ortodroma grader enligt Batschelet (1981).

Flyttriktning har sammanställts för 215 kungsfåglar ringmärkta i Sverige, vilka återfunnits under samma höst som märkningen skett (15 aug–15 nov) åren 1972–92. Totalt har 86 kungsfåglar återfunnits i riktning 0–180°. Procentuella andelen inom resp. region visas i Fig. 5. Individuella andelen kortare flytsträcka än 10 km har inte ingått i analysen (källa: Ringmärkningscentralen, Stockholm).

Resultat

Fångstvolym och flyttningsförlopp

Tabell 1 visar att antalet fångade kungsfåglar på Stora Fjäderägg varierar högst avsevärt mellan olika år. Skillnaden är ca 13 gånger mellan den lägsta

Tabell 1. Antalet kungsfåglar ringmärkta per månad på Stora Fjäderägg under perioden 1985–92.

The number of Goldcrests ringed at Stora Fjäderägg Bird Observatory during the period 1985–92.

År Year	Aug Aug	Sep Sep	Okt Okt	Nov Nov	Totalt Total
1985	2	303	422	0	729
1986	3	816	429	0	1248
1987	0	132	269	0	401
1988	45	1150	760	0	1955
1989	118	3502	1483	0	5103
1990	591	2463	561	5	3620
1991	57	2139	1262	0	3458
1992	184	1596	226	0	2006

Tabell 2. Kungsfågeln huvudsakliga sträckperiod (den period som inkluderar 90% av fångsten) olika år vid Stora Fjäderägg.

The main migratory period (including 90 % of the trapped birds) of Goldcrests at Stora Fjäderägg.

År Year	Sträckperiod Migration period	Antal dygn Numbers of days
1985	10 sep–13 okt	34
1986	3 sep–19 okt	47
1987	12 sep–23 okt	42
1988	7 sep–13 okt	37
1989	5 sep–9 okt	35
1990	24 aug–6 okt	44
1991	11 sep–15 okt	35
1992	31 aug–4 okt	35

respektive den högsta höstsumman. De första kungsfågla fängas vanligtvis i slutet av augusti och inledningsvis torde även en del lokala fåglar ingå. Tabell 2 visar den huvudsakliga sträckperioden (90%). Den är i medeltal 39 dygn, med en årsvariation från 34 till 47 dygn. Fig. 1 visar antalet ringmärkta fåglar per pentad under var och en av höstarna 1985–92. Tabell 3 visar mediandatum för respektive år, samt totalmedian för åren 1985–92 baserad på varje datum totalfångst. Median för hela perioden är 22 september, med en mellanårsvariation från den 13 september till den 8 oktober. Skillnaden i mediandatum mellan könen är liten, och honornas genomsnittliga mediandatum (22 september) är bara en dag tidigare än hanarnas (23 september).

Tabell 3. Mediandatum för honor och hanar av kungsfåglar fångade på Stora Fjäderägg.

Median dates of female and male Goldcrests trapped at Stora Fjäderägg Bird Observatory.

År Year	Honor Females	Hanar Males	Totalt Total
1985	5 okt	5 okt	5 okt
1986	24 sep	26 sep	25 sep
1987	8 okt	7 okt	8 okt
1988	22 sep	24 sep	23 sep
1989	25 sep	26 sep	25 sep
1990	14 sep	14 sep	14 sep
1991	22 sep	24 sep	23 sep
1992	13 sep	15 sep	14 sep
1985–92	22 sep	23 sep	22 sep

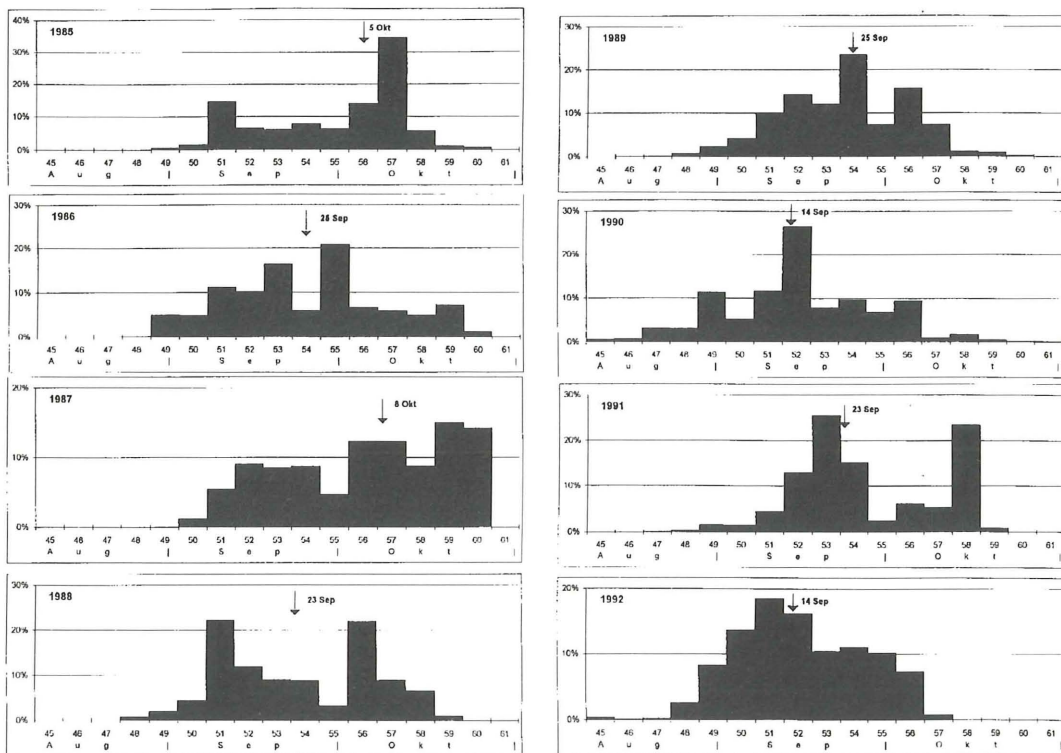


Fig. 1. Procentuell andel per pentad av antalet ringmärkta kungsfåglar vid Stora Fjäderägg höstarna 1985–92. Pil markerar mediantdatum.

Percentage per pentade of Goldcrests ringed during the autumn 1985–92. Median dates is indicated by a arrow.

Tabell 4. Könsfördelning hos kungsfåglar ringmärkta vid Stora Fjäderäggs fågelstation höstarna 1985–92.

The sex ratio of Goldcrests ringed during the autumn 1985–92.

År Year	Hanar Males
1985	55,0 %
1986	54,3 %
1987	54,0 %
1988	55,2 %
1989	57,1 %
1990	51,5 %
1991	52,3 %
1992	49,3 %
1985–92	53,7 %

Könsfördelning

Andelen kungsfåglar som könsbestämts till hanar är 53,7% med en årsvariation från 49,3 till 57,1 procent (Tabell 4). Högsta andelen hanar noterades 1989, samma år som flest kungsfåglar ringmärktes.

Fångsten har från resp. år indelats i kvartiler. Könsfördelning totalt 1985–92 inom resp. kvartil visar att andelen hanar är lägst i början av fångstperioden (Fig. 2; $\chi^2=25,4$, $df=3$, $p<0,001$).

Återfynd och kontroller

Hittills har 21 återfynd av kungsfåglar ringmärkta på Stora Fjäderägg rapporterats, vilket innebär att drygt en på 1000 märkta (0,11%) återfunnits. Samtliga återfunna fåglar var märkta som ungfåglar. Tolv fynd (52%) är kontrollerade av ringmärkare. Huvuddelen har påträffats inom ett år efter märkningen. Enda undantaget är en fågel som två år efter märk-

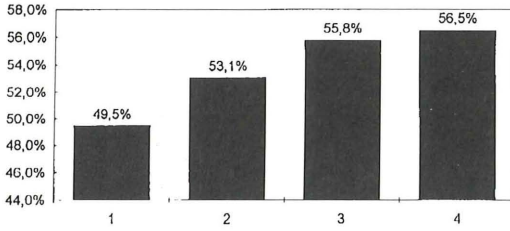


Fig. 2. Andelen hannar av fångsten (N=18 055) 1985–92, per kvartil under höstflyttningen, χ^2 -test ($p < 0,001$).

The proportion of males during autumn migration 1985–92 divided in quartiles, chi-square test ($p < 0,001$).

tillfället kontrollerades vid den lettiska Östersjökusten, även vid detta gång under höstflyttningen.

Från samma höst som fåglarna ringmärkts har 14 fynd rapporterats, tre återfynd gjordes under den direkt följande vintern, december–februari (Fig. 3). I Fig. 4 redovisas tre återfynd gjorda påföljande vår under mars och april, samt fem kungsfåglar märkta på annan plats vilka kontrollerats vid Stora Fjäderägg. Av dessa är två märkta ett resp. fem dygn tidigare på Finska sidan Kvarken. En tredje fågel hade flugit norrut och kontrollerades på Stora Fjäderägg åtta dygn efter ringmärkningen vid den fin-

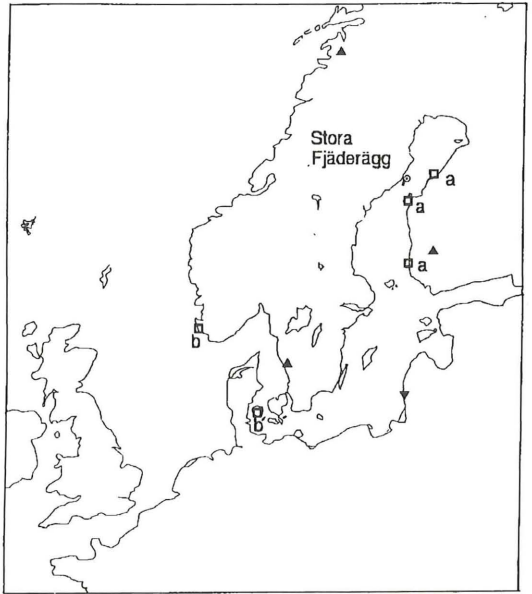


Fig. 4. Återfynd av kungsfåglar på våren (april, \blacktriangle) och hösten (oktober, \blacktriangledown) två år efter ringmärkningen.

Platser (\square) för kungsfåglar kontrollerade på Stora Fjäderägg (a. ringmärkt samma höst, b. ringmärkt hösten före).

Recoveries of Goldcrests the following spring (April, \blacktriangle) and autumn two year after ringing at Stora Fjäderägg (October, \blacktriangledown). Ringing sites (\square) of Goldcrests controlled at Stora Fjäderägg (a. ringed the same autumn, b. ringed the last autumn).

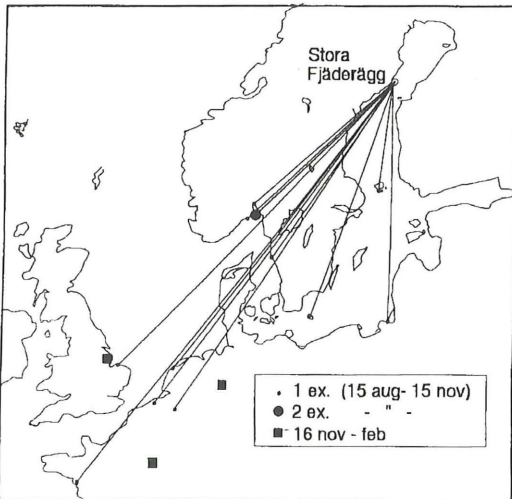


Fig. 3. Kungsfåglar ringmärkta på Stora Fjäderägg 1985–92 och som återfunnits samma höst (\bullet) eller påföljande vinter (\blacksquare).

Goldcrests ringed at Stora Fjäderägg Bird Observatory and recovered during the ringing autumn (\bullet) or the following winter (\blacksquare).

ska Bottenhavskusten. De övriga två kontrollerna utgörs av fåglar ringmärkta under höststräcket i Danmark respektive Norge och kontrollerade påföljande höst på Stora Fjäderägg.

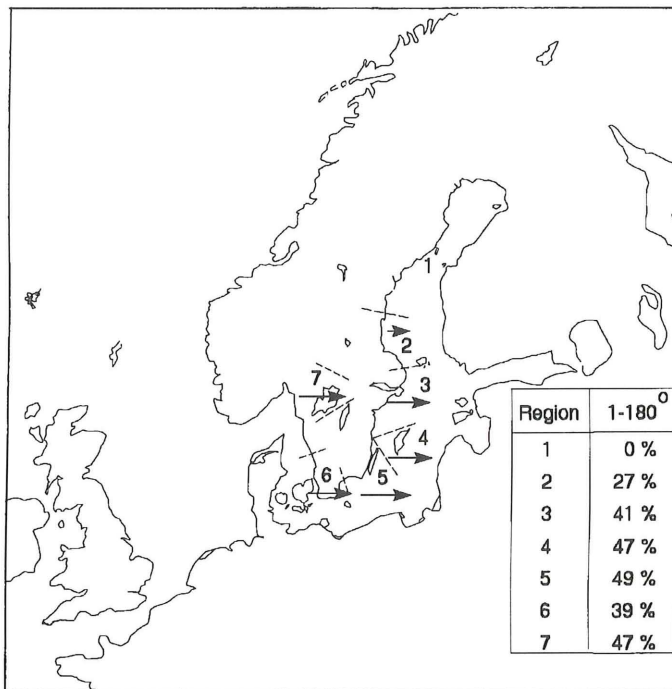
Flyttningsriktning

Medelriktning för återfynden vilka gjorts under samma höst som ringmärkningen utförts är $230,5^\circ$ och för återfynden påföljande vinter 225° . Både höst- och vinterfynden visar liten spridning ($r=0,96$ resp. $r=0,99$). Antalet återfynd från Finland resp. den Baltiska Östersjökusten är jämförelsevis få, trots hög ringmärkningsaktivitet inom detta område.

Andelen höstfynd av kungsfåglar ringmärkta på Stora Fjäderägg och senare återfunna inom ost- resp. västsektorn har jämförts med återfynd erhållna från andra svenska fågelstationer under åren 1972–91 (Fig. 5). Resultatet visar att andelen fåglar flyttande mot ostsektorn är lägst i norra Sverige (region 1, Fig. 5) och som mest uttalad vid sydöstra delen av ostkusten (region 5, Fig. 5).

Fig. 5. Andelen höstmärkta kungsfåglar i olika regioner av Sverige som senare samma höst (15 aug–15 nov) rört sig inom sektorn 1–180°.

Proportion of autumn migratory movements, based on short-time recoveries, in the sector 1–180°.



Flyttningshastighet

Kungsfåglarna kan under kort tid avverka avsevärda sträckor. Ett exempel på detta är en individ som ringmärktes på Stora Fjäderägg i oktober 1991 och som elva dygn senare påträffades på Brittiska öarna. Denna fågel hade på elva dygn tillryggalagt 1 672 km vilket ger en medelhastighet av 159 km/dygn. Det kan på goda grunder förmodas att gynnsamma vindförhållanden är orsaken till en sådan snabb förflyttning. Medelhastigheten (*metod B*, Hilden & Saurola 1982) för de fjorton kungsfåglar som ringmärktes på Stora Fjäderägg och som återfunnits samma höst är 56 km/dygn.

Diskussion

Antalet ringmärkta kungsfåglar vid Stora Fjäderägg olika år varierar kraftigt, ca 13 gånger mellan lägst resp. högsta notering. Detta överensstämmer med vad svenska fågelstationer med standardiserade fångstbetingelser, t ex Ottenby och Falsterbo (10 resp. 15 gånger) uppvisar under tidsperioden 1985–90 (Karlsson et al. 1991, Petterson 1991). De stora mellanårsfluktuationerna torde i stort spegla kungsfågelpopulationens förändringar i norra Europa och variationerna i fångsten vid fågelstationerna korre-

lerar främst med temperaturförhållanden i vinterkvarteren. En kall vinter ger hög vinterdödlighet och låga fångstsiffror påföljande höst (Karlsson 1980).

Den genomsnittliga sträckperioden på 39 dagar som erhållits vid Stora Fjäderägg är i samma storleksordning som den på 40 dagar som erhållits vid Falsterbo (Karlsson 1980).

Det har tidigare visats att andelen hanar ökar signifikant de år då många kungsfåglar fångas (Karlsson 1980). Så var även fallet på Stora Fjäderägg under toppåret 1989 då andelen hanar var 57,1 % (Tabell 4). Lägsta andel hanar vid Stora Fjäderägg noterades åren med tidigt sträckförlopp och mediandatum. Jämförelsevis färre hanar registreras i början av sträckperioden.

I materialet från Stora Fjäderägg tycks vid ett första påseende en tidsmässig skillnad för flyttningen föreligga mellan könen. Mediandatum för passagen av hanar är ett dygn senare än för honor (Tabell 3). En sådan tågordning beskriven för ett flertal andra fågelarter.

