

Ornis Svecica

Vol. 15, 2005

Huvudredatör *Editor-in-chief*
Sören Svensson

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



SVERIGES
ORNITOLOGISKA
FÖRENING

Swedish Ornithological Society

Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommar *Gavia stellata* och storlommar *Gavia arctica*

Mercury exposure to Red-throated Divers Gavia stellata and Black-throated Divers Gavia arctica in Sweden

MATS O. G. ERIKSSON & PETER LINDBERG

Abstract

We investigated concentration of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica* collected in South and Central Sweden, 1981–1997. In South Sweden (Sydsvenska Högländet), mean concentration in Red-throated Diver eggs was remarkably high (6.84 ppm dry weight, 5 pairs), or more than three times as high as in Black-throated Diver eggs (2.11 ppm dry weight, 16 pairs). In Central Sweden (Svealand), the concentration in Red-throated Diver eggs (3.04 ppm dry weight, 8 pairs) was significantly lower than in South Sweden, but still higher than in Black-throated Diver eggs (1.21 ppm dry weight, 5 pairs). In Black-throated, but not in Red-throated Diver, there was higher mercury concentrations in eggs from pairs

fishing in lakes affected by acidification. We found no relationship between mercury and breeding success, although concentrations in single Red-throated Diver eggs exceeded the level associated with high risk of impaired reproduction. We recommend that mercury concentration of diver eggs should be further monitored, with reference to the risks of increased exposure, related to leakage from terrestrial deposits of air-borne transmissions to freshwater habitats.

Mats O. G. Eriksson, MK Natur- och Miljökonsult, Tommered 6483, 437 92 Lindome.

Peter Lindberg, Göteborgs universitet, Zoologiska institutionen, Box 463, 405 30 Göteborg.

Received 9 July 2004, Accepted 26 November 2004, Editor: J. Lind

Kvicksilvret och dess gifteffekter har med varierande grad av intensitet uppmärksamats i fågelskyddsarbetet i närmare ett halvsekel. I takt med att användningen av kvicksilver i bekämpningsmedel och andra produkter har begränsats, har uppmärksamheten alltmer riktats mot depositionen av kvicksilver via atmosfären. Genom förbränningen av fossila bränslen tillförs atmosfären kvicksilver i gasform, som kan transporteras över mycket långa avstånd innan det tvättas ur genom nederbörden eller faller ned som torrdeposition. Vi får alltså en växande "pool" av deponerat kvicksilver, som binds i skogs- och torvmark samt i sjösediment. Men från denna "pool" frigörs ständigt en mindre del som via grund- och ytvatten görs tillgängligt för fisk och andra vattenlevande organismer, till stor del i form av fettlösligt metylkvicksilver (Skyllberg 2003). I den enskilda sjön påverkas kvicksilverinnehållet i fisk på ett ganska komplicerat sätt av såväl vattenkemin som markförhållandena och markanvändningen i tillrinningsområdet (t.ex. Bergbäck & Johansson 1996, Munthe m.fl. 2001, Skylberg 2003).

Det finns alltså all anledning att ägna problema-

tiken kring kvicksilver och fåglar en fortsatt uppmärksamhet. Lommarna är fiskätande fåglar, som befinner sig i slutändan av en näringskedja med flera mellanled, från primärproducenterna i form av växter och växtplankton till djurplankton och vattenlevande insekter till den fisk som lommarna livnär sig på. Man kan alltså utifrån generella kunskaper om hur giftiga ämnen ackumuleras i näringskedjorna förvänta sig att lommarna, i sin egenskap av toppredatorer, är sårbara för exponering av miljögifter. Allmänt anser man att för fiskätande fåglar i sötvattensmiljöer är det tungmetaller, och i första hand kvicksilver som bör beaktas, bland annat eftersom kvicksilvret i fisk nästan bara uppträder i form av metylerade föreningar. Gifteffekterna tar sig uttryck i försämrad fortplantning, och vid högre belastning neurologiska störningar och beteenderubbningar. Hos adulta fåglar riskerar man störningar i fortplantningen vid koncentrationer som är ungefär 20% av den nivå då beteendeförändringar kan uppstå (t.ex. Scheuhammer 1987).

