

Ornis Svecica

Vol 16 No 4 2006



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

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

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

Huvudredaktör och ansvarig utgivare *Editor-in-chief*
Sören Svensson, Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund

Redaktörer *Editors*

Staffan Bensch, Anders Brodin, Dennis Hasselquist,
Anders Hedenström, Åke Lindström, Roland Sandberg,
Ekologiska inst., Ekologihuset, 223 62 Lund
Johan Lind, Zoologiska inst., Stockholms universitet,
106 91 Stockholm
Tomas Pärt, SLU, Inst. f. naturvårdsbiologi, Box 7002,
751 22 Uppsala

Redaktör för doktorsavhandlingar

Dissertations review editor
Jonas Waldenström, Ekologihuset, 223 62 Lund

Redaktör för bokanmälningar *Book review editor*

Vakant

Korrespondens *Correspondence*

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

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

Prenumeration *Subscription*

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

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

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

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

Adresser *Addresses*

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

Matning av ungar hos svarthakedopping *Podiceps auritus*

Feeding of young in the Slavonian Grebe Podiceps auritus

ANNA BRANDER & THOMAS KARLSSON

Abstract

This article describes a study of the differences between sexes of the Slavonian Grebe *Podiceps auritus* when feeding their young. Seven pairs were studied at a lake, size 1.6 ha, in southern Sweden. Each young was fed 16.5 ± 1.71 times per hour, and the feeding was split equally between the male and the female parent. Duration and number of diving series of the parents were the same for male and

female. With increasing age of the young, the male and the female grebe increased their feeding rate.

Anna Brander, 118 Lower Richmond Road, Putney, London SW 15 1LN. Epost: brander.anna@gmail.com

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

Received 20 January 2006, Accepted 28 November 2006, Editor: S. Svensson

Inledning

Fågelungar stannar antingen i boet tills de blir flygfärdiga och blir matade av föräldrarna, eller är borymmare och klarar sig till stor del själva med skydd av de äldre fåglarna. Ungarna hos svarthakedopping stannar kvar i boet under något dygn tillsammans med honan, men därefter lämnar de boet för att av och till, främst nattetid, återvända dit. På och utanför boet vistas de mest under någon av föräldrarnas vingar under de första dygnen för att allteftersom bli mer frisimmande. Ungarna matas av både hanen och honan. De ligger sällan eller aldrig kvar på boet ensamma. De börjar fånga föda själva vid cirka 10 dagars ålder och blir oberoende av föräldrarna vid 45 dygns ålder (Cramp & Simmons 1977).

Svarthakedoppingen häckar i mindre sjöar, dammar och grunda havsvikar (Fjeldså 1973a, Ulfveng 1988, Karlsson & Brander 1997). Födan hämtas under häckningstiden i det revir arten häckar, men det kan förekomma att svarthaken hämtar föda i andra vatten. Födan inhämtas huvudsakligen under dygnets ljusa del (Cramp & Simmons 1977).

Ungarna föds inte upp på någon specifik föda. Födan utgörs under häckningstiden av kräftdjur, buksimmare, skalbaggar, sländlarver, olika insekter som landat på vattenytan, samt larver och puppor av fjädermyggor. Fisk är emellertid den

viktmsigt dominerande födan om sådan finns att tillgå (Fjeldså 1973a). Om båda eller endast en av föräldrarna matar ungarna varierar från art till art. Hos europeiska doppingar matar båda föräldrarna (Bauer m. fl. 1966).

Avsikten med denna studie var att undersöka fördelningen mellan hanens och honans matningsinsatser och dessas fördelning över dygnet under ungaras första 10 dygn.

Metodik

Studien genomfördes vid Åsbotorpssjön, som ligger på Billingen i Västergötland. Sjöns storlek är 1,6 ha. Sjön är lättöverskådlig med en liten vegetationsbård, ca 1–2 m bred, runt sjön. Från tre bryggor runt sjön har man god översikt. Åsbotorpssjön var fiskfri förutom 20 gräskarpar *Ctenopharyngodon* sp. och fyra stycken oidentifierade akvariefiskar, som släppts ut i sjön under de tre undersökningsåren.

Antalet tillfällen som ungar matades tillfördes mat, med fördelning på kön hos föräldraparet, räknades under sessioner om en timma. Räkningarna gjordes under ungaras första 10 levnadsdygn, vilket räknades från det att ungar började matas. Svarthakedoppingen har enligt Fjeldså (1973b) en asynkron kläckning med stor storleksskillnad mellan ungar. Vi kunde dock inte notera någon större

storleksskillnad mellan ungarna hos någon av de undersökta kullarna. Räkningssessionerna slumpades ut med tidigaste start klockan 03 och den senaste klockan 21 svensk sommartid (GMT+2h).

Individuell märkning av ungarna kunde inte utföras. Jämförelser i sammanställningen bygger således på antalet matningar per timma dividerat med antalet ungar hos respektive par vid respektive tillfälle. Åldersbestämningen utgick från den dag då vi först såg att de gamla fåglarna började lämna föda till ungarna. Vi antog således att ungarna äter redan från första dygnet.

Svarthakedoppingen dyker i serier, vilkas längd varierar främst för att försvara reviret och att mata ungarna (Cramp & Simmons 1977). Dyktiderna för svarthakedoppingen skiljer sig beroende på häckningsplats. Häckningslokaler utmed kusten ger kortare dyktider än i dammar och sjöar, men detta beror på större byten och oftare fisk, vilket energimässigt är fördelaktigare (Ulfvens 1988). För att undersöka hur svarthakedoppingens dykserier fördelade sig, betraktades en grupp av matningar som respektive förälder utförde mellan två längre vilopausar, d.v.s. genomsnittlig vilopaus \pm 1 standardavvikelse som en dykserie. Antalet dykserier liksom deras längd i tid beräknades per timma.

Registrering av andra aktiviteter gjordes inte mer än att vi noterade vilka olika sysselsättningar som de gamla svarthakarna hade när de inte matade sina ungar.

Sammanlagt skedde nio häckningar de tre studieåren. År 1996 gjorde ett par försök med minst två ägg som resultat, vilka dock övergavs. Hos ett annat par samma år gick inte ålder att fastställa varför denna kull uteslöts ur studien. Vi lyckades räkna antalet matningar hos 7 par under 68 timmar.

Vid angivelser av medeltal är det medelvärdets medelfel (SE) som anges, om inget annat sägs.

Resultat

Medelstorlek på svarthakedoppingens revir var $0,53 \pm 0,11$ ha ($n = 9$) och antalet häckande par i sjön framgår av Tabell 1. Revirstorleken överensstämmer med vad som anges hos Cramp & Simmons (1977). Totalt noterades 2483 matningar eller $16,5 \pm 1,71/h$ och unge ($n=68$ h). Vid jämförelse mellan paren respektive inventeringsår fann vi ingen skillnad i antalet matningar/h (Tabell 2). Ingen skillnad noterades mellan inventeringsåren 1995 och 1998 (t-test; $t=0,69$; $p=0,49$; Tabell 2). Dykningsseriernas längd skiljde inte åt mellan paren utom i ett fall, vilket sannolikt berodde på att detta par inte kunde följas alla 10 dagarna (Tabell 3).

Skillnad mellan hona och hane

Totalt kunde inte någon skillnad mellan matningsinsatserna hos hanen och honan noteras (t-test; $t=0,17$; $p=0,86$). Hos fyra av paren matade honan fler gånger än hanen. Skillnad mellan könen förelåg dock endast hos ett par (Tabell 2). Det berodde sannolikt på att räkning endast kunde genomföras under de åtta första dygnen hos detta par.

Antalet matningar ökade med ungarernas ålder räknat på båda könen insats ($r^2=0,38$; $p<0,001$). Med fördelning på kön visade det sig att hanens insats ($r^2=0,72$; $p=0,001$) inte ökade i lika hög utsträckning som honans ($r^2=0,80$; $p=0,00028$; Figur 1). Matningsinsatserna skiljde sig inte från dag 1 till dag 10 utom vid dag 3, då hanens insats var väsentligen större (Mann-Whitney; $W = 77$; $p=0,0022$).

Tabell 1. Revirstorlek (ha) och kullstorlek hos häckande svarthakedopping i Åsbotorpssjön. Sjöns yta är 1,6 ha. NBP = Norra bryggparet, NP = Norra paret, SBP = Södra bryggparet, SP = Södra paret. *Territory size (ha) and brood size of the breeding Slavonian Grebes at Åsbotorpssjön. The total size of the lake is 1.6 ha. NBP = Northern Bridge Pair, NP = Northern Pair, SBP = Southern Bridge Pair, SP = Southern Pair.*

	1995		1996		1998	
	Revir <i>Territory</i>	Kull <i>Brood</i>	Revir <i>Territory</i>	Kull <i>Brood</i>	Revir <i>Territory</i>	Kull <i>Brood</i>
NP	1,21	3	0,94	2	0,38	3
SP	0,39	2	0,50	5	0,17	4
NBP					0,51	1
SBP			0,11	0	0,54	3
Antal par <i>Number of pairs</i>	2		3		4	
Medelstorlek <i>Average size</i>	0,8		0,52		0,4	

Tabell 2. Antalet matningar per timme och unge fördelat på par och kön. - = ungarnas exakta ålder gick inte att fastställa. Förkortningar se Tabell 1. n = 10 utom för par NP 1995 där n = 8.

Number of feedings per hour and young in relation to pair and sex. n = 10 except for pair NP 1995 where n = 8. - = the age of the young was not possible to determine.

Par Pair	1995			1996			1998		
	Hane Male	Hona Female	Totalt Total	Hane Male	Hona Female	Totalt Total	Hane Male	Hona Female	Totalt Total
NBP							10,50±2,57	14,90±4,80	25,40±5,68
NP	14,5±3,31	4,0±2,45	18,5±5,02	6,4±2,5	5,5±1,53	11,9±3,64	9,17±3,30	10,13±4,00	19,30±7,06
SBP							3,77±1,18	7,50±2,41	11,30±2,39
SP	6,9±1,17	6,0±1,89	12,9±2,17	-	-	-	7,58±1,65	9,28±2,20	16,90±3,23

Tabell 3. Dykseriernas tidsomfång i medeltal minuter och sekunder per timme.

Length of diving-series (minutes and seconds per hour).

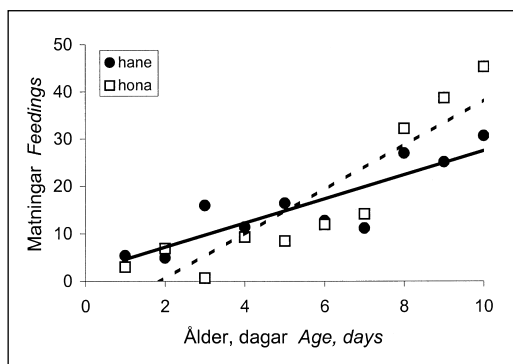
Par Pair	År Year	Hane Male	Hona Female	Totalt Total
NP	1995	20:07±2:40	6:47±4:02	13:27±2:54
SP	1995	12:17±2:36	13:07±4:31	12:42±2:32
NP	1996	9:39±3:09	11:04±3:10	10:22±2:11
NP	1998	13:42±3:27	19:34±5:57	16:38±3:13
NBP	1998	9:33±2:27	11:17±3:18	10:25±2:01
SBP	1998	10:54±3:05	14:30±4:14	12:42±2:35
SP	1998	16:18±3:16	20:50±6:06	14:43±2:44

Hos samtliga par matade hanen betydligt oftare än honan dag 3.

Vi fick det intrycket att honan fram till dag 7 oftast bar ungarna på ryggen medan ungarna från dag 8 var frisimmande på vattnet till större delen. Ser man till antalet matningar i förhållande till ungar- nas ålder de första 7 dagarna ökade totalt inte hanens insats alls ($r^2=0,18$; $p=0,18$), medan honans ökade något ($r^2=0,64$; $p=0,019$). Dag 8 till 10 innebar ett betydligt högre antal matningar än tidigare för både hanen och honan, vilket bidrog åtminstone för hanens del att hans insats ökade under de första 10 dagarna.

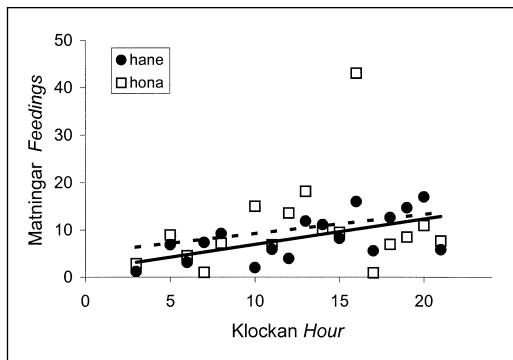
Fördelning över dagen

Totala antalet matningar ökade över dagen ($r^2=0,21$; $p=0,029$). Hanens matningsinsats ökade under dagen ($r^2=0,41$; $p=0,002$) medan honans matningsinsats inte förändrades under dagen ($r^2=0,05$; $p=0,18$; Figur 2). Från klockan 16 finns endast en räkning och då från par NBP98 vars unge var 10 dagar, vilket gav ett högt värde och även om man bortser från detta värde ökade antalet matningar över dagen ($r^2=0,3$; $p=0,011$).



Figur 1. Antalet matningar per unge i förhållande till ålder fördelat på de adultas kön. Honan pricklinje och kvadrater, hanen linje och cirkel

Number of feedings per young by male and female during the first 10 days. Female dotted line and squares, male line and circles.



Figur 2. Antal matningar per unge och tid på dygnet. Hona kvadrater och pricklinje. Hane cirkel och linje.

The number of feedings per young in relation to time of the day. Male circle and line, female square and broken line.

Dykserier

Matningarna var oftast fördelade i serie av dykningar ibland med en överlappningsperiod mellan könen. Antalet dykserier per timme skiljde sig inte totalt mellan könen (t-test; $t=1,71$; $p=0,09$). Hanarnas dykserier var i medeltal $3:08\pm 00:15$ ($n=282$) minuter långa medan honornas var något längre $4:58\pm 00:38$ ($n=193$), vilket skiljde totalt (t-test; $t=2,71$; $p=0,007$). Varken hos honorna ($r^2=0$; $p=0,742$) eller hanarna ($r^2=0$; $p=0,345$) ökade antalet dykserier i förhållande till kullstorlek. Dykseriens längd ökade inte i förhållande till ungarernas ålder för hanarna ($r^2=0,0$; $p=0,36$), men däremot för honorna ($r^2=0,035$; $p<0,005$).

Diskussion

Svarthakedoppingen har en asynkron kläckning. Vi kunde inte se någon större storleksskillnad mellan ungarerna hos något av paren. Sannolikt kläcktes inte ungarerna med så stor tidsskillnad. Fjeldså (1975) beskriver att olikstora ungar tävlar om födan och att föräldrarna favoriserar de största. Onno (1960) och Fjeldså (1973b) anger att hanen och honan kan dela upp kullen sinsemellan. Någon uppdelning kunde vi inte heller se hos något av paren.

Onno (1960) menar att födosök sker i mindre utsträckning vid middagstid och inte alls under den mörka tiden på dygnet. I Åsbotorpssjön var hanen mer aktiv ju längre dagen framskred medan honans matningsinsats inte ökade (Figur 2). Matningen av ungarerna tycktes inte ha någon uttalad dygnsvariation som Onno (1960) beskriver det. Däremot borde det vara lättare att se födan under dygnets ljusa del.

Totalt tog matningen 39% av tiden. För 1996 tog hanens insats 16% och honans 19% av tiden hos NP96. Vid jämförelse mellan åren 1998 och 1995 för respektive kön, ser man att honorna matade ungar 21,4% respektive 16% av tiden. Hanarna spenderade 1995 19,5% av tiden med matning av ungar och 1998 20,4%.

Någon statistisk skillnad mellan hanens och honans matningsfrekvens eller dykseriernas längd eller antal fanns inte. Även om vi inte mätte vem som bar på ungarerna fick vi det intrycket att honan var den som hade ungarerna på ryggen under första 7 dygnet medan hanen försvarade reviret, vilket honan aldrig sågs delta i när de inte matade ungarerna. Dag 8–10 utgjorde ingen skillnad mer än att antalet matningar ökade (Figur 1). Onno (1960) påpekar att honan tar hand ungarerna de första dagarna och att hanen matar, vilket också är den beskrivning

Fjeldså (1973b, 1975) ger. Att antalet matningar ökade under dag 8–10 berodde sannolikt på att ungarerna alltmer simmade själva och således torde ha varit mer energikrävande. Under dessa dagar sågs också ungarerna plocka upp en och annan fjäder från vattenytan eller någon insekt.

I sin undersökning noterade Fjeldså (1973b) att 62,5% av ungarerna överlever de första 10 dagarna. I vår lilla undersökning noterade vi en överlevnad under de första 10 dagarna på 83,3%. Fjeldså (1973b) anger att ungarerna dog av svält, byten som fastnade i halsen, sår på kroppen, men att predation från gädda inte var aktuell i hans undersökta sjöar eftersom den inte fanns där. Gädda fanns inte heller i Åsbotorpssjön. Möjligen kan det finnas ett samband med att hananarnas matningsinsats inte ökar tillräckligt, vilket gör att honorna får öka sin förhållandevis mer. Totalt noterades 18 ungar vid räkningsdag 1. Mellan dag 1 och 2 noterades att en unge dött hos NP95. Mellan dag 7 och 8 dog ytterligare 2 ungar hos paren NP96 och SP98, vilket sammanfaller med att hanarnas matningsinsats inte längre ökade på samma sätt de föregående dygnet (Figur 1).

Hos paren i norra halvan av sjön dog 2 ungar vilket motsvarade 22% och i södra delen 1 av ungarerna, 11%. Reviren i södra delen av sjön var $0,36\pm 0,11$ ($n=3$) ha stora jämfört med norra delens $0,76\pm 0,19$ ha ($n=4$). Någon statistisk skillnad mellan revirens storlek fanns dock inte (Mann-Whitney $W=19$; $p=0,38$) även om de faktiskt var dubbelt så stora i norra halvan. En synbar skillnad var dock att i södra delen av sjön fanns betydligt mer växtlighet ute i sjön.

Enligt Lindén & Moreno (1997) ökar antalet matningar med ökad kullstorlek om man ser till det totala antalet matningar per kull till en viss gräns. Totalt ökade också antalet matningar med stigande ålder också i vår undersökning. Antalet matningar halverades från kullar med en unge till kullar med fyra ungar. Vi har tidigare noterat en medelungskullstorlek på $1,94 \pm SD 0,98$ ($n=94$) i omgivande häckningslokaler (Karlsson opubl.), vilket kan antyda att normala ungfåglar ligger mellan 1 och 3 ungar och att det kanske är vad svarthakedoppingen normalt klarar av. Fjeldså (1973b) menar däremot att stora kullar är fördelaktigt oavsett när under häckningssäsongen de kläcks, men han påpekar också att fåglar från stora kullar ger få återfynd om de ringmärks.

Tack

Medel för undersökningen ställdes till förfogande av Elis Wide's Foundation (Swedish Ornithologi-

cal Society). Per-Olof Brander assisterade vid fältarbetet.

Referenser

- Bauer, K. M. & Glutz von Blotzheim, U. N. 1966. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Wiesbaden.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1977. *The Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol 1. Oxford University Press.
- Fjeldså, J. 1973a. Feeding and habitat selection of the Horned Grebe, *Podiceps auritus* (Aves), in the breeding season. *Vidensk. Meddel. Dansk Naturh. Foren.* 136: 57–95.
- Fjeldså, J. 1973b. Territory and the regulation of population density and recruitment in the horned grebe *Podiceps auritus arcticus* Boje, 1822. *Vidensk. Meddr Dansk Naturh. Foren.* 136: 117–189.
- Fjeldså, J. 1975. *Grebes*. Biological Monographs. Av-media as. Copenhagen.
- Karlsson, T. & Brander A.-K. 1997. Svarthakedoppingen i Skaraborg. *Grus* 23: 33–49.
- Lindén, M. & Moreno, J. 1997. Kostnader för häckning. Sid. 153–167 i *Fåglarnas ekologi* (Ekman, J. & Lundberg, A., red.) Vår Fågelvärld, supplement 26. Stockholm.
- Onno, S. 1960. Zur Ökologie der Lappentaucher (*Podiceps cristatus, griseogena* und *auritus*) in Estland. *Proc. XII Int. Orn. Congr. Helsinki* 1958: 577–582.
- Ulfveng, J. 1988. Comparative breeding ecology of the Horned Grebe *Podiceps auritus* and the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*: archipelago versus lake habitat. *Acta Zoologica Fennica* 183: 1–75.

Summary

The young Slavonian Grebes stay with one of the parents in the nest up to several days, and then leave the nest together with the parents. During their first ten days, they become more and more independent. The feeding is done by both parents until the young reach the age of ten days, when they begin to catch food themselves. The food is caught in the breeding-territory mainly during the light part of the day (Cramp & Simmons 1977). The aim of this study was to investigate possible differences between the male and the female feeding behaviour of their young during the first 10 days.

Methods

The study was carried out at Åsbotorpssjön in south-western Sweden. The lake has an area of 1.6 ha. It is surrounded by a narrow, approximately 1–2 m broad vegetation belt. The lake's surface can easily be observed from three bridges.

The only species of fish in the lake were carp and four unidentified species from an aquarium.

The number of occasions the young were fed by each sex was counted during sessions of one hour

each during the first 10 days. These 10 days started when the first young was seen being fed. The observation sessions were randomly chosen between 3 am and 9 pm (GMT+2).

The comparisons are based on the number of feedings per hour divided by the number of young of the pair. Each pair was observed for one hour each day for 10 days. However, one pair could only be observed for 8 days and therefore for 8 hours only. The number and duration of the diving-series (Cramp & Simmons 1977) were calculated for each pair. We observed 9 pairs building nests (2 in 1995, 3 in 1996 and 4 in 1998). However, only 7 of these could be followed. For further information see Table 1.

Result

The average size of the Grebe territory was 0.53 ± 0.11 ha ($n = 9$, Table 1). This agrees with Cramp & Simmons (1977). In total, 2483 feedings were observed. Thus, each pair fed their young 16.5 ± 1.71 per hour ($n = 68$ h) on average. There was no difference between the pairs of 1995 and 1998 (t-test; $t = 0.69$; $p = 0.49$; Table 2). For 6 of the pairs, the number and duration of the diving series did not differ. One pair, NP 1995, differed significantly in both number and duration, but we could only follow this pair during 8 days (Table 3).

In general the number of feedings between male and female did not differ either (t-test; $t = 0.17$; $p = 0.86$). Significant difference within the pairs was only found in one pair (Table 2). This pair could not be followed all ten days. For both sexes the number of feedings increased with the age of the young ($r^2 = 0.38$; $p < 0.001$). The male was doing more of the feeding in the beginning ($r^2 = 0.72$; $p = 0.001$; Figure 1), and did not increase his feeding-rate as much as the female ($r^2 = 0.80$; $p = 0.00028$; Figure 1) towards the end of the 10 days feeding-period. The feeding-effort of the male increased during the day ($r^2 = 0.38$; $p = 0.008$), but not that of the female ($r^2 = 0.06$; $p = 0.357$; Figure 2).

The number of diving-series per hour showed small fluctuations between the sexes (t-test; $t = 1.71$; $p = 0.09$). Average duration of a diving-series was $3:08 \pm 00:15$ minutes ($n = 282$) for the male and $4:58 \pm 00:38$ minutes ($n = 193$) for the female. The difference in the average duration of the diving-series of male and female is also shown by the t-test ($t = 2.71$; $p = 0.007$).

The female did not increase the frequency of her diving-series in relation to brood size ($r^2 = 0.0$; $p = 0.36$), neither did the male ($r^2 = 0.0$; $p = 0.345$).

The duration of the diving-series increased for the female in relation to age of the young ($r^2=0.035$; $p<0.005$). This was not the case for the male diving-series ($r^2=0.0$; $p=0.36$).

Discussion

Onno (1960) states that feeding of the young is less frequent during mid-day and does not occur at all during night time. However, in our study the males increased their efforts during the day, while the females did not (Figure 2). A possible explanation for this observations is that food is easier to catch during day time and makes the feeding easier during this time.

During the investigated 68 hours 39% of the time was spent by both parents together feeding the young. Comparing the sexes in 1995 and 1998, the female spent 16% and 21% of the time feeding the young while the male used 19% and 20% of its time for feeding.

Fjeldså (1973b) found a survival rate of 62.5% during the first 10 days. In our study we noted a rate of 83.3%. Death causes noticed by Fjeldså (1973b)

were starvation, wounds and predation from pike. There were no pikes in Åsbotorpssjön. From the 7th and the 8th day the female more often let the young free to swim themselves. One young died at the age of one day and two died between day 7 and 8. Causes of death were not determined.

22.2% of the young died in the territories of the northern half of the lake and 7.1% in the southern part. The territories in the southern part were 0.34 ± 0.17 ha and in the northern 0.76 ± 0.33 ha, but the difference was not significant (Mann-Whitney $W=28.5$; $p=0.20$). However, the southern part had a richer vegetation, indicating that the quality of the territories may be more important than the size.

According to Lindén & Moreno (1997) the number of feedings is increasing with a greater brood and with age up to a certain level. This was confirmed in our study. The number of feedings were half as many per young in a brood with four than in a brood with one. We have earlier noted a brood size in an age of 10–20 days of $1.94 \pm$ SD 0.98 ($n=94$) in surrounding breeding localities (Karlsson unpublished), which suggest that the size of a normal brood is somewhere between 1 and 3.

Species composition and population fluctuations of alpine bird communities during 38 years in the Scandinavian mountain range

Artsammansättning och antalsförändringar hos alpina fågelsamhällen under 38 år i de Skandinaviska fjällen

SÖREN SVENSSON

Abstract

The breeding birds of four low alpine plots in Sweden were surveyed at Ammarnäs (65°50'N; two plots, each 100 ha, for 38 and 36 years), Abisko (68°18'; 130 ha, 12 years), and Anjan (63°45'; 150 ha, 11 years). Mean number of species of each plot was between 8 and 12 per year. Mean densities were between 37 and 89 pairs/km². *Anthus pratensis* was the most abundant species in all plots (33–52% of all pairs). *Pluvialis apricaria* had a mean density of between 3 and 4 pairs/km² in all plots, hence a density that may be typical for very large mountain areas. *Calcarius lapponicus*, endemic to low alpine habitats, varied much between the plots, from 24 pairs/

km² to none. Long-term trends at the Ammarnäs plots included increases of *Pluvialis apricaria*, *Lagopus lagopus* and *L. mutus*, and declines of *Anthus pratensis*, *Eremophila alpestris*, *Gallinago media* and *Tringa glareola*, but only that of *E. alpestris* being known to be more than local. The stable bird community accords well with the observed habitat stability.

Sören Svensson, Department of Ecology, Lund university, Ecology building, S-223 62 Lund, Sweden.
E-mail: soren.svensson@zooekol.lu.se

Received 19 May 2006, Accepted 4 November 2006, Editor: Å. Lindström

Introduction

Much of the terrestrial habitats of the world have been transformed by human influences. In Sweden, as elsewhere, farming and forestry have been the most important factors. Only a few percent of the productive land have been more or less unaffected in parts of northern and almost nothing in southern Sweden. No habitat has remained genuinely pristine since all of them have been affected to at least some extent, for example by long distance transport of nutrients and pollutants, possible anthropogenic climatic shifts, or indirectly by changes in adjacent, more heavily exploited habitats. Hence it is difficult to study properties of “natural” habitats, i.e. conditions under which species assemblages developed with only minimum human influence. Both for conservation and basic population research, pristine or near pristine habitats are important because many threatened species reside in them and population and selection processes may be different. This has been forcefully stressed several times, recently by Tomiałojć & Wesolowski (2004) and Wesolowski (2005) when reporting on studies conducted in the

Białowieża forest, the last remaining pristine temperate forest in Europe.

The alpine heaths and moors of the Scandinavian mountain range are among the least altered habitats in Europe, in spite of a long history of reindeer *Rangifer tarantus* farming. The only major part with a wild population of reindeer is Hardangervidda in Norway, where, however, the population size is regulated by hunting rather than by natural predators and winter conditions. The only other extensive habitats without heavy human influence are mire, particularly wet mires in northern and some raised bogs in southern Sweden, and subalpine forest, particularly the birch forest zone between the tree-less alpine zone and the coniferous zone below.

The present study was carried out in three alpine sites where human impact, with the exception of reindeer farming, has been low: (1) near Abisko in northern Lapland, (2) near Ammarnäs in southern Lapland, and (3) near Anjan in western Jämtland. At two of the sites, Abisko and Ammarnäs, permanent human settlements were not established until the 19th century. The Abisko area became easily accessible in 1902 when the railway between Luleå

and Narvik was completed and the Abisko tourist station was established, but by road not until the early 1980s. Ammarnäs got road access as late as in 1938. The Anjan area had settlements and was more easily accessible much earlier, located as it was between areas on both sides of the Norwegian–Swedish border that had been populated since very long. All three study areas are currently located within nature reserves: Abisko National Park, Vindelfjällen nature reserve, and Skäckerfjällen nature reserve, all three also being Natura 2000 Areas or Special Protection Areas (SPAs).

Reindeer farming, in one form or another, has been carried out from the 17th century, when hunting of wild reindeer gradually transformed into herding of domesticated reindeer. The study areas are currently mainly used by migrating herds in spring and autumn. During the 20th century, the total number of reindeer in Sweden has varied between 150,000 and 300,000 with about a 30 year cycle, but without any long-term trend. The numbers were low in 1965–1975 and high in 1985–1995. Then numbers declined to about 220,000 in 2000. For more information about reindeer husbandry, see SCB (1999) and Jordbruksverket (2003).

It has been argued that reindeer grazing, especially on lichens, has altered the vegetation structure fundamentally. This is true, but little is known about the possible effects on birds, and, in any case, it is difficult to judge what the situation would have been with a “natural” size of a wild reindeer population because such conditions have not prevailed for very long. The intensity of reindeer grazing has been argued to be beyond sustainability in Finmark (Tømmervik et al. 2004) with more or less complete depletion of the lichens and other vegetation degradation. Thick lichen mats are certainly absent also in the study areas, but can be seen on the top of large rocks and other sites where the reindeer cannot graze. However, my subjective impression of the alpine vegetation at the sites of the current study is more in line with the description given by Moen & Danell (2003), a generally moderate grazing intensity with degradation of the vegetation only locally. But as said above, the bird survey sites were not true summer grazing grounds with permanent presence of large herds.

Another human influence has been hunting, but this has not affected the habitats, although it has reduced the population size of a few species, particularly larger predators, both birds and mammals. More “natural”, i.e. larger populations of these predators may have resulted in other densities of their avian prey, at least temporarily.

During the 19th and first half of the 20th century (earlier in the Anjan region) some alpine meadows and mires were used for harvesting hay and grazing cattle, but this use ceased about 1950 or earlier, and the habitats have recovered slowly since then and few remaining effects can be seen to-day, or at least cannot easily be distinguished from the continuing effects of reindeer grazing. Therefore, this study has been carried out in areas that are as close to a pristine habitat as one can ever find in Sweden today.

In relation to the particular plots surveyed in this study a slight modification to the general statement needs to be mentioned. All were located near reindeer corrals or butcheries with guiding fences and enclosures where the reindeers were collected at certain times of the year. Within the enclosures, the vegetation was heavily trampled but the vegetation within the study plots was not observed to be different from that of the surrounding areas more distant from the corrals. Hence, the effect of reindeer grazing within the plots was, apparently at least, the same as in the three mountain areas in general.

For scientific names of birds, I refer to Table 1.

Study areas

The three study sites were located at different latitudes and elevations. However, because the vegetation zones shift elevation along the latitude gradient, they all lay in the same zone, namely in the low alpine zone not much above the tree line. The most important site was located at Ammarnäs in southern Lapland (65° 50' N), where two plots, each c. 100 ha, were surveyed for 38 and 36 consecutive years. The plots at the other two sites, Abisko in northern Lapland (68° 16', 130 ha) and Anjan in western Jämtland (63° 45' N, 150 ha), were surveyed during 12 years of a 15 year period and 11 years of a 14 years period, respectively. The time series from Ammarnäs was sufficiently long for population trend analysis whereas the other two series were too short for that purpose. They were, however, quite sufficient to show annual variation and to serve comparisons of species composition and densities between the sites. In the following, I use the term site for the three study areas in general, Abisko, Ammarnäs, and Anjan, and plot for the small areas where the birds were counted. The latter will be referred to as Pätjujaure (at Abisko), Kraipe K1 and K2 (at Ammarnäs), and Ottsjö (at Anjan). A site map is given in Figure 1.