En tänkbar förklaring till den låga andelen könsbestämda hanar i början av sträcksäsongen kan vara att vissa hanar vid denna tidpunkt ännu är outfärgade och därför felbestämts till honor. Att ett sådant

metodfel kan föreligga vid analys av kungsfåglarnas höstflyttning har hävdats av Ehrenroth och Lundin (1976). Resultaten från andra studier beträffande eventuell tågordning är motsägelserfulla. Vid en undersökning av kungsfåglar insamlade som fyrfall i Danmark fann Österlöf (1966) att hanarna passerade före honorna medan Karlsson (1980) utifrån ringmärkningsmaterial från Falsterbo konstaterade det omvända. I en norsk studie av Lifjeld (1982) noterades ingen tidsskillnad i passagen mellan könen.

Det saknas ännu återfynd under häckningstid som skulle kunna ge en direkt indikation på var rekryteringsområdet ligger för de kungsfåglar som passerar Stora Fjäderägg. Flera indicier pekar på att rekryteringsområdena bör sökas österut. Även observationer av insträckande kungsfåglar under höstdagarnas morgontimmar stöder detta. Att rekryteringsområdet ligger öster om Stora Fjäderägg styrks även av den näst intill entydiga återfyndsriktningen mot sydväst samt av korttidskontroller gjorda på Stora Fjäderägg av kungsfåglar märkta på finska sidan av Kvarken.

Såväl höst- som vinteråterfynden av kungsfåglar ringmärkta vid Stora Fjäderägg visar en påfallande liten spridning jämfört med återfynd av kungsfåglar ringmärkta på sydligare belägna svenska fågelstationer, t ex Hartsö-Enskär (Pettersson & Wahlén 1976). Denna skillnad kan avspegla att upptagningsområdet är enhetligare för de kungsfåglar som passerar Stora Fjäderägg jämfört med de populationer som berör mer sydligt belägna fågelstationer. Sydostliga rörelser är ett karaktäristiskt inslag vid de sydskandinaviska fågelstationerna (Hanssen 1981). Bland de kungsfåglar som passerar Stora Fjäderägg och angränsande delar av Norrlandskusten (region 1–2, Fig. 5) tycks däremot andelen sydostflyttare vara låg. Skillnaden i andelen sydostliga rörelser mellan Stora Fjäderägg och stationer längre söderut kan tolkas som att kungsfåglar, med sannolikt rekryteringsområde i västra Skandinavien, i större utsträckning ingår i fångsten vid sydliga fågelstationer.

Kungsfågeln med sin ringa storlek utsätts sannolikt för stora risker vid flyttningar över större vatten. Vinddrift kan vara en bidragande orsak till den ökade spridningen av återfynden från fågelstationerna vid Östersjökusten (jfr Gezelius & Hedenström 1988), särskilt vid utsatta platser som t ex Sunde på södra Gotland (region 4, Fig. 5) och vid Ottenby (region 5, Fig. 5). Vinddrivna fåglarna över Kvarken (region 1), liksom inom region 2 och 7, har troligen bättre förutsättningar att korrigera eventuell kursavvikelse

p g a närliggande kuster eller omgivande land. Trots ett sannolikt inslag av vinddrift vilket kan påverka spridningsmönstret av flyttande kungsfåglar inom vissa regioner, förefaller södra Skandinavien utgöra en mötesplats för kungsfåglar med flyttriktning mot sydväst resp. populationer med flyttriktning mot sydost.

Båda de kungsfåglar från Stora Fjäderägg som rapporterats från Brittiska öarna är hanar. Detta förefaller inte vara en ren slump utan stöder ytterligare den iakttagelse Saurola (1978) gjorde vid en sammanställning av brittiska återfynd av kungsfåglar märkta i Finland, där samtliga sju återfynd utgjordes av hanar. En möjlig förklaring till detta tror vi kan vara att hanarna med sin något större storlek är bättre rustade än honorna att klara långa strapatsrika flygningar över öppet hav.

Medelhastigheten på 56 km/dygn, som erhållits från 14 återfynd, är något högre än de beräkningar som Hildén & Saurola (1982) och Ellegren (1993) gjort på återfynden av finska (46 km/dygn, n=61) resp. svenska (47 km/dygn, n=154) höstflyttande kungsfåglar. En annan metod för att beräkna flythastigheten är att utnyttja skillnaden i mediandatum mellan två platser (se Ellegren 1990). Med ledning av avståndet mellan platserna kan ett mått erhållas på hur snabbt populationen som helhet förflyttar sig. Mediandatum vid Stora Fjäderägg (22 september) kan jämföras med motsvarande vid Falsterbo som är 14 oktober (Karlsson et al. 1991). En beräkning av flythastigheten utefter en sydvästlig flyttlinje, från Stora Fjäderägg till Falsterbo, ger då en medelhastighet av 47 km/dygn. Troligen är detta värde ett mer representativt mått på kungsfågelpopulationens flyttrörelse och som dessutom väl överensstämmer med de resultat som erhållits från större återfyndsmaterial.

Tack

Ett stort tack till alla vilka under åren arbetat med ringmärkningen på Stora Fjäderägg. Tack till Linus Andersson, Börje Dahlén och Thord Fransson för värdefulla kommentarer till manuset. Gustaf Egnell och Torbjörn Johansson har varit till stor hjälp vid databearbetningen samt Bo Sällström vid Ringmärkningscentralen för hjälp med datauppgifter av kungsfågelåterfynd.

Meddelande nr 12 från Stora Fjäderäggs fågelstation.

Referenser

- Batschelet, E. 1981. *Circular Statistics in Biology*. Academic Press. London.
- Ehrenroth, B. & Lundin, J. 1976. Höstflyttande kungsfåglar (*Regulus regulus*) vid Hammarö fågelstation – könsfördelning. Återfynd och kontroller. *Årsrapport 1975 från Hammarö fågelstation*. Karlstad.
- Ellegren, H. 1990. Femtiosex fågelarters höstflyttning vid Eggegrund. *Vår Fågelvärld* 49:279–292.
- Ellegren, H. 1993. Speed of migration flight lengths of passerine birds ringed during autumn migration in Sweden. *Ornis Scandinavia* 24:220–228.
- Gezelius, L. & Hedenström, A. 1988. Vindens inverkan på fångsten av rödhake *Erithacus rubecula* och kungsfågel *Regulus regulus* vid Ottenby. *Vår Fågelvärld* 47:9–14.
- Hanssen, O. J. 1981. Migratory movements of Scandinavian Goldcrests (*Regulus regulus*). *Fauna norv. Ser.C. Cinclus* 4. 1–8.
- Hilden, O. 1982. Winter ecology and partial migration of the Goldcrest (*Regulus regulus*) in Finland. *Ornis Fennica* 59:99–122.
- Hilden, O. & Saurola, P. 1982. Speed of autumn migration of birds ringed in Finland. *Ornis Fennica* 59:140–143.
- Karlsson, L. 1980. Kungsfågeln's höstflyttning över Falsterbo: Tidtabell, könskvot och årliga fluktuationer. *Anser* 19:139–146.
- Karlsson, L. Ehnbo, S. & Walinder, G. 1991. Ringmärkingen vid Falsterbo fågelstation 1990. *Anser* 30:141–168.
- Lifjeld, J. 1982. Sex ratio of Goldcrests *Regulus regulus* on autumn migration. *Fauna norv. Ser.Cinclus* 5:36–39.
- Pettersson, H. & Wahlén, L. 1976. Kungsfågeln's höststräck vid Enskär. *Fåglar i Sörmland* 8:63–69.
- Pettersson, J. 1991. Fågelräkning vid Ottenby. *Rapport från verksamhetsåret 1990. PMK*. Naturvårdsverket.
- Saurola, P. 1978. Arvokkat hippäislöydöt. (English summary: Foreign recoveries of Goldcrests *Regulus regulus* ringed in Finland). *Lintumies* 13:121–126.
- Svensson, L. 1984. *Identification Guide to European Passerines*. 3rd Edition, Stockholm.
- Österlöf, S. 1966. Kungsfågeln (*Regulus regulus*) flyttning. *Vår Fågelvärld* 25:49–56.

Summary

Autumn migration of the Goldcrest Regulus regulus at Stora Fjärderägg

In the northern part of its breeding range the Goldcrest (*Regulus regulus*) is primarily a migratory bird, while the proportion of non-migratory birds increases further south (Hilden 1982). In Sweden most Goldcrests have been ringed in the southern part of the country. Therefore, the knowledge of source areas and wintering areas for the northern populations of the Goldcrest and e.g. time table, sex ratio during the initial part of the migration, is poor. The aim of this study was to analyse the results achieved from the ringing of Goldcrest at Stora Fjärderägg

Bird Observatory (63°49'N, 21°00'E), in northern Sweden, during the period 1985 to 1992.

The Goldcrest is the most numerous species among the birds ringed at Stora Fjärderägg during the autumn, and during eight successive autumns a total of 18 520 Goldcrests were ringed. The proportion of first year birds was 98 percent. The mean migratory period over these years was 39 days (Table 2) as compared to 41 days at Falsterbo Bird Observatory in southern Sweden. The number of Goldcrests ringed during autumn showed a considerable variation between years, differing by a factor of 13 times between the lowest and the highest number trapped. This is in line with data from Falsterbo and Ottenby Bird Observatories.

The proportion of the males were highest (57.1%) in 1989 when also the highest ringing number was achieved. On the other hand the lowest proportions of males were recorded in years with early median dates. The proportion of the males increased during the migration season. In the first quartiles 49.5% were males, and 56.5% were males in the last quartiles (Fig. 2).

We found a time difference in the passage for males and females of only 1 days (Table 3).

There were 21 reported recoveries, (0.11%) until 1992. Recoveries from the same autumn of ringing (N=14) or from the following winter (N=3) were in a direction of south-southwest (mean 230.5° r=0.96 and 225° r=0.99). Both distance and direction were estimated according to the orthodrome. In spite of high ringing activity in Finland and the Baltic states, there were relatively few short time recoveries of Goldcrests ringed at Stora Fjärderägg reported from these areas (Fig. 3).

According to observations of migrating Goldcrests and the few short time controls of ringed birds made on Stora Fjärderägg (Fig. 4), the source areas for the Goldcrest population passing Stora Fjärderägg seems to be on the eastern side of the northern part of the Baltic sea.

The proportion of recoveries reported in the west or in the east sector from bird observatories located in the southern part of Sweden was compared with recoveries from Stora Fjärderägg. The proportion of movements directed eastward increased further south. At Stora Fjärderägg all recoveries were directed to the west, while at bird observatories located in the southern part of Sweden it was almost equal proportions in east and the west sectors. This indicates that the population of Goldcrests passing Stora Fjärderägg is more uniform than at Bird observatories further south.

Both recoveries from the British isles were males. This is in agreement with the observation that all seven British recoveries of Goldcrests from Finland were males (Sauola 1978). A possible explanation could be that males, with their larger body size, are more adapted to long flights over the sea.

One bird ringed in October 1991 was found eleven days later in Great Britain at a distance of 1 672 km from Stora Fjäderägg, which gives an individual migration speed of 159 km/day. The mean speed for 14 recoveries was, according to the distance and the

time elapsed from the ringing at Stora Fjäderägg, 56 km/day. However, if the migration speed was calculated from the movement of the whole population, defined as the difference of the median dates between Stora Fjäderägg and Falsterbo Bird Observatory, the speed was 47 km/day. Calculations based on the differences in median dates at two ringing sites probably give a more reliable value of the migration speed than if calculated from a few short time recoveries.

Samhäckande vadare på strandängar i sydvästra Sverige: Predationsskydd eller habitatval?

LARS-ÅKE FLODIN, HENRY HIRSIMÄKI & LARS-GÖRAN NORÉN

Abstract

It has been observed that non-aggressive waders breed close to aggressive waders because of the predator protection that the latter may provide. We studied the association, breeding success, and habitat selection of three non-aggressive species (*Tringa totanus*, *Calidris alpina schinzii* and *Philomachus pugnax*) in an area where two aggressive species (*Vanellus vanellus* and *Limosa limosa*) also bred. We analysed four predictions that ought to be valid for the non-aggressive species if they obtained protection by breeding close to the aggressive ones: they would (1) breed at the same time, (2) prefer to breed within the territories of the aggressive species, (3) show higher breed-

ing success within than outside the territories of the aggressive species, and (4) not differ from the aggressive species in habitat selection. We found no support for any of the predictions. Instead we found that the non-aggressive species selected higher vegetation for their nest sites. Thus, the better nest protection of higher vegetation was more important than predator protection given by the aggressive species.

Lars-Åke Flodin, Tofta 4224, 432 95 Varberg
Henry Hirsimäki, Nyhemsgatan 6 B, 432 35 Varberg
Lars-Göran Norén, Lilla Brogatan 41, 502 30 Borås

Received 18 April 1994, Accepted 10 January 1995, Editor: M. Hake

Inledning

De vadare som häckar på sydsvenska strandängar kan delas in i två grupper vad gäller strategier att skydda boplaten mot predatorer. Det finns dels aggressiva arter, t.ex. tofsvipa *Vanellus vanellus* och rödspov *Limosa limosa*, som aktivt försvarar sin boplats och genom attacker försöker jaga bort potentiella predatorer. Deras bon ligger oftast öppet och är lätta att upptäcka på långt håll. Dessutom finns det arter som inte aktivt försvarar sina bon eller ungar, t.ex. rödbena *Tringa totanus*, sydlig kärnsnäppa *Calidris alpina schinzii* och brushane *Philomachus pugnax*. Dessa placerar ofta sina bon i högre vegeta-

tion. Många icke-aggressiva fågelarter placerar sina bon inom aggressiva arters revir. På detta sätt kan de icke-aggressiva dra nytta av de aggressivas förmåga att aktivt hålla predatorer på avstånd. Andfåglar häckar t.ex. ofta i mås- och trutkolonier för att få bättre predatorskydd (t.ex. Bengtson 1972, Götmark & Åhlund 1988). På samma sätt menar Kværne (1973), Dyrce et al. (1981) och Larsen & Moldsvor (1992) att även icke-aggressiva vadare aktivt uppsö-

ker och placerar sina bon inom aggressiva arters försvarsområde, vilket skulle ge ett ökat skydd mot predatorer och därmed en bättre häckningsframgång. Samma förklaring ger Eriksson & Götmark (1982) till de högre tätheterna av tättingar inom jämfört med utanför tofsviperevir på myrar. Dessa slutsatser stöds av studier som visat att rödbenor som häckade nära tofsvipebon hade dubbelt så hög kläckningsfrekvens som individer som häckade längre ifrån tofsvipor (Cramp & Simmons 1982). Experimentella studier där konstgjorda reden utplacerades inom och utanför aggressiva arters revir har också visat att predationen är lägre i närheten av aggressiva arters bon (Göransson et al. 1975, Götmark & Åhlund 1988).

Om icke-aggressiva arter får ett bättre predatorskydd då de häckar inom aggressiva arters försvarsområde än om de häckar utanför kan man förvänta sig följande:

1. Häckning sker tidsmässigt nästan synkront för de två grupperna. De aggressiva måste finnas på plats när de icke-aggressiva etablerar sig.

2. Proportionellt sett fler par icke-aggressiva arter häckar innanför än utanför de aggressiva arternas försvarsområde.

3. De par av icke-aggressiva arter som häckar nära de aggressiva har bättre häckningsresultat än de som häckar längre ifrån.

4. Habitatvalet är underordnat närheten till de aggressiva arterna, vilket bör innebära att skillnaderna i vegetationshöjd mellan de ställen där aggressiva och icke-aggressiva arter väljer att lägga sina bon är små. Detta gäller under förutsättning att vegetationen inte är mosaikartat uppdelad i små ytor.

I denna studie testas dessa hypoteser genom analyser av boplatsval, häckningssynkronisering och kläckningsframgång hos fem samhäckande vadarter, två aggressiva (tofsvipa och rödspov) och tre icke-aggressiva (rödbena, kärrensäppa och brus-hane).

Undersökningsområde och metoder

Studien utfördes från mitten av april till slutet av juni 1986 och 1987 inom Getteröns Naturreservat. Reservatet är drygt 350 ha stort och är beläget på svenska västkusten vid mynningen av Himleån norr om Varberg. Arealen är i grova drag uppdelad på

klarvatten (103 ha), bladvass och säv (*Phragmites australis*, *Scirpus maritimus* och *S. tabernaemontani*; 41 ha), gräsmark (170 ha), jordbruksmark (26 ha) och övrig mark (10 ha). Vadarstudierna utfördes på de drygt 20 ha stora gräsmarkerna i reservatets sydvästra del (Fig 1). Här karterades vegetationen enligt den uppdelning som förordas av Nordiska Ministerrådet (1984). Till största delen består ängsvegetationen av enhetlig salttåg-rödsvingeltyp (*Juncus gerardii-Festuca rubra*) med inslag av agnsäv-krypvenstyp (*Elocharis uniglumis-Agrostis stolonifera*) i de fuktigaste delarna. Området genomkorsas av ett par, något högre belägna, "åsar" med vad som närmast kan betecknas som äng av tuväteltyp (*Deschampsia caespitosa*). Vid tiden för studien var tuvigheten på ängen enhetligt låg (>10 tuvor/10 m²) och området betades av kvigor med en intensitet av 2 djur/ha, vilket innebar att grässvålen var kortbetad.