Med hänsyn till skillnaderna i häckningsbiologi och valet av fiskevatten kan man också vänta sig att

smålommen *Gavia stellata* och storlommen *Gavia arctica* skiljer sig vad gäller exponeringen för giftiga ämnen. Smålommen häckar oftast vid små och fisktomma tjärnar och gölar, och ungarna matas med fisk som föräldrafågeln hämtar i större klarvattenssjöar eller i havet, upp till ungefär 10 km från häckningsplatsen (t.ex. Eriksson & Johansson 1997). Smålommen visar en tydlig preferens för sjöar med laxartad eller mörtartad fisk (Eriksson & Sundberg 1991), och svenska smålommar torde i stor utsträckning fiska i sjöar med goda bestånd av siklöja eller sik *Coregonus* spp. (t.ex. Rosenius 1942, Andersson 1988, Borgström 1996, Bildström 2000). Storlommen häckar i större klarvattenssjöar, och ungarna matas i de allra flesta fall med bytesfisk som föräldrarna hämtar i häckningssjön. Storlommen är inte lika knuten till att fiska i sjöar med lax- eller mörtartad fisk, utan återfinns även i sjöar med mer artfattiga fiskesamhällen dominerade av abborre *Perca fluviatilis*.

Det finns få jämförande studier av hur olika fågelarter påverkas av exponeringen av bland annat kvicksilver i nordiska sötvattensmiljöer. I början av 1970-talet undersöktes spridningen av miljögifter i Finlands näst största sjö, Päijänne, och man analyserade bland annat halterna i muskel- och leverprover ifrån ett 10-tal fågelarter (Särkää m.fl. 1978). Fiskätande fåglars sårbarhet demonstrerades tydligt genom att kvicksilverinnehållet i prover från storlom och storskrake *Mergus merganser* låg långt över de nivåer som uppmättes för övriga arter. I en jämförelse av kvicksilverhalterna i ägg från storskrake, småskrake *Mergus serrator* och tre simandsarter (*Anas* spp.) vid Lake Michigan, USA, låg halterna i skrakäggen omkring fem gånger över nivån i simandsäggen (Haseltine m.fl. 1981).

För bedömningar av lommarnas sårbarhet för kvicksilver bör man också beakta försurningsläget i fiskevattnen. Under 1980-talet noterade man att rörligheten av olika metaller ökar i försurade miljöer, med bland annat förhöjda halter av kvicksilver i fisk från sura vatten som följd (t.ex. Håkanson 1980, Borg 1983, Björklund m.fl. 1984, Håkanson m.fl. 1990). Bland de metaller som uppmärksammas i samband med försurning torde exponeringen för kadmium, bly och aluminium i regel vara för låg för att man skall påräkna några skador hos fiskätande fåglar. Däremot skall man inte bortse från riskerna för att fåglarna påverkas negativt genom exponering för kvicksilver vid födosök i försurade sjöar (Scheuhammer 1991, Scheuhammer & Blancher 1994). Det har också visat sig att kvicksilverhalterna i fisk påverkas, uppåt eller nedåt, på ett ännu ganska svårförståeligt sätt efter att en sjö eller

dess tillrinningsområden har kalkats i syfte att bibehålla eller återskapa goda livsbetingelser för fisk (t.ex. Meili 1995).