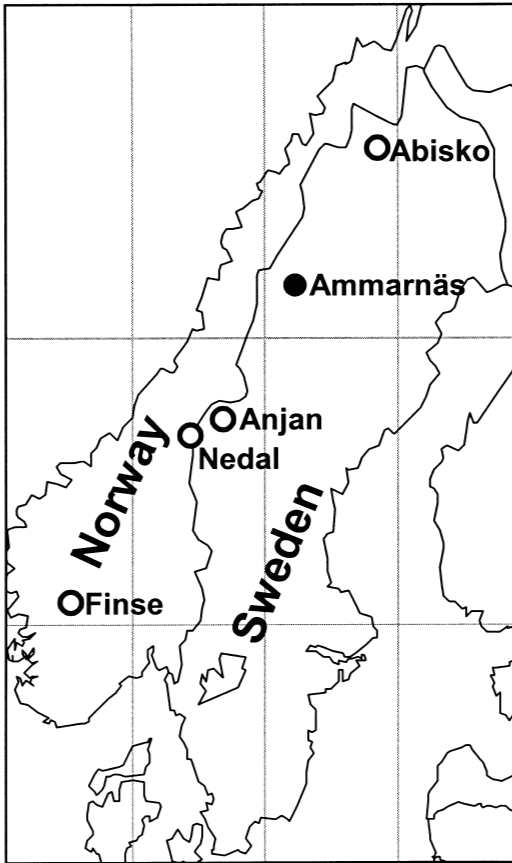


Figure 1. Map of Scandinavia with the study sites.
Karta över Skandinavien med undersökningsområdena.

Study plots K1 and K2 (Kraipe) near Ammarnäs, southern Lapland

Two plots, called K1 and K2, were surveyed in 1964–2001 and 1964–1999, respectively. The sizes were 1.00 km² and 1.14 km². In this paper they are treated as if they were exactly one square kilometre each. The plots were located about 16 km SSE of Ammarnäs and 6 to 9 km south of the village of Djupfors. The approximate coordinates were 65°50'N and 16°20'E. The exact kilometre coordinates of the corners of the plots were as follows (Swedish National Grid, RT 90 2.5 gon). K1: 1525.220/7302.570; 1524.830/7303.450; 1525.510/7304.070; 1526.120/7303.190. K2: 1523.800/7301.000; 1523.600/7301.500; 1523.460/7302.060 (the border was not straight between two of the corners); 1524.400/7302.400; 1524.790/7301.430.

The plots could easily be reached by road to a point only one km from the nearest plot and three km from the more distant plot. The distance between the plots was one km. The road went to a reindeer corral and butchery situated in the birch zone below the plots. The plots once got their names after K in Kuoltatjåtkko, the name of the mountain on the map that we used at that time (Generalstabens map, Sheet no. 33 Sorsele, issued 1896). In recent maps, this mountain was called Svare. We kept the original plot names, but today we refer to them as the Kraipe plots, Kraipe being the current map name of the reindeer butchery.

Plot K1 covered a gentle slope facing northeast with the lowest point at 790 and the highest point at 850 m a.s.l. K1 included a mixture of habitats, the most important ones being mire with a shallow peat layer with *Carex* species, low willows *Salix* spp. and dwarf birch *Betula nana*, and heath with low scrub vegetation such as dwarf birch, junipers *Juniperus communis*, crowberries *Empetrum nigrum*, and bilberries *Vaccinium myrtillus*. In small areas along two small streams there were taller willow fields. There were no trees within the plot apart from a few small and solitary birches *Betula pubescens czerepanovii*. The plot was, both to the human eye and according to general vegetation maps, representative for the slope on which it was situated, which stretched from Guonger in the northwest to Nase in the southeast and covered an area of 30–40 square kilometres, bordered by the birch forest zone at about 720–740 metres above sea level along the north-eastern fringe. The distance from the forest limit to K1 was about one km with scattered copses of birches becoming gradually sparser approaching K1. There was only one very small pond within and a few small ponds just northwest of the plot. The *Carex* mires were used for collection of winter fodder until the 1940s, and when we started the study in 1964, some poles from hay-fences could still be seen. A slow recovery of these formerly harvested areas was observed in the form of scattered low willows invading the wet *Carex* fields. According to the terminology of *Vegetationstyper i de svenska fjällen* (Vegetation types of the Swedish mountains), sheet no. 12, the two vegetation types of K1 were fresh heath (*frisk rished*), and dry fen (*torra kärr*).

Plot K2 was located on a ridge with two diagonally opposite corners (minimum elevation) at 880 m and the highest point at 940 m. The ridge was dry and well drained with little vegetation higher than bilberries, crowberries, flat junipers and scattered low willows. Lichens and mosses predomi-

nated and there were some block fields and small parts with snow fields that often did not melt until July. Only a few hectares at the lowest sections contained mire with a very shallow peat layer and small willow fields. There were no water bodies apart from a small pond, which, however, contained water only temporarily, during the snow-melting period and after heavy rains. This plot was typical for the mountains at this elevation in the whole area from Guonger to Nase and Valle, about 40 square kilometres. According to *Vegetationstyper i de svenska fjällen*, sheet no. 12, the vegetation types of K2 were dry heath (*torr rished*) with some fresh heath (*frisk rished*).

Study plot Pätjujaure, near Abisko, northern Lapland

This plot was surveyed in 1982–1990, 1992–1993, and 1996. The plot was located north and east of the lake Pätjujaure 14 km southwest of Abisko, mainly within the Abisko National Park. The approximate coordinates were 68°18' N; 18°31' E. The exact borders using the National Grid coordinates were as follows. In the west it was limited by a line from coordinate 1611.10/7579.90 to 1611.10/7580.75, in the north by a line from the latter point eastward to 1612.80/7680.75, in the east by a line from this point southward to 1612.80/7579.65, which was located at Pätjujokk 200 m from its outflow from the lake. Toward the south, the plot was limited by the lake. The total land area was 130 ha without any water bodies. The elevation was between 780 and 910 m. The forest line (birch) run at 640 m elevation. Although, the lake was not included in the survey area, the waterfowl on the lake were counted.

The bedrock was partly calcareous with species-rich vegetation and with patches of *Dryas* heath within the predominant crowberry heaths. According to *Vegetationskarta över de svenska fjällen*, sheet no. 2, the predominant vegetation type was grass heath (*gräshed*) with *Carex* and *Juncus*, meadow with low herbs (*lågörtäng*), and some fresh heath (*frisk rished*) with *Salix*, junipers and *Betula nana*. For a detailed vegetation description, I refer to Ek & Eknert (1983).

Study plot Ottsjö, near Anjan, western Jämtland

This plot was surveyed in 1983–1990, 1992–1993, and 1996. The plot was located on the western slope of Anjeskutan in the Skäckerfjällen range. The plot was rectangular (1×1.5 km, 150 ha). The approxi-

mate coordinates were 63°45' N; 12°35' E. Using the National Grid coordinates, the plot was bordered by straight lines between the following exact corner coordinates: 1340.0/7075.0; 1340.0/7076.0; 1341.5/7076.0; 1341.5/7075.0. The lowest and highest elevation was 600 and 640 m. The forest line was rather diffuse in the area, but there were forest areas (conifers and birch) up to about 600 m rather near the plot. There were about 40 water bodies within the plot, most of them small. Together they covered 15.6 ha (10.4% of the plot). All densities were calculated on the basis of the whole plot area, 150 ha, thus disregarding the areas of the small lakes. The largest ones were Hästskotjärnen (4.9 ha with two thirds within the plot) and a nameless lake (2.9 ha). The bedrock was amphibolite and sedimentary gneiss. The vegetation was a mosaic of dry heath with low scrub and areas with shallow peat with *Carex* and *Sphagnum* vegetation. According to *Vegetationskarta över de svenska fjällen*, sheet no. 17, the predominant vegetation type was dry heath (*torr rished*) with narrow-leaf grasses, *Vaccinium*, *Empetrum* and *Betula nana*.

Methods

For most species, the territory mapping technique was used, as described by Svensson (1975) in the manual for the Swedish Breeding Bird Survey. That description is a slight modification of the version given by Svensson & Williamson (1970). Each plot was divided into two halves with one observer in each half. Details about the visiting schedules are given in Appendix 1. For the Kraipe plots, corresponding data for the period 1964–1983 were given in Svensson et al. (1984). The average survey effort in hours per square kilometre and year was 53 at K1, 27 at K2, 43 at Pätjujaure, and 35 at Ottsjö. The differences were mainly due to different number of visits but also to how easy it was to survey the plots. Especially K1 required more work because of its higher density of birds whereas K2 required less because large parts contained very few birds.

Most species were fairly easy to count with the territory mapping technique, especially the territorial passerines and plovers. It was also easy to count some of the rare birds, such as the Long-tailed Skua. However, there were also some difficult species. This will be discussed below for a selection of species separately. In spite of these difficulties, I am confident that our surveys correctly show both the composition of the community and the fluctuations of the species with a high degree of accuracy

for almost all species. Rather than the accuracy of the estimates, the main analytical problem was the small number of pairs of many species due to the relatively small plots.

The annual periods during which the surveys were distributed were sometimes rather brief. This, however, has little effect at these latitudes and elevations where the breeding synchrony between the species is high. The survey periods also varied somewhat between years, but also this affects population estimates only marginally. The same was found by Stenseth et al. (1979) when they compared population estimates from early versus late counts within the same season at Finse, Hardangervidda. At all three Swedish sites, the majority of the surveys were always carried out after almost complete snow melting, and all species were well established in the plots at the time of the counts. Kraipe K2 was affected by much snow late in the season in some years, but then the surveys were delayed accordingly.

When I dealt with the data from the whole 38 year period at Ammarnäs (for example in the diagrams of Figure 2), I inserted values for plot K2 (see Appendix 2) also for the years 2000 and 2001, when this plot was not surveyed. The K2 values for these two years were calculated assuming that they had the same relation to the average value of 1995–1999 as the K1 values had. This was done only for the purpose of obtaining values of better comparability for these two years in the pooled data set. These adjusted values were not used in other analyses.

Species turnover rate between two adjacent years was calculated in the following way: $(I+E)/S1+S2$, where I is the number of species present in the second but absent in the first year, E the number of species present in the first but absent in the second year, and S1 and S2 total number of species in each of the two years. Turnover rates between two non-adjacent years were calculated in the same way for individual pair of years different number of years apart. Then the average was calculated for each such distance between years, from maximum to one year apart, this latter value being equal to mean annual turnover rate.

For simple descriptive statistics I used Excel and for other calculations STATISTICA.

Results

The results are given in Appendix 2–4. In order to provide complete information in this paper I also include the data for the two Kraipe plots for 1964–

1983 although they have been published previously (Svensson et al. 1984). Table 1 gives a comparative summary of the number of species and densities. For the Påtjujaure plot, the waterfowl counted on the lake are included, but densities were calculated only for the species of the land area. In the same table, I have included data from Norwegian plots for comparison (Moksnes 1973, Østbye et al. 2002).

Number of species, total densities, and species turnover

Table 1 shows that the average annual number of species in the Swedish plots was roughly the same in all plots: about 9 per year at Påtjujaure, about 11 at Ottsjö, and about 12 and 8 in Kraipe K1 and K2, respectively. The densities differed somewhat more. The average density at Påtjujaure was 52, at Ottsjö 45, at K1 90, and at K2 37 pairs per sqkm. Among individual species, there were both considerable similarities and differences in densities. For example, the Golden Plover had about the same density in all plots whereas the density of the Lapland Bunting was very different between the plots.

The total number of species recorded in all years was rather similar in the different plots. In K1, 26 species were found during all 38 years (25 with waterfowl excluded). During the first 36 years when both plots were surveyed, 24 species were recorded in K1 and 19 species in K2. In both plots 30 species were recorded in the first 36 years and 32 species during all 38 years, with two new species added in 2000 (Common Gull and Whimbrel). The average number of species per year was 11.6 (11.5 during the first 36 years) in K1 and 8.2 species in K2. The average number in both plots during the first 36 years was 14 (s.d. = 0.3; range 11–17). This number varied about a stable level throughout the period (Figure 2).

The cumulative number of species in K1 and K2 together increased from 14 in 1964 to 32 in 2001 (Figure 3). The rate of increase followed a power function (linear relationship in a log-log diagram). At Påtjujaure, the total number of species was 24 (20 with waterfowl excluded) and at Ottsjö, it was 23 (22).

There was a continuous turnover of species between years at all three study sites. No site had two adjacent years with exactly the same species composition. The average turnover rate was 16% in the pooled Kraipe plots (35 comparisons), and there was no trend (Figure 4). It was higher at both Påtjujaure (21%, 9 comparisons) and Ottsjö (26%, 8 comparisons) than at Kraipe, but only the differ-

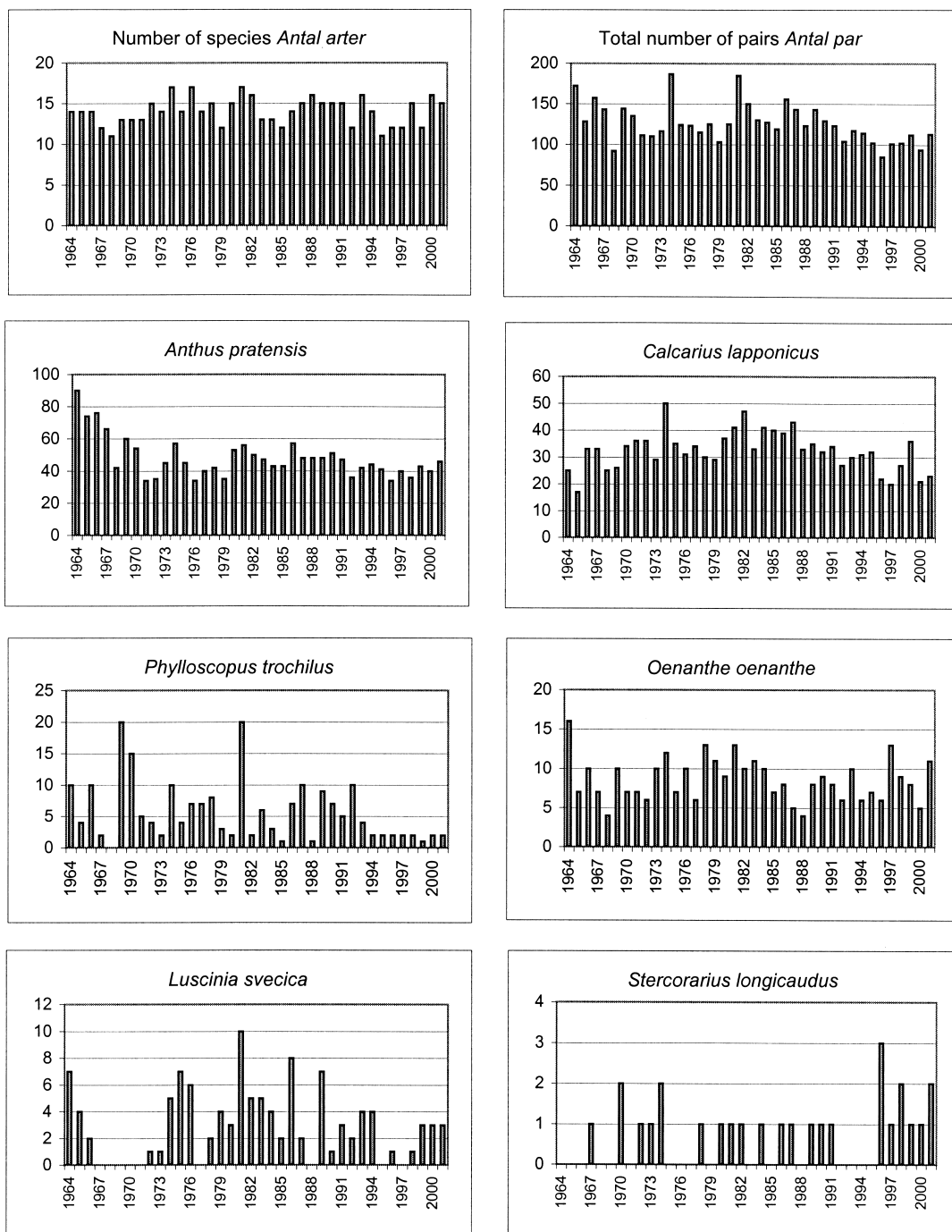


Figure 2. Number of species, total number of pairs, and number of pairs of selected species in the Kraipe plots K1+K2 at Ammarnäs (2 sqkm) in 1964–2001. Values for K2 in 2000 and 2001, when this plot was not surveyed, are “guestimates” for the purpose of these diagrams only (cf. Appendix 2).

Antal arter, totalt antal par samt antal par av valda arter inom provytorna K1 och K2 i Ammarnäs (2 kvkm) åren 1964–2001. Uppskattade värden har lagts till för K2 åren 2000 och 2001, då denna provyta inte inventerades (se Appendix 2).

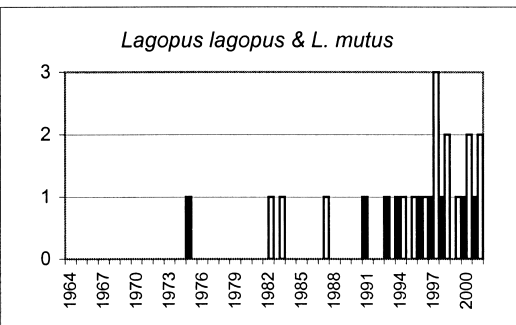
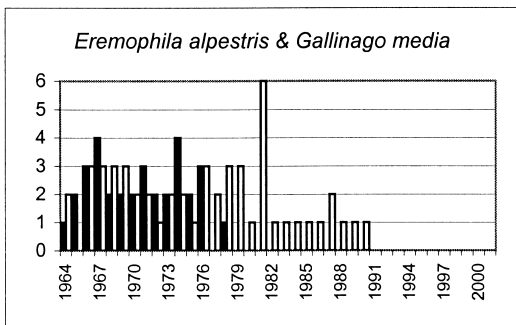
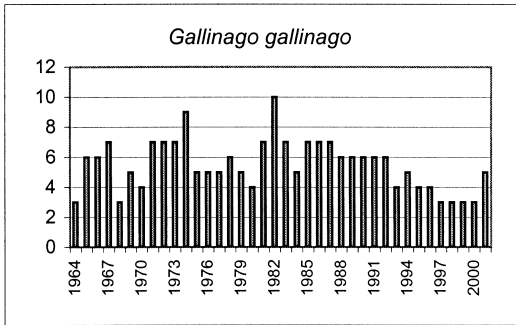
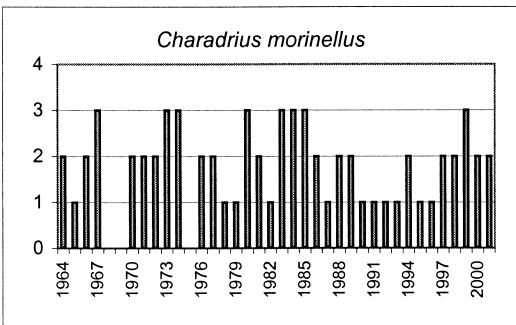
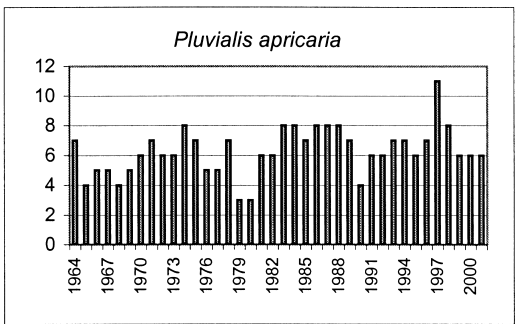
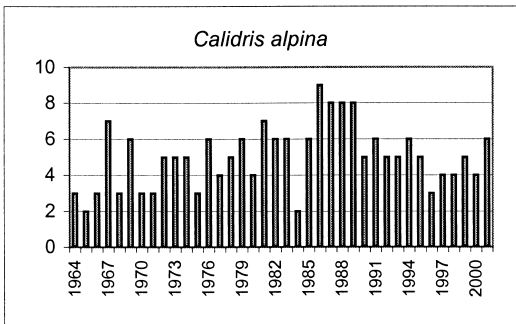
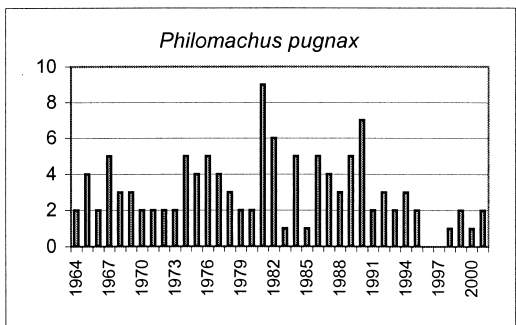
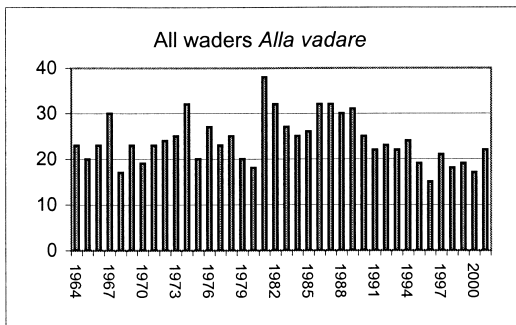


Table 1. Mean densities (pairs per square kilometre) for the four Swedish plots of this study and three Norwegian plots. K1 and K2 = Kraipe at Ammarnäs (1964–2001), P = Påtjujaure at Abisko (1982–1996), O = Ottsjö at Anjan (1983–1996), F = Finse (1967–1985), Ns = Nedal, subalpine bog and heath (1967–1971), Na = Nedal, alpine plot (1969–1971). A plus sign denotes presence with a density less than 0.05. Norwegian data from Moksnes (1973) and Østbye et al. (2002).

Jämförelse mellan tätheterna (par per kvadratkilometer) i de fyra svenska provytorna i denna studie och tre norska provytor. K1 och K2 = Kraipe vid Ammarnäs, P = Påtjujaure vid Abisko, O = Ottsjö vid Anjan, F = Finse, Ns = subalpin myr och hed vid Nedal, Na=alpin hed vid Nedal. Plustecken anger närvaro med en täthet under 0,05.

Plot Provyta Size Storlek (ha)	Sweden Sverige				Norway Norge		
	K1	K2	P	O	F	Ns	Na
	100	100	130	150	71	57	28
<i>Lagopus lagopus</i> Willow Grouse <i>Dalripa</i>	0.2	0	0	0.4	0.9	4.1	0
<i>Lagopus mutus</i> Ptarmigan <i>Fjällripa</i>	0.1	0.3	1.3	2.1	0	0	1.2
<i>Buteo lagopus</i> Rough-legged Buzzard <i>Fjällvråk</i>	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Charadrius hiaticula</i> Ringed Plover <i>Större strandpipare</i>	0	0.2	0.1	0	0.2	0	0
<i>Charadrius morinellus</i> Dotterel <i>Fjällpipare</i>	0.2	1.6	0.2	0.1	2.8	0	3.0
<i>Pluvialis apricaria</i> Golden Plover <i>Ljungpipare</i>	3.2	3.1	4.2	4.0	2.1	0	0
<i>Calidris temminckii</i> Temminck's Stint <i>Mosnäppa</i>	0.1	0.4	0.2	0	0.2	0	0
<i>Calidris maritima</i> Purple Sandpiper <i>Skärnsnäppa</i>	0	+	0	0.1	0.7	0	1.2
<i>Calidris alpina</i> Dunlin <i>Kärrensnäppa</i>	3.4	1.6	0	0	0.2	0	0
<i>Philomachus pugnax</i> Ruff <i>Brushane</i>	2.8	0.3	0	0	0	0	0
<i>Gallinago gallinago</i> Common Snipe <i>Enkelbeckasin</i>	5.0	0.5	0	0.7	0.2	2.6	0
<i>Gallinago media</i> Great Snipe <i>Dubbelbeckasin</i>	1.4	0	0	0	0	0	0
<i>Numenius phaeopus</i> Whimbrel <i>Småspov</i>	+	0	0	0.3	0	0	0
<i>Tringa totanus</i> Redshank <i>Rödbena</i>	0	0.1	1.2	1.7	0	0	0
<i>Tringa nebularia</i> Greenshank <i>Gluttsnäppa</i>	0	0	0	0.1	0	0	0
<i>Tringa glareola</i> Wood Sandpiper <i>Grönbena</i>	0.3	0	0	0.1	0	2.1	0
<i>Actitis hypoleucos</i> Common Sandpiper <i>Drillsnäppa</i>	0	0	0.1	0.1	0	0	0
<i>Phalaropus lobatus</i> Red-necked Phalarope <i>Simsnäppa</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stercorarius longicaudus</i> Long-tailed Skua <i>Fjällabb</i>	0.5	0.2	0.7	0	0	0	0
<i>Larus canus</i> Common Gull <i>Fiskmå</i>	+	0	0.4	0.3	0	0	0
<i>Sterna paradisaea</i> Arctic Tern <i>Silvertärna</i>	0	0	0	0.3	0	0	0
<i>Cuculus canorus</i> Cuckoo <i>Gök</i>	0	0.1	0	0.3	0	0.7	0
<i>Nyctea scandiaca</i> Snowy Owl <i>Fjälluggla</i>	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Asio flammeus</i> Short-eared Owl <i>Jorduggla</i>	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Alauda arvensis</i> Skylark <i>Sånglärka</i>	0	0	0	0	0.2	0.4	0
<i>Eremophila alpestris</i> Shorelark <i>Berglärka</i>	0	0.9	0	0	3.3	0	0
<i>Motacilla alba</i> Pied Wagtail <i>Sädesärta</i>	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Anthus pratensis</i> Meadow Pipit <i>Ångspiplärka</i>	35.8	12.2	27.4	18.6	27.6	55.4	22.6
<i>Antus cervinus</i> Red-throated Pipit <i>Rödstrupig piplärka</i>	0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Cinclus cinclus</i> Dipper <i>Strömstare</i>	0	0	0.3	0	0	0	0
<i>Luscinia svecica</i> Bluethroat <i>Blåhake</i>	2.8	0.1	2.7	3.8	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i> Wheatear <i>Stenskvätta</i>	2.9	5.7	12.0	5.2	13.6	4.9	11.3
<i>Turdus torquatus</i> Ring Ouzel <i>Ringtrast</i>	0	0	0.3	0.3	0	0	0
<i>Turdus pilaris</i> Fieldfare <i>Björktrast</i>	0.1	0.1	0	0	1.4	0	1.2
<i>Turdus iliacus</i> Redwing <i>Rödvingetrast</i>	0.3	0	0.1	0	0	0	0
<i>Phylloscopus trochilus</i> Willow Warbler <i>Lövsångare</i>	5.6	0	0	5.4	0	0.6	0
<i>Carduelis flavirostris</i> Twite <i>Vinterhämpling</i>	0	0	0	0.1	0.2	0	0
<i>Carduelis flammaea</i> Redpoll <i>Gräsiska</i>	0.5	0	0.4	0.4	0	0	0
<i>Carduelis hornemanni</i> Arctic Redpoll <i>Snösiska</i>	0.1	0	0.1	0	0	0	0
<i>Calcarius lapponicus</i> Lapland Bunting <i>Lappspärv</i>	23.8	8.7	0.7	0	5.2	3.9	0
<i>Plectrophenax nivalis</i> Snow Bunting <i>Snöspärv</i>	0	0.7	0	0	5.7	2.1	17.9
<i>Emberiza schoeniclus</i> Reed Bunting <i>Sävspärv</i>	0.4	0	0	0.3	+	0.6	0
Density all species <i>Täthet alla arter</i>	89.5	36.7	52.4	44.5	64.8	90.3	58.3
Species per year <i>Arter per år</i>	12	8	9	11	9	9	5
Species all years <i>Arter alla år</i>	25	19	20	22	18	12	7
Years of study <i>Antal inventeringsår</i>	38	36	12	11	19	5	3

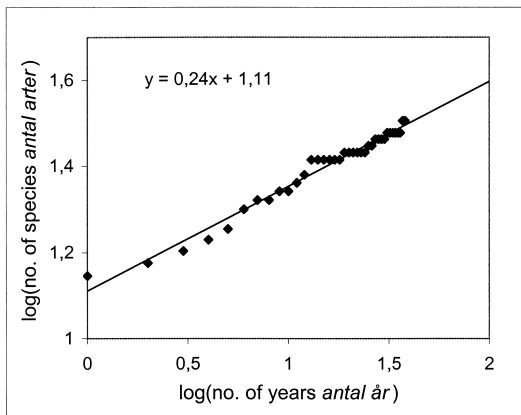


Figure 3. Cumulative number of species recorded versus number of years. Note that both axes are logarithmic. *Kumulativt antal registrerade arter mot antal år. Notera att båda axlarna är logaritmiska.*

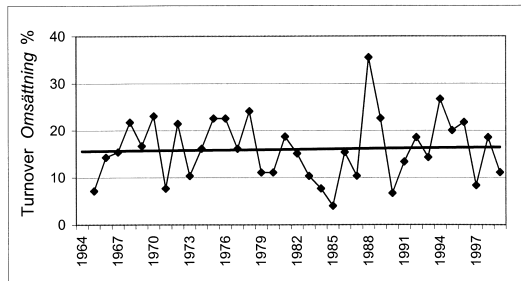


Figure 4. Species turnover rates between adjacent years at the Kraipe plots at Ammannäs 1985–1999. *Artomsättningen mellan närliggande år för Kraipe-ytorna i Ammannäs 1985–1999.*

ence between Kraipe and Ottsjö was significant ($p < 0.01$; two-tailed t-test after arcsine transformation of the percentages).

Population trends and variation at Ammannäs

The total number of pairs at the two Kraipe plots varied about a stable level until about 1990 and then there was some decline. The linear trend over all 36 years corresponded to an average decline of almost one pair per year (Figure 2; $b = -0.94$; $p < 0.05$). However, it was only the low numbers during the last decade that caused the trend to be significant. When the trend was calculated for successively longer periods from 1964 onwards, the decline became significant for the first time for the

period 1964–1997. The average number of pairs was 134 (s.e. = 4.3) in 1964–1991 and 105 (s.e. = 3.6) in 1992–1999, a difference that was significant ($p < 0.001$; one-tailed t-test). The reason for the decline was almost exclusively the decline of the second most common species, the Lapland Bunting. This species occurred in equally low numbers during the early phase of the study period, but at that time these low numbers were compensated by high numbers of the most common species, the Meadow Pipit, which was not the case in recent years. Apart from the high numbers in the very first study years, caused by the Meadow Pipit, two other years stand out as peak years, 1974 and 1981. The 1974 peak was mainly caused by unusually many Lapland Buntings in plot K2, and the 1981 peak by contemporary peak numbers in the two highly variable species, the Bluethroat and Willow Warbler.

The two most common species showed different long-term patterns. The Meadow Pipit declined from more than 70 pairs in 1964–1966 to an average level of c. 40 pairs for the rest of the period. The Lapland Bunting was less common at the start and end of the study period with minimum numbers around 20 pairs, and with a peak period in 1980–1987 with about 40 pairs. The waders as a group behaved in roughly the same way as the Lapland Bunting, a pattern that was mainly determined by three of the more common waders, Common Snipe, Dunlin, and Ruff, whereas the Golden Plover and the Dotterel differed from this pattern.

A simple linear regression analysis of each species on year, using the pooled data from K1 and K2 (1964–1999), revealed no significant trend in most species. Twenty-one non-significant slopes were about equally divided between positive (9) and negative (12) ones. Seven species showed significant trends, with three increasing species: Ptarmigan (slope coefficient = $+0.02$, $p < 0.001$), Willow Grouse ($+0.50$, $p < 0.001$), and Golden Plover ($+0.07$, $p < 0.05$), and four declining species: Great Snipe (-0.08 , $p < 0.001$), Wood Sandpiper (-0.03 , $p < 0.01$), Shore Lark (-0.09 , $p < 0.001$), and Meadow Pipit (-0.65 , $p < 0.001$).

Between-year variation is summarized in Figure 5. The observed variance of the 32 species in the Kraipe plots increases almost exactly as if variance equalled sample size (mean number of pairs of a species). This is a property of the Poisson distribution that is expected for small samples. However, individual species deviated from the regression line. If we consider the eleven species with an average of more than one territory in the plots, we find the following. Three species showed higher variance than

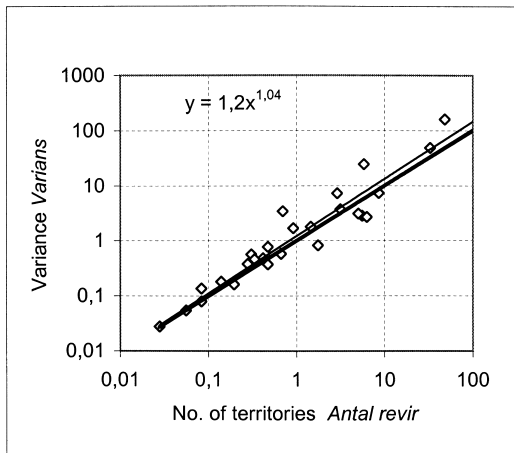


Figure 5. Population variance versus number of pairs in the alpine Kraipe plots of this study. Both scales are logarithmic. Thin regression line: observed data. Thick regression line: expected relation when variance equals sample size (approximating a Poisson distribution).

Populationsvariansen mot antal par för de alpina provytorna i Kraipe. Båda axlarna är logaritmiska. Tunn regressionslinje: observerade värden. Tjock regressionslinje: förväntad relation om variansen är lika med stickprovets storlek.

expected. Two of them, Willow Warbler and Bluethroat, are marginal to the habitat, being essentially woodland birds. The Meadow Pipit showed a variance higher than expected only because of the high counts in the first three years. Four species showed a variance close to the expected one, namely Ruff and Great Snipe, two lekking species, and Lapland Bunting and Wheatear, two territorial passerines. Four species showed lower variance than expected, Golden Plover, Common Snipe, Dunlin, and Dotterel. These species are territorial and a possible explanation to the low variance is territorial packing, i.e. that their densities are limited by competition close to the carrying capacity of the habitat, especially in combination with high territory fidelity and long lives. This explanation is of course only tentative and does not easily accord with the fact that the densities as such are low or very low compared with densities found in other habitats. On the other hand, the question has not been studied for the local situation.