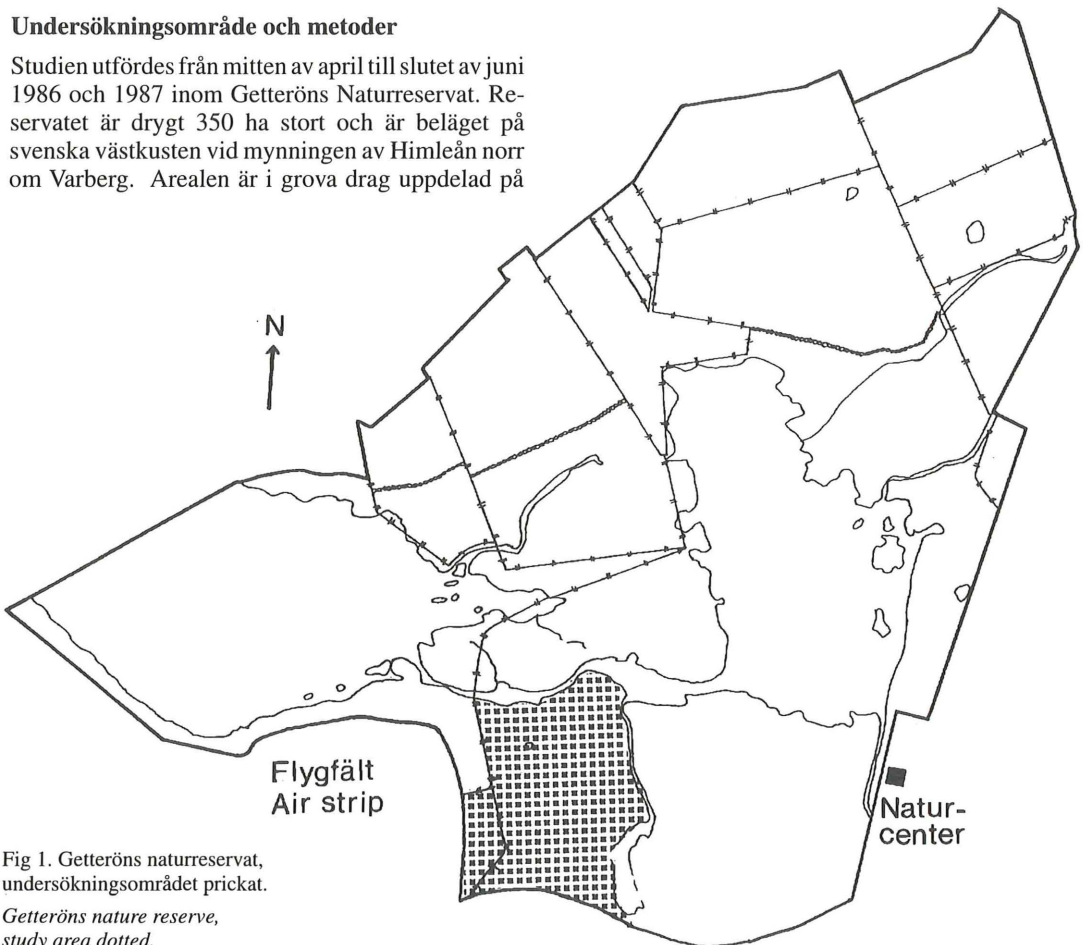


Fig 1. Getteröns naturreservat, undersökningsområdet prickat.

Getteröns nature reserve, study area dotted.

Bon av rödspov och tofsvipa lokaliserades genom att vi på avstånd observerade ruvande fåglar. För att upptäcka bon av övriga arter genomsköptes området även till fots och ruvande fåglar stöttes. Samtliga bon kontrollerades varannan eller var tredje dag. Närvaron av ungar i närheten av boet eller små skalfragment i botten av bobalen ansågs vara kriterier på att kläckning skett (Beintema & Müskens 1987).

Vegetationshöjden runt bona mättes med hjälp av cm-graderade skärmar, som placerades på avstånden 0,5, 1,0 och 3,0 meter från boet i de fyra huvudväderstrecken. Skärmarna fotograferades med diafilm. Bilderna projicerades sedan upp och vegetationens medelhöjd avlästes till närmaste cm. Totalt mättes alltså vegetationshöjden i 12 punkter runt varje bo. Metoden finns utförligt beskriven i Flodin et al. (1990). För att få ett mått på medelvegetationshöjden inom hela provytan slumpades 48 punkter ut, och i dessa gjordes mätningar av vegetationshöjden på samma sätt som beskrivits ovan. När vi analyserade vegetationshöjden vid de olika arternas bon tog vi även med data för 19 bon från 1985. Den genomsnittliga vegetationshöjden skiljde sig inte mellan 1985 och 1986–87 ($z=-1,34$; $P=0,18$; Wilcoxon's test för två oberoende grupper).

Andelen förstörda bon har beräknats på två sätt. Orsaken till boförlusterna har beräknats i procent medan predationsfrekvensen har beräknats som daglig boöverlevnad (S) enligt (Mayfield 1961, 1975). Eftersom det i detta sammanhang är predationsrisken som är intressant medtogs endast bon som förlorats genom predation och bon som kläckt i dessa beräkningar. Bopredationen (P) beräknades som $1-S$. Med denna metod kompenseras för att bon påträffas i olika stadier av ägglägnings- och ruvningsperioden (se Mayfield 1961, 1975).

För att kunna beräkna ägglägnings- och ruvningstidens längd har följande antal dagar, vilka

hämtats från Cramp & Simmons (1982), adderats till den kända tidpunkten för äggläggningens start: för tofsvipa 6 dagars äggläggning och 27 dagars ruvning, för rödspov 6 respektive 23, för rödbena 6 respektive 24, för kärnsnäppa 6 respektive 22 och för brushane 5 dagars äggläggning och 22 dagars ruvning. Starten för äggläggningen beräknades som medelvärdet för starten av förstakullar.

Tofsvipornas aktionsradie för anti-predatorbetende sattes till 50 meter på grundval av de 40–60 meter som anges av Elliot (1985). Rödspov angriper fiskmåsar *Larus canus* och kråka *Corvus corone* på ett genomsnittligt avstånd av 43 meter från boet (Glutz et al. 1977). 50 m har därför använts som mått även på rödspovens försvarsområde.

Resultat

Vegetationshöjd

Tofsvipa och rödspov (aggressiva) valde boplatser där vegetationen var mycket låg, i genomsnitt 5,0 cm ($s=2,2$). Kärnsnäppa, brushane och rödbena (icke-aggressiva) lade sina bon där växtligheten var högre ($\bar{x}=8,5$, $s=3,6$). Vegetationshöjden för de enskilda arterna visas i Tabell 1. Skillnaden i vegetationshöjd vid de båda gruppernas boplatser var statistiskt signifikant ($z=6,08$, $P<0,001$, Wilcoxon's test för två oberoende grupper). Inom respektive grupp fanns dock inga signifikanta skillnader (aggressiva: $z=0,81$, $P>0,05$, icke aggressiva: $\chi^2=0,86$, $P>0,05$, $df=2$, Kruskal-Wallis varianstest, se Tabell 1). Vid jämförelse mellan hela området och de olika arternas boplatser var det bara runt rödbenans bon som vegetationshöjden var signifikant skild från de slumpade punkterna ($z=3,12$, $P<0,01$, se Tabell 1). Vegetationshöjden 0,5, 1,0 och 3,0 meter från bona skiljde sig inte signifikant vare sig för de aggressiva (Flodin et al. 1990) eller de icke-aggressiva arterna

Tabell 1. Vegetationshöjder vid de olika vadararternas bon inom studieområdet.

Height of vegetation at the nests of the different species in the study area.

Art <i>Species</i>	Vegetationshöjd (cm) <i>Height of vegetation</i>		Antal bon <i>No. of nests</i>
	medel <i>mean</i>	S	
Tofsvipa <i>Lapwing</i>	4,9	2,1	60
Rödspov <i>Black-tailed Godwit</i>	5,5	2,6	16
Kärnsnäppa <i>Dunlin</i>	7,8	3,8	11
Rödbena <i>Redshank</i>	8,5	3,6	52
Brushane <i>Ruff</i>	9,1	2,0	3
Slumppunkter <i>Random points</i>	6,2	2,9	48
Medelvärde alla bon <i>Mean all nests</i>	6,6	2,8	142

Tabell 2. Ruvningsperioder för vadare häckande inom studieområdet 1986-87 (endast par med känd start för ruvning)

Incubation periods of waders breeding in the study area in 1986-87 (only pairs with known start in incubation).

Art <i>Species</i>	1986		1987	
	Antal bon <i>No. of nests</i>	Genomsnittlig ruvningstid <i>Average incubation period</i>	Antal bon <i>No. of nests</i>	Genomsnittlig ruvningstid <i>Average incubation period</i>
Tofsvipa <i>Lapwing</i>	18	26/4–23/5	16	20/4–17/5
Kärrensäppa <i>Dunlin</i>	4	14/5– 5/6	5	21/5–12/6
Brushane <i>Ruff</i>	1	21/5–12/6	1	6/6–28/6
Rödspov <i>Black-tailed Godwit</i>	4	2/5–25/5	4	3/5–25/5
Rödbena <i>Redshank</i>	16	24/5–18/6	19	18/5– 12/6

($\chi^2=0,07$, $P=0,97$, $df=2$, Kruskal-Wallis varianstest), vilket visar att vegetationen ej var mosaikartad inom provytan (se inledningen). Höjdskillnaderna mellan artgrupperna kan förefalla små, men dessa få centimetrar speglar skillnaden mellan att boet låg på kortbetad grässvål och i områden där lägre tuvor med fjolårsgräs fanns kvar.

Ruvningsperiod

Den genomsnittliga ruvningsperioden för förstakullar hos respektive art redovisas i Tabell 2. Tofsvipa och rödspov påbörjade ruvningen tidigast, medan de senaste var brushane och rödbena. Tofsviporna hade i stort sett kläckt när dessa båda arter påbörjade ruvningen. Överlappet mellan tofsvipa och kärrensäppa var i medeltal en vecka.

Ruvningstiden för kärrensäppa, rödbena och brushane sammanföll alltså endast i ringa grad med tofsvipans (Tabell 2). Omläggningar av tofsvipor som fått sina äggkullar förstörda gjorde att vissa tofsviperevir fanns kvar även efter tiden för kläckning av tofsvipornas förstakullar. För rödbena innebar detta att en fjärdedel av äggläggnings- och ruv-

ningstiden låg inom tofsvipornas ruvningstid. Motsvarande värden för kärrensäppa och brushane var drygt en tredjedel, respektive inget alls (Tabell 3). Rödspov var i detta avseende av mindre betydelse. Beroende på placeringen i undersökningsområdet sammanföll endast tre ruvningsdygn för rödbena med rödspov och ingenting för de övriga arterna. Betydelsen av rödspovens närvaro för de icke-aggressiva vadarnas häckningsframgång analyseras därför inte ytterligare.

Eftersom gruppernas äggläggnings- och ruvningsperioder i mycket liten utsträckning sammanföll tidsmässigt fanns ingen möjlighet att närmare analysera om proportionellt fler av de icke-aggressiva vadarna häckade inom de aggressivas försvarsområde (förutsägelse 2).

Boöverlevnad

Under 1986 och 1987 registrerades påbörjad äggläggning eller ruvning i 120 bon, och i 79 av dessa kläcktes ungar. Andelen bon som förlorades genom predation var 61 %. Övriga bon förlorades på grund av trampskador orsakade av betesdjur (15 %), dränk-

Tabell 3. Andel (%) av äggläggnings- och ruvningstiden för de icke-aggressiva arterna inom tofsvipors aktionsradie för anti-predatorbeteende (endast par med känd start för ruvning)

Proportion (%) of laying and incubation time allocated to anti-predation behaviour by the non-aggressive species within the action radius of Lapwings (only pairs with known start of incubation).

Art <i>Species</i>	Rödbena <i>Redshank</i>	Kärrensäppa <i>Dunlin</i>	Brushane <i>Ruff</i>
1986	24,4 (n=16)	28,9 (n=4)	0 (n=1)
1987	26,3 (n=19)	38,8 (n=5)	0 (n=1)
Medel mean 1986–1987	25,4 (n=35)	33,8 (n=9)	0 (n=2)

Tabell 4. Alla boförluster hos vadare häckande inom studieområde.

All nest losses of waders breeding in the study area.

Art Species	Rövade <i>Depredated</i>		Dränkta <i>Flooded</i>		Trampade <i>Trampled</i>		Övergivna <i>Deserted</i>		Totalt	
	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87
Tofsvipa <i>Lapwing</i>	4	12	3	1	1	1	2		10	14
Kärrensäppa <i>Dunlin</i>	1				1	1		1	2	2
Brushane <i>Ruff</i>					1				1	
Rödspov <i>Black-tailed Godwit</i>		3								3
Rödbena <i>Redshank</i>	3	2				1	1	2	4	5
Totalt	8	17	3	1	3	3	3	3	17	24

Tabell 5. Bopredation hos vadare korrigerad enligt Mayfield (1961,1975).

Nest predation corrected according to Mayfield (1961, 1975).

Art Species	1986			1987			Båda åren <i>Both years</i>		
	P	A(%)	n	P	A(%)	n	P	A(%)	n
Tofsvipa <i>Lapwing</i>	21	17	24	48	40	30	36	30	54
Kärrensäppa <i>Dunlin</i>	72	33	3	0	0	3	28	17	6
Brushane <i>Ruff</i>	–	–	0	0	0	1	0	0	1
Rödspov <i>Black-tailed Godwit</i>	0	0	4	82	75	4	44	38	8
Rödbena <i>Redshank</i>	25	17	18	17	10	17	21	15	35
Totalt	24	16	49	38	31	55	31	24	104

P=Predation *Predation rate.*

A=Andel av bona som rövats *Proportion of nests depredated.*

n=antal bon *no. of nests.*

ning till följd av högt vattenstånd (10 %) samt att bona övergavs (15 %, Tabell 4). Av 70 rödspov- och tofsvipebon rövades 19 (27 %, Tabell 4). Hos de arter som döljer sina bon (kärrensäppa, brushane och rödbena) var predationen lägre. Av 50 bon rövades endast sex (12 %, Tabell 4). Skillnaden mellan grupperna var dock ej signifikant ($\chi^2=3,34$, $df=1$, $P>0,05$, χ^2 -test).

Predationen beräknad enligt Mayfield (1961, 1975) var i genomsnitt 31 % under 1986 och 1987 (Tabell 5). Skillnaden i bopredation mellan arterna var betydande. Endast 21 % av rödbenebona rövades medan motsvarande siffror för rödspov och tofsvipa var 44 respektive 36 %. Bopredationen var mycket högre 1987 jämfört med föregående år. Ökningen återfanns helt hos de aggressiva arterna (Tabell 5).

I Tabell 6 anges antalet bon av de icke-aggressiva arterna som placerats inom, respektive utanför tofsvipepars potentiella försvarområde. Vi fann ingen signifikant skillnad mellan andelen rövade bon av

icke-aggressiva vadare som häckade inom, respektive utanför tofsvipornas försvarsområden ($\chi^2=1,28$, $df=1$, $P>0,05$, χ^2 -test, Tabell 6).

Diskussion

Flera studier har visat att fågelarter som inte förmår avhysa predatorer genom aggressivt beteende når bättre häckningsresultat om de placerar sina bon inom aggressiva arters revir (t.ex. Bengtson 1972, Göransson et.al 1975, Cramp & Simmons 1982, Götmark & Åhlund 1988). Resultaten i denna studie gav inget stöd för att arter som aktivt försvarar sin boplats utnyttjas som skydd mot predatorer eftersom ingen av de tre förutsägelserna som kunde analyseras bekräftades.

För det första var häckningen för de två grupperna inte synkron. De aggressiva arterna häckade betydligt tidigare än de icke-aggressiva, och framför allt rödspovarna men även tofsviporna hade kläckt när

Tabell 6. Antalet bon i och utanför aktiva tofsviperevir. Antalet avser bon där äggläggningen påbörjats innan vipbona var kläckta. Siffran inom parentes anger antalet rövade bon.

No. of nests within and outside active territories of Lapwings. The numbers refer to nests where laying started before hatching of the Lapwing eggs. The figures within parentheses give the number of depredated nests.