I en undersökning av kvicksilverinnehållet i ägg från smålom och storlom insamlade i sydvästra Sverige 1978–1991 noterades anmärkningsvärt höga halter i smålomsägg, i medeltal 9,5 ppm torr-vikt (Eriksson m.fl. 1992). Parallellt undersöktes kvicksilverhalterna i ryggmuskelprover från mört *Rutilus rutilus* och siklöja, som insamlats i smålommens fiskesjöar. I två försurningspåverkade sjöar låg kvicksilverhalten i prover från enstaka bytesfiskar på en nivå svarande mot 0,3–0,4 ppm våtvikt där man i nordamerikanska undersökningar bedömt att försämrade fortplantning och beteendestörningar kan uppträda hos svartnäbbade islommar *Gavia immer* (t.ex. Barr 1986). För storlommen var den genomsnittliga kvicksilverhalten i ägg insamlade från boplatser vid försurningspåverkade sjöar (4,0 ppm torr-vikt) mer än dubbelt så hög jämfört med ägg från icke försurningspåverkade sjöar (1,5 ppm torr-vikt; Eriksson m.fl. 1992).

Mot bakgrund av problematiken med kvicksilver och kopplingen till försurningspåverkan, blev insamling och analyser av kvicksilverinnehållet i lomägg en prioriterad uppgift inom Projekt LOM, som initierades som ett gemensamt projekt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening 1994 (t.ex. Eriksson & Lindberg 1997). I den här uppsatsen redovisar vi analyser av kvicksilverinnehållet i ägg insamlade under perioden 1981–1997, och undersöker om det finns någon koppling till försurningsläget i fiskevattnen eller några samband mellan kvicksilverhalten i ägg och lommarnas häckningsframgång.

Metoder

Insamling av ägg

Genom att analysera miljögiftsinnehållet i äggen, får vi en indikation på hur fåglarna exponeras under veckorna närmast före äggläggningen. För lommarnas del torde alltså halterna i ägg ganska bra återspegla exponeringen vid häckningsplatserna. Undersökningen baseras enbart på ägg som lämnats kvar som "rötägg" i övergivna bon eller efter kläckning. Resultaten skall alltså tolkas i relation till tänkbara felkällor såsom att äggen inte utgör ett strikt slumpmässigt urval och att kvarlämnade icke kläckta ägg kanske inte ger en representativ bild av exponeringen för miljögifter.

Klassificering av sjöar med hänsyn till försurningspåverkan och kalkning

Liksom i tidigare undersökningar (Eriksson m.fl. 1992, 1995, Eriksson & Hake 2000) har vi klassificerat sjöar med uppgifter om pH-värden under 5,5 vid minst ett tillfälle per år innan sjön blev föremål för eventuell kalkning, som *försurningspåverkade*. Försurningseffekter som är viktiga med hänsyn till sjöarnas funktion som födosöks- och häckningsmiljö, såsom förändrad fisktillgång och ökat sikt djup, är mest påtagliga när pH-värdet sjunker under 5,5 (t.ex. Brodin 1995). Vi klassificerar sjöarna som försurningspåverkade, även om pH-värdet efter kalkning legat på en högre nivå, eftersom ekologiska förändringar kan bestå under lång tid även i kalkade vatten (t.ex. Appelberg 1995, Henrikson & Brodin 1995).

Beräkning av häckningsframgången

Vi har mätt häckningsframgången för smålommen som medelantalet ”stora” ungar per häckande par, där häckningen har fastställts genom fynd av bo, ägg eller ruvande fågel, och för storlommen som medelantalet ”stora” ungar per stationärt par som stadigvarande uppehållit sig i den aktuella sjön under häckningstid (enligt tidigare beskrivna fältarbetsmetoder; t.ex. Dahllén & Eriksson 2002 för smålom och Eriksson & Hake 2000 för storlom). För jämförelser mellan kvicksilverhalter i lomägg och ungtproduktionen beräknade vi det genomsnittliga häckningsresultatet som medelantalet ”stora” ungar per par och år, baserat på information från den aktuella häckningssjön samma år som ägg insamlats plus de två åren närmast före och efter insamlingen. När flera ägg finns analyserade från samma häckningslokal, har medelvärdet använts som ett mått på exponeringen för kvicksilver.