Population trends at Anjan and Abisko

Although the survey periods were rather brief at the Ottsjö and Påtjujaure plots, I calculated the linear

population trends at each site for six species (Ptarmigan, Golden Plover, Bluethroat, Wheatear, Willow Warbler (only for Ottsjö), and Meadow Pipit). Significant trends were found for Golden Plover at Ottsjö ($b = +0.40$, $p < 0.01$), Wheatear at Påtjujaure ($b = -0.36$, $p < 0.05$), and Willow Warbler at Ottsjö ($b = -0.68$, $p < 0.05$). Hence, out of eleven trends, only three were significant, two of them only at the lowest significance level. Among all eleven trends, seven were positive and four negative.

Synchrony of population fluctuations

Five species seemed to be common enough to permit a comparison of the annual population fluctuations between the plots for the eleven years when all four plots were surveyed: Ptarmigan (only Ottsjö and Påtjujaure), Golden Plover, Meadow Pipit, Bluethroat (only K1, Ottsjö, and Påtjujaure), Wheatear, and Willow Warbler (only K1 and Ottsjö). In no case did I find a significant ($p < 0.05$) correlation (23 correlations in all). This means that not even for the two adjacent Kraipe plots were there any correlations during these particular years.

The Kraipe plots, however, permitted the same calculations for the longer 36 year period with contemporary surveys. Four species were common enough in both plots. No correlations were found for the Golden Plover, Wheatear, and Lapland Bunting. A strong positive correlation was found for the Meadow Pipit ($r=0.59$; $P<0.001$; $N=36$). However, when the first four years with unusually high numbers in both plots were excluded, there was no correlation ($r=0.14$; $P>0.10$; $N=32$). This means that the significance of the correlation for the whole period was caused by the initially contemporary decline and not by co-variation of the detrended numbers.

Species accounts

*Willow Grouse *Lagopus lagopus**

The Willow Grouse was absent or rare in all plots. At Kraipe, it was not until the early 1990s that it became regular. The reason for this unexpected absence in most of the previous years is unknown. The species is easy to count so it cannot have been missed. A similar pattern could not be found in a larger data set obtained by extensive line transects covering the whole Ammarnäs area, in both woodland and alpine habitats (Svensson 1996), which revealed only large variation between years but no long-term trend, and only weak evidence of a cyclic pattern.

Ptarmigan *Lagopus mutus*

Påtjujaure and Ottsjö differed from Kraipe in having a regular and denser Ptarmigan population. The fact that it was found in K2 only in 1994–1999 was surprising because the habitat was very similar to where it was regularly found in other parts of the Ammarnäs area throughout the study period. The general pattern (Svensson 1996) was peak numbers eleven years apart (1982 and 1993) and low numbers in between.

Dotterel *Charadrius morinellus*

The Dotterel was less regular at Påtjujaure and Ottsjö than at Kraipe, where the species was recorded in almost all years. The Dotterel is difficult to count. The nests are hard to find, and the females display over areas that are many times larger than the plots. At Kraipe it was in plot K2 that the species occurred almost annually, and the habitat of K2 is typical for areas where the Dotterel was frequently found at other locations surrounding Ammarnäs. Up to three “pairs” were estimated, but this is an uncertain figure. In terms of nests, the real density may have been lower or higher, but it is quite clear that the population has been stable, a subjective impression that I also have from numerous visits in other parts of the Ammarnäs area.

Golden Plover *Pluvialis apricaria*

The main feature of this species was similar densities in all plots (3–4 pairs per sqkm) and rather small annual variation. At Kraipe, there was a weakly significant positive long-term trend. At the other two sites no significant trends were found although some decline was recorded at Påtjujaure and some increase at Ottsjö. Since the density was so similar at sites so far apart, it is possible that a density of 3–4 pairs is typical for much of the low alpine zone.

Ruff *Philomachus pugnax*

Regularly present only in Kraipe K1, and absent in Påtjujaure and Ottsjö. Although the long-term trend was not significant, there was consistently low numbers in the most recent years, with only 0–2 assumed breedings in 1995–2001, clearly below the long-term average. The estimates are based on the number of females with breeding behaviour, but in recent years the number of displaying males has also been lower. Using females

as an indicator of numbers may cause underestimates of population size because females whose nests were depredated probably left the area. A better method would have been to count displaying males, but we started our counts too late in most years, when some males had already left their lek sites. A long-term decline is well documented for southern Sweden (Svensson et al. 1999), but for northern Sweden, particularly the alpine habitats, little or no information exists. However, a survey (one visit per year) of 16 sqkm of mire in the forest zone of western Jämtland in 1989–2003 (Holmberg 2004) also indicated a decline (from about 95 individuals per year in 1989–1996 to about 55 in 1997–2003; the linear trend, calculated by me, was significant with $b = -4.6$, $p < 0.001$). Another study in the Rautas area just east of Påtjujaure, covering alpine habitats, birch woodland, and mires, based on 643 km of single visit line transects within 268 sqkm (Berg et al. 2004), and surveyed in 1978 and 2001, found little change between the two years (116 versus 97 individuals). I have also access to yet unpublished data from three plots with counts of Ruffs from the Swedish Breeding Bird Survey. One plot is a 0.9 sqkm mire in the birch/pine zone at Abisko, surveyed in 1983–1995 and with an average population of 6 breedings: there was a weak, but non-significant increase. In the second plot, c. 13 sqkm alpine heath and mire, only about 25 km north-west of the Kraipe plots of this study, with an average of 10 breedings in 1984–1995, there was a weakly significant increase. In the third plot, a 1.1 sqkm mire in the coniferous zone in the Muddus National Park, surveyed in 1983–1984 and again in 1994–1995, there was a decline from 4 and 3 to 1 and 0 breedings, respectively. Thus, the total information is ambiguous. Although there is some information indicating decline in the most recent years, we cannot yet say with any confidence that the Ruff has started to decline generally also in northern Sweden.

Common Snipe *Gallinago gallinago*

Although this species is easy to observe during the display flights, it is difficult to estimate numbers correctly since the flights often cover areas far beyond the border of a plot. Records of a specific male tend to be more frequent within than outside the border since the observer spends most of the time within the plot border, so there is a risk of overestimating density. This has probably been done in K1, at least in some years.

The Snipe was absent at Påtjujaure, and not

found annually at Ottsjö and Kraipe K2. At K1, with an average of five pairs, there was a decline in the late 1990s but the number rose again in 2001, and the long-term trend was not significantly different from zero. The same was the case for a mire population in western Jämtland (1989–2003; Holmberg 2004). The stable population of this species in these two northern and close to pristine habitats contrasts with the situation in southern Sweden, where a more than fifty percent decline was observed by the Breeding Bird Survey in the period 1975–2003 (Lindström & Svensson 2006). This suggests that the total decline of the Swedish population is mainly driven by changes caused by forestry and farming practices.

Great Snipe *Gallinago media*

There was a display ground within K1 during the first half of the survey period. We did not determine the exact number of displaying males every year but a few night visits early in the season indicated that the number of males was up to about ten in the early years. Normally, we heard or flushed only a few of the males during our day-time visits, which were usually made after the most active display period. Hence I am certain that the number of males was underestimated in most years. On the other hand, females disperse rather widely around the display site so many nests may have been placed outside the plot border. Nests were found at only three occasions. The display site was deserted during the 1980s and in recent years we have no records at all within the plot. Single birds were flushed during our walks in the surroundings, indicating that the species still breeds in the area. Perhaps the display site has moved. One cannot take the disappearance of one single lek as an indication of a general population decline in the Ammarnäs area. I know of other leks in the area, but have no information of numerical changes at these leks for conclusions about large scale population change.

Shore Lark *Eremophila alpestris*

The occurrence of this species in Kraipe K2 during the early third of the study period, and its disappearance from the site follows the general development in the Ammarnäs area (Svensson 1990). It was estimated to breed with up to four pairs. This species has later been carefully studied (with colour ringed birds) in another part of the Ammarnäs mountains (Svensson et al. 1992, Svensson & Berglund 1994, Svensson 1997). The experiences

from these studies make me believe that we overestimated the number of pairs in K2 and that the maximum number of pairs could not have been more than two; the song display flights proved to be wider than we thought when we surveyed K2. However, this does not affect the main observation, the disappearance of the species.

Meadow Pipit *Anthus pratensis*

The Meadow Pipit was the most common species in all four plots, but the densities differed among plots. The highest densities were found at Kraipe K1 (36 pairs/sqkm) and Pätjujaure (27), and the lowest at Ottsjö (19) and K2 (12). Thus, the difference between the two Kraipe plots, situated only one km from each other and at only slightly different elevations, was larger than between the other sites, indicating that local conditions are more important than large latitudinal differences.

Lapland Bunting *Calcarius lapponicus*

The Lapland Bunting was not found at Ottsjö and it was rare and not annual at Pätjujaure. This contrasts starkly with the situation at Kraipe, where it was the second most common species in both K1 and K2. The Lapland Bunting and the Meadow Pipit together represented 67% and 57% of the whole bird community. In this respect, the alpine habitat was similar to the Ammarnäs birch zone where Enemar et al. (2004) also found two species, Willow Warbler and Brambling, taking the same dominant position in that community. The low numbers at Pätjujaure differ, however, from the observations by Berg et al. (2004) in the large Rautas area (480 sqkm) southeast of Pätjujaure. During their two years of line transects, they recorded 1168 Lapland Buntings and 2694 Meadow Pipits. This relation between the two species (1:2.3) is more similar to that found at Kraipe (1:1.5) than at Pätjujaure (1:39). Hence, considerable variation in local density occurred in the Lapland Bunting.

Bluethroat *Luscinia svecica*

The Bluethroat was about equally abundant at Pätjujaure and Ottsjö as at Kraipe K1. The variations were large: 1–10 (Ottsjö), 0–7 (Pätjujaure), and 0–10 (K1+K2). The Bluethroat is mainly a birch zone species, and this probably explains the large variation in the alpine zone, with habitats likely to be suboptimal.

Willow Warbler *Phylloscopus trochilus*

In the Willow Warbler, the same density as in K1 was found at Ottsjö, but the species was absent at Påtjujaure, as it was in K2. As in the Bluethroat, the variations were large, 1–13 (Ottsjö) and 0–20 (K1), and the explanation may be the same, the Willow Warbler also being more of a woodland than a scrubland species.

Wheatear *Oenanthe oenanthe*

The Wheatear was regular in all plots with a particularly dense population at Påtjujaure. The absence of any long-term trend at Kraipe is very different from the situation in southern Sweden, where the population has declined with more than sixty percent since the 1970s (Lindström & Svensson 2006). Since there was also no trends in the Ottsjö and Påtjujaure plots, it seems that the mountain population has not been affected by the negative factors that are acting in southern Sweden. In this respect, the population development in the mountains is similar to what Sundström (1995) found at Holmöarna, two large islands east of Umeå (c. 64°N): 82 pairs in 1983 and 105 pairs in 1993. However, surprisingly, Berg et al. (2004) recorded a drastic difference in numbers counted along their 643 km of line transects in 1978 and 2001, a decline from 356 to 185 observed individuals in the Rautas area, adjacent to Påtjujaure. However, the data from the Kraipe plots shows that even the very precise counts with a territory mapping technique may vary equally much between some individual years without presence of any long term trend. Without any knowledge of densities during the intervening years it is impossible to judge whether or not the difference indicates a long-term negative trend at Rautas or a difference that was particular for the two survey years.

Discussion

Arctic bird communities are attracting increasing interest, partly because they are poorly known and understood, compared with temperate communities, partly because of increasing conservation concerns, and partly because Arctic areas are becoming easier to access. Waders are of particular interest in these respects because they have developed more species rich communities in the arctic region than elsewhere (Järvinen & Väisänen 1978), and several species are restricted to the arctic region as breeders. Among passerines, the pattern

is very different, and gradually fewer species are common as one moves north, and still fewer are restricted to the arctic biome. Henningsson & Alerstam (2005) suggested that the main reasons for variation of species diversity among waders is the flyway connectivity pattern between breeding and wintering grounds. The fact that the arctic region is a key region for so many wader species has caused a growing conservation concern coinciding with increasing exploitation and predicted human-induced climate change (Lindström & Agrell 1999).

Montane areas south of the Arctic often host bird communities that are similar to the arctic ones. The properties of a mountain elevation gradient often parallel those of an arctic latitudinal gradient. For example, moving northwards from the taiga border in the Arctic, the land bird fauna shifts from one dominated by passerines to one dominated by waders (Svensson 1995), and the several passerine species that occur at lower arctic latitudes are species that usually have large ranges south of the arctic region. This means that studies in the Scandinavian mountains, that are continuous with the Arctic zone, and by some workers treated as a part of that region, are particularly valuable in a pan-Arctic context.

Many arctic bird communities have been surveyed in North America (early reviews in Freedman & Svoboda 1982, Montgomerie et al. 1983). The results show that densities vary enormously, from close to zero at high arctic island sites with little vegetation to about 200 pairs per square kilometre at low arctic mainland sites. This means that in order to make meaningful comparisons between the Swedish sites and those in North American Arctic, it is necessary to select sites with similar conditions. For the purpose of this paper, it suffices to say that the densities found at the Scandinavian sites presented in this paper are well within the range of densities at the North American mainland tundra sites (i.e. if the high arctic sites with little vegetation are excluded). Had surveys been available from Scandinavian high alpine sites, bird densities would also have been close to zero.

Comparison with other alpine areas in Scandinavia

There is a paucity of detailed studies of alpine bird communities in the Scandinavian mountains, especially long-term ones. I know of only one major study, namely the one recently published by Østbye et al. (2002), covering a period of 19 years at Finse, Hardangervidda in Norway. Another study,

covering fewer years, comes from Nedal in central Norway (Moksnes 1973).

The Finse study was made in 1967–1985 and comprised three small plots, together, 0.71 sqkm, and one larger plot, one sqkm. The plots were located at 1200 and 1500 m a.s.l. which is higher than at Ammarnäs in relation to the tree line in spite of the fact that the Finse site is much more to the south. The large plot cannot be used for comparison because it contained much water and sedimentation flats without vegetation and birds, and it was not possible to identify how much of it that was suitable bird habitat.

The Nedal study was made in 1967–1971, and two of the plots can be compared with the plots of my study. One of the plots (0.57 sqkm, Mosknes' table VIII) was located in subalpine bog and heath habitats, but since these habitats were similar to corresponding low alpine habitats, I included it in the comparison. The other plot (surveyed only in 1969–1971) was located in the alpine zone with 0.1 sqkm in the low and 0.18 sqkm in the middle alpine zone (Mosknes' tables XI and XIII). The Nedal site was located only 90 km to the south of the Anjan site. The data from the Norwegian plots have been included in Table 1.

A third study (Berg et al. 2004), referred to earlier, was made in an area adjacent to Påtjujaure (only about 10–80 km to the south-east). This study covered a very large area (480 sqkm), but only two years (1978 and 2001), and both alpine habitats and subalpine forest. The survey method was different, namely single visit line transects, which precluded density estimates. Therefore, I have not used the results from this study for general comparisons.

The main observation in the Norwegian plots is that species richness and total densities were fairly similar to those of the Swedish plots. The average number of species per year was lower only in the Nedal alpine plot, which was much smaller and with only three survey years. The total densities were, on the other hand, quite similar to those of the other plots. The subalpine Nedal plot had a density very similar to that of K1 at Ammarnäs.

Community composition

Most temperate bird communities are characterized by a small number of abundant species (dominants) and a large number of less common and rare species. Many models have been proposed to describe different species-abundance relationships (May 1975). In spite of continued activity in the field, no general model based on fundamental spe-

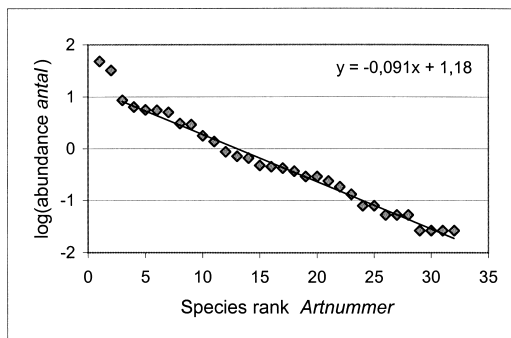


Figure 6. Community structure of the Kraipe plots at Ammarnäs. Species number is the sequence of species in abundance order.

Fågelsamhällets struktur i Kraipeytorna i Ammarnäs. Artnummer är artens ordningstal efter talrikhet.

cies ecologies and interaction mechanisms has yet been found (Ke-ming 2003). One problem is that we must always work with finite samples from a community, which means that the form of the relationship among the rarest species will be uncertain (Engen & Lande 1996), and often it is the form of the relationship in this region that determines which model fits best. However, different models can be compared, and introduction of covariates into the models may help to understand how specific factors contribute to the structure of communities (Etienne & Olff 2005).

With only small differences, bird community data sets usually take the form of an almost straight line for log(abundance) versus species sequence number (or abundance rank). This is also the case for the alpine community at Ammarnäs (Figure 6), with the exception of two “overabundant” species, Meadow Pipit and Lapland Bunting. The pattern is similar in the Ammarnäs birch zone (Enemar m.fl. 2004), but with two other species, Willow Warbler and Brambling, as “overabundant”. In fact, the Swedish bird fauna as a whole also shows the same pattern, with Willow Warbler and Chaffinch being the two “overabundant” species (Svensson 2000). The different species-abundance curves for the individual sites reflect the so-called alpha-diversity and that for all Sweden the gamma-diversity (Whittaker 1972), which both may be summarized by different indices (e.g. Shannon’s or Simpson’s).

The relation between abundance and species sequence number is of course mainly a descriptive property. It tells us little about why a particular relation prevails, and the relation is usually only cor-

relative (Wiens 1989). Much discussion has continued about the possible functional basis for different species abundance patterns within communities (Maurer 1999, Gaston & Blackburn 2000, Blackburn & Gaston 2001), and I refer to these works for more information. It is sufficient here to observe the fact that a simple relationship exists, meaning that predictions about community patterns can be drawn with much confidence even when rather meagre data are available. As soon as the slope of the regression line is known, inferences can be made about expected species diversity within large areas when results are available from small, representative sample plots.

Of special interest in this context is the suggestion by Tomiałojć & Wesolowski (2004) that “high species richness with low densities of individual species is probably a feature of all pristine forests, independent of climatic zone”. They draw this conclusion from a comparison between the Białowieża forest and tropical rain forests. In this respect, pristine forests should differ from habitats that have been affected by different human influences, these latter being characterized by higher densities divided among fewer species. However, the species abundance structure of pristine birch forest at Ammarnäs (Enemar et al. 2004) is rather similar to that of the alpine zone with two “overabundant” species. Thus both alpine heath and subalpine forest differ from the higher evenness of a temperate forest. Tomiałojć & Wesolowski (2004) suggest that the high species diversity and the evenness among species at Białowieża is a consequence of an unusually large species pool in that part of Europe. Another difference is that although the alpine heaths and subalpine birch woods of the Scandinavian mountains may be considered pristine, they may also be seen as habitats that are being kept in early successions by frequent disturbances, such as severe extremes of climatic events or large-scale forest regeneration after attacks of defoliating caterpillars (*Epirrita autumnata*, *Operophtera* sp.; Tenow 1972, Selås et al. 2001).

Cumulative increase of number of species

If the cumulative increase of the number of species follows a power function (Figure 3), the probability of adding a new species in the future will decline but never become zero. This is probably a likely model for a long period anywhere and for areas of any size. In the case of the two plots at Kraipe, if species will be added with the current rate in the future, another eight species will be re-

corded breeding within the next sixty years. This is a realistic value, since there are still quite a few potential breeders that have not yet been found breeding in the plots but are expected, for example Wigeon, Mallard, Hen Harrier, Rough-legged Buzzard, Bar-tailed Godwit, Greenshank, Snowy Owl, Skylark, Yellow Wagtail, Dunnock, and Whinchat (species that breed or has bred in the surrounding areas and would find suitable habitats within the plots; several of them have already been observed, occasionally or regularly). In 2005, a nest of another expected species, Red-necked Phalarope, was actually found in K1 (Thomas Andersson).

In order to see if the observed linear increase of the number of species in a log-log diagram could be found in another habitat in the same area, I used the data presented by Enemar et al. (2004; their appendix 2, only small passerines) for the Ammarnäs birch zone plots. The pattern was similar with only a marginally steeper slope of the regression line. During the next about sixty years another c. ten species would be expected to be recorded breeding in the forest plots. This is also a quite realistic value, considering the known species pool for the birch zone as listed in Enemar et al. (2004, their appendix 1).

Species turnover rates

Comparisons of species turnover rates are complicated since turnover rates depend on a number of factors, particularly the species-abundance relationship, trends in species number, and the occurrence of erratic species. In this study another difficulty is the small number of years available from two of the sites. When I compared the turnover rates for the brief periods of contemporary surveys, I found that the result was the same as with the full survey periods. Only Kraipes and Ottsjö differed at a low level of significance (26.0% and 14.5%, $p < 0.03$, $n = 8$). Another observation was that the correlation coefficients between the turnover rates were very different ($r = 0.48$ for Kraipe vs. Ottsjö, $r = -0.51$ for Kraipe vs. Pätjujaure, and $r = 0.05$ for Ottsjö vs. Pätjujaure; however, none of them was significant). Hence, turnover rates may be properties of local origin, and this would be consistent with the absence of similarity of several other properties of communities at the three sites.

Another aspect of species turnover is that it increases with increasing interval between the years (Figure 7). That increase was reported in the first analysis of the Kraipe plots (Svensson et al. 1984) and has since been observed in several communi-

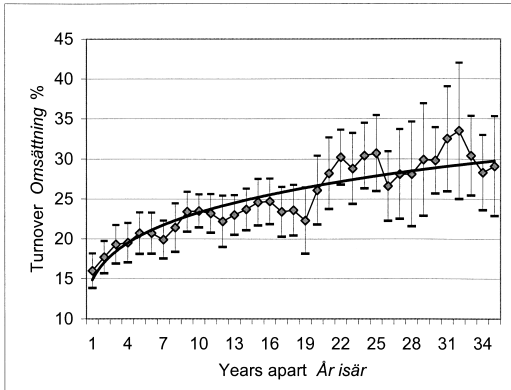


Figure 7. Species turnover in the Kraipe plots at Ammarnäs between years different number of years apart.

Artomsättningen i Kraipeytorna i Ammarnäs mellan år som ligger olika antal år isär.

ties (Bengtsson et al. 1997, Enemar et al. 2004). In the current study, only the Kraipe plots cover a sufficient number of years. There was an initial increase from 16% for adjacent years to about 23% for intervals longer than eight years. Then, the turnover rate remained stable at that level up to intervals of 19 years. Then there was a new increase to a level of about 30%, where the turnover rate then remained fairly stable. The overall pattern seems to be modelled rather well by a power function.

Turnover rate as a community property is important not only for a theoretical understanding of community dynamics, but also – as stressed by Bengtsson et al. (1997) – when we apply ecological rules in conservation. There is to-day a growing interest in using sets of bird species as “quality of life” indicators (Gregory et al. 2005) or other indicators (von Euler & Svensson 2001) in monitoring the ecological health of different habitats and regions. The monitoring systems are based on sample site surveys. If the sampled communities are not stable in terms of species composition but rather tend to differ more and more as the time intervals increase, a selected set of indicator species will no longer be relevant when a sufficient number of years have passed. There is little problem with this if the habitat has changed; then the new species composition may be a simple reflection of this. But if increasing species turnover is an inherent property also of communities in stable habitats, we are in trouble. The only remedy to this problem is to perform more long-term surveys and to analyse

species composition changes in depth in order to distinguish between effects of habitat change and “stochastic” events.

Implications for conservation and red-listed species

The general conclusion from this study, including both the long-term study at Ammarnäs and the briefer ones at Anjan and Abisko, is that the alpine bird communities are stable with few changes that can be considered alarming from a conservation point of view. The same conclusion can be drawn from the study of the Ammarnäs subalpine birch zone by Enemar et al. (2004).

Some of the rare species demonstrated opposite patterns. The Shore Lark, and a Great Snipe lek disappeared, and the two grouse species became more regular as breeders. Apart from the Shore Lark, which is known to have declined drastically in the whole Ammarnäs area, there is no indication that the other changes reflect large-scale patterns. The more common species seem not to be generally affected by any detrimental factors. A possible exception is the Ruff, which has been recorded with low numbers in the most recent years. Since this species continues to decline without a known explanation in other parts of Sweden, and in spite of much habitat management, it deserves special attention. It is unlikely that any of the observed changes can be explained by habitat changes in the study areas.

Among the species listed in Table 1, and found in any of the Swedish plots, there are a few that are included in the most recent list of threatened species in Sweden (Gärdenfors 2005). Four species were classified as “near threatened” (NT): Temminck’s Stint, Great Snipe, Short-eared Owl, and Wheatear. Three species were classified as “vulnerable” (VU): Ruff, Shorelark, and Red-throated Pipit. Four of these species, Great Snipe, Wheatear, Ruff, and Shorelark, have been discussed above.

I am aware of the fact that counts in a small number of small plots is not the best way to monitor trends in red-listed species. These species tend, by definition, to be rare, and, as indicated earlier, it is difficult to generalize from the small samples. Nonetheless, the paucity of relevant data from the alpine habitats, motivates brief treatments.

The Temminck’s Stint was counted six times during the first and eleven times during the second half of the survey period at Ammarnäs. This result does not support the red-list classification. It is not known whether this species has declined in

the alpine habitats, and the classification is mainly based on the species' disappearance from low-land and coastal sites, where it formerly bred in man-made habitats (grazed shores along the Bothnian Bay and along rivers), which have recovered with taller vegetation as grazing and hay production has ceased. It is likely that the main part of the Swedish population belongs to the alpine habitats, so that the decline in relation to the total population may be only marginal. The number of trapped birds during autumn migration at Ottenby also suggests a long-term stable population (Hedenström 2004). No significant trend could be observed over the last fifty years, and the birds trapped at Ottenby ought to come from northern Scandinavia because the recovery map in the same paper indicates a migration direction straight to the south. As long as we do not know more about the long-term trend in the alpine habitats at large, the current red-list classification remains tentative and the conservation status of the species may be more satisfactory than assumed.

The Short-eared Owl only bred in two years (in K1). The red-list classification of this species was mainly based on the combination of the facts that low numbers had been breeding in many of the recent years and that the regular rodent peaks had deteriorated (Hörnfeldt 2004), suggesting that re-establishment of a large population was unlikely.

The Red-throated Pipit bred only twice during the first and once during the second half of the survey period. Hence, the Ammarnäs data are too scarce to confirm whether the drastic decline observed by Berg et al. (2004) is a widespread phenomenon. They recorded 23 individuals in 1978 but only one individual in 2001 during their 643 kilometres of line transects in northern Lapland. However, the count of visible migration at Falsterbo (Kjellén 2003) also indicates a recent decline in numbers.

In spite of the fact that so few long term surveys exist from alpine habitats in Sweden, there is comfort in the fact that the little information we have does not yet indicate any wide-spread serious declines among the species. But it is important to be able to detect declines and threats before they become critical. A partial remedy is the new surveys made by the Breeding Bird Survey (Lindström & Svensson 2006). Since 1996 this project is using permanent transect lines evenly distributed 25 km apart all over Sweden. Some of them will cover alpine habitats. In time, this project will provide geographically much wider information about population trends among alpine birds than a few small local plots. However, careful surveys of the kind presented in this paper are also needed in order to

determine absolute densities and true numerical relationships between species.

Acknowledgements

I thank the ornithologists listed in Appendix 1 for excellent field-work. This applies particularly for the Kraipe plots at Ammarnäs, where much of the work was voluntary. The surveys at Abisko and Anjan were parts of an environmental monitoring programme that was temporarily operated by the nature conservation agency, which also covered parts of the costs in some years at Ammarnäs. Other bodies that provided grants for the Ammarnäs work were the Natural Science Research Council, the Royal Academy of Sciences, the Royal Society of Arts and Sciences in Göteborg, the Carl Trygger Foundation, the Seth M. Kempe Memorial Foundation, and the Swedish Ornithological Society. I am very grateful for all the inspiration and support given by Anders Enemar throughout the many years. Finally, I am particularly grateful to Thomas Andersson, who took over the responsibility for the Kraipe plots in 2002 and completed the surveys in both plots through 2006, with the commendable intention to carry the project into a distant future.

References

- Bengtsson, J., Baillie, S.R. & Lawton, J. 1997. Community variability increases with time. *Oikos* 78: 249–256.
- Berg, Å., Emanuelsson, U. & Rehnberg, M. 2004. Inventeringar av fåglar i Rautasområdet 1978 och 2001 – populationsförändringar i ett fjällområde. (English summary: Surveys of the birds in the Rautas area in 1978 and 2001 – population changes in an alpine area.) *Ornis Svecica* 14: 159–168.
- Blackburn, T.M. & Gaston, K.J. 2001. Local avian assemblages as random draws from regional pools. *Ecography* 24: 50–58.
- Ek, G. & Eknert, B. 1983. *Inventering av vegetation och skogstillstånd i Pätjujare och Ridonjira, Abisko nationalpark: PMK-område i Lapplandsfjällen*. Statens naturvårdsverk: Internrapport/Program för övervakning av miljökvalitet PMK.
- Enemar, A., Sjöstrand, B., Andersson, G. & von Proschwitz, T. 2004. The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. *Ornis Svecica* 14: 63–106.
- Engen, S. & Lande, R. 1996. Population dynamic models generating species abundance distributions of the gamma type. *J. theor. Biol.* 178: 325–331.
- Etienne, R.S. & Olff, H. 2005. Confronting different models of community structure to species-abundance data: a Bayesian model comparison. *Ecology Letters* 8: 493–504.
- Euler, F. von & Svensson, S. 2001. Taxonomic distinctness and species richness as a measure of functional structure

- in bird assemblages. *Oecologia* 129: 304–311.
- Freedman, B. & Svoboda, J. 1982. Populations of breeding birds at Alexandra Fjord, Ellesmere Island, Northwest Territories, compared with other Arctic localities. *Canadian Field-Naturalist* 96: 56–60.
- Gärdenfors, U. 2005. *Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 redlist of Swedish species*. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 269–288.
- Hedenström, A. 2004. Migration and morphometrics of Temminck's Stint *Calidris temminckii* at Ottenby, southern Sweden. *Ringing & Migration* 22: 51–58.
- Henningsson, S.S. & Alerstam, T. 2005. Patterns and determinants of shorebird species richness in the circumpolar Arctic. *Journal of Biogeography* 32: 383–396.
- Holmberg, T. 2004. Populationsutvecklingen hos fåglar i Ännsjöområdet. *Fåglar i Jämtland-Härjedalen*. Nr 1, sid. 12–15.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107: 376–392.
- Jordbruksverket. 2003. *Renägare och renkötsselföretag. Rennäringsstrukturen 1994–2001*. Jordbruksverket, Rapport 2003:14.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. 1978. Ecological zoogeography of North European waders, or, Why do so many waders breed in the North? *Oikos* 30: 496–507.
- Ke-ming, M. 2003. Advances of the study on species abundance pattern. *Zhiwu Shengtai Xuebao* 27: 412–426. (Chinese, English summary).
- Kjellén, N. 2003. Migration counts at Falsterbo in the autumn of 2002. (Swedish, English summary.) *Anser, Suppl.* 47: 11–46.
- Lindström, Å. & Agrell, J. 1999. Global change and possible effects on the migration and reproduction of arctic-breeding waders. *Ecological Bulletins* 47: 145–159.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2006. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2005*. Ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. Pp. 81–120 in *Ecology and evolution of communities* (Cody, M.L. & Diamond, J.M., eds.). Harvard Univ. Press.
- Maurer, B.A. 1999. *Untangling Ecological Complexity*. Chicago Univ. Press, Chicago.
- Moen, J. & Danell, Ö. 2003. Reindeer in the Swedish mountains: An assessment of grazing impacts. *Ambio* 32: 397–402.
- Moksnes, A. 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in central Norway (1967–71). *Norw. J. Zool.* 21: 113–138.
- Montgomerie, R.D., Cartar, R.V., McLaughlin, R.L. & Lyon, B. 1983. Birds of Sarcpa Lake, Melville Peninsula, Northwest Territories: breeding phenologies, densities and biogeography. *Arctic* 36: 65–75.
- Østbye, E., Hogstad, O., Østbye, K., Lien, L. & Framstad, E. 2002. Structure and dynamics of some high mountain bird communities of South Norway: a 19-year study of passerines. *Ornis Norvegica* 25: 19–48.
- SCB. 1999. *Svensk rennäring*. Statistiska centralbyrån, Stockholm.
- Selås, V., Hogstad, O., Andersson, G. & von Proschwitz, T. 2001. Population cycles of autumnal moth *Epirrita autumnata*, in relation to birch mast seeding. *Oecologia* 129: 213–219.
- Stenseth, N. C., Østbye, E., Hagen, A., Lien, L. & Myserud I. 1979. Application of a model for territorial behaviour and density fluctuations in alpine passerines. *Oikos* 32: 309–317.
- Sundström, T. 1995. Holmöarnas kustfågelfauna 1983 och 1993. *Fåglar i Västerbotten* 20: 2–31.
- Svensson, S. 1975. *Handledning för Svenska Häckfågeltaxeringen med beskrivningar av revirarteringsmetoden och punkttaxeringsmetoden*. Zoologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Svensson, S. 1990. An alarming decline of the Shore Lark *Eremophila alpestris* in Sweden. *Fauna norv. Ser. C. Cinclus, Supplement* 1: 5–11.
- Svensson, S. 1995. A quantitative census of bird communities between Kola and Taymyr. Pp. 165–180 in *Swedish-Russian Tundra Ecology-Expedition –94* (Grönlund, E. & Melander, O., eds.). Swedish Polar Research Secretariat, Stockholm.
- Svensson, S. 1996. LUVRE och nyttan av långa tidsserier. Pp. 88–91 in *LUVRE – Fåglar och fågelforskning i Vindelfjällen* (Andersson, T. & Sandberg, R., eds.). BTJ Tryck AB, Lund.
- Svensson, S. 1997. The wintering area of Shorelarks *Eremophila alpestris* breeding in Swedish Lapland. *Ornis Svecica* 7: 169–173.
- Svensson, S. 2000. European bird monitoring: geographical scales and sampling strategies. *Ring* 22: 3–23.
- Svensson, S., Berglund, O., Tisel, J., Bodenmalm, Å., Erlandsson, Å., Hällgren, M., Jonsson, T. & Nilsson, P. 1992. Reproductive success of the Shore Lark *Eremophila alpestris* in southern Lapland. *Ornis Svecica* 2: 37–40.
- Svensson, S. & Berglund, O. 1994. Monitoring of small and endangered bird populations, with special regard to the Shore Lark *Eremophila alpestris*. Pp. 153–162 in *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*. (E.J.M. Hagemeijer & T.J. Verstrael, eds.). Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Svensson, S., Carlsson, U. T. & Liljedahl, G. 1984. Structure and dynamics of an alpine bird community, a 20-year study. *Ann. Zool. Fennici* 21: 339–350.
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Svensson, S. & Williamson, K. 1970. The International Bird Census Committee: Recommendations for an international standard for a mapping method in bird census work. *Bulletin from the Ecological Research Committee* 9: 48–52.
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* (Bkh.) and *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862–1968. *Zool. Bidr. Uppsala, Supplement* 2: 1–107.