Art <i>Species</i>	Rödbena <i>Redshank</i>		Kärrensnäppa <i>Dunlin</i>		Brushane <i>Ruff</i>		Totalt	
	inom	utan	inom	utan	inom	utan	inom	utan
1986	9 (2)	10 (1)	3 (1)	1 (0)	0 (0)	1 (0)	12 (3)	12 (1)
1987	12 (2)	8 (0)	3 (0)	2 (0)	0 (0)	1 (0)	15 (2)	11 (0)
Totalt	21 (4)	18 (1)	6 (1)	3 (0)	0 (0)	2 (0)	27 (5)	23 (1)

de övriga arterna påbörjade sin ruvning. Efter kläckningen lämnade tofsviporna boområdet för att uppsöka vattenhållande sänkor eller stränderna vid den närbelägna grunda havsviken, där födotillgången var bättre. Detta motsvarar en förflyttning på 100–200 m (Flodin et al. 1990). Liknande beteende har tidigare dokumenterats i Skottland av Redfern (1982), som även konstaterade att boplotsvalet inte alltid överensstämmer med ungarnas krav på födosöksområden. Rödspov har ett liknande beteende, där reviret överges efter kläckningen varefter ett rörligt revir runt ungarna försvaras (Lind 1961).

För det andra var predationen på de icke-aggressiva arternas bon inte lägre inom än utanför tofsvipereviren. Även om det totala antalet rövade bon var lågt borde man kunna skönja en tendens till lägre predation i närheten av vipbona (jmf. Tabell 6). Visserligen hade tofsviporna som häckade tätt inom den undersökta provytan bättre kläckningsresultat (Flodin et al. 1990), men om detta berodde på ett förbättrat försvar mot predatorer så hade det av allt att döma ingen positiv effekt på de icke-aggressiva arternas häckningsframgång.

För det tredje var det en signifikant skillnad mellan vegetationshöjden där tofsviporna/rödspovarna och de icke-aggressiva arterna hade sina bon, vilket indikerar att habitategenskaper var betydelsefulla för de icke-aggressiva arterna då de valde boplatser.

Det finns flera tänkbara förklaringar till att resultatet av denna studie inte överensstämde med förutspåelserna och resultaten av andra studier. När det gäller situationer då icke-aggressiva arter uppsöker aggressiva arter menar Alberico et al. (1991) att var den aggressiva arten befinner sig i häckningscykeln är av stor betydelse. Framför allt rödspovarna, men även tofsviporna var nästan helt klara med ruvning-

en innan de övriga arterna hann lägga sina ägg, vilket innebär att rödbenor, kärrensnäppor och brushanar som placerat sina bon i de aggressiva arternas revir endast i begränsad utsträckning kunde utnyttja predatorskyddet från dessa i det aktuella studieområdet.

Typen av predator kan också ha betydelse för predationsmönstret, vilket kan förklara skillnader i beteende mellan vadare som häckar på olika lokaler. Aggressiva fågelarters boförsvar har visat sig vara mest effektivt mot fågelpredatorer (Wiklund 1982, Elliot 1985). Mot marklevande predatorer kan effekten vara motsatt med ökad sårbarhet till följd (Larsen & Moldsvor 1992). Då de flesta boförlusterna skedde nattetid kunde predation bara iakttagas vid ett fåtal tillfällen inom studieområdet. Predators art har ej heller säkert kunnat bestämmas, men fynd av krossade äggskal med bitmärken tyder på att det var ett däggdjur (Green et al. 1987), troligen mink eller grävling, som förekom inom området under studien (egna obs.).

Ett bättre häckningsresultat i närheten av aggressiva arter är således inte alltid en självklarhet. Genom aggressiva fåglars högljudda och iögonfallande avledningsbeteenden och attacker kan dessutom bopredators intresse väckas, med ökad predation även på närliggande bon som resultat. Ett beteende där bona sprids ut kan därför vara mer gynnsamt på vissa lokaler (t.ex. Tinbergen et al. 1967, Page et al. 1983). För rödbena, kärrensnäppa och brushane kan i så fall det bästa boplotsvalet inom det aktuella studieområdet vara en avvägning mellan vinsten av ett ökat predatorskydd och kostnaderna för täthetsberoende predation.

Sammanfattningsvis gav denna studie inte något stöd för att vadararter som inte aktivt försvarar bo och ungar valde att häcka i närheten av aggressiva

arter för att minska risken för bopredation. I stället föreföll habitatskvaliteer, som t.ex. tillgången på skyddande vegetation vid boet vara av betydelse.

Tack

speciellt till Donald Blomqvist, som genom upprepade genomläsningar och samtal bidragit till uppsatsens utformning. Vidare till Mikael Hake, Åke Berg och Olof Johansson som givit värdefulla synpunkter på manuskriptet. Kostnader i samband med fältarbetet har ersatts av Skogsvårdsstyrelsen i Hallands län. Uppsatsen är Meddelande nr 31 från Getteröns Fågelstation.

Referenser

- Alberico, J.A.R., Reed, J.M. & Oring, L.W. 1991. Nesting near a common tern colony increases and decreases spotted sandpiper nest predation. *Auk* 108:904–910.
- Beintema, A.T. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grassland. *Journal of Applied Ecology* 24:743–758.
- Bengtson, S.-A. 1972. Reproduction and fluctuations in the size of duck populations at Lake Myvatn, Iceland. *Oikos* 23:35–58.
- Cramp, S. & Simmons K.E.L. (eds.) 1982. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol.III. Oxford University Press, Oxford.
- Dyrce, A., Witkowski, J. & Okulewicz, J. 1981. Nesting of timid waders in the vicinity of bold ones as an antipredator adaptation. *Ibis* 123:542–545.
- Elliot, R.D. 1985. The effects of predation risk and group size on the antipredator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 92:168–187.
- Eriksson, M.O.G. & Götmark, F. 1982. Habitat selection: Do passerines nest in association with lapwing *Vanellus vanellus* as a defence against predators? *Ornis Scand.* 13: 189–192.
- Flodin, L.-Å., Norén, L.-G. & Hirsimäki, H. 1990. Boplat och kläckningsresultat hos tofsvipa *Vanellus vanellus* på strandängar inom Getteröns naturreservat. *Vår Fågelvärld* 49:221–229.
- Glutz v. Blotzheim, U., Bauer, K. & Bezzel, E. 1977. *Handbuch der Vögel Mitteleuropa*. Vol.7. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson T.H. 1987. Identification of predators of waders eggs from egg remains. *Bird Study* 34:87–91.
- Göransson, G.J., Karlsson, J., Nilsson, S.G. & Ulfstrand, S. 1975. Predation on birds nest in relation to antipredator aggression and nest density. An experimental study. *Oikos* 26:117–120.
- Götmark, F. & Åhlund, M. 1988. Nest predation and nest site selection among Eiders *Somateria mollissima*: the influence of gulls. *Ibis* 130:111–123.
- Kverne, M. 1973. Kan vipa være vaktfugl for andre fuglearter? *Sterna* 12:85–90.
- Larsen, T. & Moldsvor, J. 1992. Antipredator behaviour and breeding associations of Bar-tailed Godwits and Whimbrels. *Auk* 109:601–608.
- Lind, H. 1961. Studies on the behavior of Black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.). *Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr 66*. Köpenhamn.
- Mayfield, H.F. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 73:255–261.
- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87:456–466.
- Nordiska Ministerrådet. 1984. *Vegetationstyper i Norden*. Nord.
- Page, G.W., Stenzel, L.E., Winkler, D.W. & Swarth, C.W. 1983. Spacing out at Mono Lake: Breeding success, nest density and predation in the Snowy plover. *Auk* 100:13–24.
- Redfern, C.P.F. 1982. Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29:201–208.
- Tinbergen, N., Impekoven, M., & Franck, D. 1967. An experiment on spacing out as a defence against predation. *Behaviour* 28:307–321.
- Wiklund, C.G. 1982. Fieldfare *Turdus pilaris* breeding success in relation to colony size, nest position and association with Merlins *Falco columbarius*. *Ecol. Sociobiol.* 11:165–172.

Summary

Associative breeding of waders on shore meadows in southwestern Sweden: predator protection or habitat selection?

It has been observed that many non-aggressive bird species breed in association with aggressive species, and it has been suggested that this is because the aggressive species provide protection against predators. Among waders breeding on shore meadows there are some aggressive and some non-aggressive species. Lapwings and Black-tailed Godwits actively defend their territories by attacking and chasing predators whereas Redshanks, Dunlins and Reeves show much more timid behaviours. The nests of the former are often located quite open in low vegetation and are easy to detect. The latter hide their nests in higher vegetation.

If the non-aggressive species benefit from predator protection by breeding within the defended area of an aggressive species rather than outside that area, one would expect the following predictions to be valid: (1) The timid species should breed in synchrony with the aggressive species. (2) A higher proportion of the timid species should breed within the defended area than outside it. (3) The pairs of the timid species that breed within a defended area should have higher breeding success than those breeding outside it. (4) The habitat should be less important than predator protection. Hence the vegetation height

of the nest sites of timid and aggressive species should be similar.

We tested these four prediction by analysing nest site selection, breeding synchrony and breeding success of Redshanks, Dunlins and Reeves when breeding in association with Lapwings and Black-tailed Godwits. The study was made in April through June in 1986 and 1987 at Getteröns nature reserve on the Swedish west coast near Varberg. Our study was made withing a 20 ha area in the southern part of the reserve (Fig. 1) where the vegetation was dominated by the *Juncus gerardii-Festuca rubra* association with *Elocharis uniglumis-Agrostis stolonifera* patches in wetter parts and *Deschampsia caespitosa* on two low ridges. The area was well grazed by 2 cattle per ha, and the tussocks were few (less than 10 per 10 m²) and evenly distributed.

We located all nests and visted them every second or third day. We measured vegetation height at three distances from each nest (0.5, 1.0 and 3.0 m).

The vegetation height at the nests of Lapwings and Black-tailed Godwits was 5.0 cm whereas it was 8.5 cm at the nest of the Redshanks, Dunlins and Reeves (Table 1). This difference may seem small but was significant and reflects the fact that the nests of the aggressive species were found on open, short-grazed patches and those of the timid species among tufts of dry grass.

The comparison of the incubation periods of the timid and aggressive species (Table 2) shows that there was little overlap. Because of this it was not possible to test prediction 2. It was only the Lapwing that could be of some potential importance since for the Black-tailed Godwit there was an overlap of only three days with the Redshank and nothing with the other species.

27 % of the nests of the aggressive species were lost compared with only 12 % of the nests of the timid species. The nest losses of the latter mostly depended on depredation (61 % of the losses; Table 4). The predation rates according to Mayfields methods are given i Table 5. Table 6 shows the number of nests of the timid species that were located within the defended areas of the Lapwings. There was no difference in depredation rate within and outside defended areas.

There are several possible explanations why our results did not agree with other studies. The most important one seems to be the lack of synchrony in the times of breeding. The Lapwings were leaving the area with their young to look for more suitable feeding habitats when the timid species started to breed. In areas with a higher degree of synchrony the predator protection effect may be important. The type of predator may also be important. We have little evidence about the kind of predators that operated in our area. Most losses occurred at night and the few signs we got indicated Mink and Badger, which both were observed in the area. Such predators may even find it easier to locate nests if they are aggregated. Hence it is not always clear that one should assume any benefits for timid species to associate with aggressive species. The behaviour of the latter may even attract predators.

For the three timid species in our study area the benefits from predator protection by aggressive species was not large enough to eliminate the cost of density dependent predation. Hence the birds preferred to locate their nests in higher vegetation which gave better protection against predators than the lower vegetation around the nests of the aggressive species.

The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: Habitat and territory

VIKING OLSSON

Abstract

The population of Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Sweden has declined considerably over the last two decades. Changes in agricultural practices and forestry management have been suggested to be the main reasons for this decline. Territory and habitat of a population of Red-backed Shrikes were studied extensively for four decades, and more intensively during the last 5 years, in Gryt, southeastern Sweden. Territories were fairly small, 0.5–1 ha. Characteristics of the habitat and the shrikes' use of habitat are described. Open sunny areas with plenty of well-spread perches were important. About 1000 prey items were recorded mainly by analysing food

remains in nests and in pellets below perches. Hymenoptera (55% by number) and Coleoptera (36%) dominated strongly in the shrikes' diet, vertebrates making up only 2.3%. The studied population appears to have remained stable over the four decades. However, a decline is likely to start soon also in this area, mainly as a consequence of the fact that cattle-grazing of natural, scrub-rich pastures is ceasing at a fast rate. Possible measures to protect different kinds of habitat essential to Red-backed Shrikes are discussed.

Viking Olsson, Stigarvägen 1, 611 65 Nyköping.

Received 2 April 1994, Accepted 14 October 1994, Edited by J.-Å. Nilsson

Introduction

Annual counts of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in the Swedish breeding area and at migration sites, have demonstrated a continuous decline of the species from about 1980 onwards (Svensson 1991, Pettersson 1993). Several other bird species also confined to cultivated areas, have shown similar trends. Fast and radical changes have taken place in agriculture and forestry. A connection between these changes and the decline of Red-backed Shrike populations seems likely. However, changes in weather and climatic conditions as well as environmental pollution may also have been important. As the Red-backed Shrike spends much more of the year outside than within the borders of Sweden, detrimental changes along the migration routes and in the wintering areas must also be considered as possible causes for the decrease.

To succeed in the conservation of the Red-backed Shrike, we need more information on its habits and requirements. These topics in particular will be addressed in this paper. In other respects, the general biology of the species has been described in detail

(e.g. Schreurs 1941, Durango 1954, 1956, Ash 1970, Lefranc 1979, Jacober & Stauber 1987).

Study area

In Sweden, the Red-backed Shrike is considered a species of the southeastern region, where its densities are highest. This study was done in its stronghold on the east coast, in the parish of Gryt, province of åstergötland (58°10' N, 16° E). The size of the study area, in which most of the observations were made, is about 25 km². In a central, typical part (4 km²) of this larger area, 61% of the land is covered with forest, 6% are clear-cuts, 29% are arable land, and 4% consist of pastures and meadows, the latter mostly in the form of small patches scattered in the landscape. Red-backed Shrike occurrence and breeding were studied in about 80 different shrike territories for four decades in connection with ringing activities, but more intensively during the late 1980s and, especially, from 1990 to 1994.

The higher numbers of Red-backed Shrikes in

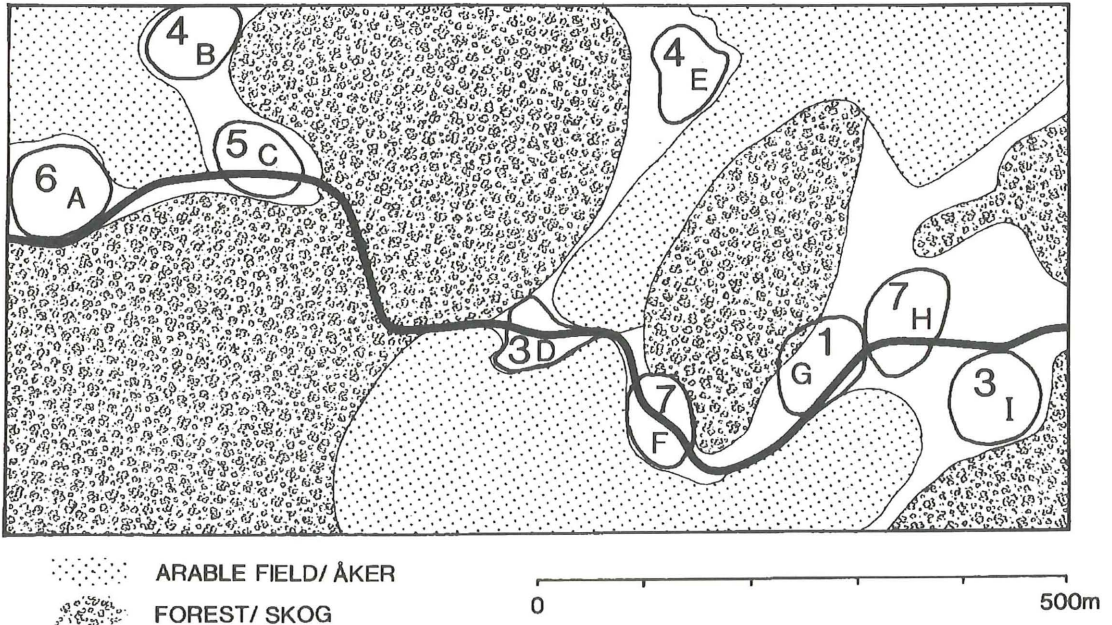


Fig. 1. Red-backed Shrike territories (denoted A–I) in a 0.5 km² well-studied area east of St. Syltvik, Gryt, during 1988–94. Territories were mainly situated in abandoned pastures. Numbers indicate for how many years each territory was occupied by a breeding pair during this period. The continuous line is a small road running across the area.