Ägganalyser

Äggens kvicksilverinnehåll undersöktes med atomabsorptionsspektrometri, och för analyserna anlätades National Environmental Research Centre (NERC) of Ecology and Hydrology, Monks Wood, Storbritannien. Värdena redovisas på torrviktsbasis, och för jämförelser med tidigare publicerade uppgifter baserade på våtvikt har vi antagit äggens genomsnittliga fuktinnehåll är 78,7 % (med ledning av analyser av ägg från svartnäbbad islom *Gavia immer*; Evers m.fl. 2003). Analysvärdena noterade som ”ej detekterbara” har räknats lika med noll (detekterbarhetsnivån låg vid 0,01 ppm).

Regioner i Sverige

För flertalet av våra beräkningar har vi delat in landet på liknande sätt som för rapporteringen till Projekt LOM (t.ex. Eriksson m.fl. 2001):

- *Sydsvenska Högländet*, omfattande Jönköpings, Kronobergs, Hallands och Västra Götalands län (exkl. landskapet Dalsland). Detta betyder att för smålommen redovisas separat det bestånd på uppskattningsvis 50–60 par som häckar förhållandevis isolerat från den övriga nordiska populationen.
- *Svealand inkl. Dalsland*, innefattande Södermanlands, Stockholms, Uppsala, Västmanlands, Örebro, Värmlands, och Dalarnas län samt landskapet Dalsland. Området innefattar smålommens svenska kärnområde med ungefär en tredjedel av det svenska beståndet i Värmlands, Örebro, Västmanlands och Dalarnas län samt landskapet Dalsland.
- *Vänern* redovisas separat från det övriga materialet.
- *Norrland*, d.v.s. Gävleborgs, Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län.

Resultat och diskussion

Kvicksilverhalterna i smålomsägg var genomgående högre än i storlomsägg; i medeltal 6,84 ppm torrsvikt och 2,11 ppm torrsvikt för ägg insamlade från smålom respektive storlom på Sydsvenska Högländet och 3,04 resp. 1,21 ppm för ägg från Svealand (Tabell 1, primärdata i Appendix 1 och 2). För två sjöar, Östra Nedsjön och Tisjön, finns analysvärden både från storlom häckande vid sjön och smålom som fiskar i sjön, och för båda sjöarna var kvicksilverhalten högre i smålomsäggen, jämfört med storlomsäggen, 7,33 (medelvärde för ägg från två par) resp. 2,66 ppm för Östra Nedsjön, och 1,60 resp. 1,19 ppm för Tisjön.

För svartnäbbad islom har man i nordamerikanska undersökningar uppmätt kvicksilverhalter som ligger i nivå med de värden som vi noterat för storlommen, t.ex. 1,64 (0,61–3,52) ppm i medeltal för 31 ägg insamlade i Saskatchewan 1973–1975 (Fox m.fl. 1980), 1,27 (0,38–3,73) ppm för 20 ägg från Minnesota, 1997–1998 (Bischoff m.fl. 2002) och 0,89–4,08 ppm från 33 sjöar i Wisconsin (Fevold m.fl. 2003). I några fall har dock de genomsnittliga värdena legat betydligt högre, t.ex. 4,22 ppm i medeltal för ett material omfattande 14 ägg från Wisconsin (Meyer m.fl. 1998) och 2,53–6,52 ppm i ägg insamlade från 34 sjöar i Ontario (Barr 1986). För en del av de refererade undersökningarna har

Tabell 1. Kvicksilverhalter i lomägg (primärdata i Appendix 1 och 2).
Mercury concentrations in diver eggs (primary data in Appendices 1 and 2).