- Tomiałojć, L. & Wesolowski, T. 2004. Diversity of the Białowieża Forest avifauna in space and time. *Journal of Ornithology* 145: 81–92.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E. & Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the Nordic Mountain Birch forest: the influence of grazing and climate change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36: 323–332.
- Wesolowski, T. 2005. Virtual conservation: How the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. *Conservation Biology* 19: 1349–1358.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.
- Wiens, J. A. 1989. *The Ecology of Bird Communities*. Cambridge University Press.

Sammanfattning

De flesta biotoper har på ett eller annat sätt omvandlats genom mänskliga aktiviteter, främst de areella näringarna. Ingen biotop i Sverige är helt ursprunglig eftersom den åtminstone påverkats av fjärrtransporterade föroreningar och näringsämnen eller påverkats indirekt av exploatering av kringliggande områden. De biotoper som är minst påverkade och som har vidsträckt utbredning är myrmarker, subalpina skogar (främst björkzonen) samt fjällhedar. I denna uppsats redovisas fågelinventeringar av tre fjällhedar i olika delar av fjällkedjan: (1) nära Abisko i norra Lappland, (2) nära Ammarnäs i södra Lappland och nära Anjan i västra Jämtland. De två förstnämnda platserna fick permanent bebyggelse först i sen tid och kalfjällen runt omkring har förutom av rennäringen exploaterats i mycket ringa utsträckning. Anjanområdet har en längre historia av permanent bebyggelse, men även här är det i stort sett bara rennäringen som påverkat kalfjällets biotoper. Rennäringen har dock haft ungefär samma omfattning under hela 1900-talet och kan därför knappast ha förändrat förhållandena under den tid som fågelinventeringarna omfattar. Alla tre undersökningsområdena är visserligen belägna i närheten av renslakteri eller rengården. Innanför stängslena är marken mycket hårt sliten, men de undersökta provytorna har inte påverkats så långt detta gått att bedöma visuellt. De kan därför betraktas som representativa för liknande biotoper inom stora områden runt dem.

K1 och K2 (Kraipe) nära Ammarnäs

De provytor som studerats längst tiden är de som kallas K1 och K2, vardera en kvadratkilometer stor. De fick en gång sina namn efter fjället Kuoltatjåkko på den gamla generalstabskartan. Detta fjäll heter Svaren på den nyare topografiska kartan. Numera

kallas de dock Kraipe-ytorna efter det närbelägna renslakteriet med detta kartnamn. Ytorna ligger söder om Djupfors ungefär 16 km sydsydost om Ammarnäs. Provytan K1 ligger på nivån 790–850 m.ö.h., vilket är rätt nära trädgränsen på 720–740 m, och sluttar svagt mot nordost. Den består av en mosaik av torrare områden, smärre kullar och ganska stora myrmarker. Det finns ett par bäckar med högre viden, men i övrigt är risvegetationen relativt låg och domineras av blåbär, kråkbär, viden, enbuskar och dvärgbjörk. K2 ligger något högre (880–940 m) på en rygg och är torrare med få myrstråk. Risvegetation som är högre än låga blåbär saknas över större delen av provytan. Där ris finns består det av relativt låga viden och krypande enbuskar. De två provytorna inventerades 1964–2001 resp. 1964–1999 (Appendix 1). Resultaten från dessa två ytor har redovisats tidigare för de första tjugo år (Svensson m.fl. 1984). De två Kraipe-ytorna inventeras även fortsättningsvis (Thomas Andersson).

Påtjujaure nära Abisko

Provytan var belägen norr och öster om sjön Påtjujaure ca 14 km sydväst om Abisko och på en höjd av 780–910 m, drygt 100 m ovan trädgränsen. Större delen låg inom Abisko nationalpark. Den totala landarealen var 130 ha och saknade helt sjöar och småvatten. Under inventeringsarbetet bevakades också själva sjön med avseende på lommar och änder som låg i sjön. Berggrunden var bitvis kalkrik varav följde en artrik vegetation med inslag av fjällsippehedar i de dominerande gräs- och kråkrisshedarna. Delar av provytan omfattade partier med högre risvegetation. Arealen myr var liten. Provytan inventerades tolv år under perioden 1982–1996 (Appendix 1).

Ottsjö nära Anjan

Provytan var 150 hektar och låg på Anjeskutans västra sluttning ner mot Ottsjön. I öster nådde den till Hästskotjärnen, som finns namngiven på topografiska kartan, och sträckte sig sedan 1,5 km västerut. Lägsta och högsta höjd över havet var 600 respektive 640 meter. Trädgränsen var diffus men låg nära provytans lägsta del. Inom ytan fanns drygt 40 sjöar och småvatten, vilka tillsammans täckte 15,6 ha (10,4% av provytan). Störst var Hästskotjärnen (totalt 4,9 ha med två tredjedelar inom provytan) och en namnlös sjö (2,9 ha). Vegetationen var torr rished med obetydligt inslag av frisk rished och enstaka vindblottor. Områden med lättframkomlig myrmark med grunt torvlager fanns i relativt be-

gränsade omfattning. Provytan inventerades elva år under perioden 1983–1996 (Appendix 1).

Inventeringsmetod

I samtliga provytor användes revirkartering och för enstaka arter boletning (t.ex. fjälllab). Både antalet besök och antalet inventeringstimmar varierade eftersom det var anpassat till provytans svårighetsgrad (Appendix 1). Vissa år var besöken koncentrerade till en mycket kort tidsperiod. Detta spelar dock ringa roll eftersom fåglarna har en mycket stark synkroniserad häckningstid på fjällheden. Trots att mycket tid lades ner på inventeringarna var det svårt att säkert bestämma det exakta antalet par eller revir för en del arter. Ett exempel är fjällpiparen eftersom hanarna och deras bon är ytterst svåra att finna och honorna spelar över områden som är många gånger större än provytorna. De flesta arter var dock relativt lätta att inventera och jag anser att täthetsvärdena i stort är goda och korrekta uppskattningar. Under alla omständigheter är tidsserierna och jämförelserna mellan provytorna rättvisande eftersom samma metod använts i alla ytor alla år.

Resultat

Inventeringsresultaten presenteras i detalj i Appendix 2–4. Vidare illustreras beståndsutvecklingen för ett urval av arter med diagram i Figur 2. I Appendix 2 anges värden för provytan K2 åren 2000–2001 trots att denna provyta inte inventerades dessa år. Dessa värden är gissningar grundade på antagandet att värdena i K2 förändrades på samma sätt som i K1 i förhållande till de föregående fem åren. Dessa fiktiva värden används bara i diagrammen i Figur 2. I övriga analyser har dessa två år i K2 uteslutits.

Tabell 1 ger en sammanfattning av inventeringsresultaten för alla provytor och år. Ammarnäs K2 var den fattigaste provytan både i artantal och fågeltäthet medan Ammarnäs K1 var den klart rikaste. Dessa skillnader stämmer i stort sett med arealen och höjden av risvegetationen i provytorna. I tabellen har jag också fogat in tre provytor från Norge, som inventerats med samma metod. De ger en likartad bild av både artantal och täthet. En slutsats är att det troligen sällan kan finnas mer än ett hundra fågelpar på en kvadratkilometer fjällhed i Skandinavien. Allteftersom vegetationen sedan blir fattigare med ökande höjd i förhållande till trädgränsen sjunker fågelrikedomen för att gå ner till noll när man nått det riktiga hög fjället och grän-

sen för glaciärerna. Provytan K2 i Ammarnäs visar dock att fågelrikedomen sjunker ganska tydligt med obetydligt ökande höjd. Redan inom den lågalpina regionen blir fågelfaunan tidigt utarmad.

Ju fler år man inventerar, desto fler arter tillkommer. Figur 3 visar hur artlistan ökat i de två provytorna sammanslagna i Ammarnäs. Det kumulativa antalet arter följer i ett logaritmiskt diagram en rät linje som inte visar några tecken på att vika neråt. Prognosen blir att ytterligare åtta arter kommer att tillföras provytorna under de kommande sextio åren. Och detta är en helt realistisk prognos; flera arter som regelbundet setts i provytorna och som häckat i samma biotop i trakten har ännu inte häckat inom ytorna, t.ex. bläsand, blå kärnhök, fjällvråk, myrspov, gulärta, järnsparv och buskskvätta. Och 2005 tillkom som häckfågel en av de förväntade arterna, nämligen simsnäppan, som hela inventeringsperioden häckat vid smågölar alldeles utanför provytan.

Som framgår av Appendixen är det en ständig omsättning bland arterna. Det är bara i medeltal 24% av arterna som registrerats samtliga år i en provyta. För provytorna K1 och K2 sammanslagna har jag beräknat den årliga artomsättningen (Figur 4). Den beräknas för varje år som antalet nya arter plus antalet förlorade arter i procent av antalet arter året i fråga plus antalet arter året före. Den genomsnittliga artomsättningen var 16% i Ammarnäsytorna, men kunde enstaka år vara betydligt lägre (1985) eller betydligt högre (1988). Som framgår av regressionslinjen i Figur 4, finns ingen trend i artomsättningen mellan närliggande år. Om man i stället beräknar artomsättningen för år som ligger allt längre ifrån varandra får vi en annan bild (Figur 7). Omsättningen blir allt högre, d.v.s. artsammansättningen alltmer olika, ju fler år som ligger emellan. Den varken stabiliserar sig eller återvänder till att bli mera lik.

Ångspioplärkan var den vanligaste arten i alla provytorna. Den näst vanligaste arten var däremot olika. I Ammarnäs var det lappsparven i båda ytorna medan stenskvättan låg nära efter i K2. I Pätjujaure var det stenskvättan som var den klart vanligaste arten efter ångspioplärkan, medan lappsparven inte ens var årlig. I Ottsjöytan var lövsångaren den näst vanligaste arten, troligen för att ytan låg så nära trädgränsen, dock tätt följd av stenskvättan. Och lappsparven saknades helt i denna yta! En art med mycket likartad täthet i alla provytorna var ljunpiparen med sina 3–4 par per kvadratkilometer.

Endast serierna från Ammarnäs är tillräckligt långa för pålitliga trendanalyser. Dessa provytor visade att de flesta arter saknade signifikanta trender.

Det fanns 21 arter utan signifikanta förändringar, och bland dessa var nio positiva och tolv negativa. Sju arter visade signifikanta förändringar. Tre arter ökade, nämligen fjällripa, dalripa och ljungpipare, och fyra arter minskade i antal, nämligen dubbelbeckasin, grönbena, berglärka och ängspioplärka. Riporna saknades i provytorna de tidiga åren men blev årliga under det sista decenniet. Dubbelbeckasinens minskning bestod i att ett spel försvann. Det kan möjligen ha flyttats till utanför provytan men har inte eftersökts. Grönbena fanns med enstaka par hälften av åren det första decenniet men har sedan dess uppträtt bara enstaka år med långa mellanrum. Ängspioplärkans nedgång hänför sig utslutande till de tre första årens höga tal; görs en beräkning på resterande år finns ingen signifikant nedgång. För de nu nämnda arterna kan det röra sig om tillfälligheter. Däremot tror jag att ljungpiparens svaga ökning speglar en realitet i trakten, och berglärkans nedgång är en effekt av en känd generell populationsnedgång i hela Ammarnäsområdet. Det finns några trender även i Påtjujaure och Ottsjö som är signifikanta, men jag är tveksam att dra några slutsatser av förändringar under så kort tid.

De årliga variationerna är inte synkrona mellan de fyra provytorna. Inte ens för de 36 år under vilka K1 och K2 inventerats fanns mer än en korrelation som var signifikant, och det var för ängspioplärkan. En närmare analys visade dock att denna signifikans utslutande berodde på att det fanns mycket ängspioplärkor i båda provytorna de allra första åren. Under resten av inventeringsperioden varierade antalen oberoende av varandra trots att provytorna bara låg en kilometer från varandra.

Diskussion

Först kommenteras några av arterna och därefter några mera allmänna frågeställningar. Artkommentarerna gäller de långa tidsserierna från Ammarnäs om inget annat sägs.

Riporna. Jag tror att ripornas uppträdande i provytorna under inventeringsperiodens senare del är en tillfällighet och inte ett tecken på en allmän beståndsökning. En tidigare analys (Svensson 1996) baserad på ett större linjetaxeringsmaterial från både björkskog och fjällhed visade inte på några långsiktiga trender, bara variationer mellan åren.

Fjällpipare. Arten har ibland påståtts minska i fjällen. Serien från Ammarnäs tyder dock inte på någon nedgång utan på ett långsiktigt stabilt bestånd.

Brushane. Arten förekommer regelbundet bara i Ammarnäs K1. Efter 1995 har värdena varit påtag-

ligt låga. Detta är intressant eftersom arten minskat i södra Sverige, på många håll utan att man kan förklara det med biotopförsämringar. Och i K1 har det inte skett några biotopförändringar. Man måste därför fråga sig om brushanen är utsatt för allvarlig biotopförstöring utanför häckningsområdena.

Lappsparv. Det intressantaste med denna art är de oväntade skillnaderna i täthet mellan undersökningslokalerna. Till en del kan de förklaras med artens biotoppreferenser, myrmarker med relativt hög risvegetation. Särskilt svårförklarlig är den totala frånvaron från Ottsjöytan, där det fanns lämplig terräng, vilket framgår av förekomsten av både lövsångare och blåhake. Den låga tätheten i Påtjujaure (1 lappsparv per 39 ängspioplärkor) berodde antagligen på provytans höjdläge, eftersom Berg m.fl. (2004) på lägre nivåer i det närliggande Rautasområdet registrerade 1 lappsparv på drygt 2 ängspioplärkor. Lappsparven verkar således både med avseende på biotop och höjdzon vara mer selektiv än arter som ängspioplärka och stenskvätta.

Blåhake och lövsångare. Båda arterna är egentligen skogsfåglar, blåhaken nästan helt koncentrerad till fjällbjörkskog. Fjällheden är säkerligen en suboptimal biotop, vilket sannolikt är förklaringen till de stora variationerna i antal.

Stenskvätta. Det är betryggande att kunna konstatera att arten har goda bestånd i fjällen och att det inte finns någon tendens till långsiktig nedgång. Fjällpopulationerna skiljer sig således mycket från vad som registrerats för södra Sverige inom Häckfågeltaxeringen (Lindström & Svensson 2006), där det skett en mycket kraftig nedgång. Detta bör rimligtvis innebära att beståndsnedgången huvudsakligen drivs av lokala förändringar i jordbrukslandskapet, eftersom de flesta av Häckfågeltaxeringens punktrutter berör sådana biotoper, och troligen inte av försämrade övervintringsbetingelser i Afrika.

Arktiska fågelfaunor blir mer och mer intressanta både för att de är dåligt studerade i jämförelse med tempererade fågelfaunor, men också för att det finns ökande oro för deras bevarande i takt med att exploateringen ökar och möjliga klimatförändringar inträder. Vadarna är speciellt intressanta eftersom denna grupp är artrikare i arktiska områden än annorstädes. Bland tättingarna är det tvärtom eftersom allt färre arter förekommer ju nordligare man kommer och ytterst få är begränsade till det arktiska biomet.

I princip är fjällområdena söder om egentliga Arktis faunistiskt att betrakta som utlöpare av den arktiska regionen. De förändringar som sker när man förflyttar sig från söder mot norr på samma höjdnivå speglas mycket likartad när man rör sig

från låg till hög nivå på samma plats. Studier i de svenska fjällen är således mycket värdefulla i ett all-arktiskt perspektiv.

Tyvärr finns det väldigt få inventeringar från de skandinaviska fjällen att jämföra med. De jag funnit har jag tagit med i Tabell 1. De är från Norge och ligger på ungefär samma nivå i relation till trädgränsen, i något fall litet högre. Provytan Nedal alpin visar litet av det som präglar fågelfaunan när man kommer till litet högre nivå. Artantalet är klart lägre och förutom ängsplomlärka och stenskvätta blir nu också snösparven en dominerande art.

Konsekvenser för fågelskyddet

Eftersom denna uppsats redovisar de enda långtidsstudier som finns från svensk fjällhed har de naturligtvis konsekvenser för bedömningar om vissa arters hotstatus. Den generella slutsatsen är att arternas bestånd är stabila och inte tyder på att fjällfåglarna är utsatta för någon omfattande negativ påverkan, i varje fall inte under häckningstid. Samma slutsats kan man dra för fåglarna i björkzonen utifrån studien av Enemar m.fl. (2004). Det största problemet vid tolkningen av resultaten från fjällhedarna är de små stickproven (tre områden, fyra små provytor, få par av de flesta arter). Man kan därför naturligtvis ifrågasätta resultatens allmängiltighet, särskilt som långtidsbedömningarna dessutom kommer från en enda plats, Ammarnäs. Det som talar för att fjälltrakternas fågelfaunor inte är utsatta för några mera omfattande negativa faktorer under häckningstiden är givetvis det faktum att biotoperna inte heller är det. Det perspektivet gör att jag tror att den betryggande bilden är korrekt trots det blygsamma inventeringsunderlaget.

Den enda svenska studie som täcker en tidsrymd jämförbar med den i Ammarnäs är den undersökning som nyligen redovisats av Berg m.fl. (2004) från Rautasområdet sydost om Abisko. Denna studie baserade sig dock på bara två år, 1978 och 2001 och en annan metod, nämligen linjetaxering av

643 km vid ett tillfälle vardera året. Resultaten är mindre lätta att tolka eftersom för litet är känt om mellanårsvariationen. Om de två åren råkade vara speciella i något avseende, behöver de observerade förändringarna inte vara resultat av långtidstrender. Med denna reservation verkar dock resultaten stödja uppfattningen att fjällens fågelvärld inte är utsatt för någon generell negativ påverkan. Bland de arter som registrerats båda åren var det 26 som hade ökat, 32 som hade minskat och 2 som inte hade förändrades i antal. Fyra arter som registrerades 1971, kunde inte återfinnas 2001, medan hela 34 arter, som inte registrerades 1971, påträffades 2001. Totalt sett var det således stor dominans för ökande arter.

Bland de arter som i den svenska rödlistan (Gärdenfors 2005) förts till någon hotkategori, förekommer några i långtidsserierna från Ammarnäs. Fyra arter är klassade som "missgynnade" (mosnäppa, dubbelbeckasin, jorduggla och stenskvätta). Tre arter är klassade som "sårbara" (brushane, berglärka och rödstrupig piplärka). Tyvärr tillför inventeringarna inte mycket nytt eftersom bestånden är för små utom för brushane och stenskvätta, vilka diskuteras ovan. Särskilt beklagligt är detta för mosnäppan, vars placering i hotkategori möjligen kan vara felaktig eftersom grunden för placeringen var den kraftiga nedgång som drabbat det bestånd som förr häckade nära kusten och i älvdalar. På dessa platser fanns mosnäppan i människoskapade miljöer. Men när jordbrukets exploatering av dessa lättade eller upphörde, har det skett en naturlig restaurering, och biotopen med sin uppväxande vegetation passar de inte längre mosnäppan. Antalet mosnäppor i sådana miljöer kan dock ha varit litet i förhållande till fjällbeståndet. I Ammarnäs noterades häckning 6 resp. 10 år under första resp. andra 18-årsperioden, vilket i varje fall inte tyder på någon drastisk beståndsnedgång. Fångstsiffrorna vid Ottenby, som med tanke på artens sträckriktning bör spegla fjällbeståndet, tyder också på långsiktigt stabilt bestånd (Hedenström 2004).

Appendix 1. Survey data for the four Swedish plots: number of visits, June date of first visit, survey period in days, total survey hours, and observers. For the two Ammarnäs plots, corresponding data for 1964–1983 is found in Svensson et al. (1984). When half a day is given for the number of visits, one half of the plot was surveyed one day less than the other half.

Inventeringsdata för de fyra provytorna: antal besök, datum i juni för första besöket, inventeringsperiod i dagar, totala antalet inventeringstimmar och inventerare. För de två provytorna i Ammarnäs finns motsvarande uppgifter för 1964–1983 i Svensson m.fl. (1984). När en halv dag anges för antal besök inventerades ytans ena halva en dag mindre än den andra.

Plot Ammarnäs K1 *Provyta Ammarnäs K1*

Year <i>År</i>	Visits <i>Besök</i>	First <i>Första</i>	Period <i>Days dagar</i>	Total hours <i>S:a timmar</i>	Observers <i>Inventerare</i>
1984	8	7	18	50	GL, UC
1985	7.5	11	15	53	GL, SS
1986	7	7	18	47	GL, SS
1987	7	11	17	50	GL, SS
1988	8	10	23	50	GL, SS
1989	7.5	11	18	57	GL, ML
1990	8	9	20	62	GL, SE
1991	7	10	18	50	GL, SE
1992	7	6	26	46	GL, SE
1993	8	9	18	56	GL, SE
1994	7	11	16	42	GL, SE
1995	6	13	11	44	SE, AL
1996	8	17	12	54	AG, LL
1997	8	13	18	66	SS, LL
1998	8	15	15	74	MJ, LL, SS
1999	6	14	12	55	LL, SS
2000	7	12	14	47	CJ, JO, SS
2001	6	16	11	49	SS, TA

Plot Ammarnäs K2 *Provyta Ammarnäs K2*

Year <i>År</i>	Visits <i>Besök</i>	First <i>Första</i>	Period <i>Days dagar</i>	Total hours <i>S:a timmar</i>	Observers <i>Inventerare</i>
1984	5	16	9	29	GL, UC
1985	5	18	13	33	GL, SS
1986	4.5	12	18	29	GL, SS
1987	3.5	21	13	20	GL, SS
1988	4	16	6	24	GL, SS
1989	6	14	20	36	GL, ML
1990	5	21	14	28	GL, SE
1991	4	21	8	20	GL, SE
1992	4	10	16	24	GL, SE
1993	5	16	12	25	GL, SE, ML
1994	2.5	21	9	13	GL, SE
1995	5	14	18	25	SE, SS
1996	6	15	14	33	AG, LL
1997	5	17	8	36	SS, LL
1998	5	15	15	33	MJ, LL, SS
1999	4	15	15	24	SS, LL, SE

Observers Inventerare: AG = Anna Gårdmark, AL = A. Lindström, CJ = Christer Johansson, GL = Göran Liljedahl, JO = Jan Ohlsson, LL = Leif Lithander, MJ = Mikael Jönsson, ML = Mikael Larsson, SE = Sophie Ehnbohm, SS = Sören Svensson, TA = Thomas Andersson, UC = Ulf T Carlsson

Appendix 1 continued

Plot Pätjujaure at Abisko *Provyta Pätjujaure vid Abisko*

Year <i>År</i>	Visits <i>Besök</i>	First <i>Första</i>	Period <i>Days dagar</i>	Total hours <i>S:a timmar</i>	Observers <i>Inventerare</i>
1982	5	4	8	32	Nils Kjellén, Magnus Svensson
1983	6	22	15	52	Lars-Anders Hansson
1984	6	20	15	72	Mikael Wigforss, Robert Emilsson
1985	6	13	14	76	Mikael Wigforss, Olof Johansson, Sören Svensson
1986	6	11	20	68	Ronny Fransson, Folke Gabriellsson
1987	6	21	14	62	Ronny Fransson, Mikael Wigforss
1988	6	20	12	56	Ronny Fransson, Mikael Wigforss
1989	6	21	9	50	Ronny Fransson, Mikael Wigforss
1990	5	25	5	37	Torkel Lundberg, Mikael Wigforss
1992	6	21	7	54	Torkel Lundberg, Daniel Palmgren
1993	6	24	6	64	Torkel Lundberg, Daniel Palmgren
1996	5	25	7	47	Lars Råberg, Niklas Holmqvist

Plot Ottsjö at Anjan *Provyta Ottsjö vid Anjan*

Year <i>År</i>	Visits <i>Besök</i>	First <i>Första</i>	Period <i>Days dagar</i>	Total hours <i>S:a timmar</i>	Observers <i>Inventerare</i>
1983	6	6	13	62	Pelle Adenäs, Anders Haglund
1984	6	5	14	32	Pelle Adenäs, Peter Sieurin
1985	6	1	16	55	Pelle Adenäs, Peter Sieurin
1986	6	3	14	48	Peter Sieurin, Mats Williamsson
1987	6	5	10	60	Ulf Lovén, Jan-Olov Svedberg, Mats Williamsson
1988	6	6	13	45	Pelle Adenäs, Mats Falkdalen
1989	6	11	12	64	Tomas Carlberg, Per Johansson
1990	6	9	13	52	Erik Ahlgren, Tomas Carlberg
1992	5	1	17	70	L.-E. Starkman, Sören Svensson
1993	5	15	10	52	L.-E. Starkman
1996	5	16	6	39	Lars Råberg, Niklas Holmqvist

Appendix 2.

Survey results for the two plots at Ammarnäs: number of pairs each year, mean number of pairs per year (M), standard deviation (SD), and number of years with species (Y). Each plot was 100 ha.

Inventeringsresultat för de två provytorna i Ammarnäs: antal par varje år, medeltal par per år (M), standardavvikelse (SD) och antal år med arten (Y). Varje provyta var en kvadratkilometer.

Ammarnäs K1.

Year	År	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	M	SD	Y							
<i>Actes crecca</i>																																											0.03	0.162	1				
<i>Lagopus lagopus</i>													1																																0.24	0.431	9		
<i>Lagopus mutus</i>																					1																								0.08	0.273	3		
<i>Charadrius morinellus</i>																																														0.16	0.370	6	
<i>Pluvialis apricaria</i>		3	2	2	1	2	2	3	4	2	3	2	4	2	3	5	2	2	3	5	4	4	5	5	4	5	5	4	2	3	3	4	4	4	2	4	4	4	3	3					3.18	1.111	38		
<i>Callidris temminckii</i>																																														0.08	0.273	3	
<i>Callidris alpina</i>		3	1	2	5	3	5	2	3	4	3	5	3	4	3	4	4	3	5	4	2	3	6	5	5	6	3	4	3	4	3	4	2	1	2	2	3	2	3					3.39	1.264	38			
<i>Philomachus pugnax</i>		2	4	2	5	3	3	2	2	2	5	4	4	4	3	2	8	5	1	5	4	3	3	4	5	2	3	4	5	2	3	2	2	3	2	2	1	1	2					2.79	1.679	35			
<i>Gallinago gallinago</i>		3	6	6	7	3	5	4	7	5	5	7	5	4	5	4	5	4	6	8	6	5	7	7	5	5	5	5	5	4	5	4	5	4	4	3	3	3	5					5.03	1.345	38			
<i>Gallinago media</i>		2	3	3	3	3	2	2	1	2	2	1	3	2	3	3	1	6	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1					1.37	1.344	26		
<i>Namenius phaeopus</i>																																														0.03	0.162	1	
<i>Tringa glareola</i>		3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			0.29	0.611	9			
<i>Stercorarius longicaudus</i>																																														0.47	0.557	17	
<i>Larus canus</i>																																														0.03	0.162	1	
<i>Asio flammeus</i>																																															0.05	0.226	2
<i>Anthus pratensis</i>		60	54	56	48	38	40	35	24	24	31	34	33	27	32	33	30	43	41	36	36	35	33	48	39	36	36	37	38	25	32	35	27	29	32	30	29	30	35					35.82	8.350	38			
<i>Anthus cervinus</i>																																															0.08	0.359	2
<i>Luscinia svecica</i>		7	4	2																																											2.82	2.437	29
<i>Oenanthe oenanthe</i>		3	3	3	2	2	4	2	3	2	1	2	2	2	2	2	5	3	2	5	4	2	2	2	1	2	4	4	4	3	4	4	3	4	4	1	5	3	2	4					2.87	1.119	38		
<i>Turdus pilaris</i>																																															0.08	0.273	3
<i>Turdus iliacus</i>																																															0.29	0.732	6
<i>Phylloscopus trochilus</i>		10	4	10	2	20	15	5	4	2	10	4	7	8	3	2	20	2	6	3	1	7	10	1	9	7	5	10	4	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2					5.61	4.896	37			
<i>Carduelis flammaea</i>																																															0.47	0.862	10
<i>Carduelis hornemanni</i>																																															0.05	0.226	2
<i>Calcarius lapponicus</i>		15	15	29	26	23	19	20	25	24	20	22	24	22	24	23	21	29	32	32	23	28	31	28	31	24	24	24	24	24	24	25	24	25	24	18	17	22	28	17	18					23.79	4.551	38	
<i>Emberiza schoeniclus</i>																																															0.42	0.683	12
Total pairs	<i>Summa par</i>	111	95	116	99	80	105	85	77	71	70	101	91	85	84	95	78	95	139	105	92	91	85	120	109	87	101	91	97	78	85	89	69	60	67	74	77	68	79					89.50					
Total species	<i>S:a arter</i>	11	11	11	9	10	12	9	10	12	10	14	13	12	11	13	11	14	14	14	14	11	12	10	13	14	13	14	13	11	12	13	9	13	12	8	10	9	13	11	14	13					11.63		

Appendix 2 continued

Ammarnäs K2.

Year	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00*	01*	M	SD	Y						
<i>Lagopus mutus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.25	0.649	6				
<i>Charadrius hiaticula</i>	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.19	0.401	7			
<i>Charadrius morinellus</i>	2	–	2	3	–	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1.58	0.841	32			
<i>Pluvialis apricaria</i>	4	2	3	4	2	3	3	4	3	6	3	3	2	2	1	4	3	3	4	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	5	7	4	2	3	3	3.11	1.190	36					
<i>Calidris temminckii</i>	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.39	0.494	14				
<i>Calidris maritima</i>	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.03	0.167	1				
<i>Calidris alpina</i>	–	1	1	2	–	1	1	–	1	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	1.58	0.937	30						
<i>Philonachus pugnax</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.28	0.513	9				
<i>Gallinago gallinago</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.47	0.696	13			
<i>Tringa totanus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.06	0.232	2			
<i>Stercorarius longicaudus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.22	0.540	6			
<i>Cuculus canorus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.08	0.280	3			
<i>Eremophila alpestris</i>	1	2	3	4	2	2	3	2	2	4	2	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.92	1.296	14			
<i>Anthus pratensis</i>	30	20	18	4	20	19	10	11	14	23	12	7	8	9	5	10	15	14	11	8	10	9	9	9	12	12	14	9	11	10	9	14	5	8	6	14	10	11	12.22	5.566	36						
<i>Luscinia svecica</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.08	0.368	2				
<i>Oenanthe oenanthe</i>	13	4	7	5	2	6	5	4	4	9	10	5	8	4	8	8	7	8	6	7	8	5	6	4	2	4	5	4	3	7	2	3	5	8	6	5	3	7	5.75	2.395	36						
<i>Turdus pilaris</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.06	0.232	2			
<i>Calcarius lapponicus</i>	10	2	4	7	2	7	14	11	12	9	28	11	9	10	7	8	8	9	15	10	13	9	11	12	9	11	8	5	3	6	6	8	4	3	5	8	4	5	8.72	4.657	36						
<i>Plectrophenax nivalis</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.69	1.849	9		
Total pairs <i>Summa par</i>	61	33	41	44	12	39	50	34	39	46	86	33	38	31	30	25	30	46	45	38	36	34	36	34	36	34	36	42	38	26	32	25	33	25	34	28	35	26	33	36.69							
Total species <i>S:a arter</i>	7	8	8	8	5	6	9	7	9	10	8	5	11	10	8	6	7	11	9	8	6	8	8	8	8	9	11	10	8	9	9	8	8	8	8	8	8	7	7	7	8.17						

* Note! The values for 2000 and 2001 are guesses; K2 was not surveyed these years. OBS! Vårderna för 2000 och 2001 är gissningar; K2 inventerades inte dessa år.