Törmskaterevir (A–I) inom en yta av 0,5 km² öster om St. Syltvik, Gryt (Ög). Reviren ligger framförallt på hagmark och impediment. Siffror anger hur många år respektive revir varit besatt under perioden 1988–94. Den heldragna linjen är en liten väg som går genom området.

southeastern Sweden is probably due to the climatic conditions of this area. Red-backed Shrikes arrive very late in spring and immediately start breeding. Shortly after the young have fledged, the shrikes start their migration, most of them already in August. Because of this, the weather during just a few months will have a great influence on the shrikes' breeding success. Compared with other parts of southern Sweden, the study area has more hours of sunshine in May and June, and lower precipitation. In both months the former amount to about 280 hours, and the latter to about 40 mm.

A rugged topography makes both agricultural fields and areas of forest small and gives rise to small patches of waste land along forest edges and in the form of small islands in the arable fields. Farmers in this region still practice cattle grazing in open pastures with a few trees and plenty of shrub.

Distribution of territories

In a particularly well-studied part of the larger area

(Fig. 1), nearly all small non-cultivated areas without forest were occupied by Red-backed Shrikes for one or more years. However, all the nine territories in Fig. 1 were never occupied during the same year, and only two territories had breeding pairs in all of seven years of observation. On the other hand, the area had a stable population of six pairs, except for two years when there were five pairs.

Intervening areas of fields and forests separated the pairs and determined breeding density, and to a certain degree also the size and shape of the territories. This was also the totally dominating spacing pattern of shrike territories within the larger study area. The territory borders of the apparently very favourable territory H (Figs 1 and 2) have remained the same in all years whether the breeding pair had no, one or two neighbours.

A quite different territory pattern, not typical of the Gryt area, was found in the summer of 1993 in meadow habitats along the edges of a vast open area of fallow land with much growing weeds and flowers. Along this 700 m stretch there were seven

breeding pairs, i.e. a mean of 1 pair/100 m. In this case, intraspecific competition probably limited both territory size and population density.

Territory size ranged from 0.5 to 1 ha, exceptionally 1.5 ha. Thus, the territories in Gryt must be looked upon as small, as 1.5 ha has been considered to be a normal size for Red-backed Shrike territories (Durango 1956, Lefranc 1979). Thickets along roads or forest edges often contained linear territories, with the nest placed anywhere within the strip, including close to its end. The smallest distance between the nests of two different pairs was about 40 m, leaving no more than about 20 m between the nest and the territory border.

Choice of habitat

Durango (1954) stated three conditions that are important for the habitat choice of the Red-backed Shrike – the presence of dense shrubs, open sunny

areas, and free-standing perches. These three components may occur together in landscapes of otherwise very different character. Data on the habitat preference of Red-backed Shrikes were gathered from 229 breeding events in different territories (Table 1). As the population was not individually colour-marked, some cases may have involved the same bird or birds in different years.

Most of the territories were located in habitats strongly influenced by man. Two such areas can be seen in Figs 2 and 3. Natural pastures rich in shrubs were used about three times as often as clearcuts, even though these two habitats occurred in roughly the same proportions (4% and 6%, respectively). Their importance stands out clearly when one considers that 66.8% of all breeding events took place there, although they comprised only about 10% of the total area (Table 1).

Narrow strip-shaped territories along forest edges and along roads and country lanes with a moderate

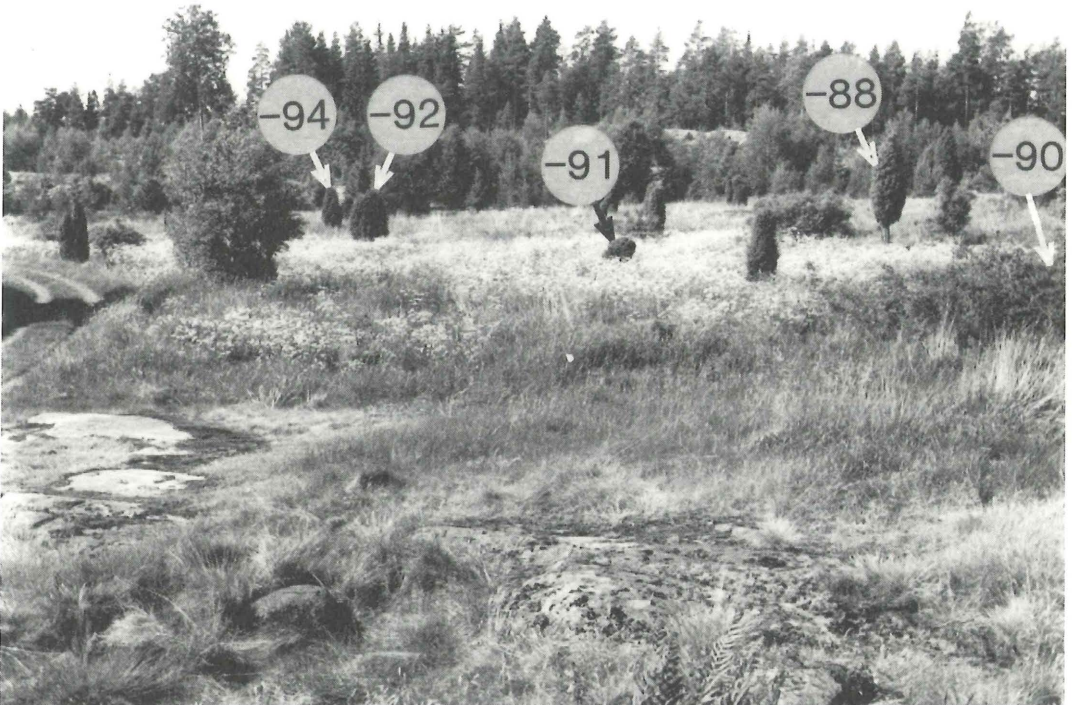


Fig. 2. The central part of territory H in Fig. 1. This is an old pasture where grazing has ceased. Flags with year indicated show the bushes in which nests were placed. Also the nest in 1993 was placed in a Juniper, just outside the right margin of the photo. Photo by the author.

Centralt avsnitt av revir H i Fig. 1. Betesmark med upphört bete. Använd häckningsbuske under olika år markerad med respektive årtal för häckningen. Även boet 1993 låg i en enbuske, strax utanför höger bildkant.



Fig. 3. Red-backed Shrike territories in a growing spruce *Picea abies* plantation on formerly cultivated ground. One territory was situated in the foreground and another in the background. Photo by the author.

Törnskaterrevir i uppväxande granplantering på nedlagd åkermark. Ett revir i förgrunden, ett annat i centrum av den bortre delen.

traffic, were also fairly common. A necessary condition in the former was the presence of a zone of shrubs (*Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Juniperus communis*) facing the open areas. Along the roads, bushes were scarcer but still this habitat was much used. Probably fence poles, wires and telegraph lines presented a substitute for bushes as perches.

Perch sites

Sit-and-wait hunting from free-standing perches is the dominating hunting strategy of the Red-backed Shrike. The shape, height and distribution of perches can be seen in Figs 2 and 3 which show two territories of rather different appearance. A majority of the prey taken by Red-backed Shrikes are small and

Table 1. The use by Red-backed Shrikes of different habitats for breeding (n=229), 1966–94.

Antal törnskatehäckningar (n=229) i olika biotoper under åren 1966–94.

	n	%
Pasture <i>Betesmark</i>	118	51.5
Pasture with bushes sparsely spread	81	35.4
<i>Beteshage, glest beväxt</i>		
Pasture growing together	37	16.2
<i>Beteshage, igenväxande</i>		
Clearcut <i>Kalhygge</i>	35	15.3
Newly cut	14	6.1
<i>Nyupptaget</i>		
Planted	21	9.2
<i>Planterat</i>		
Forest edge along cultivated area	32	13.9
<i>Skogsbryn mot odlad mark</i>		
Roadside, ditches	17	7.4
<i>Väggkant, dike</i>		
Small wasteland area in cultivated field	16	6.9
<i>Impedimentö ute i odlad mark</i>		
Continuous thickets	10	4.4
<i>Sammanhängande snårmark</i>		
Garden	1	0.4
<i>Trädgård</i>		

Table 2. The use by the Red-backed Shrikes in territory H of different habitats for hunting. Observations were made in different weather conditions during six days in July in 1990 and 1991 for a total of 13.5 h. The total number of strikes recorded was 143 in 1990 and 358 in 1991.

Fördelningen av törnskatans jakter mellan olika biotoper inom revir H. Materialet insamlat under 6 dagar i juli månad 1990 och 1991, under 13.5 timmar och under växlande väderförhållanden. Antalet registrerade försök att fånga byten var 143 1990 och 358 1991.

Hunting area Jaktområde	1990		1991		Total	
	n	%	n	%	n	%
Air (aerial chases) <i>I luften (luftjakter)</i>	40	27.9	188	52.5	228	45.5
Tall grass and herbs, >25 cm <i>Högt gräs och örter, >25 cm</i>	45	31.5	113	31.5	158	31.5
Bare ground and low vegetation <25 cm <i>Bar mark och låg vegetation <25 cm</i>	49	34.3	36	10.1	85	17.0
Road with wheeltracks <i>Körväg med hjulspår</i>	19	13.3	26	7.3	45	9.0
Short grass <i>Kort gräs</i>	14	9.8	8	2.2	22	4.4
Flat rocks <i>Berghällar</i>	16	11.2	2	0.6	18	3.6
In bushes and trees <i>I buskar och träd</i>	9	6.3	19	5.3	28	5.6
Broad-leaved <i>Lövverk</i>	9	6.3	14	3.9	23	4.6
Junipers <i>Enbuskar</i>	–	–	5	1.4	5	1.0
Fields, cultivated area <i>Åker, odlad mark</i>	–	–	2	0.6	2	0.4

move around in the ground vegetation (Table 3 and Appendix). The presence of good look-outs will increase the shrikes' probability of detecting prey and is thus of critical importance in a shrike territory. Low vantage points reduce the area that can be surveyed, and too high perches decrease the possibilities to detect prey. In experiments with hand-reared young Red-backed Shrikes, Carlsson (1985) found that birds hunting from look-outs 1.5 m high, had a higher capture success than birds hunting from points of 0.75 m. These experiments did not, however, include any points higher than 1.5 m.

With plenty of look-outs of different heights in a territory (Fig. 2), the shrikes preferred those between 1.5 and 3 m (Fig. 4). When they had many well-distributed perches available, shrikes caught prey very effectively in their small territories. Immediately after feeding at the nest, the male usually alighted on a bush near the nest. From this point he chose where to go and started his hunting flights to all parts of the territory. In the short time of 1 h 45 min he had visited most parts of his territory (Fig. 5).

To be able to exploit all parts of the territory in an efficient way, shrikes need look-outs distributed throughout the territory. In USA, *Lanius ludovicianus* lives in similar habitats to those of the Red-backed Shrike and hunts much in the same manner. Yosef & Grubb (1994) put out artificial perches, about 1.5–2 m high in parts of territories lacking good look-outs. This enabled the birds better to take advantage of their territory and resulted in smaller territories and an increase in local population size.

Hunting methods

Of about 500 registered hunting strikes in territory H (Figs 1 and 2), 46% were directed at prey in the air at the height of or above the shrike's perch (Table 2). About 32% were aimed at insects in tall grass and herbs (>25 cm high; see centre of Fig. 2). In this territory, grasses (e.g. *Poa trivialis*, *Phleum pratense*, *Agropyron repens*) dominated, and flowering herbs (*Anthriscus silvestris*, *Galium verum*, *Achillea millefolium* and *Centaurea jacea*) were common. In

Table 3. Numbers of prey of the Red-backed Shrike, collected in three different ways (see text for details). See also a more detailed, complete list of Coleoptera in Appendix. The total number of prey was 1010.

Anträffade byten insamlade på tre olika sätt och redovisade i antal exemplar. Se även närmare fullständig redovisning av Coleoptera i Appendix. Det totala antalet byten var 1010.

Prey species Bytesarter	In stores <i>I förråd</i>	In nests <i>I bon</i>	In pellets <i>I spybollar</i>	Total <i>Totalt</i>	%
Coleoptera <i>Skalbaggar</i>	–	239	127	366	36.2
<i>Pterostichus niger</i> ,					
<i>P. melanarius</i> , <i>P. versicolor</i>	–	60	19	79	
<i>Amara similata</i>	–	18	–	18	
<i>Silpha tristis</i>	–	13	11	24	
<i>Geotrupes stercorarius</i>	–	47	7	54	
<i>Aphodius fossor</i>	–	24	14	38	
Elateridae spp. (7 species)	–	11	7	18	
Cerambycidae (7 species)	–	17	9	26	
Curculionidae (10 species)	–	11	11	2	
Others <i>Övriga arter</i>	–	38	49	87	
Hymenoptera <i>Steklar</i>	12	347	194	553	54.7
Bumble-bees <i>Humlor</i>	12	142	79	233	
Wasps <i>Getingar</i>	–	15	92	107	
Bees <i>Bin</i>	–	1	2	3	
Ants <i>Myror</i>	–	183	17	200	
Others <i>Övriga arter</i>	–	6	4	10	
Other invertebrates	14	14	39	67	6.6
<i>Övriga ryggradslösa djur</i>					
Diptera <i>Tvåvingar</i>	–	1	–	1	
Lepidoptera <i>Fjärilar</i> (incl. larvae)	8	–	1	9	
Heteroptera <i>Skinnbaggar</i>	–	7	11	18	
Dermaptera <i>Tvestjärtar</i>	–	–	26	26	
Orthoptera <i>Gräshoppor</i> , <i>Vårtbitare</i>	5	–	–	5	
Odonata <i>Sländor</i>	1	–	1	2	
Diplopoda <i>Tusenfotingar</i>	–	6	–	6	
Vertebrata <i>Ryggradsdjur</i>	11	6	6	23	2.3
Frogs <i>Grodor</i>	3	–	–	3	
Lizards <i>Ödlor</i>	4	–	5	9	
Birds <i>Fåglar</i>	3	1	–	4	
Rodentia, Soricidae <i>Gnagare</i> , <i>Näbbmöss</i>	1	5	1	7	

this type of vegetation, the shrikes most often did not alight but swooped down snatching the prey from the vegetation on the wing.

About 17% of strikes were directed at insects running on the ground in low (<25 cm) vegetation or on bare ground, such as rocks (centre foreground in Fig. 2) or road tracks (extreme left in Fig. 2). In these instances the bird mostly landed, sometimes running on the ground for a short while before catching the prey and taking off.

As many flying insects had flowers as their goal, vegetation with flowers had a much greater importance than demonstrated in Table 2. Also dead ani-

mals and dung attract several species of flying insects that are important to shrikes.

Compared with other birds living among bushes and trees, the shrikes hunted very little among leaves and needles (Table 2). Also fields, even with crops such as rape or peas, were nearly completely neglected. The shrikes rather crossed such areas without stopping, to hunt along forest edges on the other side. Such fields therefore enlarged the territory, but were rarely used, and only increased the length of hunting trips (Fig. 5).

It is well known that the activity of insects is strongly influenced by weather conditions. Accord-

ing to Jacober & Stauber (1987), aerial hunting in Red-backed Shrikes increases during good weather. Solari & Schudel (1988) found that the proportion of aerial hunting reached 33% in sunny weather but was only 8% when the sky was overcast. In my study, I found no such relationship. The activity of insects is affected not only by sunshine or cloudiness but also by many other factors (e.g. temperature, wind, and whether the ground and vegetation are wet or dry). However, weather conditions did affect the frequency by which young were fed. In favourable weather I found an interval of 4.3 min between feeds during a total of 225 min of observation. However, in strong winds and wet vegetation, the interval was 7.8 min during an observation period of the same length.