	Smålom <i>Red-throated Diver</i>				Storlom <i>Black-throated Diver</i>				P ^a
	Medel	Min- max	Lokaler	År	Medel	Min- max	Lokaler	År	
	<i>Mean</i>	<i>Range</i>	<i>Sites</i>	<i>Years</i>	<i>Mean</i>	<i>Range</i>	<i>Sites</i>	<i>Years</i>	
Sydsvenska Höglandet <i>South Sweden</i>	6,84	3,56– 12,10	5	1987– 1996	2,11	0,87– 4,17	16	1984– 1997	0,0014
Vänern <i>Lake Vänern</i>	–	–	–	–	0,83	0,57 1,10	2	1985– 1995	–
Svealand, inkl. Dalsland <i>Central Sweden</i>	3,04	2,56– 9,07	8	1992– 1996	1,21	0,28– 1,42	5	1981– 1995	0,018
Norrland <i>North Sweden</i>	2,88	–	1	1996	–	–	–	–	–

^a Mann-Whitney U test, tvåsidig. Testen avser jämförelser mellan de två lomarterna.
Mann-Whitney U test, two-tailed. The test refers to comparison between the two species.

siffrorna omräknats från de våtviktswärden som redovisats i originalarbetena.

För båda lomarterna är halterna också anmärkningsvärt höga jämfört med vad som noterats för fiskätande rovfåglar såsom fiskgjuse *Pandion haliaetus* och havsörn *Haliaeetus albicilla* i tidigare svenska undersökningar. För fiskgjusen, som i viss utsträckning fiskar i samma typ av näringsfattiga sjöar som de två lomarterna, var den genomsnittliga kvicksilverhalten i 167 ägg insamlade 1962–1973 på skilda platser i landet 1,0 ppm torrsvikt (Odsjö & Sondell 1982), och liknande nivåer noterades i ett material omfattande 55 ägg insamlade i sydvästra Sverige 1974–1982 (Ahlgren & Eriksson 1984). När exponeringen för kvicksilver bedömdes som allvarligast för Östersjöns havsörnar, låg den genomsnittliga kvicksilverhalten på 4,6 ppm torrsvikt (75 ägg insamlade 1965–1978, Helander m.fl. 1982).

Det är en aning paradoxalt att vi har noterat betydligt högre halter i smålomsäggen mot bakgrund av att smålommen i första hand fiskar i sjöar med goda bestånd av lax- eller mörtartad fisk, medan storlommen även uppträder i sjöar med mer rena bestånd av t.ex. abborre. I en jämförelse mellan mört och abborre av 15–20 cm längd i två svenska sjöar noterade Meili (1991) högre koncentrationer av kvicksilver i prover från abborre, vilket också kunde förväntas med hänsyn till att abborren livnär sig på animalisk diet i större utsträckning än mört. Mot denna bakgrund borde det omvända resultatet, d.v.s. högre halter i ägg från storlom förväntats. För siklöja, som torde vara den dominerande

bytesfisk för smålommen i stora delar av landet, har vi inte funnit något material som tillåter jämförelser gentemot abborre fångade i samma sjöar. Jämförelser av kvicksilverhalterna i ryggmuskelprover från mört och siklöja från två fiskesjöar för smålom i sydvästra Sverige visade emellertid inte på några skillnader mellan de två fiskarterna (tabell 3 i Eriksson m.fl. 1992).

Smålom

Kvicksilverhalterna var i genomsnitt omkring dubbelt så höga i smålomsägg från Sydsvenska Höglandet jämfört med mellersta Svealand (Tabell 1, Mann-Whitney U test, $P = 0,03$, tvåsidigt). Bara ett ägg från Norrland har analyserats, från ett havsfiskande smålomspar vid Ångermanlandskusten, med en halt på samma nivå som medelvärdet för Svealand (Tabell 1). För Sydsvenska Höglandet finns icke signifikant indikation på en ökad belastning 1987–1996 (7 ägg, Spearman $r_s = 0,69$, ej sign.). Alla ägg från Svealand (inkl. Dalsland) är från perioden 1992–1996, d.v.s. för kort tid för någon meningsfull bedömning av tidstrender. Vi fann inga indikationer på samband mellan kvicksilverinnehållet i smålomsägg och ungtproduktionen (14 häckningstjärnar, Spearman $r_s = 0,25$, ej sign.).