Appendix 3.

Survey results for the plot at Påtjujaure, Abisko, northern Lapland: number of pairs each year, mean number of pairs per year (M), standard deviation (SD), density in no. of pairs per square kilometre (D) and number of years with species (Y). Waterfowl were excluded from the totals. Size of plot: 130 ha.

Inventeringsresultat för provytorna vid Påtjujaure, Abisko, norra Lappland: antal par varje år, medeltal par per år (M), standardavvikelse (SD), täthet i par per kvadratkilometer (D) och antal år med arten (Y). Sjöfåglar uteslutna från summorna. Provyntans storlek: 130 ha.

Year År	82	83	84	85	86	87	88	89	90	92	93	96	M	SD	D	Y
<i>Gavia arctica</i>	–	–	–	–	–	1	1	1	1	1	–	1	0.50			6
<i>Aythya marila</i>	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	0.08			1
<i>Clangula hyemalis</i>	3	4	3	2	3	2	1	1	1	2	2	1	2.08			12
<i>Melanitta fusca</i>	3	5	3	4	4	5	2	1	–	–	–	2	2.42			9
<i>Buteo lagopus</i>	–	1	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	0.17	0.39	0.13	2
<i>Lagopus mutus</i>	4	–	1	2	2	3	1	2	1	–	3	1	1.67	1.23	1.28	10
<i>Charadrius hiaticula</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–	–	0.17	0.39	0.13	2
<i>Charadrius morinellus</i>	–	–	–	–	–	–	1	1	–	1	–	–	0.25	0.45	0.19	3
<i>Pluvialis apricarius</i>	8	6	8	7	5	6	3	4	5	4	4	5	5.42	1.62	4.17	12
<i>Calidris temminckii</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–	0.25	0.45	0.19	3
<i>Tringa totanus</i>	1	2	1	1	2	1	1	2	2	2	2	1	1.50	0.52	1.15	12
<i>Actitis hypoleucos</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	0.08	0.29	0.06	1
<i>Stercorarius longicaudus</i>	2	–	–	–	1	3	–	–	–	5	–	–	0.92	1.62	0.71	4
<i>Larus canus</i>	1	1	–	1	1	1	1	–	–	–	–	–	0.50	0.52	0.38	6
<i>Nyctea scandiaca</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.08	0.29	0.06	1
<i>Anthus pratensis</i>	37	34	34	37	40	31	39	38	28	35	40	34	35.58	3.65	27.37	12
<i>Cinclus cinclus</i>	–	–	–	1	1	–	–	–	1	1	–	–	0.33	0.49	0.26	4
<i>Luscinia svecica</i>	3	6	1	7	5	4	4	3	–	4	5	–	3.50	2.24	2.69	10
<i>Oenanthe oenanthe</i>	16	18	15	16	15	18	16	17	16	16	16	9	15.67	2.31	12.05	12
<i>Turdus torquatus</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	1	1	0.33	0.49	0.26	4
<i>Turdus iliacus</i>	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0.08	0.29	0.06	1
<i>Carduelis flammea</i>	–	–	–	1	–	1	1	–	–	–	2	2	0.58	0.79	0.45	5
<i>Carduelis hornemanni</i>	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	0.08	0.29	0.06	1
<i>Calcarius lapponicus</i>	1	2	–	–	–	1	–	4	1	1	1	–	0.92	1.16	0.71	7
No. of pairs <i>Antal par</i>	76	70	60	73	72	69	67	72	57	73	75	53	68.08			52.37
No. of species <i>Antal arter</i>	12	8	6	9	9	10	9	9	10	13	10	7	9.33			

Appendix 4.

Survey results for the plot Ottsjö, near Anjan, western Jämtland: number of pairs each year, mean number of pairs per year (M), standard deviation (SD), density in pairs per square kilometre (D) and number of years with species (Y). Size of plot: 150 ha.

Inventeringsresultat för provytan Ottsjö nära Anjan, västra Jämtland: antal par varje år, medeltal par per år (M), standardavvikelsen (SD), täthet i par per kvadratkilometer (D) och antal år med arten (Y). Provyntans storlek: 130 ha.

Year <i>År</i>	83	84	85	86	87	88	89	90	92	93	96	M	SD	D	Y
<i>Anas penelope</i>	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	0.09	0.30	0.07	1
<i>Lagopus lagopus</i>	–	–	1	1	1	–	2	1	–	–	–	0.55	0.69	0.40	5
<i>Lagopus mutus</i>	4	3	4	2	2	2	3	1	4	3	3	2.82	0.98	2.09	11
<i>Charadrius morinellus</i>	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	1	0.18	0.40	0.13	2
<i>Phuvarialis apricarius</i>	4	4	4	6	3	3	7	4	7	8	9	5.36	2.11	3.97	11
<i>Calidris maritima</i>	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	0.09	0.30	0.07	1
<i>Gallinago gallinago</i>	2	–	1	2	–	1	–	3	1	1	–	1.00	1.00	0.74	7
<i>Numenius phaeopus</i>	–	–	–	1	1	–	1	–	2	–	–	0.45	0.69	0.34	4
<i>Tringa totanus</i>	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	4	2.27	0.65	1.68	11
<i>Tringa nebularia</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1	0.18	0.40	0.13	2
<i>Tringa glareola</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	0.09	0.30	0.07	1
<i>Actitis hypoleucos</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	0.09	0.30	0.07	1
<i>Larus canus</i>	–	–	1	–	1	–	–	–	2	–	–	0.36	0.67	0.27	3
<i>Sterna paradisaea</i>	–	1	1	–	–	–	1	–	–	–	1	0.36	0.50	0.27	4
<i>Cuculus canorus</i>	1	–	–	–	–	–	1	–	1	–	1	0.36	0.50	0.27	4
<i>Anthus pratensis</i>	28	20	24	23	29	30	34	22	17	25	24	25.09	4.85	18.59	11
<i>Luscinia svecica</i>	6	1	10	3	5	6	8	4	6	3	4	5.09	2.51	3.77	11
<i>Oenanthe oenanthe</i>	4	4	6	7	11	6	9	12	6	5	7	7.00	2.65	5.19	11
<i>Turdus torquatus</i>	–	–	–	–	–	–	2	–	–	2	–	0.36	0.81	0.27	2
<i>Phylloscopus trochilus</i>	13	9	7	9	4	10	13	7	5	3	1	7.36	3.91	5.45	11
<i>Carduelis flavirostris</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	0.09	0.30	0.07	1
<i>Carduelis flammea</i>	–	–	–	–	–	1	–	–	–	5	–	0.55	1.51	0.40	2
<i>Emberiza schoeniclus</i>	–	–	2	–	–	–	1	–	–	–	1	0.36	0.67	0.27	4
No. of pairs <i>Antal par</i>	64	44	65	56	60	61	85	56	55	57	59	60.18		44.58	
No. of species <i>Antal arter</i>	9	8	14	10	11	9	13	9	13	10	14	10.91			

Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten

Breeding success of the Red-throated Diver Gavia stellata in relation to water chemistry and composition of the fish stocks in different fishing lakes

MATS O. G. ERIKSSON

Abstract

Breeding performance by Red-throated Diver *Gavia stellata* was compared to water chemistry, light penetration and density of fish in 34 freshwater lakes used for foraging in South and Central Sweden. The study covered around 25% of the breeding population in these parts of the country. Fishing lakes were overall nutrient-poor, and some of them were also acidic and had a poor buffering capacity. There were no relationships between breeding success and water chemistry (pH, alkalinity, total phosphorus), light penetration or impact of acidification. Species composition of the fish communities was characteristic for nutrient-poor lakes: on average 6.6 fish species per lake and dominance of *Perca fluviatilis*, *Rutilus ru-*

tilus, *Esox lucius* and *Coregonus albula*. The survival of chicks was correlated to high abundance of cyprinid and salmonid fish, i.e. the dominant prey delivered to non-fledged chicks. Around 300 freshwater lakes are judged to be of importance as foraging sites for breeding Red-throated Divers in Sweden. Continuous and long-term liming is a prerequisite in order to maintain viable fish stocks in those lakes that are acid or have a poor buffering capacity.

Mats O.G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult,
Tommered 6483, 437 92 Lindome;
eriksson.tommered@telia.com

Received 23 March 2006, Accepted 12 November 2006, Editor: Å. Lindström

Den kanske mest påtagliga skillnaden i häckningsbiologin mellan lomarterna häckande i nordvästra Europa är att storlommen *Gavia arctica* i första hand återfinns vid ganska stora och näringsfattiga klarvattenssjöar och att bytesfisk till ungarna oftast hämtas i häckningssjön, medan smålommen *Gavia stellata* häckar vid små och ofta fisktomma tjärnar och myrgölar (Eriksson 1994). Ungarna matas med fisk som föräldrafågeln hämtar i större klarvattenssjöar på pendelavstånd på upp till närmare 10 km (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Johansson 1997). Hos kustnära bestånd (t.ex. utefter Norrlandskusten) hämtas bytesfisken till stor del i havet (Skjällberg m.fl. 1999). Smålommarna är dessutom ganska ”kräsna” i sitt val av fiskesjöar. Ett smålomspår som matar ungar väljer mellan alternativa fiskevatten både utifrån tillgången på bytesfisk och avstånden till alternativa fiskevatten, och fisketurerna riktas inte alltid till de närmast belägna sjöarna. Smålommen väljer i först hand sjöar med goda bestånd av mört- eller laxartad fisk (ofta siklöja), medan storlommen inte är lika hårt knuten till förekomsten av specifika fiskarter utan snarare till goda siktförhållanden i vattnet (Eriksson m.fl.

1990, Eriksson & Sundberg 1991). Detta betyder att smålommen är mera sårbar än storlommen för den minskade förekomsten av fisk och förändringarna i fiskbeståndens sammansättning i försurade sjöar (Eriksson 1991, 1994). För båda arterna gäller emellertid att fiskarna inte får vara för stora (< 20 cm) för att kunna hanteras och sväljas av ungarna.

Resultat från inventeringar 1994–2003 inom ramen för Projekt LOM antyder att ungtproduktionen i södra och mellersta Sverige kan ha varit lägre än vad som krävs för att kompensera för dödligheten bland gamla fåglar (Eriksson 2004). För smålommarna i artens svenska kärnområde (Svealand och Dalsland) finns dessutom ett tydligt samband mellan andelen lyckade häckningar med två ”stora” ungar och häckningsframgången mätt som antal ungar per par för samtliga påbörjade häckningar (Dahlén & Eriksson 2002). Detta tyder på att föräldrafågelnas möjligheter att finna tillräckligt med bytesfisk för att föda upp ungarna till flygg ålder har påverkat häckningsutfallet. För storlommen har man i skotska undersökningar övertygande visat hur ungaras överlevnad till flygg ålder är bero-

ende av en god tillgång på bytesfisk (Jackson 2003, 2005).

I den här uppsatsen jämförs häckningsresultatet för smålompar som fiskar i olika sjöar med syftet att bedöma om det finns några samband mellan ungtproduktionen, de vattenkemiska förhållandena och fiskbeståndens sammansättning i fiskevattnen. Underlaget för bedömningar om smålommarnas val av fiskevatten och häckningsframgången bygger till största delen på rapporteringen till Projekt LOM under perioden 1994–2005 (t.ex. Eriksson 2004, för några fiskesjöar finns data från 1990 och framåt). Information om fiskesjöarnas vattenkemi och fiskbestånd har till största delen hämtats från provtagningar inom den nationella och regionala miljöövervakningen.

Material och metoder

Urval av fiskesjöar för undersökningen

Bedömningarna om vilka sjöar som olika smålompar besöker för sitt födosök bygger i flertalet fall på observationer av flygriktningar mellan häcknings-tjärnar och tänkbara fiskesjöar (mer noggranna studier av smålomsföräldrarnas matning av sina ungar har visat att dessa observationer ger tillförlitlig information, Eriksson m.fl. 1990). När mer än en förmodad fiskesjö har rapporterats för ett och samma par, har det aktuella paret relaterats till den fiskesjö som med ledning av rapporteringen bedömts vara den mest frekventerade. Även om smålomsparen kan växla mellan olika fiskevatten, visar resultat från tidigare undersökningar (i sydvästra Sverige 1986–1988) att de flesta paren förlägger flertalet av fisketurerna till en och samma sjö (Eriksson m.fl. 1990). Uppgifter för ett och samma smålomspär har således bara använts i beräkningsunderlaget för en fiskesjö och den som bedömts vara mest frekventerad.

Minimikravet för att ta med en sjö i undersökningen var att det fanns uppgifter om häckningsresultatet för minst fem år för åtminstone ett smålomspär som bedömts hämta fisk i sjön för att mata ungar. Med detta urvalskriterium har 34 sjöar undersökts, tio på Sydsvenska Högländet och 24 i kärnområdet för det svenska smålomsbeståndet i Dalarna, Värmland, Västmanland och Dalsland. Sjöarnas areal varierade från 0,2 till 86,2 km² (Figur 1, Appendix A). I åtminstone 21 (62%) av sjöarna fanns också häckande storlom. I tidigare undersökningar av de två lomarternas val av sjöar har man inte funnit några indikationer på att närvaro av den ena lomarten negativt påverkar den andra (Eriksson & Sundberg 1991).

Beräkning av häckningsresultatet

För jämförelser av ungtproduktionen för smålompar som fiskar i de olika fiskesjöarna har *medelantalet stora (minst halvvuxna) ungar per häckande par och år* beräknats för varje sjö. Fynd av bo, ägg eller ruvande fågel var kriterier för fastställd häckning (enligt tidigare beskrivna metoder, t.ex. Dahlén & Eriksson 2002). Beräkningarna gjordes i två steg; först beräknades medelantalet ungar per par för varje år och därefter ett medelvärde för alla år med data för den aktuella fiskesjön.

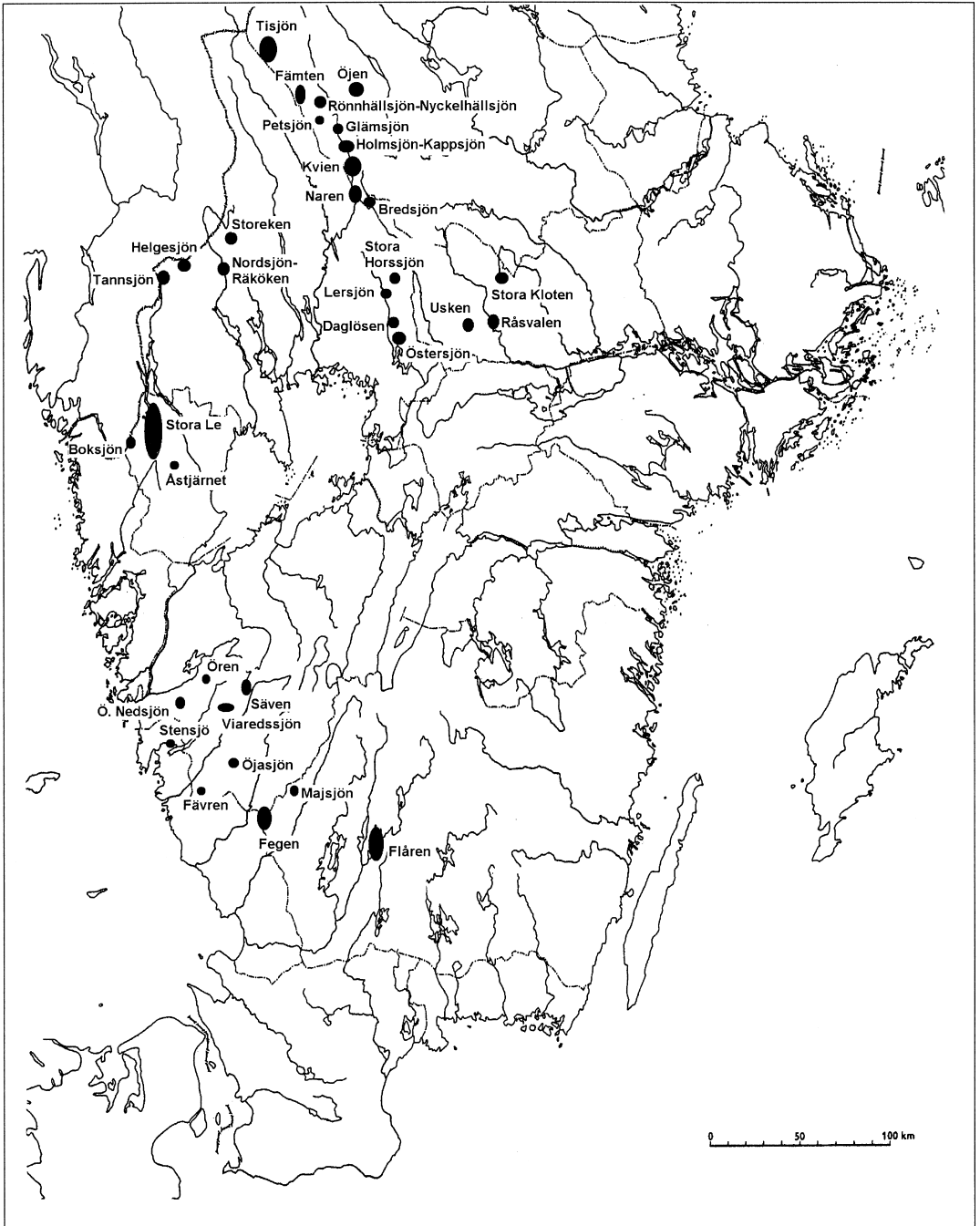
Vidare bedömdes för varje fiskesjö ungarnas överlevnad tills de blivit flygga genom att beräkna den *genomsnittliga %-andelen ungtullar med två stora ungar per år*, och i dessa beräkningar har även häckningar som inte har upptäckts förrän ungarerna har kläcks tagits med. Givet att överlevnaden i stor utsträckning varit beroende av föräldrafågelnas möjligheter att fånga fisk till ungarerna, på liknande sätt som för storlommen (Jackson 2003, 2005), är denna siffra en indikation på födosöksförhållandena i de olika fiskesjöarna. Eftersom det i första hand är händelser under ruvningen som medverkar till att häckningar misslyckas (Dahlén & Eriksson 2002) är det inte alltid som procentandelen ungtullar med två stora ungar samvarierar med medelantalet ungar per par och år.

Bedömningar av eventuella trender över tiden gjordes genom beräkningar av Spearmans rangkorrelationskoefficient (Spearman r_s). Primärdata redovisas i Appendix B.

Vattenkemi, försurningsstatus och ljusförhållanden i fiskesjöarna

För information om vattenkemin har i första hand data från den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar och vattendrag använts. Inom ramen för detta program har ett stort antal sjöar undersökts 1972, 1975, 1985, 1990, 1995, 2000 och 2005, och resultaten är tillgängliga via en databas vid Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html>, se även Wilander m.fl. 2003 för metodik m.m.). Därutöver har kompletterande information erhållits för sjöar i Västra Götalands län och i Malungs kommun i Dalarnas län. Häckningsresultatet för par som fiskar i de olika sjöarna har relaterats till följande parametrar:

- *pH-värdet*, som är ett mått på sjöns surhet. Liksom i tidigare undersökningar (t.ex. Eriksson & Hake 2000) har sjöar med uppgifter om pH-värdet under 5,5 (innan sjön blev föremål för even-



Figur 1. De undersökta fiskesjöarnas läge.
The location of the investigated foraging lakes.

tuell kalkning) klassificerats som *försurningspåverkade*. Försurningseffekter som kan påverka smålommens möjligheter till födosök genom förändrad fisktillgång och ökat siktdjup är mest påtagliga när pH sjunker under detta värde (Brodin 1995). Flertalet av sjöarna år sedan 1980-talet föremål för kalkning, men man bör räkna med bestående ekologiska förändringar under lång tid även om pH-värdet efter kalkning legat på en högre nivå (Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).

- *Alkalinitet*, som är ett mått på sjöns buffertkapacitet eller förmåga att motstå surt nedfall.
- *Totalfosforhalt*, som är ett mått på sjöns näringsstatus och produktivitet. Det finns ett ganska komplicerat samband mellan produktivitet och förekomsten av abborre och mörtartad fisk (Persson m.fl. 1991).
- *Absorbans*, som är ett mått på genomsläppligheten av ljus i vattnet. Ljusförhållandena påverkas i första hand av humushalten och grumligheten. Eftersom lommarna är s.k. visuella predatorer som lokaliserar sina byten med hjälp av synen, kan siktförhållandena i sjön vara av stor betydelse för valet av sjöar (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991 för storlommen). I den svenska miljöövervakningen mäts absorbansen av ljus fotometriskt i filtrerat vatten i 5 cm kuvett vid våglängden 420 nm med ett standardiserat mått betecknat $f_{420/5}$ (Naturvårdsverket 1999). En för ögat påtaglig brunfärgning av vattnet upplevs vid en absorbans på ungefär $0,2 f_{420/5}$.
- *Siktdjup*, som är ett alternativt mått på ljusförhållandena. Mätningar med siktdjupsskiva görs i regel i samband med provfiske.

De vattenkemiska förhållandena i fiskesjöarna bedömdes med ledning av de riktlinjer som tillämpas av Naturvårdsverket (1999); på basis av medelvärdet för mätningarna 1990, 1995, 2000 och 2005, och med minimikravet att mätdata skall finnas tillgängliga för åtminstone två av de fyra åren. För att bedöma om sjön varit försurningspåverkad har dessutom mätdata för 1972, 1975 och 1985 använts. Vattenkemiska data finns för 20 sjöar, och information för bedömning av försurningsstatus för 30 av de undersökta sjöarna (primärdata återfinns i Appendix C). Information om siktdjup finns bara för sju sjöar.

Eventuella samband mellan sjöarnas vattenkemi och häckningsresultatet undersöktes med hjälp av linjära regressionsmodeller (Chambers 1992); med medelantalet stora ungar per par och år respektive den genomsnittliga procentandelen ungpullar med

två stora ungar per år som responsvariabler och pH-värde, totalfosforhalt, absorbans och medelavstånd till häckningstjärnarna som förklaringsvariabler. Data avseende alkalinitet uteslöts ur analysen eftersom denna faktor var starkt korrelerad till pH-värdet (Spearman $r_s=0,74$, $P<0,005$, 15 sjöar med information om alla vattenkemiska parametrar, data från Appendix C). Först testades responsvariablerna mot förklaringsvariablerna var för sig i enkla regressionsmodeller. Därefter utfördes en multipel regressionsanalys där antalet förklaringsvariabler minskades manuellt och successivt genom att mindre betydelsefulla variabler (lågt R^2 -värde och/eller höga P-värden) valdes bort stegvis tills modellen blivit (om möjligt) statistiskt signifikant. Med detta förfaringsätt kan man lyfta fram potentiellt viktiga förklaringsvariabler vars effekt döljs av andra faktorer. De linjära modellerna omfattade endast sjöar med information om alla de undersökta variablerna, d.v.s. 15 sjöar vad gäller ungpåproduktionen och 14 sjöar för procentandelen ungpullar med två stora ungar.

Fiskbestånden i de undersökta sjöarna

Uppgifter om fiskbestånden i de undersökta sjöarna har i första hand erhållits via Fiskeriverkets provfiskedatabas (http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm), med kompletterande uppgifter om sjöar i Västra Götalands, Örebro och Dalarnas län. För bedömningar om antalet fiskarter i de olika sjöarna har provfiskedata från perioden 1979–2003 använts (primärdata i Appendix D).

Eventuella samband mellan fiskbeståndens storlek och häckningsresultatet har undersökts för elva sjöar med provfiskedata tillgängliga för minst ett år under perioden 1990–2003 (primärdata i Appendix E). Ett relativt mått på förekomsten har beräknats som antalet fiskar per nätansträngning, enligt de metoder som rekommenderas av Fiskeriverket. Skattningarna av fisktäthet har redovisats på basis av provfiske med bottennät, och inga justeringar har gjorts med hänsyn till eventuellt nätselaktivitet (Kinnerbäck 2001). Eftersom smålommen i första hand matar ungar med mörtartad och laxartad fisk som i stor utsträckning återfinns i de fria vattenmassorna av en sjö, är det beklagligt att resultat från provfiske med pelagiska nät bara fanns tillgängliga för tre av de undersökta sjöarna (Majsjön, Fegen och Viaredssjön). Med data från pelagiska nät för fler sjöar skulle det ha varit möjligt att med större precision bedöma förekomsten av småvuxen fisk av de fiskarter som dominerar i smålomsungarnas diet, även om fångsten med bottennät bedöm-

des ge ett tillräckligt underlag för relativa jämförelser mellan sjöarna.

Beräkningarna av eventuella samband mellan fiskbeståndens täthet och häckningsresultatet gjordes dels för hela fångsten, dels uppdelat med avseende på abborre *Perca fluviatilis*, gers *Gymnocephalus cernus*, mörtartad och laxartad fisk samt övriga fiskarter (se Tabell 5 för en översikt av vilka arter som ingår i de olika grupperna). I mer detaljerade studier av hur smålomsföräldrarna matade sina ungar i ett antal sydsvenska häckningstjärnar (1986–88, Eriksson m.fl. 1990) dominerade mört- och laxartad fisk (i första hand mört *Rutilus rutilus* resp. siklöja *Coregonus albula*) stort bland bytesfiskarna. Däremot utgjorde abborren bara en ytterst liten del, trots att det är en av de vanligaste och mest spridda fiskarterna i svenska insjöar (och oftast den mest talrika arten i provfiskena). Gers har inte noterats i bytesfisken till ungar, men i en undersökning av lommarnas val av sjöar i sydvästra Sverige 1986–1987 noterades ett svårförklarligt samband mellan förekomsten av smålom och hög täthet av denna fiskart (Eriksson & Sundberg 1991).

Eventuella samband mellan fiskförekomsten och häckningsresultatet undersöktes med hjälp av linjära regressionsmodeller på liknande sätt som för vattenkemin; med medelantalet stora ungar per par och år respektive den genomsnittliga procent-

andelen ungvullar med två stora ungar per år som responsvariabler och med förekomsten av abborre, mörtartad fisk, laxartad fisk, gers och övrig fisk som förklaringsvariabler. Det första steget med tester av de enskilda responsvariablerna mot förklaringsvariablerna i enkla regressionsmodeller omfattade även totala antalet fiskar per nätansträngning. Två parallella analyser gjordes, för hela fångsten respektive fiskar mindre än 20 cm, eftersom smålomsungarna knappast kan hantera bytesfiskar av större storlek (Eriksson m.fl. 1990). Det fanns inga starka korrelationer mellan antalet fiskar av olika arter eller artgrupper inom en och samma multipla regressionsmodell ($R^2 > 50\%$, svarande mot Spearman $r_s > 0,71$).

Resultat och diskussion

Antalet smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna

De undersökta fiskesjöarna bedömdes försörja smålomspår från 1–21 häckningstjärnar (Tabell 1, Appendix A), men för flera av sjöarna är siffran säkerligen en minimiskattning eftersom det omgivande området (upp till 10 km från sjön) sällan har totalinventerats med avseende på häckande smålommar. Det häckade inte mer än ett par vid någon av tjärnarna (med undantag för Östra Ned-

Tabell 1. Antal undersökta häckningstjärnar och fiskesjöar samt antal smålomspår som bedömts fiska i de undersökta fiskesjöarna.

Number of investigated breeding tarns and fishing lakes, and the number of Red-throated Diver pairs judged to forage in the lakes.

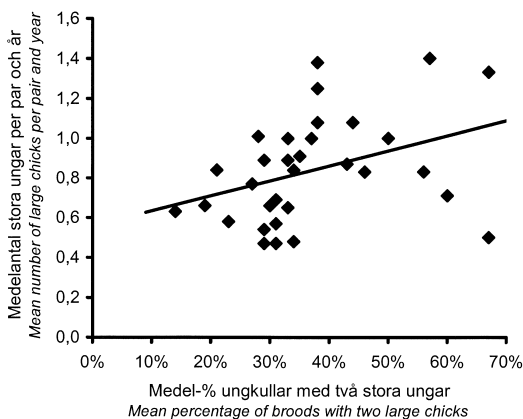
	Antal fiske-sjöar <i>No. of fishing lakes</i>	Antal inventerade häckningstjärnar per fiskesjö ^a <i>Number of surveyed breeding tarns per fishing lake^a</i>		Uppskattat antal par som fiskar i sjöarna varje år ^b <i>Assessed number of pairs that forage in the lakes each year^b</i>		Totalt antal par i den aktuella delen av landet ^c <i>Total number of pairs in this part of the country^c</i>	% som ingår i undersökningen <i>% in this study</i>
		Min.-max. <i>Range</i>	Medel <i>Mean</i>	Medel <i>Mean</i>	Totalt <i>Total</i>		
Sydsvenska Högländet	10	1–7	3,3	2,2	22	75–90	24–29 %
Svealand & Dalsland	24	1–21	6,8	4,5	108	370–440	25–29 %
Alla data <i>All data</i>	34	1–21	5,8	3,8	130	445–530	25–30 %

^a Data från Appendix A. *Data from Appendix A.*

^b Ungefär en tredjedel av tjärnarna har bedömts varit bebodda varje år (Dahlén & Eriksson 2002). *Approximately two thirds of the tarns have been assessed to have been inhabited each year (Dahlén & Eriksson 2002).*

^c Data från Eriksson & Lindberg (1998). *Data from Eriksson & Lindberg (1998).*

sjön, där två par häckade i en av de omgivande tjärnarna 1994–1996). Men alla häckningstjärnar nyttjas naturligtvis inte varje år. Med ledning av mer noggranna inventeringar av smålomsbeståndet i trakten kring Malung (Dalarnas län) 1991–2000 (Dahlén & Eriksson 2002) bedömdes att ungefär två tredjedelar av tjärnarna varit bebodda varje år. Efter denna korrigering kan man sluta sig till att de undersökta sjöarna försörjde minst 130 par eller 3,8 par per sjö (2,2 par på Sydsvenska Högländet och 4,5 par i Svealand/Dalsland, Tabell 1). Detta svarar mot ungefär en fjärdedel av smålomsbeståndet i de aktuella delarna av landet och ungefär 10% av det svenska beståndet i sin helhet, om den gängse skattningen på 1200–1400 häckande par i landet (Eriksson & Lindberg 1998, SOF 2002) är korrekt. Undersökningen kan alltså anses ge en representativ bild av de studerade förhållandena, även om sjöarna inte har valts ut strikt slumpvis. Om medelvärdet på 3,8 smålomspär per fiskesjö är representativt för hela landet, och om man räknar bort uppskattningsvis 200 smålomspär som häckar utefter Norrlandskusten och fiskar i havet (Bottenhavet, Bottenviken), bör ungefär 300 näringsfattiga sjöar i Sverige vara av betydelse som fiskevatten för smålommen.



Figur 2. Medelantalet stora ungar per par och år i relation till %-andelen ungpullar med två stora ungar i 32 av de undersökta sjöarna (data från appendix B). Linjär trendlinje inlagd (Spearman $r_s=0,44$, $N=32$ sjöar, $0,01 < P < 0,05$).

The mean number of large chicks per pair and year in relation to the percentage of broods with two large chicks at 32 of the investigated lakes (data from Annex B). A linear trend line is inserted (Spearman $r_s=0,44$, $N=32$ lakes, $0,01 < P < 0,05$).

Häckningsresultat

Medelantalet stora ungar per par, år och sjö var 0,82 (data från 33 sjöar), och skillnaden mellan Sydsvenska Högländet (0,79 ungar per par, år och sjö, 10 sjöar) och Svealand/Dalsland (0,84 ungar per par, år och sjö, 23 sjöar) var inte signifikant (Mann-Whitney U-test, $P=0,54$, tväsidigt, data från Appendix B). Den genomsnittliga ungpåproduktionen låg alltså nära den nivå på 0,86 ungar per par som med ledning av återfynd av ringmärkta fåglar har beräknats vara tillräcklig för att kompensera för den årliga dödligheten (Hemmingsson & Eriksson 2002). Signifikanta tidstrender i enskilda sjöar noterades inte i större utsträckning än förväntat på slumpmässiga grunder.

Den genomsnittliga andelen ungpullar med två stora ungar per år och sjö var 38%, och på ungefär samma nivå för sjöarna på Sydsvenska Högländet (40%, 9 sjöar) och i Svealand/Dalsland (37%, 24 sjöar; Mann-Whitney U-test, $P=0,60$, tväsidigt, data från Appendix B). Förekomsten av ett statistiskt signifikant samband mellan ungpullarnas överlevnad och den genomsnittliga ungpåproduktionen i de undersökta sjöarna (Figur 2) styrker antagandet att födosöksförhållandena i fiskesjöarna var av betydelse för häckningsresultatet.

Avstånd till häckningstjärnarna

Det genomsnittliga avståndet mellan fiskesjöar och häckningstjärnar varierade mellan 0,2 och 7,1 km, och häckningsresultatet var inte sämre för par fiskande i sjöar med ett förhållandevis långt medelavstånd till häckningstjärnarna (Tabell 2).