Diet

The mode of hunting and choice of hunting area can

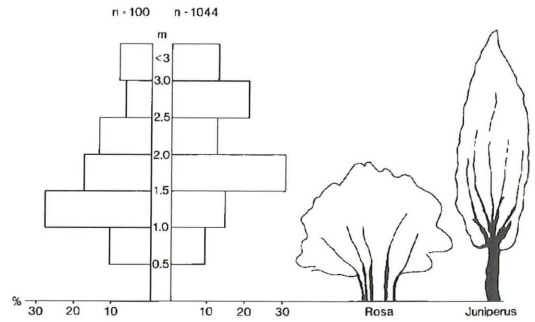
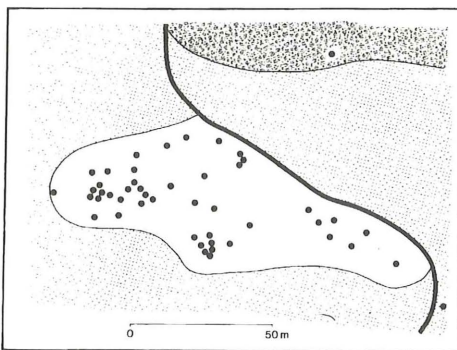
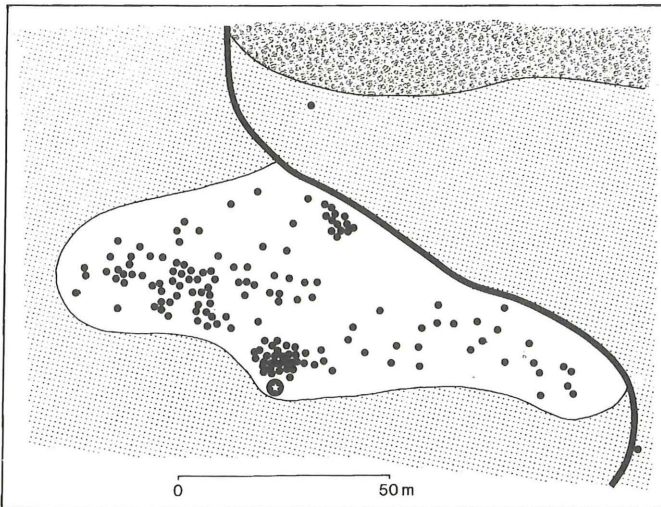


Fig. 4. Heights of look-outs chosen by Red-backed Shrikes (right) compared with the heights of 100 bushes nearest to the centrally situated nest site in territory H (left). As this territory was rather small, most of the perches available to the shrikes were included.

Törnskatornas utnyttjande av utkikar av olika höjd (till höger) jämfört med höjden av de 100 buskarna närmast den centralt belägna bopplatsen i revir H (till vänster).



ARABLE FIELD/ ÅKER FOREST/ SKOG

Fig. 5. The use of hunting posts by the male Red-backed Shrike in territory D. The large map shows the perches used during c. 6 hours of observation during five days in July 1990. The small map shows the shrike's use of perches during 1 h 45 min on 7 July. The territory consists mainly of pasture and rocky out-crops.

Törnskatans utnyttjande av utkiksposter under ca. 6 timmars jakt, fem dagar i juli 1990 (stora kartan) respektive under 1 h 45 min den 7 juli (lilla kartan). Biotopen i reviret huvudsakligen hagmark och impediment.

give information on the main types of prey taken. Some information can also be gathered at impaling sites. However, both methods are rather unreliable, the former because the prey usually cannot be identified, the latter because information is biased towards larger prey items.

In 1990, 1991 and 1993, I used two other methods. First, after the young have fledged, nests contain food remains. Most of these probably originate from nestling pellets which have become crushed and trampled into the lining of the nest cup. Such nests ($n=17$) were collected and dried, and the food remains removed. Second, outside the nest, the adults have specific, frequently used perches below which pellets can be found. When fledged, the young birds stay in the territory and also use these perches where they produce pellets. In both cases, prey remains are strongly dismembered, and in order to identify prey species and count numbers, it is necessary to have assistance from a skilled entomologist; in this study I was lucky to get such help.

Numerically insects dominated strongly, compared with vertebrate prey (Table 3 and Appendix). In nests, as well as in pellets, some species of Hymenoptera were the most common kind of prey (55%). Among beetles (36%), 69 species were identified, and among them three *Pterostichus* species prevailed. Also *Geotrupes* spp. were important. Insects other than Hymenoptera and Coleoptera only made up 6.6% by number.

There may have been some bias owing to the methods the birds used in dismembering and eating different kinds of prey. Butterflies, dragonflies and species of Orthoptera may have been more commonly eaten than demonstrated here. Spiders and caterpillars were totally missing in nests and pellets. The rather low proportion (17%) of strikes recorded for bare ground and very low vegetation, does not correspond well with the high numbers of *Pterostichus*, *Geotrupes* and *Aphodius*, which are mainly terrestrial. But several species, especially of the latter two genera, are often seen flying, seeking out carrion and dung, respectively, and could thus have been caught in aerial attacks. Still, most of the aerial attacks were probably directed at bumble-bees and wasps. Many bumble-bees may also have been caught in tall flowering herbs. This also applies to the many species of Elateridae, Cerambycidae and Curculionidae found in nests and pellets.

Beetles and bumble-bees were important prey throughout the breeding season in all years. There was, however, a remarkable difference in the numbers of wasps found in nests and pellets. In the food

remains found in the nests, wasps only made up 4.3% of the hymenopteran prey, whereas in pellets from outside the nest they constituted 47.4%. Corresponding proportions for bumble-bees were 40.9% and 40.7%. The difference may partly depend on a seasonal change in the choice of prey. In a German study exclusively based on pellet analysis (Wagner 1993), wasps increased towards the end of the summer. However, in the present study, the pellets were collected outside the nests but during the nestling and early fledging periods. The almost total absence of remains of wasps in the nests thus indicates a selection on part of the adults when feeding nestlings.

The other prey species demonstrate an opportunistic choice of prey. The great majority of ants were of the genus *Camponotus*, and more than half of these came from only two of the 17 collected nests. The swarming of these ants usually occurs when the shrikes have young in the nest, and the ants were probably caught in aerial attacks during short swarming incidents. Of a total of 26 earwigs (*Forficula*), 24 were found in the pellets from one single pair of shrikes.

Small bones and teeth in nests and pellets demonstrate the presence of vertebrate prey. Together with animals found at impaling sites, vertebrates numbered 23. All frogs found were very small. One 10 cm long lizard *Lacerta agilis* was found newly caught, decapitated and stored on a spike. All other lizards were of the smaller species, *Lacerta vivipara*. Three of the four birds were identified, one Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*, one Robin *Erithacus rubecula* and one Goldcrest *Regulus regulus*. Only one out of seven mammals – a young vole – was found whole, the rest as small remains.

Discussion

The choice of habitat (Table 1), hunting methods (Table 2) and prey (Table 3, Appendix) by Red-backed Shrikes, all demonstrate the importance of protecting open, sunny areas rich in flowers in order to maintain healthy shrike populations. However, a Red-backed Shrike territory must also contain bushes or other perches within a well-defined range of heights, distributed throughout the territory. Extensive clearing of bushes may make an otherwise good area unsuitable. Neither can tall trees act as a substitute for bushes.

It is obvious that long used natural pastures rich in shrubs best correspond to the requirements of the Red-backed Shrike (Table 1). However, a continuing

decline of this habitat has taken place in Sweden for many years (Gerell 1988). Still, in the present study area, no decline in the Red-backed Shrike population has yet been discovered. Neither a careful mapping of territories during the last seven years nor my more general impressions from the last decades have given any indication of a decline. However, a turning point seems to be near. For example, in only one of the nine territories in Fig. 1 cattle grazing is still maintained. It is unrealistic to believe in a return of traditional cattle breeding and grazing, so many now suitable Red-backed Shrike territories will probably very soon become overgrown (Fig. 2). Only here and there will it be possible to maintain such shrike habitats by the positive interest from the landowner, sometimes with governmental support. Therefore, other habitats, less preferred by the Red-backed Shrike (Table 1), will grow in importance.

In contrast to old natural, shrub-rich pastures, clearcuts and former cultivated fields that are turned into forest plantations, will be of only transient character. But such habitats will continuously be created in the future. In the earliest stage, clearcuts well cleaned from branches, etc. are unsuitable for the Red-backed Shrike as they lack the necessary perches. If forestry instructions could include advice to leave occasional bushes and groups of bushes, clearcuts could be occupied sooner and to a greater extent by shrikes. Their duration as good shrike habitat could then be 10–15 years. Some years after the stage illustrated in Fig. 3, they will be abandoned by the shrikes.

This study has shown that the Red-backed Shrike only needs small territories if these have perches scattered throughout them, and if they are sunny and contain a flora and insect fauna typical for such locations and not negatively affected by herbicides and insecticides. Cultivated areas with different kinds of crops cannot compensate for losses of original habitat. A thoroughly considered care and management of all small areas of waste land in the countryside, such as those listed in Table 1, are very important for the future survival of the Red-backed Shrike.

Acknowledgements

I am very grateful to Stig Lundberg for his skillful work on identifying a large material of insect remains. This part of the work was supported by a grant from Elis Wide's Foundation (Swedish Ornithological Society). I also wish to thank Hans Källander for comments on the manuscript and Åke Hultgren for correcting the English.

References

- Ash, J. 1970. Observations on a decreasing population of Red-backed Shrikes. *Br. Birds* 63: 185–205, 225–239.
- Carlson, A. 1985. Prey detection in the red-backed shrike (*Lanius collurio*). *Anim. Behav.* 33: 1243–1249.
- Durango, S. 1954. Biotoperna hos *Lanius collurio* L. och *L. senator* L. *Fauna och Flora* 49: 1–16.
- Durango, S. 1956. Territory in the Red-backed Shrike. *Ibis* 98: 476–484.
- Durango, S. 1963. Törnskatan. In: Curry-Lindahl, K. (red.) *Vårafåglar i Norden*. Del IV. Natur och Kultur, Stockholm, pp. 2009–2016.
- Gerell, R. 1988. Jordbrukslandskapets fågelfauna i historiskt perspektiv. In: Andersson, S. (red.) *Fåglar i jordbrukslandskapet*. Vår Fågelvärld, Suppl. 12, pp. 1–20.
- Jacober, H. & Stauber, W. 1987. Habitatansprüche des Neuntöters (*Lanius collurio*) und Massnahmen für seinen Schutz. *Beiheft Veröff. Naturschutz Landschaftspf. Bad.-Wurt.* 48: 25–53.
- Lefranc, N. 1979. Contribution à la écologie de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* L. dans les Vosges moyennes. *Oiseau et RFO* 49: 245–298.
- Lundberg, S. 1986. *Catalogus Coleopterorum Sueciae*. Entomol. Fören. och Naturhist. Riksmuseet.
- Pettersson, J. 1993. Populationsövervakning genom standardiserad fångst. *Vår Fågelfauna, Suppl.* 1: 13–16.
- Schreurs, T. 1941. Zur Brut- und Ernährungsbiologie des Neuntöters (*Lanius collurio*). *J. Orn.* 89: 182–203.
- Solari, C. & Schudel, H. 1988. Nahrungserwerb des Neuntöters *Lanius collurio* während der Fortpflanzungszeit. *Orn. Beob.* 85: 81–90.
- Svensson, S. 1991. *Bird population monitoring in Sweden*. Rapport 3953. Statens Naturvårdsverk, Solna.
- Wagner, T. 1993. Saisonale Veränderung in der Zusammensetzung der Nahrung beim Neuntöter (*Lanius collurio*). *J. Orn.* 134: 1–11.
- Yosef, R. & Grubb, T.C., Jr. 1994. Resource dependence and territory size in Loggerhead Shrikes (*Lanius ludovicianus*). *Auk* 111: 465–469.

Sammanfattning

Törnskatan i sydöstra Sverige: Biotop och revir

Enligt häckfågeltaxeringar och räkningar vid sträcklokaler har det svenska beståndet av törnskata *Lanius collurio* minskat avsevärt under senare årtionden. För eventuella skyddsåtgärder krävs en bättre kännedom om artens levnadsvanor.

Denna studie har utförts i några av de bästa svenska tillhållen för arten, huvudsakligen i Gryts socken i Östergötland, framför allt under de senaste fem åren. Törnskatan vistas endast kort tid – maj–augusti – i denna trakt och under denna tid är antalet soltimmar högt och nederbördsmängderna små jämfört med i andra delar av Sydsverige. Terrängen i området är starkt sönderbruten, vilket motverkar upp-

komsten av stora sammanhängande odlade ytor eller liknande av skog. Förhållandevis stor del av ytan upptas av naturbetesmarker och impediment.

Fig. 1 visar ett typiskt område med ett antal törnskaterevir som nyttjats under flera och i vissa fall alla undersökningsåren. Som synes är reviren förvånansvärt små – 0,5–1 ha – och ofta naturligt avgränsande både till form, storlek och mot andra par genom mellanliggande ytor av olämpliga biotoper.

Törnskatans biotopkrav kan tillfredställas inom till synes ganska starkt avvikande miljöer (Tabell 1). Dock framgår det tydligt att de gamla, länge brukade beteshagarna är de bästa områdena, och att deras dragningskraft också minskar så fort betningen upphör och en igenväxning kommer igång. Motsatsen kan sägas om hyggena. De helt kala, nyupptagna förbättras då de planterade granarna börjar växa upp och ger de för törnskatans jakter nödvändiga utkikspunkterna. Goda och flerårigt utnyttjade revir kan ses i Fig. 2 och 3. Alltför låga utkikar ger dålig överblick över jaktområdet, för höga försvarar möjligheterna att se små byten i marktäcket. Fig. 4 visar hur törnskatorna i reviret H (Fig. 1 och 2) utnyttjat tillgängliga utkikar med ett val av ganska klart markerade höjdnivåer.

För fångst av insektsbyten utnyttjas revirets skilda delbiotoper i olika hög grad (Tabell 2). Luftjakterna dominerar (45,5%), men gäller naturligtvis ofta insekter på väg till blomfälten eller till döda djur och spillning nere i gräset. I tabell 3 och Appendix ses att många av insektsbytena hör hemma i insektsgrupper som är kända för att söka näring i dessa tre källor. Humlor har en mycket stor betydelse som föda och är eftersökta under hela häckningsperioden. Att ungarna i boet knappast alls matas med getingar, jämfört med en stor tillförsel av humlor, kan tyda på att getingarna av föräldrafågeln inte klassas som lämpliga till ungarna.

En del ryggradsdjur förekommer också i dieten

(Tabell 3) men spelar en mindre roll totalt sett. Jämfört med många andra av buskmarkernas fågelarter har törnskatorna mycket litet intresse av jakt i grenverk med löv och barr. Ej heller tycks odlade områden ha något att erbjuda dem, ens när där växer sådana grödor som raps eller ärtor. Men den förhållandevis lilla revirytan utnyttjas i övrigt ytterst effektivt (Fig. 5). På mycket kort tid har den jagande törnskatan besökt nästan varje del av reviret.

Någon minskning av törnskatestammen inom området har ej kunnat konstateras. På grund av nutida snabba förändringar inom jordbruk och boskapsskötsel ökar dock troligen hoten för varje år. Som exempel kan nämnas att det i de nio reviren i figur 1 nu bara förekommer betande djur i ett enda, och en igenväxning i de övriga kan ske på kort tid. Det är knappast realistiskt att tro på någon återgång till äldre tiders beteskultur, men viktigt att trots allt försöka förnä enskilda markägare att bevara beteshagens natur där så är möjligt.

Kalhyggena tycks vara törnskatans näst viktigaste biotop i dagens landskap (Tabell 1). De skulle snabbare kunna ge tillgång till lämplig miljö, om man vid avverkning sparade mindre grupper av buskar här och var, liksom man idag från skogsvården rekommenderar spridda trädgrupper eller träd kvar ute på hyggesytorna. Granplanteringarna kommer dock alltid att ha en begränsad livslängd (Fig. 3), sedda ur törnskatornas synvinkel. Desto viktigare förefaller det därför vara att spara och väl skydda och vårda den mängd små ytor av impedimentkaraktär i landskapet, som törnskatorna så gärna väljer (Tabell 1). De ligger ofta öppet och soligt och får en för törnskatan lämplig växtlighet och ett rikt insektsliv. Alla former av bekämpningsmedel mot ogräs och insekter bör hållas borta från sådana områden, och buskröjningar ske genomtänkt och i begränsad skala.

I en följande artikel kommer detaljer i törnskatornas häckningsbiologi i området att granskas och beskrivas.

Appendix. A complete list of all species and numbers of Coleoptera found in nests and pellets of Red-backed Shrikes *Lanius collurio*. Names and taxonomy according to Lundberg (1986).

En fullständig lista över alla arter och antal skalbaggar funna i bon och spybollar av törnskata. Namn och taxonomi enligt Lundberg (1986).