Kvicksilverhalten, beräknad som medelvärdet per ägg och par för sex par fiskande i försurningspåverkade sjöar var 3,59 ppm torrsvikt (variationsbredd 1,16–9,07) jämfört med 5,72 (1,60–12,10) ppm torrsvikt för sex par som nyttjade icke försurningspåverkade fiskesjöar. Skillnaden var inte sig-

nifikant (Mann-Whitney U test, $P = 0,39$, tvåsidigt, primärdata i Appendix 1), men tendensen var den motsatta mot vad som kunde ha förväntats om försurningshistorien i fiskesjöarna påverkat kvicksilverhalten i smålomsägen. Nio av paren fiskade i kalkade sjöar och tre i icke kalkade sjöar (för ett av paren saknar vi uppgift om fiskesjön kalkats), och medelvärdet per ägg och par var 4,39 (1,16–9,07) ppm torrsvikt respektive 5,45 (2,12–12,10) ppm torrsvikt (Mann-Whitney U test, ej sign.). Någon skillnad mellan de kalkade och icke kalkade sjöarna kunde således inte upptäckas. Jämförelserna av kvicksilverhalten med hänsyn till om paren fiskat i försurningspåverkade och/eller kalkade sjöar ger således inget stöd för antagandet att försurningsläget och eventuella kalkningsinsatser hade påverkat kvicksilverhalten i smålomsägen.

Storlom

Också för storlommen noterades regionala skillnader (Kruskal-Wallis-test mellan olika delar av landet, $KW = 6,72$, $k = 3$ områden, $0,02 < P < 0,05$), och liksom för smålommen var de genomsnittliga kvicksilverhalten lägre i ägg från Svealand jämfört med Sydsvenska Höglandet. Dessutom kan exponeringen för storlomsparen i Väneren ha varit lägre än för övriga i södra och mellersta Sverige (Tabell 1). Inga storlomsägg från Norrland har analyserats. Det fanns ingen tendens till förändringar över perioden 1984–1997 på Sydsvenska Höglan-

det (19 ägg, Spearman $r_s = 0,08$, ej sign.), medan antalet ägg från övriga delar av landet var för litet för en meningsfull bedömning av tidstrender.

Vi fann inga indikationer på samband mellan kvicksilverhalten i ägg och ungrproduktionen (16 sjöar på Sydsvenska Höglandet: Spearman $r_s = 0,14$, ej sign.). I en jämförelse av storlommens häckningsframgång i ett antal sydvästsvenska sjöar 1994–1997 fanns ingen tendens till samvariation med kvicksilverhalten i muskelprover från gädda (Eriksson & Hake 2000).

För storlommen fann vi däremot en koppling mellan försurningspåverkan i de olika sjöarna och kvicksilverhalten i äggen, medan det var mera osäkert om kalkningen påverkat exponeringen för kvicksilver. I prover från ägg insamlade vid fyra ej försurningspåverkade och ej kalkade sjöar, som tjänade som referenssjöar för jämförelser med försurningspåverkade och kalkade sjöar var den genomsnittliga kvicksilverhalten 1,60 (0,97–2,37) ppm torrsvikt (Tabell 2, primärdata i Appendix 2). För sex försurningspåverkade och kalkade sjöar var den genomsnittliga kvicksilverhalten 2,80 (1,75–4,17) ppm torrsvikt och signifikant högre än för de fyra referenssjöarna (Tabell 2). Däremot låg kvicksilverhalten i ägg från fem ej försurningspåverkade sjöar som kalkats i förebyggande syfte på samma nivå som för de fyra referenssjöarna: 1,67 (0,96–2,66) ppm torrsvikt. En jämförelse, enbart omfattande de kalkade sjöarna (sex försurningspåverkade kontra fem ej försurningspåverkade) vi-

Tabell 2. Jämförelse av kvicksilverhalter i storlomsägg från olika häcknings sjöar, med hänsyn till försurningsstatus och kalkningsförhållanden. Sjöar som inte är vare sig försurningspåverkade eller kalkade utgör referens för jämförelser med sjöar som är försurningspåverkade och/eller kalkade.