Inte heller i tidigare undersökningar där man relaterat häckningsframgången för enskilda par till avståndet till den mest frekvent använda fiskesjön har man funnit att häckningsframgången är beroende av avståndet till fiskesjön, upptill ett tröskelvärde på ungefär 9 km (Dahlén & Eriksson 2002 för referenser till olika undersökningar). Medelavståndet låg under detta tröskelvärde för alla fiskesjöarna (Appendix A).

Vattenkemi, försurningsstatus och ljusförhållanden

Fiskesjöarna var genomgående näringsfattiga, med låga-måttligt höga totalfosforvärden. Sjöarna på Sydsvenska Högländet kan bedömas som svagt-måttligt sura, med pH-värden mellan 6,4 och 6,9, och alkalinitetsvärdena i intervallet 0,10–0,18 meq/l indikerar en god buffertkapacitet (Tabell 3). De genomsnittliga pH- och alkalinitetsvärdena var

lägre i Svealand/Dalsland (5,8–6,8 resp. 0,03–0,20 meq/l), där enstaka sjöar kan betecknas som sura och med svag-mycket svag buffertkapacitet. Flera av sjöarna, både på Sydsvenska Högländet och i Svealand/Dalsland, är emellertid föremål för fortlöpande kalkningsinsatser för att vidmakthålla goda livsbetingelser för fisk efter påverkan av sur nederbörd. Om inte dessa sjöar kalkades skulle flera av dem säkerligen vara sura och ha en svag buffertkapacitet.

Det fanns inga indikationer på några samband mellan ungrproduktionen eller andelen ungvullar med två stora ungar och sjöarnas vattenkemi (Tabell 2), och inte heller vid den multivariata analysen kunde några signifikanta samband med de undersökta förklaringsvariablerna fastställas ($R^2=28\%$, $P=0,14$ för modellen avseende medelantalet stora ungar per par och år och med försurningspåverkan ($P=0,07$) och pH-värde ($P=0,08$) som förklaringsvariabler, resp. $R^2=69\%$, $P=0,52$ för modellen avseende procentandelen ungvullar med två stora ungar och med totalfosforhalt ($P=0,30$) och försurningspåverkan ($P=0,87$) som förklaringsvariabler).

Ungefär en tredjedel av de undersökta sjöarna är

försurningspåverkade i den meningen att pH-värden under 5,5 har noterats innan sjöarna blev föremål för kalkning, men det finns inga indikationer på några skillnader i häckningsresultatet för smålomspår som fiskar i försurningspåverkade resp. icke försurningspåverkade sjöar (Tabell 4).

Med ledning av absorptionsvärdena kan man sluta sig till att smålommens fiskesjöar har ett måttligt-betydligt färgat vatten, och det fanns inga skillnader mellan sjöarna på Sydsvenska Högländet resp. Svealand/Dalsland (Tabell 3). Avsaknaden av samband mellan absorptions och häckningsresultatet (se ovan) indikerar att ljusförhållandena i vattnet inte har inverkat på födosöket i sådan omfattning att häckningsutfallet påverkats. För de sju sjöarna med siktdjupsmätningar noterades ett måttligt siktdjup med en variationsbredd på bara 2,5–4,0 m. (data från Appendix C).

En jämförelse med de vattenkemiska förhållandena i häcknings- och fiskesjöar för storlom i södra Sverige 1994–1997 (Eriksson & Hake 2000) visade att pH-värden och näringsstatus (totalfosforhalt) för storlomssjöarna på Sydsvenska Högländet (ungefär samma område som redovisats som sydvästra

Tabell 2. Samband mellan vattenkemiska parametrar, ljusförhållanden samt medelavstånd till häckningstjärnarna och häckningsresultatet för smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna (data from Appendix A, B och C.).

Relationships between water chemistry parameters, light penetration, mean distance to the breeding tarns, and breeding result by Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes (data from Appendices A, B and C).

	Förklarad variation i häckningsframgång (R^2) <i>Explained variation in breeding success (R^2)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P
Medelantal stora ungar per par, sjö och år (15 sjöar) <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year (15 lakes)</i>			
- pH	4 %	0,20	0,50
- Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>	9 %	-26,2	0,27
- Absorbans <i>Absorbance</i>	0 %	0,15	0,95
- Medelavstånd till häckningstjärnarna <i>Mean distance to breeding tarns</i>	10 %	0,049	0,26
Medel-% ungvullar med 2 stora ungar per sjö och år (14 sjöar) <i>Mean percentage of broods with 2 large chicks per lake and year (14 lakes)</i>			
- pH	4 %	0,12	0,49
- Totalfosfor <i>Total phosphorus</i>	18 %	-28,6	0,13
- Absorbans <i>Absorbance</i>	6 %	-1,05	0,39
- Medelavstånd till häckningstjärnarna <i>Mean distance to breeding tarns</i>	9 %	0,027	0,29

Tabell 3. Vattenkemiska förhållanden i fiskesjöar för smålom och (för jämförelse) häcknings- och fiskesjöar för storlom i södra Sverige. N= antal sjöar. *Water chemistry in fishing lakes for Red-throated Diver and (for comparison) breeding and fishing lakes for Black-throated Diver in South Sweden. N = number of lakes.*

	pH			Alkalinitet, meq/l <i>Alkalinity, meq/l</i>			Totalfosfor, mg/l <i>Total phosphorus, mg/l</i>			Absorbans $f_{420/5}$ <i>Absorbance $f_{420/5}$</i>		
	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.- max. <i>Range</i>	N
Fiskesjöar för smålom^a												
<i>Fishing lakes for Red-throated Diver^a</i>												
Sydsvenska Högländet 1990– 2005	6,7	6,4–6,9	9	0,14	0,10–0,18	9	0,011	0,007–0,019	7	0,12	0,05–0,19	9
Svealand & Dalsland, 1990– 2005	6,3	5,8–6,8	11	0,09	0,03–0,20	11	0,008	0,005–0,012	8	0,13	0,06–0,18	10
Hela materialet <i>All data</i>	6,5	5,8–6,9	20	0,11	0,03–0,20	20	0,010	0,005–0,019	15	0,12	0,05–0,19	19
Mann-Whitney U-test tvåsigt <i>two-tailed^c</i>		0,02<P<0,05			P<0,01			Ej sign. N.S.			Ej sign. N.S.	
Häcknings- och fiskesjöar för storlom^b												
<i>Breeding and fishing lakes for Black-throated Diver^b</i>												
Sydvästra Sverige, 1994–1997	6,6	4,5–7,2	40	0,21	-0,06–0,45	40	0,008	0,002–0,013	10	0,09	0,02–0,29	37
<i>South-west Sweden</i> Eksjö kommun, Jönköpings län, 1994–1997	7,2	6,6–8,0	30	0,35	0,14–0,87	30	0,033	0,014–0,076	30	0,10	0,02–0,21	30

^a Data från Appendix C. *Data from Appendix C.*

^b Data från tabell 1 i Eriksson & Hake (2000). Absorbansvärdena är omräknade från färgvärdet (mg Pt/l) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999). *Data from Table 1 in Eriksson & Hake (2000). The absorbance values are recalculated from water colour values (mg Pt/l, ref. Naturvårdsverket 1999).*

^c Testet avser jämförelser mellan Sydsvenska Högländet och Svealand/Dalsland. *The tests refer to comparisons between Sydsvenska Högländet and Svealand/Dalsland.*

Tabell 4. Häckningsframgången för smålomspår som fiskade i försurningspåverkade och icke försurningspåverkade sjöar (data from Appendix B och C).

The breeding success of Red-throated Diver pairs foraging in lakes affected and not affected of acidification (data from Appendix B and C).

	Ej påverkade <i>Not affected</i>		Påverkade <i>Affected</i>		Mann-Whitney U test, P, tvåsidigt, <i>two-tailed</i>
	Medelvärde <i>Mean</i>	Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	Medelvärde <i>Mean</i>	Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	
Medelantal stora ungar per par, sjö och år <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year</i>	0,75	19	0,91	11	ej sign. N.S. (P=0,16)
Medel-% ungpullar med 2 stora ungar per sjö och år <i>Mean percentage of broods with 2 large chicks per lake and year</i>	33 %	18	44 %	11	ej sign. N.S. (P=0,13)

Tabell 5. Fiskarter i de undersökta sjöarna (data från Appendix D).

Fish species in the investigated lakes (data from Appendix D).

Fiskart <i>Fish species</i>	Antal (%) sjöar <i>Number (%) of lakes</i>		
	Sydsvenska Högländet	Svealand & Dalsland	Hela materialet <i>Whole data set</i>
Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	7	11	18
Mörtartad fisk <i>Cyprinids</i>			
Braxen <i>Abramis brama</i>	4 (57 %)	1 (9 %)	5 (28 %)
Björkna <i>Blicca bjoerkna</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Löja <i>Alburnus alburnus</i>	1 (14 %)	2 (18 %)	3 (17 %)
Elritsa <i>Phoxinus phoxinus</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Sarv <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2 (29 %)	-	2 (11 %)
Mört <i>Rutilus rutilus</i>	7 (100 %)	9 (82 %)	16 (89 %)
Sutare <i>Tinca tinca</i>	4 (57 %)	-	4 (22 %)
Laxartad fisk <i>Salmonids</i>			
Nors <i>Osmerus eperlanus</i>	-	3 (27 %)	3 (17 %)
Öring <i>Salmo trutta</i>	1 (14 %)	1 (9 %)	2 (11 %)
Regnbågslox <i>Oncorhynchus mykiss</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Röding <i>Salvelinus alpinus</i>	1 (14 %)	1 (9 %)	2 (11 %)
Sik <i>Coregonus</i> sp.	4 (57 %)	6 (55 %)	10 (56 %)
Siklöja <i>Coregonus albula</i>	6 (85 %)	9 (82 %)	15 (83 %)
Övriga arter <i>Other species</i>			
Gädda <i>Esox lucius</i>	7 (100 %)	9 (82 %)	16 (89 %)
Lake <i>Lota lota</i>	2 (29 %)	7 (64 %)	9 (50 %)
Bergsimpa <i>Cottus poecilopus</i>	1 (14 %)	-	1 (6 %)
Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	7 (100 %)	11 (100 %)	18 (100 %)
Gös <i>Stizostedion lucioperca</i>	3 (43 %)	1 (9 %)	4 (22 %)
Gers <i>Gynmocephalus cernus</i>	2 (29 %)	4 (36 %)	6 (33 %)
Medelantal arter per sjö <i>Mean number of species per lake</i>	7,7	5,8	6,6
Median	7	5	7

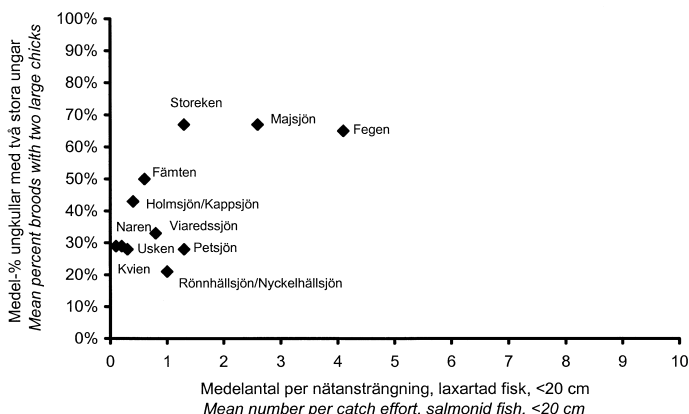
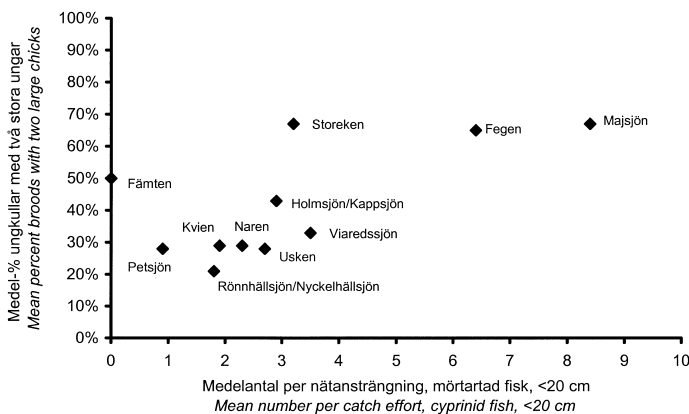
Sverige av Eriksson & Hake 2000) låg på samma nivå som i smålomms fiskesjöar, medan alkaliniteten var lägre i smålomssjöarna (Tabell 3). Vidare var spännvidden mellan de lägsta och högsta värdena som noterats för enstaka sjöar större bland storlomssjöarna än bland smålomms fiskesjöarna. Ljushållandena i storloms- och smålomssjöarna var likartade, men återigen med en större variationsbredd bland storlomssjöarna.

Fiskarter och fisktäthet

En bedömning av antalet fiskarter har gjorts för 18 av sjöarna (sju sjöar på Sydsvenska Högländet och elva i Svealand/Dalsland), på basis av provfiske mellan 1979 och 2003 (Tabell 5, Appendix D). Totalt noterades 19 fiskarter, 18 i sjöarna på Sydsvenska Högländet och 13 i sjöarna i Svealand/Dalsland. Medelantalet fiskarter var 6,6 arter per sjö, dvs. ett högt artantal enligt Naturvårdsverkets

bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999). Det genomsnittliga artantalet var högre på Sydsvenska Högländet men inte signifikant skilt från Svealand/Dalsland (Tabell 5, $P=0,16$, tväsidigt, Mann-Whitney U-test).

Artsammansättningen var den som kan förväntas och är karakteristisk för näringsfattiga sjöar. Abborren påträffades i alla de undersökta sjöarna, och i flertalet fanns också mört, gädda *Esox lucius* och siklöja. I de flesta sjöarna torde även finnas ål *Anguilla anguilla*, men arten fångas ytterst sällan med de metoder som standardmässigt används vid provfiskena. Laxartade fiskarter, som i tidigare undersökningar (Eriksson m.fl. 1990, Eriksson & Sundberg 1991) bedömts vara viktig bytesfisk för smålommen under häckningstid, noterades från alla de undersökta sjöarna i Svealand/Dalsland och sex av de sju sjöarna på Sydsvenska Högländet. Gers fanns i sex (32%) av de undersökta sjöarna (detaljer i Appendix D).



Figur 3. Procentandelen ungfiskar med två stora ungar per år i relation till förekomsten av småvuxen mört- och laxartad fisk (<20 cm; $R^2=41\%$, $P=0,03$ för mörtartad fisk, $R^2=46\%$, $P=0,02$ för laxartad fisk).

The percentage of broods with two large chicks per year in relation to the abundance of small-sized cyprinid and salmonid fish (<20 cm; $R^2=41\%$, $P=0,03$ for cyprinid fish, $R^2=46\%$, $P=0,02$ for salmonid fish).

Tabell 6. Samband mellan provfiskedata och häckningsframgången för smålomspar som fiskar i de undersökta sjöarna (data from Appendix B, C och E).

Relationships between gill net fishing data and breeding success by Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes (data from Appendix B, C and E).

	Totalt <i>Total</i>			Fisk <20 cm <i>Fish <20 cm</i>		
	Förklarad variation i häckningsframgång (R^2) <i>Explained variation in breeding success (R^2)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P	Förklarad variation i häckningsframgång (R^2) <i>Explained variation in breeding success (R^2)</i>	Regressionslinjens lutning <i>Slope of regression line</i>	P
Medelantal stora ungar per par, sjö och år (10 sjöar) <i>Mean number of large chicks per pair, lake and year (10 lakes)</i>						
- Totalt <i>Total</i>	0 %	0,0	1,00	0 %	0,0	0,99
- Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	4 %	0,9	0,56	4 %	0,8	0,57
- Gers <i>Gymnocephalus cernua</i>	0 %	0,7	0,81	0 %	0,7	0,81
- Mörtartad fisk <i>Cyprinid fish</i>	13 %	-2,7	0,30	13 %	-2,9	0,32
- Laxartad fisk <i>Salmonid fish</i>	2 %	2,1	0,71	2 %	2,3	0,70
- Övriga fiskarter <i>Other fish</i>	6 %	53,8	0,48	-	-	-
Medel-% ungpullar med 2 stora ungar per sjö och år (11 sjöar) <i>Mean percent broods with 2 large chicks per lake and year (11 lakes)</i>						
- Totalt <i>Total</i>	9 %	0,6	0,37	11 %	0,7	0,33
- Abborre <i>Perca fluviatilis</i>	1 %	-0,4	0,76	0 %	0,0	0,94
- Gers <i>Gymnocephalus cernua</i>	4 %	0,0	0,58	4 %	0,0	0,58
- Mörtartad fisk <i>Cyprinid fish</i>	40 %	4,2	0,04	41 %	4,7	0,03
- Laxartad fisk <i>Salmonid fish</i>	45 %	9,4	0,02	46 %	9,9	0,02
- Övriga fiskarter <i>Other fish</i>	31 %	104	0,08	-	-	-

Procentandelen ungpullar med två stora ungar var kopplad till förekomsten av mörtartad och laxartad fisk (Figur 3), medan fisktätheten totalt eller förekomsten av abborre eller gers inte var av någon betydelse. Bedömningen blev densamma vare sig man relaterade till fångsterna i sin helhet eller begränsade sig till fiskar <20 cm (enkla regressioner, Tabell 6). Resultaten stöds också av den multivariata analysen ($R^2=64$ %, $P=0,02$ för hela modellen avseende den totala fångsten av fisk), med mört ($P=0,03$) och övrig fisk ($P=0,05$) som kvarvarande förklaringsvariabler. Sambandet till småvuxen fisk, mindre än 20 cm, var något sämre ($R^2=51$ %, $P=0,06$ för hela modellen) och med mörtartad och laxartad fisk som kvarvarande förklaringsvariabler; $P=0,42$ resp. $0,25$). Däremot fanns det inga samband mellan fiskbeståndens täthet och medelantalet stora ungar per par och år (Tabell 6).

Sammanfattande bedömning

Eftersom undersökningen omfattar ungefär en fjärdedel av smålomsbeståndet i södra och mellersta Sverige bör resultaten vara representiva och kunna fungera som underlag för bedömningar av behovet av olika naturvårdsinsatser. Den genomsnittliga ungpåproduktionen för de smålomspar som fiskade i de undersökta sjöarna bedömdes vara tillräcklig för att kompensera för den årliga dödligheten, även om den för enstaka fiskevatten kan ha varit för låg för att det lokala smålomsbeståndet långsiktigt skall kunna behålla sin numerär utan tillskott av fåglar från annat håll.

Smålommarnas ungpåproduktion var inte kopplad till vare sig vattenkemin, ljusförhållandena eller totala tätheten av fisk i de olika fiskesjöarna. Däremot var andelen ungpullar med två stora ungar

kopplad till tillgången av mört- och laxartad fisk (Figur 3). Detta resultat, tillsammans med tidigare uppgifter om den bytesfisk som ungarna matas med (Eriksson m.fl. 1990) och föräldrafågelnas val av fiskesjöar (Eriksson & Sundberg 1991) pekar på att fiskevattnet med goda bestånd av dessa fiskarter är en viktig och kanske avgörande faktor för smålommens häckning. Betydelsen av sjöar med goda bestånd av bland annat siklöja uppmärksammades redan under början av 1900-talet (Rosenius 1942) och har under senare årtionden också påpekats i lokala och regionala inventeringar i bland annat Västmanland (Andersson 1998) och Värmland (Borgström 1995).

En del av sjöarna är att beteckna som sura med en svag buffertkapacitet, och smålommens tillbakagång i sydvästra Sverige under början och mitten av 1900-talet kunde bland annat kopplas till utglesade eller utslagna fiskbestånd i försurade sjöar (Eriksson m.fl. 1988). Genom sin inriktning på mört- och laxartad fisk är smålommen mera sårbar än storlommen för de ekologiska förändringarna i försurade sjöar (Eriksson 1991, 1994). Man bedömer att fortsatt kalkning under ytterligare ett antal årtionden är nödvändig om man skall kunna vidmakthålla de ofta goda resultat som man hittills har uppnått i den ekologiska återhämtningen av försurningsskadade sjöar (Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). Förekomsten av fiskande smålommor bör vägas in som en prioriteringsfaktor vid valet av sjöar för fortsatta och framtida kalkningsinsatser, om det finns risk för att sjön annars kan återgå till ett försurat tillstånd. En sådan prioritering torde sällan stå i konflikt med andra natur- och fiskevårdsintressen.

Resultatet av lommarnas födosök är inte bara beroende på fisktillgången utan också ljusförhållandena i vattnet och möjligheten att upptäcka bytesfisken. En anledning till att storlommen anpassat sig bättre än smålommen till de ekologiska förändringarna i försurade sjöar är att den gynnats av ett ökat siktdjup som gjort det enklare att upptäcka bytesfisken även om tätheten på fisk minskat (Eriksson 1985, 1991, 1994). Bland andra fiskätande fåglar (t.ex. alkor) har man funnit ett samband mellan kroppsvikten och dykningarnas längd (t.ex. Piatt & Nettleship 1985, Wanless m.fl. 1988, Barrett & Furness 1990), och möjligen kan den mindre och lättare smålommen inte dra fördel av ett ökat siktdjup på samma sätt som storlommen. Detta skulle också kunna förklara varför smålommen är hänvisad till mört- och laxartad fisk, som uppträder pelagialt och nära vattenytan i större utsträckning än t.ex. abborre (Stenson 1979, Persson 1987).

Man bör slutligen uppmärksamma den generella ökning av humus och annat organiskt material, och därmed försämrade ljusförhållanden (och höjda absorptionsvärden), som noterats i skandinaviska sjöar under de senaste årtiondena (t.ex. Wilander m.fl. 2003). Denna utveckling har bedömts vara en effekt av ökad nederbörd, inom ramen för ett mönster som i sin tur kan vara kopplat till mer storskaliga klimatförändringar (t.ex. Hongve m.fl. 2004). Frågan om denna utveckling framledes kommer att påverka lommarnas möjligheter till födosök och matning av ungarna måste hållas öppen.

Tack

Undersökningen har genomförts inom ramen för Projekt LOM, som under perioden 1994–1999 drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening och därefter som en fristående ideell förening. Ekonomiska bidrag har erhållits från Alvins Fond, Världsnaturfonden-WWF och Bingolotto-Återvinsten. Rapporteringen på frivillig och ideell basis av häckande smålommor på skilda håll i landet har varit en helt avgörande förutsättning för arbetet, och totalt har ett 30-tal personer bidragit med uppgifter som kommit till användning i undersökningen: Mats Andersson, Torbjörn Andersson, Owe Arnoldsson, Anders Bergkvist, Bruno Classon, Börje Dahlén, Anders Ericsson, Per-Olof Eriksson, Börje Flygar, Mikael Hake, Lennart Jansson, Dan Johansson, Henrik Johansson, Ingemar Johansson, Sigvard Lundgren, Dan Mangsbo, Hans Norelius, Stig Olausson, Sture Orrhult, Claes Persson, Harald Persson, Per Petersson, Per-Martin Ramberg, Uno Skog, Rune Stolpe, Johnny Tegin, Mats Trillkott, Ulla Wallin, Per Zetterlund, och Hasse Österman.

Kompletterande information om provfiske och vattenkemi, utöver vad som varit tillgängligt via offentliga hemsidor, har erhållits av Dan Hellman (för Västra Götalands län), och Börje Dahlén och Andreas Bäckstrand (för Malungs kommun i Dalarnas län). Vidare har personal vid Hushållnings-sällskapet i Örebro län assisterat med att ta fram resultat från provfiske av sjöar i länet. Anders Kinnerbäck och Bodil Kajrup vid Fiskeristyrelsen har tillhandahållit kompletterande information om provfiskena, utöver de resultat som varit tillgängliga via Fiskeriverkets hemsida.

Börje Dahlén, Lennart Henrikson, Digger Jackson, Peter Lindberg, Leif Nilsson och Pia Romare har medverkat med kommentarer på tidigare textutkast, och Heidi Paltto har utfört regressionsanalyserna.

Referenser

- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. Sid. 283–308 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Andersson, M. 1988. Smålommen i Västmanland. *Fåglar i Västmanland* 19: 85–93.
- Barrett, R.T. & Furness, R.W. 1990. The prey and diving depths of seabirds on Hornøy, North Norway after a decline in the Barents Sea capaline stocks. *Ornis Scand.* 21: 179–186.
- Borgström, E. 1995. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandsornitologen* 24: 45–50.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Chambers, J.M. 1992. Linear models. Kapitel 4 i Chambers, J.M. & Hastie T.J. red. *Statistical models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Eriksson, M.O.G. 1985. Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scand.* 16: 1–7.
- Eriksson, M.O.G. 1991. Försurningspåverkan på fågel- och däggdjursbestånd. *Naturvårdsverket rapport* 3969.
- 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 southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279–280: 439–444.
- Eriksson, M.O.G. 2004. Projekt Lom. *Vår Fågelvärld*, suppl. 42: 43–50.
- Eriksson, M.O.G., Arvidsson, B.L. & Johansson, I. 1988. Habitatkaraktärer hos häcknings sjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 47: 122–132.
- Eriksson, M.O.G., Blomqvist, D., Hake, M. & Johansson, O. 1990. Parental feeding in the Red-throated Diver *Gavia stellata*. *Ibis* 132: 1–13.
- Eriksson, M.O.G. & Hake, M. 2000. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* 10: 95–105.
- Eriksson, M.O.G. & Johansson, I. 1997. Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. *Ornis Svecica* 7: 1–10.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1998. Projekt Lom 1997. *Vår Fågelvärld*, suppl. 30: 71–75.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. 1991. The choice of fishing lakes by Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 135–144.
- Hemmingsson, E. & Eriksson, M.O.G. 2002. Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. Wetland International Diver/Loon Specialist Group Newsletter 4 (tillgänglig via <http://www.briloon.org/diver.htm>).
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden. Sid. 1–44 i Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. red. *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis*. Springer, Berlin.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J.F. 2004. Increased colour and acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water – a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66: 231–238.
- Jackson, D. 2003. Between lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44.
- Jackson, D. 2005. Environmental correlates of lake occupancy and chick survival of Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland. *Bird Study* 52: 225–236.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Fiskeriverket informerar* 2001:2. (tillgänglig via Fiskeriverkets hemsida, http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm)
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket rapport* 4913.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* (Berl.) 73: 170–177.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient in temperate lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281–293.
- Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. 1985. Diving depths of four alcids. *Auk* 102: 293–297.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon. Femte bandet*. Gleerups, Lund.
- Skyllberg, U., Lessman, J. & Hansson, P. 1999. Häckningsmiljöns betydelse för häckningsframgången hos havsfiskande smålom *Gavia stellata* i Västerbotten. *Ornis Svecica* 9: 107–120.
- SOF 2002. *Sveriges fåglar*, 3:e upplagan. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Stenson, J.A.E. 1979. Predator-prey relations between fish and invertebrate prey in some forest lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 58: 166–183.
- Wanless, S., Morris, J.A. & Harris M.P. 1988. Diving behaviour of guillemot *Uria aalge*, puffin *Fratercula arctica* and razorbill *Alca torda* as shown by radio-telemetry. *J. Zool. Lond.* 216: 73–81.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. (red.) 2000. Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenario. *Naturvårdsverket rapport* 5028.
- Wilander, A., Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2003. Riksinventering 2000 – en synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. *Inst. för miljöanalys, SLU, rapport* 2003:1.

Hemsidor

- www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm: Fiskeriverkets provfiskedatabas.
- www.info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html: Databas för den nationella miljöövervakningens riksinventering av sjöar, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet

Summary

A most striking difference exists in the feeding biology during breeding of the two species of divers (Gaviidae) breeding in north-western Europe. The Black-throated Diver *Gavia arctica* breeds at fairly large oligotrophic freshwater lakes and chicks are usually fed with fish caught in the breeding lake. In contrast, the Red-throated Diver *Gavia stellata* breeds at small lakes and tarns (mostly <1ha) often devoid of fish, and the non-fledged chicks are fed with fish caught by the parents in neighbouring larger lakes or at sea up to a distance of almost 10 km. Furthermore, the Red-throated Divers are more restrictive in their choice of fishing lakes than the Black-throated Divers; the chicks are primarily fed with cyprinid and salmonid fish, and abundance of prey fish is as important as distance to alternative foraging lakes (Eriksson et al. 1990, Eriksson & Sundberg 1991, Eriksson & Johansson 1997). For pairs breeding in coastal areas, e.g. along the coast of Gulf of Bothnia in Northern Sweden, most of the prey fish is taken from the sea (Skjyllberg m.f.l. 1999).

The aim of this study was to compare breeding performance of Red-throated Diver *Gavia stellata* in relation to water chemistry, light penetration and density of fish in 34 freshwater lakes used for foraging in South and Central Sweden. The data has primarily been collected from voluntary surveys done within the framework of "Projekt LOM" during 1994–2005 (Eriksson 2004, for some lakes data was available from 1990 and onwards).

Material and methods

The selection of foraging lakes for the study

The study is based on information of the breeding performance of Red-throated Divers foraging in 34 freshwater lakes (0.2–86.2 km², details in Annex A) in South and Central Sweden, with data available for at least five years for at least one pair using a given lake (Figure 1, primary data in Annex A). For pairs that were reported to use more than one lake for foraging, all information was related to the lake assessed to be the one most frequently used, considering that most of the foraging flights are directed to the same lake (Eriksson et al. 1990). Breeding Black-throated Divers occurred in at least 21 (62%) of the investigated lakes, and no indications of interspecific interactions have been found in previous studies of the selection of lakes (Eriksson & Sundberg 1991).

Assessment of the breeding result

The production of young by pairs foraging in the various lakes was measured as the *mean number of large (at least half-grown) chicks per breeding pair and year*, breeding being confirmed with the finding of a nest, eggs or incubating bird (Dahlén & Eriksson 2002, for details). Furthermore and as divers usually have a clutch of two eggs, the *mean percentage of broods with two large chicks* was used as an indication of the survival of chicks and hence of the opportunities for the parents to find fish to feed the chicks (as has been shown for the Black-throated Diver; Jackson 2003, 2005). Trends over time was assessed with the Spearman rank correlation coefficient (Spearman r_s ; primary data in Annex B).

Water chemistry and light penetration

Information about water chemistry was primarily collected from the national environmental monitoring programmes, including large-scale surveys done in 1972, 1975, 1985, 1990, 1995, 2000 and 2005 (<http://info1.ma.slu.se/IMA/huvud.html>; Wilander et al. 2003 for methods), with additional information from lakes in Västra Götaland and Dalarna Counties. The parameters considered were:

- *pH*, as an indication of acidity. As in previous studies (e.g. Eriksson & Hake 2000) lakes with $\text{pH} < 5.5$ (before liming) were classified as affected by acidification. Many of the lakes have been targeted for liming since the 1980's, in order to counteract the negative impact of acid precipitation on water chemistry and fish stocks (Henriksson & Brodin 1995).
- *Alkalinity*, as a measure of the capacity to buffer the impact of acid precipitation.
- *Total phosphorus*, as a measure of the nutrient status of the lake.
- *Absorbance*, as a measure of the light penetration. As the divers are visual predators, light conditions have been found to be of importance for the selection of lakes (Eriksson 1985, Eriksson & Sundberg 1991 for the Black-throated Diver).
- *Secchi disc transparency*, i.e. an alternative measure of the light penetration.

The assessment of the water chemistry followed the guidelines applied by the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket 1999); on the basis of mean values from at least two of the four years 1990, 1995, 2000 and 2005 (data from 20 lakes), and for the judgement of any impact of acidification also data from 1972, 1975 and 1985

was used (30 lakes, primary data in Annex C). Information about Secchi disc transparency was available only for seven lakes.

Fish stocks

Information about fish stocks was primarily collected from the database provided by the Swedish Board of Fisheries (http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm), with complementary information from lakes in Västra Götaland, Örebro and Dalarna Counties. For the assessment of the number of fish species, information from 1979–2003 was used (primary data in Annex D). Relationships between fish abundance and breeding performance were investigated for 11 lakes with information from gill-netting during 1990–2003 (primary data in Annex E), using the mean number of fish per catch effort with bottom nets as a relative measure of the abundance of fish, as recommended by the Swedish Board of Fisheries (Kinnerbäck 2001, no corrections were made with reference to potential net selectivity).

Any relationships between the breeding result, water chemistry parameters and abundance of fish were investigated with multiple linear regression models.

Results and discussion

The number of Red-throated Diver pairs foraging in the investigated lakes

The fishing lakes were assessed to support pairs from 1–21 breeding tarns (Table 1), and there was only one pair breeding at each tarn (with one exception). The lakes were assessed to support a minimum of 130 pairs in total or 3.8 pairs per lake (Table 1); i.e. around one quarter of the breeding population in South and Central Sweden or 10 % of Swedish population as a whole. If results from the present study are representative and considering the current estimate of 1200–1400 breeding pairs in Sweden (Eriksson & Lindberg 1998, SOF 2002), around 300 freshwater lakes in the country are judged to be of importance as foraging sites for Red-throated Divers during the breeding season.