	Nests Pellets Total				Nests Pellets Total		
	Bon	Spy- bollar	Totalt		Bon	Spy- bollar	Totalt
Carabaeidae				Lucanidae			
<i>Pterostichus lepidus</i>	2	1	3	<i>Sinodendron cylindricum</i>	6	1	7
" <i>cupreus</i>	1	–	1	Elateridae			
" <i>versicolor</i>	9	7	16	<i>Prosternon tessellatum</i>	–	1	1
" <i>oblongopunctatus</i>	1	–	1	<i>Ampedus sanguineus</i>	1	–	1
" <i>niger+P. melanarius</i>	51	12	63	<i>Agriotes obscurus</i>	–	2	2
" <i>gracilis</i>	–	1	1	<i>Athous niger</i>	2	–	2
<i>Calathus fuscipes</i>	1	5	6	" <i>haemorrhoidalis</i>	1	1	2
<i>Cicindela campestris</i>	–	1	1	<i>Selatosomus aeneus</i>	5	3	8
<i>Carabus arvensis</i>	2	–	2	<i>Melanotus casanipes</i>	2	–	2
" <i>nemoralis</i>	1	–	1	Buprestidae			
<i>Nebria brevicollis</i>	–	1	1	<i>Agrilus biguttatus</i>	–	1	1
<i>Blethisa multipunctata</i>	–	1	1	Byrrhidae			
<i>Amara similata</i>	18	–	18	<i>Byrrhus arietinus</i>	1	–	1
" <i>fulva</i>	–	2	2	" <i>pilula</i>	2	–	2
" <i>apricaria</i>	–	1	1	Dermeestidae			
" <i>aulica</i>	–	1	1	<i>Megatoma undata</i>	1	–	1
<i>Ophonus rufibarbis</i>	3	1	4	Rhiphiporidae			
<i>Harpalus rufipes</i>	2	2	4	<i>Metoecus paradoxus</i>	–	1	1
" <i>affinis</i>	1	–	1	Cerambycidae			
" <i>tardus</i>	1	1	2	<i>Spondylis buprestoides</i>	13	4	17
<i>Amara</i> sp.	1	1	2	<i>Rhagium inquisitor</i>	2	–	2
Dytiscidae				" <i>mordax</i>	–	1	1
<i>Rhantus suturellus</i>	1	1	2	<i>Anoplodera rubra</i>	–	3	3
Hydrophilidae				" <i>sangvinolenta</i>	1	–	1
<i>Sphaeridium</i> sp.	–	1	1	<i>Leptura quadrifasciata</i>	1	–	1
<i>Cercyon haemorrhoidalis</i>	–	1	1	" <i>melanura</i>	–	–	1
<i>Hydrochara caraboides</i>	1	1	2	Chrysomelidae			
Silphidae				<i>Chrysolina geminata</i>	–	1	1
<i>Nicrophorus vespilloi</i>	1	3	4	Curculionidae			
<i>Sclypea opaca</i>	1	5	6	<i>Otiorhynchus nodosus</i>	1	1	2
<i>Silpha tristis</i>	13	11	24	" <i>tristis</i>	1	1	2
<i>Phosphuga atrata</i>	2	4	6	" <i>ligustici</i>	2	1	3
<i>Thanotophilus rugosus</i>	1	–	1	" <i>desertus</i>	–	1	1
<i>Oiceoptoma thoracica</i>	–	2	2	<i>Phyllobius vividaeris</i>	–	2	2
Histeridae				" <i>pyri</i>	–	3	3
<i>Hister unicolor</i>	1	–	1	<i>Barypeithes pellucidus</i>	–	1	1
Scarabaeidae				<i>Barynotus obscurus</i>	6	–	6
<i>Geotrupes stercorotus</i> +	47	7	54	<i>Hylobius abietis</i>	–	1	1
<i>G. stercorarius</i>				" <i>pinastri</i>	1	–	1
<i>Aphodius fossor</i>	24	14	38	Non det	1	–	1
" <i>depressus</i>	–	6	6				
<i>Trichius fasciatus</i>	4	1	5				
<i>Amphimallon solstitiale</i>	–	1	1				

Short communications *Korta rapporter*

Redaktör *Editor*: S. Svensson

Boplatsval hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i industrimiljö

REINO ANDERSSON

Vår ras av skärpiplärka *A.s. littoralis* förefaller vara starkt bunden till kusten och ytterskärgården i hela sitt utbredningsområde. Bona läggs nästan uteslutande på marken, företrädesvis i klippskrevor eller bland skyddande vegetation (Glutz & Bauer 1985, SOF 1990, Larsson 1994). I juni 1989 uppmärksammades dock ett par varnande skärpiplärkor med mat i näbben vid bangårdsområden öster om Varbergs hamn. Deras uppträdande avvek påtagligt från de fåglar som normalt uppträder i kustbandet. Födosöket försiggick främst på ogrässträngar utmed spåren i bangårdens utkanter, varför associationer till tofslärkors beteende inte var alltför avlägsna. Tidigare hade endast några få iakttagelser av skärpiplärkor gjorts i hamnområdet under häckningstid.

Därefter observerades spelflygande hannar på alltfler platser kring bangården våren 1990–1991 och längre fram på sommaren bekräftades även flera häckningar, bl.a. i ett cementrör inte på Gyprocs fabriksområde. Året därpå skedde uppenbarligen en ökning, framförallt kring de större industribyggnaderna, vilket endast delvis kan förklaras av en noggrannare uppföljning av paren. Vid inventeringar 1993–1994 inräknades 13 resp. 14 revir, medan antalet konstaterade häckningar uppgick till 7 resp. 12.

Trots närheten till havet sågs piplärkorna sällan flyga dit och proviantera. Istället sökte de föda på industritomternas ruderatmarker, sida vid sida med svarta rödstjärter och stenskvättor. Vid störningar nära boet varnade de intensivt, uppflugna på fabriks-tak, brädhögar, järnvägsvagnar m.m. och i några fall t.o.m. från en av de få trädriddarna i området (jfr Andersson 1993a, 1993b).

Sedan 1993 färgringmärks skärpiplärkorna i Var-

bergs hamn för att få en mer detaljerad bild av åldersstruktur, revirtäthet, ortstrohet och häckningsframgång. Intressanta frågor är hur detta bestånd har kunnat utvecklas så snabbt, om något utbyte sker med kushäckande individer samt hur häckningsutfallet ter sig i jämförelse med naturliga biotoper vid kusten.

Denna uppsats avser dock endast att dokumentera skärpiplärkans boplatsval i industrimiljön under säsongerna 1989–1994. Den bör ses mot bakgrund av att häckningsbiotopen som är synnerligen udda för arten, tidigare inte har beskrivits i litteraturen (jfr Glutz & Bauer 1985, Cramp & Simmons 1988). Dokumentationen kan också utgöra en grund för fortsatta häckningsbiologiska studier i området.

Material och undersökningsområde

Materialet omfattar 41 bon fördelade på 20 första-kullar, 11 omläggningar, tre andrakullar samt sju bon med okänd status. Insamlingen av bodata utgick från totalt 27 par, vilka ägnades en heltäckande uppföljning först under 1993–1994. Dessa år noterades uppgifter om varje bo på en särskild häckningsblankett, avsedd att samla så fullständiga data som möjligt om de färgringmärkta parens häckningsbestyr.

Hamnområdet besöktes i genomsnitt varannan dag under perioden 15 mars–31 juli, vilket möjliggjorde en detaljerad kontroll av de olika individernas uppträdande. Under den aktuella tvåårsperioden torde därför samtliga bon i något stadium av häckningen ha påträffats. I 14 fall skedde upptäckten i samband med bobygge, vid sex tillfällen då äggkullar ruvades och i 21 fall då ungar matades.

Undersökningsområdet är beläget strax norr och öster om hamnbassängen inom en yta av ca 750x750 meter. Det domineras av Gyprocs och Eternits nedlagda fabriksbyggnader, SJ:s norra godsbangård, ett cisternområde, en mindre oljedepå samt hamnens byggnader och uppslagsplatser. Jämfört med många andra hamn- och industrimiljöer i Västsverige, är området i sin helhet förhållandevis rikt på sådana ogräsytor som piplärkorna utnyttjar (Fig. 1).

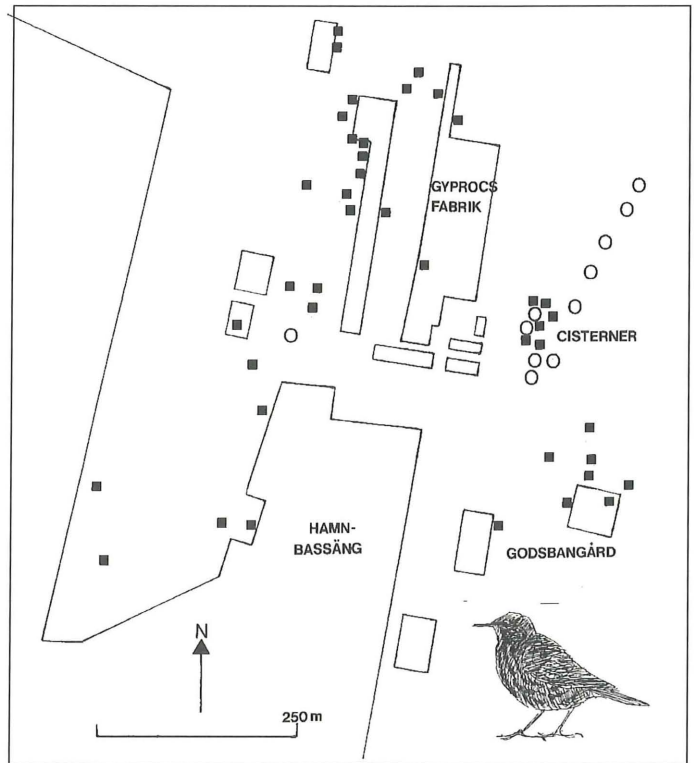


Fig. 1. Bonas fördelning hos skärpiplärka i Varbergs hamn 1989–1994. Fyllda kvadrater markerar bon, ofyllda cirklar markerar cisterner.

Nest distribution of the Rock Pipit in the harbour of Varberg 1989–1994. Filled squares indicate nests and open circles cisterns.

Vinjetteckning: Christer Andersson.

Resultat och slutord

Bona har klassificerats i sju biotoper och 20 boplaceringar av skilda slag (Tabell 1). De vanligaste biotoperna var fabriks-, cistern- och bangårdsområden och den mest frekventerade boplaceringen ut-

gjordes av grästuvor (36,6%). De återstående boplatserna föreföll vara mer slumpmässigt utvalda (Fig. 2).

De flesta bona (62,5%), låg direkt på marken ofta

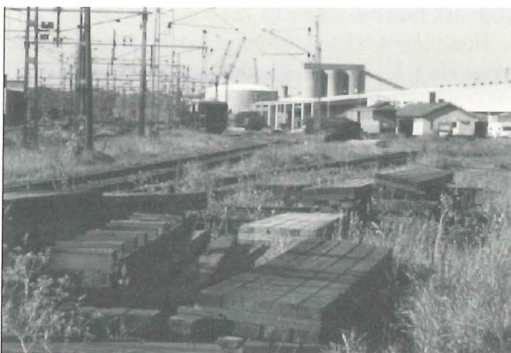


Fig. 2. Häckningsbiotoper för skärpiplärka i Varbergs hamn. Bangårdsområdet fotograferat i juni 1989 (Foto: Mats Lundberg) och Gyprocs fabriksområde i juni 1993 (Foto: Kent Nilsson).

Breeding habitat of Rock Pipits in the harbour of Varberg. The shunting yard photographed in June 1989, and Gyproc factory area in June 1993.

Tabell 1. Biotopval och boplacering hos skärpiplärka i Varbergs industrimiljöer 1989–1994.
Habitat and nest-site selection of the Rock Pipit in industrial environments in Varberg 1989–1994.

Boplacering <i>Nest-site</i>	Biotop <i>Habitat</i>							Totalt <i>Total</i>
	Fabriksområde <i>Factory area</i>	Cisternområde <i>Cistern area</i>	Bangård <i>Shunting yard</i>	Hamnområde <i>Harbour area</i>	Oljehamn <i>Oil harbour</i>	Containerupplag <i>Container site</i>	Materialupplag <i>Goods yard</i>	
Grästuva <i>Grass tuft</i>	6	3	3	–	1	1	1	15
Invid vägg <i>Near wall</i>	3	–	1	–	–	–	–	4
Nässelbestånd <i>Nettle</i>	–	3	–	–	–	–	–	3
Gummihög <i>Rubber stack</i>	2	–	–	–	–	–	–	2
Invid räls <i>Near rail</i>	–	–	2	–	–	–	–	2
Cementrör <i>Cement piping</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Fläkttrumma <i>Ventilation shaft</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Pappershög <i>Paper stack</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Väggnisch <i>Wall recess</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Balk, inomhus <i>Girder; indoors</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Kaninhål <i>Rabbit hole</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Buske <i>Bush</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Lastpall <i>Loading pallet</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Skrotbil <i>Scrap car</i>	1	–	–	–	–	–	–	1
Tak, tegelpannor <i>Roof tiles</i>	–	–	–	1	–	–	–	1
Tankbilssläp <i>Oil trailer</i>	–	–	–	1	–	–	–	1
Virkesstapel <i>Timber slip</i>	–	–	–	1	–	–	–	1
Pipeline <i>Pipeline</i>	–	–	–	–	1	–	–	1
Manöverskåp <i>Control cabinet</i>	–	–	–	–	1	–	–	1
Stenblock <i>Stone block</i>	–	–	–	–	–	1	–	1
Totalt <i>Total</i>	20	6	6	3	3	2	1	41

i skydd av någon grästuva, vägg eller högre vegetationsbestånd. Men en dryg tredjedel hade placerats på varierande höjder mellan 0,1 och 5,5 meter. Fyra bon (9,8%) var belägna på mer än två meters höjd. Bunderlaget utgjordes i dessa fall av virkesstaplar (2,2 m), träbjälke inomhus (4,3 m), tak under tegel-

pannor (5,3 m) och fläkttrumma på fabriksstak (5,5 m) (Tabell 2). Bland exceptionella boplatser märks bl.a. manöverskåp i oljedepå (0,5 m), fabriksvägg (0,6 m), tankbilssläp (0,8 m) och skrotbil (0,9 m).

Bonas geografiska fördelning och närhet till havet visas i Fig. 1, vilken avspeglar dess koncentration till

Tabell 2. Bohöjd i meter över marken. *Nest height in meters above ground.*

År <i>Year</i>	0	0,1–1,0	1,1–2,0	2,1–3,0	3,1–4,0	4,1–5,0	5,1–6,0	Total
1989	2	–	–	–	–	–	–	2
1990	1	–	–	–	–	–	–	1
1991	1	1	–	–	–	–	–	2
1992	3	–	–	–	–	–	1	4
1993	5	3	–	–	–	1	–	9
1994	13	7	–	1	–	–	1	22
Totalt	25	11	–	1	–	1	2	40

Ett bo var beläget 0,1 meter under marknivån. *One nest was located 0,1 meters below ground level.*

fabriksbyggnader, cisterner och bangårdsområden. Avståndet till havet varierade mellan 1–375 meter, med ett medelvärde på 168 meter. Majoriteten (70,7%) av bona låg dock minst 200 meter från vattenlinjen. Avståndet var emellertid betydligt längre om man utgick från tillgängligheten till låglänt havsstrand lämplig för födosök. Hammassängen kan av naturliga skäl inte tillgodose piplärkornas födosökskrav, varför medelavståndet till vatten torde uppgå till ungefär det dubbla.

Avvikande boplatser är av allt att döma extremt sällsynta hos skärpiplärkan och finns endast redovisade vid två tillfällen i litteraturen. I det ena fallet rörde det sig om en boplacerings i ett skjul (Glutz & Bauer 1985), medan ett annat bo lagts i en starholk 4,15 meter upp på ett höns hus (Carlen 1984). Ytterligare exempel på udda häckningsplatser i för övrigt naturliga biotoper återfinns hos vattenpiplärkan *Anthus spinoletta spinoletta*, vars bon påträffats bl.a. på alpstugetak (Glutz & Bauer 1985).

Tack

Ett varmt tack riktas till Kent Nilsson som deltagit i fältarbetet och svarat för fotodokumentationen. Pär Sandberg har granskat manuskriptet och bistått med individavläsningar i fält. Gyproc AB har välvilligt upplåtit sitt fabriksområde för studien. Ekonomiska medel har erhållits från SOF genom Elis Wides fond.

Referenser

- Andersson, R. 1993a. Industrimiljön – ny häckningsbiotop för skärpiplärkan. *Medd. nr 29 Getteröns fågelstation* 1992:28–30.
- Andersson, R. 1993b. Industrilandskapet – en säregen fågelvärld. *Vår fågelvärld* 52:19–22.
- Carlen, T. 1984. Holkhäckande skärpiplärkor. *Vår fågelvärld* 43:41.
- Cramp, S. & Simmons K. E. L. 1988. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 5. Oxford University Press.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1985. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 10/11. AULA Verlag, Wiesbaden.
- Larsson, T. 1994. Biotopval, populationsutveckling och häckningsbiologi hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i ett småländskt skärgårdsområde. *Ornis Svecica* 4:173–182.
- SOF. 1990. *Sveriges fåglar*. 2:a uppl. Stockholm.

Summary

Nest-site selection of the Rock Pipit Anthus spinoletta littoralis in an industrial environment

In June 1989, the first breeding record of a Rock Pipit *Anthus spinoletta littoralis* in industrial environment was found in the harbour of Varberg in south-west Sweden. The number of breeding pairs increased gradually during 1990–1991, and in 1993–1994 I counted 13 resp. 14 territories. In 7 resp. 12 of them, breeding was established.