Breeding result

The mean number of large chicks per pair, year and lake was 0.82 (data from 33 lakes), and the difference between the South Sweden population (Sydsvenska Högländet, 0.79, 10 lakes) and the core area of the population in Central Sweden (Svea-

land/Dalsland, 0.84, 23 lakes) was not significant (Mann-Whitney U test, $P=0.54$, two-tailed, data from Annex B). The average production of young was close to the level of 0.86 young per pair estimated to be required in order to compensate for the annual mortality (Hemmingsson & Eriksson 2002). The number of significant temporal trends for individual lakes did not exceed the level expected by random.

The mean percentage of broods with two large chicks was 38 % per year and lake; again on the same level in South Sweden (Sydsvenska Högländet, 40 %, 9 lakes) and in Central Sweden (Svealand/Dalsland, 37 %, 24 lakes; Mann-Whitney U test, $P=0.60$, two-tailed, data from Annex B). The existence of a significant relationship between chick survival and the mean number of large young (Figure 2) supports the assumption that the foraging conditions were of importance for the breeding success, even if most of the breeding failures are related to impact during the incubation (e.g. Dahlén & Eriksson 2002).

Distance to the breeding tarns

The average distance from the fishing lakes to the breeding sites varied between 0.2 and 7.1 km, and there were no indications of relationships between distance and breeding success (Table 2). This finding is consistent with previous studies where no indications of any impact on the breeding performance have been found up to a distance of around 9 km (Dahlén & Eriksson 2002 for further references).

Water chemistry and light penetration

The foraging lakes were overall nutrient-poor, with low to moderately high values of total phosphorus. In South Sweden (Sydsvenska Högländet) the pH values were in the range of 6.4–6.9, i.e. weakly to moderately acid, and alkalinity in the range of 0.10–0.18 meq/l indicate a good buffering capacity (Table 3). Average pH and alkalinity was lower in Central Sweden (Svealand/Dalsland, 5.8–6.8 and 0.03–0.20 meq/l, respectively), and some lakes were acidic and had a weak buffering capacity. Since the 1980's, many lakes exposed to acidifying pollution have been limed in order to maintain or restore favourable water chemistry conditions for the fish stocks. Without these measures most of them would presumably have continued to have low pH and weak buffering capacity.

There were no indications of relationships be-

tween the breeding result and the water chemistry in the fishing lakes; neither with reference to single regressions (Table 2), nor the result of the multivariate analysis indicate any significant relationships ($R^2=28\%$, $P=0.14$ for the mean number of young per pair and year, $R^2=69\%$, $P=0.52$ for the percentage of broods with two chicks).

Around one third of the lakes were affected by acidification, but there were no indications of any differences in breeding performance by Red-throated Diver pairs foraging in lakes affected and not affected by acidification (Table 4).

The absorbance values showed that the water of the foraging lakes was moderately to substantially coloured, but there were no relationships to breeding performance (Table 2).

The average nutrient status (total phosphorus), pH-values and light penetration in the fishing lakes in South Sweden (Sydsvenska Högländet) were similar to those found in breeding and foraging lakes used by Black-throated Divers in the same region (Eriksson & Hake 2000), while alkalinity was lower (Table 3). Furthermore, the range between the minimum and maximum values was larger for the Black-throated Diver lakes.

Fish abundance and breeding success

In total, 19 species of fish were recorded in the foraging lakes (Table 5, Annex D), with an average number of 6.6 species per lake. The species composition was characteristic for nutrient-poor lakes. Perch *Perca fluviatilis* was recorded in all the lakes, and most also had Roach *Rutilus rutilus*, Pike *Esox lucius* and Vendace *Coregonus albula*. In addition, Eel *Anguilla anguilla* might occur in most of the lakes but the species is very rarely caught with the standardised methods used for gill-net fishing. Salmonid fish, which are known to be important prey fish for breeding Red-throated Divers (Eriksson et al. 1990, Eriksson & Sundberg 1991), were found in all the lakes except one.

The percentage of broods with two large chicks was correlated to high abundance of cyprinid and/or salmonid fish (Figure 3), although total density of fish or the abundance of Perch was of no importance (single regressions, Table 6). The result were supported by the multivariate analysis ($R^2=64\%$, $P=0.02$ for total number of fish and $R^2=51\%$, $P=0.06$ for small-sized fish, <20 cm). However, there were no significant relationships between the abundance of fish and the mean production of young by Red-throated Divers (Table 6).

Conclusions

As the study included about 25 % of the Red-throated Diver population in South and Central Sweden, the results should be regarded as representative. The average production of young by pairs foraging in the investigated lakes is considered sufficient in order to compensate for the annual mortality, although it might have been too low for maintaining the local breeding populations for single lakes without immigration of birds from elsewhere.

The mean production of young by Red-throated Divers was not related to water chemistry, light penetration or the abundance of fish. But the correlation between abundance of cyprinid and/or salmonid fish and brood size (Figure 3), in connection with previous information about the kind of fish prey delivered to the non-fledged chicks (Eriksson et al. 1990) and choice of foraging lakes (Eriksson & Sundberg 1991), indicate the importance of foraging lakes with abundant stocks of these fish species for breeding Red-throated Divers.

Some of the lakes are acid and have a poor buffering capacity, and the decrease of the Red-throated Diver population in South-west Sweden during the 20th century has been linked to the reduced abundance of prey fish in acidified lakes (Eriksson et al. 1988). Due to the preference for cyprinid and salmonid fish, the Red-throated Diver has been considered to be more susceptible than the Black-throated Diver for the ecological changes in acidified lakes (Eriksson 1991, 1994). Liming during the decades to come is probably necessary in order to assure the continued ecological recovery of lakes affected by acidification (Henrikson & Brodin 1995, Warfvinge & Bertills 2000). In this perspective, foraging lakes for the Red-throated Diver should be prioritised for continued and future treatment, if at risk of reverting to an acidified status. Such a prioritisation should rarely be in any conflict with other nature conservation and fishery interests.

There are also reasons to watch the trend of increase in water colour (and absorbance) and dissolved organic carbon in Scandinavian lakes during the recent decades (e.g. Wilander et al. 2003). These changes have been linked to increased precipitation and possibly also more large-scale climatic changes (e.g. Hongve et al. 2004). The potential implication of these large-scale changes on the foraging conditions for the divers merits further investigations.

Appendix A.

Undersökta fiskesjöar för smålom.

Fishing lakes for Red-throated Diver, included in the present study.

Sjö <i>Lake</i>	Karta <i>Map</i>	Koordinater (Rikets nät)		Län ^c <i>County^c</i>	Areal km ² <i>Area km²</i>	N ^a	Av- stånd ^b <i>Dist- ance^b</i>	Vatten- kemi <i>Water chemistry</i>	Fisk- arter <i>Fish species</i>	Prov- fiske <i>Gill net fishing</i>
		y	x							
SYDSVENSKA HÖGLANDET										
Flären	5D SO	631542	139354	Jö, Kr	35,05	1	3,3	X		
Fegen	6C SO	635040	133900	VG, Ha, Jö	23,79	6	2,4	X	X	X
Majsjön	6D SV	635334	135239	Jö	2,78	2	4,7	X	X	X
Fävren	6C SO	635900	130291	Ha	4,19	4	5,2	X	X	
Öjasjön	6C SV	636744	131612	VG	1,30	5	6,1	X		
Stensjö	6B NO	638030	128212	Ha	3,00	7	7,1	X	X	
Viaaredssjön	7C SV	640086	131710	VG	3,79	1	2,1	X	X	
Östra Nedsjön	7C SV	640458	130232	VG	7,40	4	2,7	X	X	
Ören	7C SV	641330	130671	VG	1,44	2	3,8	X	X	
Säven	7C NO	642608	132524	VG	12,10	1	5,1	X		
SVEALAND & DALSLAND										
Åstjärnet	9B NO	653631	128429	VG	0,19	2	4,1			
Boksjön	9B NV	654899	126380	VG	8,13	1	3,9	X		
Stora Lee	10B NV	658500	127455	VG	86,19	9	1,9	X	X	
Tannsjön	11B NO	664343	128386	Vä	6,20	5	1,2	X		
Helgesjön	11B NO	664403	128799	Vä	4,30	2	1,4	X		
Nordsjön-Räköken	11C NV	664652	131335	Vä	1,60	4	1,8	X		
Storeken	12C SV	665533	131763	Vä	3,40	1	3,2		X	X
Östersjön	11E SV	660790	141302	Vä	9,39	9	3,7			
Lersjön	11E SV	662351	140731	Vä	3,52	3	2,3	X		
Daglösen	11E SV	661391	141175	Vä	7,10	4	1,3	X		
Stora Horssjön	11E NV	662853	141207	Vä	5,62	1	0,3	X		
Usken	11F SV	661066	115568	Ör	7,73	4	4,1	X	X	X
Råsvalen	11F SV	661191	146638	Ör	12,40	4	5,1	X		
Stora Kloten	11F NV	664173	147095	Ör	5,35	5	2,9	X	X	
Naren	12D NO	667817	139109	Da, Vä	12,09	2	0,8	X	X	X
Bredsjön	12D NO	668028	139334	Da	7,22	11	0,8	X		
Kvien	12D NO, 13D SO	669437	138966	Da	17,94	20	0,9	X	X	X
Holmsjön-Kappsjön	13D SO	671301	138338	Da	10,49	15	1,5	X	X	X
Glämsjön	13D SO	671963	138080	Da	2,81	3	0,5	X		
Petsjön	13D NV	672639	136886	Da	1,20	5	0,7		X	X
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	13D NV	673649	136631	Da	4,14	11	0,4	X	X	X
Fämtan	13D NV	673671	135906	Da	5,24	1	0,7	X	X	X
Öjen	13D NO	674350	139682	Da	19,12	21	1,3	X		
Tisjön	14C SO	676158	134299	Da	22,80	c. 20	0,2	X		

^a Totalt antal undersökta häckningstjärnar; alla tjärnar har inte besökts varje år. *Total number of investigated tarns; all tarns have not been visited every year.*

^b Medelavstånd från fiskesjön, km *Mean distance from fishing lake, km*

^c Länsförkortningarna är *The county codes are:* Da=Dalarna, Vä=Värmland, Ör=Örebro, VG=Västra Götaland, Jö=Jönköping, Kr=Kronoberg, Ha=Halland.

Appendix B.

Häckningsframgången för smålomspår som fiskar i de undersökta sjöarna

The breeding success by Red-throated Diver pairs, foraging in the investigated lakes.

Sjö Lake	Antal stora ungar per par <i>Number of large chicks per pair</i>			P ^a	% ungpullar med 2 stora ungar <i>% of broods with 2 large chicks</i>			P ^a
	Medelvärde per par och år <i>Mean per pair per year</i>	Trend, Sperman r _s	Antal år <i>No. of years</i>		Medelvärde per år <i>Mean per year</i>	Trend Sperman r _s	Antal år <i>No. of years</i>	
SYDSVENSKA HÖGLANDET								
Flåren	0,40	0,87	5		–	–	2	
Fegen	1,00	0,03	14		65 %	0,07	13	
Majsjön	0,50	-0,03	13		67 %	0,21	6	
Fävren	1,08	0,10	8		31 %	-0,04	8	
Öjasjön	0,65	0,44	11		28 %	0,19	9	
Stensjö	0,47	-0,21	12		31 %	-0,40	9	
Viaredssjön	1,00	-0,34	12		33 %	-0,18	9	
Östra Nedsjön	0,63	-0,20	15		14 %	0,00	11	
Ören	0,83	0,29	12		56 %	0,34	8	
Säven	1,38	-0,28	8		38 %	-0,28	8	
SVEALAND & DALSLAND								
Åstjärnet	1,25	0,25	8		38 %	0,51	8	
Boksjön	1,33	0,83	6	(*)	67 %	0,41	6	
Stora Lee	0,66	-0,14	12		22 %	-0,09	11	
Tamsjön	1,40	0,00	5		57 %	-0,45	9	
Helgesjön	0,89	-0,44	9		33 %	0,41	6	
Nordsjön-Räköken	0,84	0,03	12		34 %	-0,68	12	**
Storeken	–	–	4		67 %	0,41	6	
Östersjön	0,69	0,46	10		34 %	-0,14	10	
Lersjön	0,83	0,20	10		46 %	-0,09	9	
Daglösen	0,91	-0,46	10		35 %	0,09	9	
Stora Horssjön	0,71	0,32	7		60 %	0,00	5	
Usken	0,57	0,00	7		28 %	-0,68	10	*
Råsvalen	0,47	-0,11	5		29 %	-0,18	7	
Stora Kloten	1,08	-0,44	6		44 %	0,00	9	
Naren	0,89	-0,60	14	(*)	29 %	-0,35	12	
Bredsjön	0,58	-0,29	13		23 %	-0,52	15	(*)
Kvien	0,54	-0,29	14		29 %	-0,42	16	
Holmsjön-Kappsjön	0,87	0,08	15		43 %	-0,18	16	
Glämsjön	0,77	-0,42	14		27 %	-0,01	14	
Petsjön	1,01	-0,44	14		28 %	-0,37	15	
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	0,84	-0,53	11		21 %	-0,42	16	
Fämtan	1,00	-0,38	8		50 %	0,00	8	
Öjen	0,66	-0,24	15		18 %	-0,45	16	(*)
Tisjön	0,48	0,07	8		25 %	-0,62	9	(*)

^a tvåsidig test *two-tailed test*: (*) = 0,05 < P < 0,10; * = p < 0,05; ** = P < 0,02; P > 0,10 i alla övriga fall *in all other cases*

Appendix C.

Vattenkemi och ljusförhållanden (medelvärden från provtagningar, 1990-2005, antal prover inom parentes)
Water chemistry and light penetration data (mean values of samples, 1990-2005, sample sizes in parentheses).

Sjö	pH	Alkalinitet mekv/l	Totalfosfor mg/l	Absorbans $f_{420/5}$	Siktdjup m ^a	Förurnings- påverkad
<i>Lake</i>		<i>Alkalinity meq/l</i>	<i>Total phosphorus, mg/l</i>	<i>Absorbance $f_{420/5}$</i>	<i>Secchi disc transpar- ency m^a</i>	<i>Affected by acidification</i>
SYDSVENSKA						
HÖGLANDET						
Flåren	6,76 (4)	0,12 (4)	0,019 (3)	0,12 (4)	-	0
Fegen	6,48 (3)	0,10 (3)	0,008 (2)	0,12 (3)	3,0	1
Majsjön	6,44 (3)	0,13 (3)	0,010 (3)	0,13 (3)	2,9	0
Fävren	6,91 (4)	0,18 (4)	0,015 (3)	0,06 (4)	-	0
Öjasjön	6,63 (3)	0,11 (3)	-	0,15 (3)	-	1
Stensjö	-	-	-	-	-	0
Viaredssjön	6,77 (4)	0,20 (4)	0,009 (3)	0,12 (4)	-	0
Östra Nedsjön	6,87 (3)	0,16 (3)	-	0,05 (3)	-	0
Ören	6,50 (3)	0,15 (3)	0,007 (2)	0,19 (3)	-	1
Säven	6,63 (3)	0,11 (3)	0,009 (2)	0,15 (3)	-	0
SVEALAND & DALSLAND						
Boksjön	-	-	-	-	-	1
Stora Lee	6,63 (4)	0,08 (4)	0,005 (3)	0,06 (4)	-	0
Tannsjön	6,52 (4)	0,08 (4)	0,006 (3)	0,12 (4)	-	1
Helgesjön	-	-	-	-	-	0
Nordsjön-Räköken	-	-	-	-	-	0
Storeken	-	-	-	-	4,0	-
Lersjön	-	-	-	-	-	1
Daglösen	-	-	-	-	-	0
Stora Horssjön	6,77 (4)	0,12 (4)	0,005 (3)	0,08 (4)	-	0
Usken	-	-	-	-	-	0
Råsvalen	6,82 (4)	0,20 (4)	0,012 (3)	0,13 (4)	-	0
Stora Kloten	-	-	-	-	-	0
Naren	-	-	-	-	3,0	0
Bredsjön	-	-	-	-	-	0
Kvien	5,79 (3)	0,03 (3)	0,009 (3)	0,18 (3)	2,7	1
Holmsjön-Kappsjön	5,95 (2)	0,10 (2)	-	0,18 (2)	-	1
Glämsjön	6,05 (3)	0,07 (3)	0,008 (3)	0,15 (3)	-	1
Rönnhällsjön- Nyckelhällsjön	6,41 (3)	0,11 (3)	0,010 (3)	0,18 (3)	2,5	1
Fämten	6,00 (2)	0,05 (2)	-	-	2,5	1
Öjen	6,20 (2)	0,07 (2)	-	0,12 (2)	-	0
Tisjön	6,37 (3)	0,06 (3)	0,010 (2)	0,09 (3)	-	0

^a Siktdjupsmätningarna har gjorts i samband med provfiske vid tidpunkter som redovisas i appendix E.

The Secchi disc readings of transparency were done in connection to gill net fishing at times indicated in Annex E.

Appendix D.

Fiskarter (data från provfiske 1979-2003)^a.*Fish species (data from gill net fishing, 1979-2003)^a.*

Sjö <i>Lake</i>	Prov- fiske år <i>Fishing year</i>	Braxen	Björkna	Löja	Elritsa	Sarv	Mört	Sutare	Nors	Öring	Regnbågs slax	Röding	Sik	Siklöja	Gädda	Lake	Bergsimpa	Abborre	Gös	Gers	Antal arter No. <i>of spec- ies</i>
Fegen	1980	X	X			X	X	X					X	X	X	X	X	X	X	X	13
	1981																				
	1983																				
	1995																				
	2003																				
Majsjön	1993	X					X	X			X		X	X	X	X		X	X		10
	2003																				
Fävren	1980	X				X	X	X						X	X			X			7
Stensjö	1980		X				X	X					X	X	X			X			7
Viaredssjön	1996	X					X						X	X	X			X	X		7
Östra Nedsjön	1983				X		X	X		X				X	X			X			8
Ören	1981						X								X			X			3
Boksjön	1989									X		X						X			3
Stora Lee	1984						X		X				X	X	X	X		X	X	X	9
Storeken	1991						X		X					X	X	X		X		X	8
Usken	1998	X	X				X							X	X	X		X		X	8
Stora Kloten	1979						X						X	X	X			X			5
Naren	1990						X		X				X	X	X			X		X	7
Kvien	1996						X						X	X		X		X			5
Holmsjön- Kappsjön	1998						X							X	X	X		X			5
Nyckelhällsjön- Rönnhällsjön	1999						X							X	X	X		X			5
Petsjön	1993						X						X		X			X			4
Fämtan	1998												X	X	X	X		X			5
Medelvärde																					6,61
Mean																					
Median																					7

^a Fiskarternas latinska namn återfinns i Tabell 5. *The scientific names of the fish species are given in Table 5.*

Appendix E.

Provfisherresultat med botten nät (data från 1990-2003)^a.Results from gill net fishing with bottom-placed nets (data from 1990-2003)^a.

Sjö Lake	År Year	Antal nät No.	Medelantal fiskar per nätansträngning ^b Mean number of fish per catch effort ^b																	
			Abborre	Gös	Mört	Braxen	Sarv	Löja	Sutare	Gädda	Gers	Siklöja	Sik	Nors	Regnbågs lax	Lake	Bergsimpa	Totalt	Mörtartad fisk Cyprinus	Laxartad fisk Salmo trutta
Fegen	1995 J	80	13,9	0,1	8,0	0,1	0,0	0,8	-	0,0	6,7	3,9	0,2	-	-	0,1	0,1	33,8	8,1	4,1
	< 20 cm		13,3	0,0	6,4	-	0,0	0,8	-	-	6,7	3,9	-	-	-	0,0	0,1	31,1	6,4	3,9
	2003 A	56	19,6	0,4	5,5	0,5	-	0,5	-	0,0	5,2	4,3	0,1	-	-	0,1	-	36,2	6,0	4,4
	< 20 cm		18,9	0,2	4,9	0,0	-	0,5	-	-	5,2	4,3	-	-	-	-	-	34,0	4,9	4,3
Medelvärde	Mean		16,8	0,3	6,6	0,3	0,0	0,7	-	0,0	6,0	4,1	0,2	-	0,1	0,0	35,0	7,6	4,3	
< 20 cm			16,1	0,1	5,7	0,0	0,0	0,7	-	-	6,0	4,1	-	-	0,0	0,0	32,6	6,4	4,1	
Majsjön	1993 A	48	5,1	-	11,0	0,9	-	-	-	0,2	-	1,3	0,6	-	0,1	-	19,2	11,9	1,9	
	< 20 cm		4,6	-	10,4	0,4	-	-	-	-	-	1,3	0,1	-	0,0	-	16,8	10,8	1,4	
	2003 J	48	5,8	0,2	5,0	1,1	-	-	0,1	0,1	-	3,8	0,0	-	0,0	-	16,1	6,1	3,8	
	< 20 cm		5,7	0,1	5,0	0,9	-	-	0,0	0,0	-	3,8	0,0	-	0,0	-	15,5	5,9	3,8	
Medelvärde	Mean		5,5	0,1	8,0	1,0	-	-	0,1	0,2	-	2,6	0,3	-	0,0	-	17,7	9,1	2,9	
< 20 cm			5,2	0,1	7,7	0,7	-	-	0,0	0,0	-	2,6	0,1	-	0,0	-	16,2	8,4	2,6	
Viaredsjön	1996 A	48	9,3	0,0	3,6	0,6	-	-	-	0,0	-	0,8	0,4	-	-	-	14,7	4,2	1,2	
	< 20 cm		9,1	-	3,4	0,1	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	13,4	3,5	0,8	
Storeken	1991 A	48	16,0	-	4,0	-	-	0,4	-	0,0	3,1	0,1	-	1,2	0,2	-	25,0	4,4	1,3	
	< 20 cm		14,8	-	2,8	-	-	0,4	-	-	3,1	0,1	-	1,2	0,0	-	22,4	3,2	1,3	
Usken	1998 A	71	19,0	-	3,5	0,1	-	0,4	-	0,0	6,8	0,4	-	-	0,1	-	30,3	4,0	0,4	
	< 20 cm		18,0	-	2,2	0,1	-	0,4	-	-	6,8	0,3	-	-	0,0	-	27,8	2,7	0,3	
Naren	1990 A	56	9,3	-	3,4	-	-	-	-	0,1	2,9	0,1	0,3	0,1	-	-	16,2	3,4	0,5	
	< 20 cm		7,0	-	2,3	-	-	-	-	-	2,9	0,1	0,0	0,1	-	-	12,4	2,3	0,2	
Kviven	1996 J	56	6,7	-	2,4	-	-	-	-	-	0,1	0,0	-	-	0,1	-	9,3	2,4	0,1	
	< 20 cm		4,9	-	1,9	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	0,1	-	7,0	1,9	0,1	
Holmsjön- Kappsjön	1998 A	56	9,2	-	3,1	-	-	-	-	0,1	-	0,4	-	-	0,2	-	13,0	3,1	0,4	
	< 20 cm		8,1	-	2,9	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	11,4	2,9	0,4	
Nyckelhällsjön- Rönnhällsjön	1999 J	40	14,1	-	2,0	-	-	-	-	0,1	-	1,0	-	-	0,0	-	17,2	2,0	1,0	
	< 20 cm		12,1	-	1,8	-	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	15,0	1,8	1,0	
Petsjön	1993 A	32	17,7	-	1,1	-	-	-	-	0,1	-	-	1,3	-	-	-	20,2	1,1	1,3	
	< 20 cm		15,9	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-	18,1	0,9	1,3	
Fämtien	1998 J	40	6,5	-	-	-	-	-	-	0,0	-	0,2	0,4	-	0,2	-	7,3	0,0	0,6	
	< 20 cm		5,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,4	-	0,0	-	5,8	0,0	0,6	

^a Fiskarternas latinska namn återfinns i Tabell 5. The scientific names of the fish species are given in Table 5.^b Månaderna är J=Juli, A=augusti The months are J=July, A=August

Korta rapporter – *Short communications*

Storlommens aggression mot dykänder vid häckplatser kring Skellefteälven, södra Lappland

Aggression by Black-throated Diver Gavia arctica on diving ducks at their breeding lakes around river Skellefteälven, southern Lapland

LEIF BILDSTRÖM

Under många år har jag funderat över varför knipan minskat så kraftigt i mina hemtrakter i Malå kommun, södra Lappland (Bildström 2005). Tidigare kända fågelsjöar har under senare år varit helt tomma på såväl häckande knipa, som andra dykänder. Orsakerna kan naturligtvis vara flera, men så småningom började jag misstänka att häckande storlom hade en hel del med saken att göra (Bildström 2001). Det dröjde dock flera år innan pusselbitarna började falla på plats, men efter mer riktad forskning är jag nu helt säker på att mina misstankar var befogade.

Storlommen etablerar sig och dykänderna försvinner

För drygt ett halvt sekel sedan fanns storlom endast mycket sparsamt inom kommunen, där den framförallt häckade i de största sjöarna (Larsson 1941). Innan Skellefteälven reglerades 1964 fanns få lämpliga lokaler i strömmande vatten. Den därpå följande framväxten av enorma mängder småvuxen sik i de nyskapade regleringsmagasinen, gjorde att den uppdämda älven ganska snabbt blev ryggraden i de lokala populationerna av både storlom och numera även smålom.

I en spegeldamm anlagd över en annars uttorkad älvbotten vid byn Sandfors, en dryg kilometer söder

om älven, häckade knipa med några par under flera års tid. Eftersom dammen endast är på 25 ha, och sönderstyckad av några småholmar, var det oväntat att storlom skulle etablera sig där 1982, och finnas kvar än idag. Det finns inte mycket matnyttigt där, så föräldrarna måste komplettera genom att hämta sik i den närbelägna älven och flyga ner den till ungarna. Trots att det efter den första sommaren med storlom aldrig påvisats en enda häckning av knipa där, var det inte förrän flera år senare, som jag började ana ett samband.

Fem kilometer söder om Sandforsdammen ligger ett gammalt slätterträsk, i folkmun kallat Tjärnen. Det har under större delen av 1900-talet varit en fantastisk fågelsjö, både för rastande och häckande arter (Larsson 1940–1960, egna obs.). Visserligen har en viss minskning noterats genom åren, men även i sen tid har åtskilliga par häckat i de kontrollerade knipholkarna, såväl knipa som en del salskrake. Gråhakedopping häckade i flera år, och en häckning av skäggdopping noterades. Sommaren 1998 upptäcktes ett storlompar i den helt fisktomma sjön, men det dröjde till 2001 innan den första häckningen bekräftades. Fisk till ungarna flygs från den fem kilometer bort belägna älven. Med undantag för 2004 och 2006 (se nedan) har efter storlommens etablering varken knipa, vigg eller gråhakedopping häckat på denna lokal.

Endast 500 meter från Tjärnen ligger Långträsket, en långsmal halvannan kilometer lång sjö, nästan helt utan skymmande uddar, vilket medger siktält i hela dess längd. Här har emellanåt Tjärnens storlommar förbättrat matransonerna med abborre. Sjön har normalt haft en stabil men sparsam population av knipa, vigg och bläsand, samt under flera år 5–6 par bergand i den nordvästra bredare delen av sjön. Sedan storlommarna började fiska i sjön hyser den ej längre häckande knipa eller bläsand. Eftersom lommar mest håller till i den nordvästra delen, har vigg sporadiskt lyckats häcka i den södra änden av sjön.

Sjöns storlek och form

Häcksjöns såväl storlek som form är synbarligen av stor betydelse för storlommarnas beteende, och därmed också knipornas häckresultat. En stor sjö med uddar, öar och vassruggar är för en lom svår att överblicka och bör därför kunna hysa både storlom och knipa. Detta bekräftas av egna besök till den typen av sjöar, i vilka båda arterna regelbundet befunnits häcka. I mitt undersökningsområde är det dock vanligt med flackt belägna mindre sjöar, vilka oftast saknar både öar och vassruggar. Vegetationen utgörs vanligtvis mest av starrväxter, vattenklöver och näckrosor längs stränderna. Detta betyder en stor vattenspegel, vilken gynnar lom i samma utsträckning som dykänder missgynnas. Sannolikt beroende på att den ringa storleken medför problem för lommarna att lyfta, hyser sjöar på mindre än tio hektar sällan storlom. Finns det däremot häckande storlom i någon av de mellan-stora öppna sjöarna, de med en areal på 10–50 ha, kan man numera vara nästan helt säkra på att häckande knipa saknas. Ibland kan en sådan enkel sak som avsaknad av knipholkar vara orsaken. När både holkar och lämplig häckmiljö finns däremot, men med storlom som enda häckfågel, återkommer dock misstankarna. Övergivna äggkullar i holkar vid dessa sjöar kan bero på unga knipors sämre ruvningsinstinkt, eller liknande orsaker, men också på att kniporna attackerats när de rastat från ruvningen och på så sätt tvingats lämna sjön. I denna del av landet lägger kniporna ofta ägg före islossningen, varför eventuella störningar av storlom uppstår i ett senare skede.

Storlommens aggressiva beteende

Vid en av mina spaningar från Långträskets strand trodde jag mig ha upptäckt en mink. Något rörde sig nämligen mycket försiktigt i den spegelblanka vattenytan och dök nästan omärkligt. Efter en halv minut uppstod ett fruktansvärt tumult när storlommen, som det visade sig vara, underifrån anföll tre rastande knipor. Vattnet sprutade och kniporna kom vettskrämda farande rakt mot mig. Storlommen kom sakta simmande efter, som för att förvissa sig om att kniporna inte återvände. En svärta som so-vande rastade inne i storlommens revir i Malåträsket fick ett bryskt uppvaknande, när en dykande storlom rammade den underifrån.

I Skellefteälven sågs aldrig några aggressiva beteenden förrän sommaren 2002. Öväntat anföll då en storlom den av mig just upptäckta smålommen. Taktiken var densamma; en nästan omärklig dyk-

ning från långt håll, varpå offret rammades underifrån. Den gången var det inte fråga om något direkt revirhävande, ty det var åtminstone ett par kilometer till närmaste bo. I närheten av denna plats fann jag några år tidigare en död smålom. Även om ett djupt sår kunde anas i bröstet var fågeln i sådant skick att dödsorsaken inte gick att fastställa. Hade den dödats av storlom? Inte uteslutet, ty från Skottland är känt att storlom såväl attackerat som dödat smålom (Mee 1991).

Sommaren 2003 såg jag i Skellefteälven några knipungar som vettskrämda sprang in mot, och upp på land för att där gömma sig. Efter ungarna kom en raskt simmande storlom ända fram till stranden. I Malån jagade i början av september 2004 ett storlompar en knipunge, som springande för sitt liv räddade sig upp på stranden (Mats Bildström muntl.). I Brunträsket bevitnades hur ett storlompar systematiskt dränkte en kull knipungar. Lommarna dök och drog ner ungarna genom att ta tag i deras ben (NN muntl.). Ännu flera år efter den händelsen finns bara storlom häckande i den sjön. Augusti 2006 iakttog jag en storlom som kraftigt attackerade och jagade bort en smålom med en just flygfärdig unge i sällskap, i sjön Lilla Skäpträsk nära Malå.

Flera häckningar av knipa konstaterades samma år i samma sjö, men ungarna bara försvann och inga ungar sågs uppnå vuxen ålder. Misstankarna riktas även i det fallet mot storlom som förutom ett häckande par ofta hyser mindre flockar av storlom i sjön. Dokumenterade observationer från lokaler utanför Malå kommun är sällsynta, men från Umeå rapporteras om en knipa som dödades av storlom (Arne Häger enligt brev.). Efter en i ämnet publicerad artikel, meddelades att en sjö utanför Piteå uppvisade liknande karaktär som de beskrivna; efter storlommens etablering försvann de tidigare häckande kniporna (L. Sandberg).

Avgörande bevis

Sommaren 2004 hände äntligen vad jag väntat på de senaste åren. Storlommarna övergav Tjärnen och häckade istället för första gången i Långträsket. Resultatet lät inte vänta på sig. I Tjärnen konstaterades minst en häckning av knipa, en kull salskrake och minst en kull vigg. Salskrakarna och viggarna låg ofta och dök mitt ute på det öppna vattnet, en omöjlighet när storlom häckade där. Sommaren 2005 häckade storlom åter i Tjärnen och inga häckande dykänder fanns att skåda. 2006 sågs ruvande storlom under junis början, men av okänd anledning övergavs häckplatsen ganska snart. Trots åt-

skilliga besök under resten av sommaren sågs efter 1 juli inga storlommor i Tjärnen.

Minst två kullar vigg samt en häckning av knipa konstaterades. Flera adulta knipor fanns även so- vande ute på den öppna vattenspegeln vid olika tillfällen.

Sammanfattning

Jag anser det vara ställt utom allt tvivel att häck- ande storlom är orsaken till att knipa och andra dy- känder försvunnit som häckfåglar i vissa av Malås sjöar. I flera av dessa sjöar rastar knipa både vår och höst, men saknas under sommaren. Simänder berörs inte alls på samma sätt som knipan, då de oftast simmar inne i strandgräset, där storlommen aldrig vistas. Även salskraken, som oftast vistas i strandgräset, verkar klara sina häckningar även om sjön delas med storlom. De iakttas i sådana fall dock aldrig ute på det öppna vattnet, där storlom- men oftast ligger. Smälommen däremot verkar inte ha något emot dykänder som grannar.

En orsak till storlommarnas nya revir i det här området kan vara att Skellefteälven under de senaste åren har uppvisat kraftiga vattenståndsfluktuationer. Vissa somrar dränks äggen, andra hamnar de så högt att lommarna inte kommer åt sina reden när vattnet sjunker. Kraftverksdammarna bildar nume- ra en tjugo mil lång kedja av nya sjöar längs Skel- lefteälven, varför ett stort antal par kan beröras av varierande vattennivåer. Detta i kombination med konkurrens om boplatser kan ha gjort att storlom- marna sökt sig till nivåssäkra sjöar, och likt smålom flyger fisk från älven till ungarna. Den allt större populationen pressar sannolikt storlommor till att även söka sig till mindre vatten för häckning.

De i denna rapport redovisade aggressiva bete- endena hos storlom, i likhet med deras inverkan på vissa dykänders häckplatser, tycks endast vara sparsamt kända bland forskare och fältornitologer (t.ex. Sjölander 1978). Genom författarens muntligt och skriftligt ställda frågor till åtskilliga ornitologer, har endast två liknande händelser rap- porterats vilka har redogjorts för ovan. Kan det förhålla sig så att det huvudsakligen mest rör sig om en geografiskt begränsad företeelse? Knappast! Mer troligt är att det så småningom visar sig vara något som först konstaterades lokalt för att senare bekräftas vara allmängiltigt. Möjligen kommer det kanske att utgöra ett parallellfall till en annan före- teelse som först rapporterades från Malå kommun – sångsvanens inverkan på taigasädgåsens häck- platser (Kampe-Persson m.fl. 2005). Innan dess krävs dock betydligt mer ingående studier. Speku-

lationer gällande konkurrens om födan som orsak för storlommars aggressioner skapar nya funde- ringar, då en del attacker även har skett i mycket fiskrika sjöar t.ex. Lilla Skäppträsk och Skellefte älv, vilka båda för stora bestånd av småvuxen sik. Fortfarande finns alltså en hel del oklara saker att forska vidare om.

Ett speciellt tack går till Elis Wides Fond, som gjorde min mer detaljerade forskning ekonomiskt möjlig.

Referenser

- Eadie, J. McA. & Keast, A. 1982. Do Goldeneye and Perch compete for food? *Oecologia* (Berl.) 55: 225–230.
- Eriksson, M.O.G. 1976. Food and feeding habits of Golden- eye *Bucephala clangula* (L.) ducklings. *Ornis Scandinavica* 7: 159–169.
- Eriksson, M.O.G. 1979. Competition between fish and Gol- deneyes *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oeco- logia* (Berl.) 41: 99–107.
- Eriksson, M.O.G. 1983. The role of fish in the selection of lakes by nonpiscivorous ducks: Mallard, Teal and Golden- eye. *Wildfowl* 34: 27–32.
- Jackson, B.D. 2003. Between-lake differences in the diet and provisioning behaviour of Black-throated Divers *Gavia arctica* breeding in Scotland. *Ibis* 145: 30–44.
- Bildström, L. 2001. Storlommen – en marodör? *Fåglar i Västerbotten* 26: 112–114.
- Bildström, L. 2005. *Fåglar i Malå*. Stockholm 2005.
- Bildström, L. 2005. Storlommens inverkan på dykändernas häckplatser. *Fåglar i Norrbotten* 24:26–29.
- Kampe-Persson, H., Bildström, L. & Bildström, M. 2005. Can nesting competition with Whooper Swan *Cygnus cygnus* cause a decline of the Swedish Taiga Goose *Anser fabalis fabalis* population? *Ornis Svecica* 15: 119–121. (Swedish with English summary).
- Larsson, M. 1940–1960. *Dagböcker 1940–1960*. Sandfors, Malå.
- Lehtonen, L. 1970. Zur Brutbiologie des Prachtauchers *Ga- via a. arctica* (L.). *Ann. Zool. Fennici* 7:25–60.
- Mee, A. 1991. Black-throated Diver attacking and killing Red-throated Diver. *Scottish Birds* 16:140.
- Sjölander, S. 1978. Reproductive behaviour of Black-throa- ted Divers *Gavia arctica*. *Ornis Scandinavica* 9: 51–65.

Summary

This report is based on observations made, mainly by the author, in the rural district of Malå, southern Lapland. In 1964, the regulation for energy produc- tion of the River Skellefteälv created a number of dams, making up a 200 kilometres long chain of new lakes. Gradually, large populations of small Whitefish *Corogonus* sp. developed in these dams. Quite soon, thanks to this food resource, the regu- lated river became the backbone of the local popu-

lations of both Black-throated Diver *Gavia arctica* and Red-throated Diver *Gavia stellata*.

Formerly, the Black-throated Diver bred only sparsely in this district, mainly in the largest lakes. After the regulation of the river the species increased its breeding range, at first to the dams, later also to medium-sized lakes situated in the neighbourhood of the river. As these lakes were devoid of food, the parents fished in the river and transported the food to their young. Wherever the Black-throated Diver settled, the Goldeneye *Bucephala clangula* disappeared as a breeding species, and most other diving ducks, such as Tufted Duck *Aythya fuligula* and Smew *Mergellus albellus*, as well. A suspicion started to grow, that these disappearances in fact were caused by breeding divers. The crucial test came in 2004, when the Black-throated Diver stopped breeding in one the lakes, Tjärnen. That year, Goldeneye, Tufted Duck and Smew bred in Tjärnen. Next year, the divers were back and no diving ducks were seen. In 2006 there were no Black-throated divers breeding in the same lake, and Tufted Duck and Goldeneye, again were breeding.

A plausible explanation for the observed disappearance of diving ducks from certain lakes is aggression from the divers. Aggressive behaviours of breeding Black-throated Divers against diving ducks, and Red-throated Diver, were observed on several occasions. In most cases, it involved a long dive followed by a sudden attack from below. In one of the lakes, a pair of Black-throated Diver drowned an entire Goldeneye brood. The divers dived and dragged down the ducklings by grasping hold of their legs. A possible reason for the aggression between Black-throated Divers and Goldeneye, might in some cases be competition for common food (aquatic insects) to the non-fledged chicks. However, this aggressive behaviour even exists in fish-rich lakes with abundance of food, which creates more questions.

The size and form of the breeding lake seem to be of crucial importance for the behaviour of the Black-throated Diver, and by that also the breeding result of the Goldeneye and other diving ducks. A large lake with capes, islands and clumps of reeds is difficult for a diver to survey, making it possible for the species to coexist. Probably because of problems of taking wing, there are rarely any divers in lakes smaller than ten hectares. In the medium-sized lakes, those with an area of 10–50 ha, on the other hand, problems of coexistence are frequent, especially in the open ones. In the district of Malå, it is nowadays extremely rare to find breeding

Goldeneye in a medium-sized lake housing breeding Black-throated Diver.

Leif Bildström, Smultronstigen 33, 930 70 Malå. E-mail: calidris55@hotmail.com

Om knipans *Bucephala clangula* häckningsbiologi i mellersta Värmland

On the breeding ecology of the Goldeneye Bucephala clangula in middle Värmland

ERIK BORGSTRÖM

Knipans häckningsbiologi har i Sverige inte behandlats i någon större utsträckning. Förutom Rosenius (1942) finns endast smärre redogörelser och notiser rörande artens häckningsbiologi. I Norden är det Finland som ligger väl framme. Flera finska undersökningar har publicerats (t.ex. Sirén 1952 och Grenquist 1962).

Material och metoder

Sedan 1968 har häckningsbiologiska studier av knipa bedrivits i mellersta Värmland. Undersökningsområdet är till ytan ca 100 km² och är beläget i och omkring N. Råda (60.00° N). Knipholkarna har varit av gängse typ och vedertagna mått med undantag av ett antal holkar konstruerade av naturstammar och ibland med ingångshål överstigande de vanliga måtten för knipholkar. Antalet holkar under studien har varit tämligen konstant, 30–40 st. Nästan alla har varit uppsatta vid Klarälven och i anslutning till Rådasjön. Naturligtvis var holkarna i regel placerade i omedelbar närhet av vattendragen och vanligen på en höjd av 1,5–3 m. Vid några tillfällen har häckning i holkar skett långt från närmaste vatten. Det största avstånd till närmast för knipen lämpliga vatten från dessa boplatser är drygt 1,6 km.

I botten på holkarna har före varje häckningssång hållts ett 5–10 cm tjockt lager bomaterial (och det gamla tagits bort) i form av kutterspån eller annat lämpligt material som underlag för knipäggen eftersom honan själv inte drar in något bomaterial. Under äggläggningen och ruvningen plockar ho-

nan successivt av sig själv dun, vilket under ägg-läggingsperioden används för att täcka över äggen när honan befinner sig utanför holken och under ruvningen för att hålla äggen varma under honans bortavaro på grund av näringssök.

Ägg och äggläggning

Tidpunkten för knipans start för äggläggning har registrerats i 305 kullar. I en kull lades det första ägget redan 20 mars (1989) och ytterligare 13 häckningar har i studien noterats starta i mars månad. I litteraturen förekommer veterligen inga uppgifter om så extremt tidiga häckningar av knipa. Även mycket sena äggläggningar har förekommit: en hona lade en omlagd kull (endast tre ägg) med start 3 juni (1986) och i fyra andra häckningar, vilka också torde ha varit omläggningar, lades det första ägget i senare delen av maj. Tidpunkten för läggandet av första ägg i 305 kullar har i genomsnitt varit 24 april. Nära 85% av samtliga häckningar påbörjades under perioden 8 april–12 maj, och detta visar att äggläggningen hos knipa äger rum betydligt tidigare än vad som hittills uppgetts i litteraturen.

I Tabell 1 visas genomsnittsvärden för storleken av knipägg enligt olika undersökningar, varav två är tyskt material. De mått som anges i föreliggande studie baseras på 160 knipkullar under perioden 1979–2000. Knipans ägg är blågröna (grönblå) till färgen och är i förhållande till honans storlek mycket stora. Dvärgägg har påvisats i kullar vid två tillfällen. I en kull på sex ägg 1987 fanns också ett dvärgägg (33,3×28,3) och bland en rekordkull på 18 ägg 1993 låg dessutom ett dvärgägg (33,0×27,1).

Knipan lägger sina ägg med i genomsnitt 1,5 dagars mellanrum. För att fastställa vid vilken tidpunkt det första ägget läggs måste man besöka

holken under äggläggingsperioden. Detta har en avgörande betydelse om man skall kunna räkna ut när det är dags för kläckning av äggen. Enligt flera uppgifter ruvar knipan 29–30 dagar (27–32). Trots denna vetskap krävs det ibland rätt många besök till de holkar, där kläckning förväntas ske. Ungarna ligger nämligen kvar i holken blott i ett dygn för att torka och få krafter, så det gäller att passa på.

Äggvolymen har bestämts genom Tatum's (1975) index: $\pi \times \text{ägglängd} \times \text{bredd}^2 / 6000$. Den allra största volymen hade ett ägg med mätten 62,8×46,7, som var 71,67 cm³, och den allra minsta hade ett ägg med mätten 52,7×38,9 och volymen 41,73 cm³ (se Tabell 1).

I Tabell 2 förtecknas de olika kullstorlekarna. Medelkullen uppgår till 8,78 ägg. I en undersökning i Finland var medelkullen för 63 kullar 9,3 med spridningen 5–17 ägg (Linkola 1962) och i en annan studie från samma land var medelkullen för 128 kullar 9,0 med spridningen 6–11 ägg (Grenquist 1963). Glutz von Blotzheim & Bauer (1969) uppger den normala kullen vara 8–11 (5–13).

Föreliggande studie kännetecknas av ett stort spann för de fullagda kullarna (3–18 ägg). Det bör då framhållas att kullarna på 3 och 4 ägg med största sannolikhet är omlagda kullar (i en av trekullarna konstaterades detta). De stora kullarna med 13 ägg och uppåt är besvärligare att förklara. Det är ett välkänt faktum att två eller flera kniphonor kan lägga ägg i samma holk. I denna undersökning har detta påvisats flera gånger trots att holktätheten till synes har ansetts tillräcklig för att alla honor skulle få ha sin egen holk i fred. Ändå har beteendet förekommit. I de flesta fall när flera honor lägger ägg i samma holk överges kullen av den ursprungligt häckande honan och äggen förblir oruvade. Således har 38 övergivna knipkullar med extremt stort

Tabell 1. Äggstorlek och äggvolym enligt olika undersökningar hos knipa.

Egg size and volume from different Goldeneye studies.

Genomsnittsvärden <i>Mean values</i>	Maximi- och minimimått <i>Max. and min. values</i>	n	Referens
60,1×42,6 (57,08 cm ³)	67,0×39,9 och 60,0×45,0 52,0×41,0 och 55,0×39,4	42	Bau 1923
58,8×43,1 (57,16 cm ³)	64×43 och 59,7×46 52×42,8 och 59×41	174	Rosenius 1942
59×43 (57,09 cm ³)	52–67×39–45	200	Schönwetter 1967
59,2×42,9 (57,02 cm ³)	66,2×40,5 och 62,8×46,7 50,9×42,8 och 52,7×38,9	1071	denna studie <i>this study</i>

Tabell 2. Frekvensfördelningen av olika kullstorlekar och antal uthoppade ungar från 261 fullagda kullar av knipa i mellersta Värmland 1968–2000.

Frequency distributions of different number of eggs and different number of young leaving nest in 261 completed clutches of Goldeneye in middle Värmland in 1968–2000.

Antal ägg eller uthoppade ungar <i>No. of eggs or young leaving nest</i>	Antal bon med olika äggantal <i>No. of nests with different egg clutch size</i>	Antal bon med olika antal uthoppade ungar <i>No. of nests with different no. of young leaving nest</i>
3	2	7
4	1	6
5	12	25
6	35	41
7	41	43
8	46	48
9	40	33
10	30	24
11	17	11
12	14	14
13	3	3
14	8	2
15	6	3
16	2	0
17	3	0
18	1	1
Summa bon <i>Total</i>	261	261
Medel <i>Mean</i>	8,78	7,88
S.D.	2,68	2,44

antal ägg med stor säkerhet övergivits på grund av att den kniphona som först lagt ägg i en holk fått påspädning av en annan hona eller flera honor. Samtliga dessa 38 kullar har givetvis uteslutits i det här redovisade materialet (Tabell 1 och 2).

Trots det ovan sagda kan man inte helt utesluta att en kniphona själv kan lägga ovanligt stora kullar. Rekordkullen på 18 ägg (därtill med ett dvärg-ägg) i N. Råda 1993 resulterade i 18 ungar, vilka alla lämnade holken. Utan att ha klara bevis finns det indikationer på att det var en och samma hona som genomförde denna häckning. Detsamma gäller för övriga redovisade häckningar med 13 ägg eller fler (22 häckningar). Dessa 23 häckningar står för 10% av samtliga häckningar i studien. Hos en underart av knipa i Nordamerika har för övrigt kullar upp till 14–19 ägg uppenbarligen lagda av en enda hona påtalats (Brewster 1900).

Ruvning, kläckning och häckningsresultat

När äggkullen är fullagd vidtar ruvningen, som normalt omfattar 30 dagar. Efter det att första ägget lagts (eller de första äggen) och man således känner till när äggläggningen startat besöktes inte

holken utan honan fick i lugn och ro ruva sina ägg. Först mot slutet av ruvningsperioden, d.v.s. inför den förväntade kläckningen av äggen, kontrollerades honan. I förekommande fall blev honan ringmärkt. Med tiden har de allra flesta honor blivit ringmärkta och därför har kontrollerna oftast inneburit att man läst av ringarna. Knipan är i hög grad individuell. En del honor var ytterst störningskänsliga. Vid minsta missljud flög hon ut så snart man bara närmade sig holken. Ibland kunde det gå så långt att man måste närma sig holken när det regnade eller blåste hårt för att honan inte skulle höra att man kom. I andra fall låg honan hårt på äggen och lät sig lätt plockas upp och hanteras. Någon gång kunde hon läggas tillbaka i holken utan att hon sen flög ut. Honor som på detta sätt kontrollerats år efter år, ofta i samma holk, tenderade att bli så "vana" av behandlingen att de efter kontrollen och frisläppandet bara flög iväg en kort bit och lade sig på vattnet utanför i väntan på att fridstöraren skulle avlägsna sig. Samtidigt som honan kontrolleras räknades nu kullstorleken.

När den förväntade kläckningen skall ske gäller det att passa holken så att ungar inte hinner hoppa ut. Har man tur kommer man dit på exakt

rätt dag. Oftast blev det dock flera besök under dagarna innan kläckning sker. Om äggen uppvisade sprickor eller ”rosor” visste jag att kläckning är omedelbart förestående och kunde då dagen därpå återkomma för att få se ungarna ligga där.

I Tabell 2 visas frekvensen av uthoppade ungar ur holkarna. I hela materialet utgjordes drygt 9% av okläckta ägg (211 st) och 1% av döda dunungar (24 st). Häckningsframgången upp gick till 89,7%. I en undersökning i Värmland sammanställd av Fredga 1962 i Svensk Jakt och citerad av Grenquist (1963) var kläckningsfrekvensen under tre på varandra följande år 72%, 78% resp. 82%. I finska undersökningar av kläckningsfrekvens är resultatet väsentligt lägre, men i dessa tycks man ha utgått från lagda knipägg oavsett om de övergivits eller inte.

Ortstrohet och ålder

Eftersom de allra flesta kniphonorna ringmärkts under studieperioden har många kontroller av fåglarna kunnat göras. Det har då visat sig att många honor är mycket ortstroga. Åtskilliga kontroller har gjorts i närområdet och ofta i närheten av de holkar de tidigare häckat i och upprepade gånger i samma holk året efter första häckningen eller under flera efterföljande år. Rekordet sätts av två honor. Den första häckade i en holk i N. Råda vid Rådasjön 1978 och därefter varje år i samma holk ända fram till och med 1990. Eftersom knipan häckar först vid två års ålder måste denna hona ha nått en ålder av minst 14 år (15K+). Exakt lika gammal var den hona som sedan 1988 häckade i en holk vid Edsforsens kraftstation, NNV N. Råda. Den äldsta kända knipa i hela Europa är en rysk fågel som hittades 16 år och 11 månader efter ringmärkningen. I denna studie har sammanlagt 195 honor ringmärkts. Förutom de ovan nämnda gamlingarna har kniphonor kontrollerats med en ålder av minst 12 år i ett fall, 10 år i två fall, 9 år i två fall samt flera med en ålder av minst 8 år.

Sedan 1987 har även alla dunungar ringmärkts med en speciell metod (Borgström 2000). Den går ut på att placera en bit tätningslist, s.k. Tesa, på insidan av ringen före märkningen. Detta förfarande förhindrar att ringen ramlar av den hos dunungen ännu alltför kläna tarsen. Metoden har visat sig fungera bra. I takt med att ungen växer till nöts listen bort eller ramlar av efter en viss tid i kontakt med vatten. Fram till och med 2000 har sammanlagt 937 dunungar ringmärkts med denna metod. Vid ett 15-tal tillfällen har förstagångshäckare konstaterats i undersökningsområdet. En hona märkt

som dununge återkom till och med och häckade i samma holk, i vilken hon tidigare år kläckts fram ur ägget.

Knipan är i mellersta Värmland nästan undantagslöst flyttfågel och de flesta återfynden kommer från Danmark (Limfjorden-området). En knipa ringmärkt som dununge har bland annat påträffats i Storbritannien. Under de senaste två–tre åren har tyvärr en minskning av knipbeståndet i undersökningsområdet kunnat konstateras, förhoppningsvis är denna trend av tillfällig karaktär.

Tack

Från Stiftelsen Alvins fond har jag erhållit ett bidrag på 5000 kronor för täckning av resekostnader för studien.

Information från redaktionen

När Erik Borgström dog den 15 augusti 2006 efterlämnade han bl.a. denna artikel som var i det närmaste färdig att lämnas för publicering. Lars Schütt, Karlstad, förmedlade den till *Ornis Svecica*. Den publiceras här bara marginellt redigerad.

Referenser

- Bau, A. 1923. *Naturgeschichte der deutschen Vögel einschliesslich sämtlicher Vogelarten Europas* von C. G. Friedrich. 6. Auflage. Sprösser & Nägele, Stuttgart.
- Borgström, E. 2000. Ringmärkning av knipungar. *Ringinform* 23: 1–4.
- Brewster, W. 1900. Notes on the breeding habit of the American Golden-eyed Duck or Whistler. *Auk* 17: 207–216.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 3, Wiesbaden.
- Grenquist, P. 1962. On the nesting competitors of the Goldeneye in the archipelago. *Suomen Riista* 15: 83–98.
- Grenquist, P. 1963. Hatching losses of Common Goldeneye in the Finnish archipelago. *Proc. Int. Orn. Congr.* 13: 685–689.
- Linkola, P. 1962. Havaintoja sorsalintujen lisäntymistulokset Keski-Hämeessä. *Suomen Riista* 15: 157–174.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon*. Band V. Lund.
- Schönwetter, M. 1967. *Handbuch der Oologie I*. Berlin.
- Sirén, M. 1952. Studies on the breeding biology of the Goldeneye. *Pap. Game Res.* 8: 101–111.
- Tatum, J. B. 1975. Egg volume. *Auk* 92: 576–580.

Summary

This nest-box study of the breeding ecology of the Goldeneye *Bucephala clangula* was made within an area of about 100 km² surrounding N. Råda in central Värmland (60.00° N) and covered the period

1968 through 2000. The number of nest-boxes was 30–40. They were placed 1.5–3 m above ground, usually close to the water edge of a lake or along a river. A few were up to 1.6 km away from water suitable for Goldeneyes. Before every breeding season old nest material was removed and replaced with a 5–10 cm layer of cutter shavings.

Date of first egg was recorded in 305 clutches. The earliest was on 20 March 1989 and 13 other clutches were initiated in March. This is very early compared to dates found in the literature. There were also some very late initiations. One clutch with three eggs was started on 3 June 1986, and four other clutches were started in late May. All were probably replacement clutches. The average date of the 305 clutches was 24 April, and almost 85% of all clutches were started between 8 April and 12 May.

Table 1 shows egg measurements collected from 160 clutches from the period 1979–2000. Two dwarf eggs have also been found: one of six eggs in 1987 measured 33.3×28.3 mm, and one egg in a clutch of 18 in 1993 measured 33.0×27.1 mm. Egg volume was calculated with Tatum's (1975) index: $\pi \times \text{length} \times \text{breadth}^2 / 6000$. The largest volume was 71.67 cm³ (62.8×46.7 mm), and the smallest 41.73 cm³ (52.7×38.9 mm).

Table 2 shows the frequency of different egg clutch sizes for all completed clutches. Mean clutch size was 8.78 eggs. Compared to some other studies my population had a larger range (3–18 eggs). However, some of the small clutches were probably replacement clutches, and in one case this was confirmed. It is more complicated to explain the large clutches with 13 eggs or more. Laying by more than one female in the same nest-box has been given as the explanation, but I have not been able to confirm this. Very large clutches are nor-

mally deserted. I found 38 such very large clutches, all of them were deserted, and they have been excluded from this study.

When the estimated day of hatching approached, the nest-box was visited every day in order to determine the number of hatched young that left the nest-box alive. The result is shown in Table 2. Of all eggs, 9% did not hatch (211 eggs), and 1% (24) dead nestlings remained in the nest-box. Breeding success in terms of nestlings leaving the nest-box alive was 89.7%. This is higher than values given from Finland, but the difference may depend on that deserted clutches were included in the Finnish studies.

The females were ringed, and successively most of the females in the population were ringed and could be checked in the nest-box (total 195). One female was ringed in 1978 and bred in the same nest-box every year until 1990. Since Goldeneyes do not start to breed until they are two years old, this female must have been at least 14 years. The same age was reached by another female ringed in 1988. The oldest female in Europe is one from Russia, found after 16 years and 11 months. Other old females in my study were one at least 12 years old, two at least 10 years, two at least 9 years, and several older than 8 years. Using Tesa-tape between the ring and tarsus, 937 nestlings were also ringed. About fifteen of them were recovered as breeders in the area. One female returned to breed in the same nest-box where she had hatched.

Editorial note. When Erik Borgström died on 15 August 2006, he left this manuscript, that was almost finished for submission. Lars Schütt, Karlstad, sent it to *Ornis Svecica*. It is published here with only marginal editing.

BILDSTRÖM, L. Storlommens aggression mot dykänder vid häckplatser kring Skellefteälven, södra Lappland. Aggression by Black-throated Diver <i>Gavia arctica</i> on diving ducks at their breeding lakes around river Skellefteälven, southern Lapland.	232
BORGSTRÖM, E. Om knipans <i>Bucephala clangula</i> häckningsbiologi i mellersta Värmland. On the breeding ecology of the Goldeneye <i>Bucephala clangula</i> in middle Värmland.	235
BORGSTRÖM, E. & SCHÜTT, L. En långtidsstudie (1938–2004) av flyttfåglarnas ankomst till mellersta Värmland. A long term study (1938–2004) of arrival dates of migratory birds in middle Värmland.	95
BRANDER, A. & KARLSSON, T. Matning av ungar hos svarthakedopping <i>Podiceps auritus</i>. Feeding of young in the Slavonian Grebe <i>Podiceps auritus</i>.	177
BRATTSTRÖM, O. Is there seasonal variation in size and mass of Red Admirals <i>Vanessa atalanta</i> on Capri, Italy? Finns det någon säsongsberoende variation i storlek och vikt hos amiraler <i>Vanessa atalanta</i> på Capri, Italien?	69
ERDEÖS, L.A.S. En barock historia. A baroque tale.	6
ERIKSSON, M.O.G. Smälommens <i>Gavia stellata</i> häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten. Breeding success of the Red-throated Diver <i>Gavia stellata</i> in relation to water chemistry and composition of the fish stocks in different fishing lakes.	211
FRANSSON, T., JAKOBSSON, S., KULLBERG, C., MELLROTH, R. & PETTERSSON, T. Fuelling in front of the Sahara desert in autumn – an overview of Swedish field studies of migratory birds in the eastern Mediterranean. Fettupplagring inför höstpassagen av Sahara – en översikt av svenskt fältarbete i östra Medelhavet.	74
HJORT, C. Capri Bird Observatory – a brief historical overview. Capri Fågelstation – en kort historisk överblick.	13
HJORT, C., ANDERSSON, A. & WALDENSTRÖM, J. Wintering birds on the island of Capri, southwestern Italy. Övervintrande fåglar på ön Capri, sydvästra Italien.	62
HOLMGREN, N. M. A. & ENSGTRÖM, H. Stopover behaviour of spring migrating Wood Warblers <i>Phylloscopus sibilatrix</i> on the Island of Capri, Italy. Rastningsbeteende hos vårflyttande grönsångare <i>Phylloscopus sibilatrix</i> på ön Capri, Italien.	34
JONZÉN, N., PIACENTINI, D., ANDERSSON, A., MONTEMAGGIORI, A., STERVANDER, S., RUBOLINI, D., WALDENSTRÖM, J. & SPINA, F. The timing of spring migration in trans-Saharan migrants: a comparison between Ottenby, Sweden, and Capri, Italy. Vårflyttningens tidsmönster hos tropikflyttare: en jämförelse mellan Ottenby, Sverige och Capri, Italien.	27
KÄLLANDER, H. Interspecific kleptoparasitism by four species of gull <i>Larus</i> spp. in South Sweden. Iakttagelser i södra Sverige av fyra mäsarters stöld av föda från andra arter.	127
KÄLLANDER, H. Kittiwakes <i>Rissa tridactyla</i> as kleptoparasites of Great Cormorants <i>Phalacrocorax carbo</i>. Tretåig mäs <i>Rissa tridactyla</i> som kleptoparasit på storskarv <i>Phalacrocorax carbo</i>.	168
KYLIN, H. Birds off Scoresby Sound, Eastern Greenland, in the spring of 2002. Fåglar utanför Scoresbysund, Östgrönland, våren 2002.	164
SJÖBERG, N. Ankomstdatum 1948–2006 och häckning 1978–2006 i Jämtland för svartvit flugsnappare <i>Ficedula hypoleuca</i>, rödstjärt <i>Phoenicurus phoenicurus</i> och lövsångare <i>Phylloscopus trochilus</i>. Arrival dates 1948–2006 and breeding 1978–2006 in Jämtland for Pied Flycatcher <i>Ficedula hypoleuca</i>, Redstart <i>Phoenicurus phoenicurus</i> and Willow Warbler <i>Phylloscopus trochilus</i>.	118
SPINA, F., PIACENTINI, D. & MONTEMAGGIORI, A. Bird migration across the Mediterranean: ringing activities on Capri within the Progetto Piccole Isole. Fågelflyttning över Medelhavet: ringmärkning på Capri inom Projekt Piccole Isole.	20
STRANDBERG, R., ALERSTAM, T. & HAKE, M. Wind-dependent foraging flight in the Osprey <i>Pandion haliaetus</i>. Vindberoende flygteknik hos födosökande fiskgjusar <i>Pandion haliaetus</i>.	150
SVENSSON, S. Species composition and population fluctuations of alpine bird communities during 38 years in the Scandinavian mountain range. Artsammansättning och antalsförändringar hos alpina fågelsamhällen under 38 år i de Skandinaviska fjällen.	183
SÖDERHOLM, S. Varierar brunand <i>Aythya ferina</i> periodiskt? – en analys av inventeringsresultat från Angarnsjöängen, Sverige, 1978–2003 och Engure, Lettland, 1972–1992. Does the Pochard <i>Aythya ferina</i> vary periodically? – an analysis of census data from Angarnsjöängen, Sweden 1978–2003 and Lake Engure, Latvia 1972–1992.	85
THERNLUND, F. Täthet och häckningsframgång för törnskata <i>Lanius collurio</i> på Lovön nära Stockholm. Density and breeding success of Red-backed Shrike <i>Lanius collurio</i> at Lovön near Stockholm.	112
WALDENSTRÖM, J., HJORT, C. & ANDERSSON, A. Autumn migration of some passerines on the island of Capri, southwestern Italy. Höststräcket av några tättingar på Capri i sydvästra Italien.	42
ÅKESSON, S., JONZÉN, N., PETTERSSON, J., RUNDBERG, M. & SANDBERG, R. Effects of magnetic manipulations on orientation: comparing diurnal and nocturnal passerine migrants on Capri, Italy in autumn. Effekter av magnetiska manipulationer på orientering: jämförelser mellan dag- och nattflyttande tättingar på Capri, Italien under hösten.	55
Bokanmälningar – Book reviews	170

Instruktioner till författarna

Instructions to authors

Allmänt gäller att bidrag skall vara avfattade enligt den modell som finns i tidigare häften av tidskriften. Titeln skall vara kort, beskrivande och innehålla ord som kan användas vid indexering och informationssökning. Uppsatser, men ej andra bidrag, skall inledas med en Abstract på engelska om högst 175 ord. Texten bör uppdelas med underrubriker på högst två nivåer. Huvudindelningen bör lämpligen vara inledning, metoder/studieområde, resultat, diskussion, tack och litteratur. Texten får vara på svenska eller engelska och uppsatsen skall avslutas med en fyllig sammanfattning på det andra språket. Tabell- och figurtexter skall förses med översättning till det andra språket. Tabeller, figurer och figurtexter skall finnas på separata blad. Det skall finnas minst 4 cm marginal och texten skall vara utskriven med dubbelt radavstånd. Manus skall insändas i tre kopior inklusive tabeller och figurer. *Såväl text som figurer skall om möjligt levereras på diskett eller som bilaga till epost.*

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

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

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

Contributions should be written in accordance with previous issues of the journal. The title should be short, informative and contain words useful in indexing and information retrieval. Full length papers, but not other contributions, should start with an Abstract in English not exceeding 170 words. The text should be divided by no more than two levels of subheadings. The following primary subheadings are recommended: Introduction, Methods/Study areas, Results, Discussion, Acknowledgements, and References. The text may be in English or Swedish and the paper should end with a comprehensive summary in the other language. Table and Figure legends should be in both languages. Tables and Figures must be on separate sheets of paper.

Manuscripts should be submitted in three copies with 4 cm margin, printed with double line spacing. Text and figures should preferably be provided on a floppy disk.

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

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

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

Referenser References

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

I referenslistan *In the reference list*:

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

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

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

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

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

ORNIS SVECICA Vol 16, No 4, 2006

Innehåll – Contents

- 177 BRANDER, A. Matning av ungar hos svarthakedopping *Podiceps auritus*
KARLSSON, T. *Feeding of young in the Slavonian Grebe Prodiceps auritus*
- 183 SVENSSON, S. Species composition and population fluctuations of alpine bird communities
during 38 years in the Scandinavian mountain range
*Artsammansättning och antalsförändringar hos alpina fågelsamhällen under
38 år i de Skandinaviska fjällen*
- 211 ERIKSSON, M.O.G. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och
fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten
*Breeding success of the Red-throated Diver Gavia stellata in relation to water
chemistry and composition of the fish stocks in different fishing lakes*

Korta rapporter – Shot communications

- 232 BILDSTRÖM, L. Storlommens aggression mot dykänder vid häckplatser kring Skellefteälven,
södra Lappland
*Aggression by Black-throated Diver Gavia artica on diving ducks at their breeding
lakes around river Skellefteälven, southern Lapland*
- 235 BORGSTRÖM, E. Om knipans *Bucephala clangula* häckningsbiologi i mellersta Värmland
On the breeding ecology of the Goldeneye Bucephala clangula in middle Värmland
- 240 Innehållsförteckning för årgång 16, 2006 *Contents of volume 16, 2006*