Although the sea shore was quite near the study area, foraging pipits were very seldom observed there. The main foraging sites were instead on weed areas in the periphery of shunting yards and around factory buildings. When the birds were disturbed near the nest, alarm calls were heard from factory-roofs, timberslips, railway waggonsets etc. (Andersson 1993a, 1993b). This breeding habitat is very unusual for this species and is previously not described in the literature (Glutz & Bauer 1985, Cramp & Simmons 1988).

Since 1993 the Rock Pipits are colour-ringed with unique combinations. The aim is to collect details about age structure, territory density, site fidelity and breeding success, compared with coastal populations. This paper deals only with nest site selection, and the material comprises 41 nests of which 20 were first clutches. 11 repeat clutches, three second clutches and seven nests with unknown status. Nest site data were collected for 27 pairs, which were studied intensively only in 1993–1994. In 14 cases the nests were discovered during building, six during incubation and 21 when young were fed.

The nests were classified in seven habitat types and 20 different nest sites (Table 1). Table 2 shows the nest height above ground. About one third of all nests were placed at various heights between 0,1 and 5,5 meters, while four of them were found at two meters or higher.

The geographical distribution of the nests and distance to the sea is shown in Fig. 1. The average distance to water was 168 meters (max. 375), but a majority was situated at least 200 meters away. However, the distance to shores that were suitable for feeding was twice as long.

Only a few aberrant nest sites have been recorded for our race *A.s. littoralis*. One was located in a shed (Glutz & Bauer 1985), and another in a nestbox for starlings, 4,15 meters up on a poultry-house (Carlén 1984). Even the Water Pipit *Anthus spinoletta spinoletta* shows some exceptional nest sites, for instance on a roof of an alp cottage (Glutz & Bauer 1985).

Reino Andersson, Adjunktsvägen 1, 432 50 Varberg

Nya doktorsavhandlingar *New dissertations*

Redaktör *Editor*: S. Åkesson

Theunis Piersma, 1994: **Close to the edge: energetic bottlenecks and the evolution of migratory pathways in Knots**. PhD thesis, University of Groningen, The Netherlands. Het Open Bock, Den Burg. 366 pages. ISBN 90-70202-20-4.

After *The Migration of Knots* edited by Piersma and Davidson (eds. 1992. Wader Study Group Bulletin 64, Supplement; see review in *Ornis Svecica*, 4(1994), 192–193) Theunis Piersma has succeeded in giving birth to again an exceptionally interesting publication on the migratory system of the Knot *Calidris canutus*. Whereas *The migration of Knots* mainly was a description of the migratory pathways and timing of migration of the different populations of this tundra breeding circumpolar species, Theunis here gives a detailed account of the energetic consequences of the specific life histories of two of the five sub-species. He aims a magnifying-glass at the in Greenland and Canada breeding, and at temperate latitude wintering *C. c. islandica*, and at the Siberian breeding and tropically wintering *C. c. canutus*. He addresses the question how birds belonging to these two races manage their long distance migration and why they do not behave in alternative ways in the light of constraints on their time and energy budgets. To elucidate this topic, Theunis and co-workers studied foraging behaviour and food availability in the different wintering areas as well as the energetic needs to reach these areas and to reside there.

Close to the edge, Theunis Piersma's PhD thesis, is a gathering of 18 scientific papers (with various co-authors) grouped in 5 sections: evolution of Knots, energy intake, energy expenditure, nutrient store dynamics, and metabolic adjustments. The coherence between the different papers is greatly enhanced by a general introduction and a final discussion. In addition, all of the 5 sections have their own introduction written in a very light and pleasant style greatly improving the accessibility of the different

papers, which are very detailed and might be tedious to grasp for the outsider at times. For time constrained readers English and Friesian abstracts as well as a Dutch summary are provided.

Theunis' thesis starts with a study on the variation in mitochondrial DNA. This showed remarkable similarity between different populations of Knot, suggesting a common ancestor in recent time. This small ancestor population may have been formed 10,000 years ago after the last glaciation when sea level had risen dramatically, probably leading to flooding of most of the typical knot habitats. According to this study *islandica* and *canutus* Knots may not have diverged until only 5,000 years ago.

Next chapter is on the energy intake characteristics of the two sub-species. Knots eat mainly molluscs and in an experimental set-up Theunis showed how extremely good they are at finding these; Knots must have remote sensing as they discovered prey at a higher rate than predicted from the area touched while probing. In one of the major staging sites of Knots, the Wadden Sea, diet and foraging behaviour were studied in both *canutus* and *islandica* Knots. In addition to predation risk avoidance, spatial distribution of the two subspecies is mainly explained by distribution of their food. In autumn, *canutus* Knots arrive earlier than *islandica* Knots and face better feeding conditions as their main prey item, *Macoma balthica*, has not buried itself so deep into the sediment yet. While *islandica* Knots stay in the Wadden Sea, *canutus* moves on to West Africa. However, differences in food availability cannot explain *canutus*' energetically expensive choice to fly further south; comparing 20 different sites for their macrozoobenthic communities from the perspective of a hungry knot, no latitudinal trend was found.

In the next chapter on energy expenditure Theunis illuminates this long flight to equally food rich African sites by *canutus* Knots. Making use of heatable stuffed Knots, energy expenditure of res-

ting Knots was estimated in different habitats. From these data it was estimated that *canutus* Knots in Africa spend only 56% of the energy that *islandica* Knots need for maintenance at temperate wintering sites. Accounting for the extra energy *canutus* Knots expend for migration, the costs were still less than 65% of the maintenance costs for *islandica*. Maintenance costs are only part of the daily energy expenditure. On an artificial mud flat in the Wadden Sea foraging costs were measured using doubly labelled water. This revealed that Knots had to work extremely hard for their food. Maintenance costs in the Wadden Sea plus foraging costs resulted in energy expenditure levels close to the metabolic ceiling. Although Theunis failed to do doubly labelled water measurements on breeding Knots he showed on Turnstones *Arenaria interpres*, in Arctic Canada that also during the breeding period Knots are probably operating close to the metabolic ceiling.

Subsequently, Theunis deals with the buffer between energy intake and expenditure, the body stores. These are mainly used during migratory flights and can be quite spectacular in size: body masses almost double prior to migration. A large proportion of this chapter is dedicated to methodological problems when studying changes in composition of birds. The inherent assumptions and pitfalls when using carcass dissections to analyse changes in body composition during periods of mass increase or decrease are clarified. The proper statistical analysis for data from carcass analysis are presented. Scanning the literature and re-analysing published datasets indicates the widespread existence of fat-free tissue deposition along with fat. Nutrient stores are not exclusively used for migration but also to make it through periods of adverse weather conditions. In the last paper of this chapter reserve dynamics of Knots, Oystercatchers *Haematopus ostralegus* and Dunlins *Calidris alpina* are investigated in the light of the different climatological conditions at European and African staging sites. Given the more unpredictable conditions at temperate latitudes northerly winterers appear to be 'underinsured'. It is hypothesised that this is a result of a trade-off between survival time provided by stored fat and the cost of carrying this extra mass around.

Finally, Theunis turns to metabolic adjustments in Knots. He shows that a bird's composition and metabolism can change tremendously in the course of a year under endogenous control, due to changes in diet, or as a result of different ecological conditions. He shows among others that the stomachs of Knots and other intact-mollusc-eating species are

relatively large and will atrophy when eating softer food. Knots may thus not achieve high intake levels when suddenly confronted with other food stuffs; some time for adaption is needed. Approximately 25% of the energy expenditure of a bird working close to the metabolic ceiling is expended in the basal metabolism. Theunis shows that this basal metabolism is not constant but changes during the year in concert with body mass. Studying the metabolic characteristics of different tissues (Cytochrome-C oxidase activity) Theunis concludes that changes in the basal metabolism can best be explained by variations in the mass of the organs, not by variation in the intensity of tissue metabolism. Comparing the basal metabolism of the two Knot subspecies, the African wintering *canutus* appears to have the lowest level, which is related to differences in body composition. The lower basal metabolism achieved in *canutus* compared to *islandica* Knots is again another reason for *canutus* Knots to endure the risks and extra costs associated with long-distance migration for an energetically cheap wintering.

Although at some points Theunis shows a tendency to eagerly draw extensive conclusions from limited data he nevertheless deserves praise for managing to convincingly sketch the role of energetic trade offs in the evolution of the distinct migratory strategies of *islandica* and *canutus* Knots; this remarkably complete account is of utmost importance for all those who are working in the field of avian energetics. Moreover, I think that by reading this book many an ornithologist already intrigued by the phenomenon of bird migration will be even baffled about migratory bird's performance, which "in human terms... is only mirrored by top-athletes during prolonged enforced exercise".

MARCEL KLAASSEN

Mikael Hake, 1995: **Adaptive control of starvation risk in greenfinches (*Carduelis chloris*)**. Doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet. 20 sidor + sju artiklar i vetenskapliga tidskrifter eller i manusform. ISBN 91-628-1514-8.

Om du på vintern har ett fågelbord utanför ditt köksfönster har du säkert sett grönfinkar komma med jämna mellanrum för att förse sig av solrosfrön och annat gott. Medan vinternätterna är långa och kalla, är dagarna då nya fettreserver för nästa natt skall byggas upp, elakt korta. Då är ditt fågelbord ett paradiset för finkarna. Men tro för den skull inte att

finkarna bara hejdlöst proppar i sig mat för att bli så feta som möjligt. Nej, tvärtom, de är mycket noga med att balansera sitt födointag och vikten avpassas på tiondels grammet när. I alla fall om man får tro resultaten i Mikael Hakes doktorsavhandling.

En grönfink som skall försöka överleva vintern har mycket att ta hänsyn till. Av största vikt är mat för dagen och fett för nästkommande natt. Därtill kanske en liten extra fettreserv för nästa dag, som kan bli usel ur både väder- och födosynpunkt. ”Hur säker kan jag vara på att hitta mat nästa dag? När jag väl hittar mat, måste jag då dela med andra? Är mina flockkamrater då stora stöddiga hanar som inte låter mig komma fram till maten eller kan jag räkna med att själv få vara Herre på täppan?” Oavsett vad som väntar grönfinken så tycker man hon borde äta och bli så fet som möjligt. Om det nu inte varit för sparvhöken ...

Det finns goda grunder att anta att en fet fink löper större risk att bli dödad av en attackerande hök än en mager fink, även om detta återstår för forskarna att bevisa. En fet fink är helt enkelt sämre på att manövrera och förflytta sig. Grönfinkens fettupplagring kan lite drastiskt uttryckt ses som en balansgång på en vinterhal spång med döden väntande på bägge sidor – svält på ena sidan, sparvhöksklor på andra sidan.

Mikael Hake har i sin avhandling främst koncentrerat sig på betydelsen av temperatur och födans förutsägbarhet för fåglarnas fettreserver. Till sin hjälp tog han ett av beteende-ekologins starkaste vapen – experiment. Små flockar av grönfinkar fångades in och placerades i stora burar, några inomhus och andra utomhus. Fåglarnas födointag och vikt registrerades, den senare bland annat med hjälp av fjärrkontrollerade vågar. Sedan manipulerades en omvärldsfaktor åt gången, bland annat flockstorlek, rumstemperatur och födans förutsägbarhet. Hake lyckades dessutom framkalla ett par kraftiga snöoväder! Efter varje manipulation avlöstes fåglarnas respons i form av höjd eller sänkt vikt.

I avhandlingens två första uppsatser studerades hur en ensam grönfink klarar sin energibalans jämfört med när den är i flock. Resultaten antyder att sannolikheten att alls hitta mat är större när fåglarna är i flock. Så länge mängden föda varje flockfink till slut får i sig är mer än vad den minst behöver, föredrar den att leva i flock. Annars föredrar den att vara ensam. Flockliv minimerar i detta fall svältrisen. Chansen att hitta en bra födoplatz finns ju alltid, men då gäller det att inte behöva dela den med någon.

I de nästa två uppsatserna undersöker och diskuterar Hake hur finkarna avpassar sin kroppsvikt efter förväntad energiförbrukning (temperatur) och risken för svält. Som förväntat ökade finkarna sina fettreserver när temperaturen sjönk och minskade dem när temperaturen ökade. Likaså ökades reservernas storlek när finkarnas födotillgång gjordes mer oförutsägbär. I de tre sista uppsatserna drar Hake slutsatserna att (1) dominanta fåglar i en flock bär på mindre reserver än subdominanter, då de har säkrare tillgång till mat genom sin dominans, (2) viktökningsmönstret över en dag anpassas efter risken för svält, och (3) födans förutsägbarhet har större betydelse för reservernas storlek hos finkarna än omgivningstemperaturen.

De tre första uppsatserna, författade tillsammans med Jan Ekman och publicerade redan 1988–1990, har fått stor rättmätig uppmärksamhet, inte minst den i Behavioral Ecology 1990. Genom kluriga experiment kunde Hake och Ekman belysa hur väl och ändamålsenligt fåglarna avpassar sina fettreserver efter förväntningar inför framtiden. De tre sista uppsatserna i Hakes avhandling är varianter på samma tema. När jag läste dessa första gången måste jag erkänna att jag tänkte ”knappast förvånande, det vet man ju att fåglarna väl anpassar sina fettreserver efter olika omvärldsfaktorer”. Sedan slog det mig att det var ju genomslagskraften i Hakes (och Ekmans) tidigare arbete som fick mig att tänka så!

Hakes avhandling är tematiskt mycket väl sammanhållen och genom väl genomförda experiment har han belyst flera olika viktiga aspekter som grönfinkarna tar hänsyn till när de försöker maximera chansen att överleva vintern. Samtidigt är dock avhandlingens starka sidor på sätt och vis också dess svaga. Man hade gärna sett Hake ta ut svängarna både på metodsidan och i sin analys. Hur gör till exempel grönfinkarna när de inte sitter i bur utan flyger omkring bland villaområdets fågelbord? Är burstudiernas resultat helt och hållet relevanta för frilevande fåglar? Och hur mycket länge kan en grönfink klara en svältsituation genom att lägga på ett extra gram fett? Sådana data finns i litteraturen och kunde gett extra styrka åt Hakes slutsatser.

Betydelsen av noga avpassade fettreserver är idag ett hett ämne inom zoologisk ekologi och mycket arbete läggs ner, både teoretiskt och empiriskt, på att förstå hur och varför djur är så noggranna med att bestämma dessas storlek. Det gäller såväl fett för överlevnad som för flyttning. Hakes avhandling bidrar signifikant till vår kunskap i ämnet.

ÅKE LINDSTRÖM

Instruktioner till författarna

Instruktions 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 indexing 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. Tabeller, figurer och figurtexter skall finnas på separata blad. Det skall finnas minst 4 cm marginal till vänster om texten som skall vara maskinskriven med minst dubbel radavstånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. Originalfigurer skall insändas endast efter uppmaning.

Andra bidrag än uppsatser bör ej överstiga 2000 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. Tillsammans med korrektur erhålls också beställningsblankett för särtryck. Av uppsatser, men ej övrigt, erhåller författaren 50 särtryck gratis.

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. Table and Figure legends must

be on separate sheets of paper. Manuscripts should be submitted in three copies with at least 4 cm margin to the left, typewritten with at least double line spacing. Do not send original Figures until requested.

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. They will also receive a form for ordering reprints. Fifty reprints of full length papers, but not of other contributions, will be free of charge.

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 Adaptations 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.

POSTTIDNING
Sveriges Ornitologiska Förening
Box 14219
104 40 Stockholm

ORNIS SVECICA Vol 5, No 1, 1995

Contents – Innehåll

- 1 M. O. G. Eriksson Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992
C.-G. Ahlgren *The breeding success of Black-throated Diver Gavia arctica*
R. Fallberg *in southwestern Sweden, 1982–1992*
G. Karlsson
H. Kongbäck
- 15 U. Grenmyr Kungsfågeln *Regulus regulus* höstflyttning över Stora Fjäderägg
B. Olsén *Autumn migration of the Goldcrest Regulus regulus at Stora Fjäderägg*
- 23 L.-Å. Flodin Samhäckande vadare på strandängar i sydvästra Sverige:
H. Hirsimäki Predationsskydd eller habitatval?
L.-G. Norén *Associative breeding of waders on shore meadows in southwestern Sweden:
predation protection or habitat selection?*
- 31 V. Olsson The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: Habitat and territory
Törskatan i sydöstra Sverige: Biotop och revir
- 42 **Short communications – Korta rapporter**
- 42 R. Andersson Boplatzval hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i industrimiljö
*Nest site selection of the Rock Pipit Anthus spinoletta littoralis
in an industrial environment*
- 46 **Nya doktorsavhandlingar – New dissertations**