Comparison of mercury concentration in Black-throated Diver eggs from various breeding lakes, considering acidification and lime treatment status. Lakes neither limed nor affected by acidification is the reference for comparisons with lakes that are limed and/or affected by acidification.

	Kvicksilverhalt <i>Mercury concentration</i>		Antal sjöar <i>Number of lakes</i>	Mann-Whitney U test, P, tvåsidigt <i>P, two-tailed</i>
	Medel- värde <i>Mean</i>	Min.-max.- värde <i>Range</i>		
Försurningspåverkade och kalkade sjöar <i>Lakes affected by acidification and lime-treated</i>	2,80	1,75–4,17	6	0,02
Ej försurningspåverkade sjöar <i>Lakes not affected by acidification</i>				
- Ej kalkade <i>Not lime-treated</i>	1,60	0,97–2,37	4	Referens <i>Reference</i>
- Kalkade <i>Lime-treated</i>	1,67	0,96–2,66	5	0,90

sade på en (icke signifikant) högre kvicksilverhalt i ägg från de försurningspåverkade sjöarna (Mann-Whitney U test, $P = 0,11$, tvåsidigt).

I nordamerikanska undersökningar av svartnäbbad islom uppmärksammades kopplingen mellan exponering för kvicksilver och födosök i försurade sjöar under 1980-talet (t.ex. Barr 1986). Under 1990-talet har problemet studerats i flera undersökningar, och man har noterat ett samband mellan höga kvicksilverhalter i såväl ägg som blod och fjädrar, och pH-värdet i de sjöar där lommarna uppehållit sig (Meyer m.fl. 1995, 1998, Fevold m.fl. 2003). Det finns också indikationer på att ungarnas beteende har förändrats i försurade sjöar (Nocera & Taylor 1998).

Påverkan på häckningsframgången

En central fråga är naturligtvis om de noterade kvicksilverhalterna är av sådan storleksordning att man kan befara negativa effekter på häckningsframgången, även om vi inte har funnit några indikationer på samband mellan kvicksilverinnehållet i ägg och unproduktionen i vår undersökning. För svartnäbbad islom bedömde Barr (1986), att negativa effekter kunde påräknas vid kvicksilverhalter på 2–3 ppm våtvikt (eller 9–14 ppm torrsvikt) i äggen. I nyare nordamerikanska undersökningar har man för svartnäbbad islom bedömt att kvicksilverhalter upptill 2,81 ppm torrsvikt kan påräknas i miljöer utan antropogen påverkan, att halter däröver och upptill 6,10 ppm torrsvikt indikerar en förhöjd exponering, och att risken för störningar i fortplantningen är hög vid halter över 6,10 ppm torrsvikt (Evers m.fl. 2003). Dessa gränsvärden bör naturligtvis inte reservationslöst tillämpas för andra lomarter, men man bör inte utesluta risken att åtminstone smålommen kan vara i farozonen. Däremot tycks de halter som noterats i storlomsägg ligga under den risknivå som man har identifierat i de nordamerikanska undersökningarna.

Sammanfattande slutsatser

Våra resultat kan sammanfattas som följer:

- Halterna av kvicksilver var genomgående högre i smålomsägg än i storlomsägg, ett något förvärrande resultat mot bakgrund av skillnaderna i de två arternas val av fiskesjöar.
- Försurningshistorien i häckningssjöarna torde ha påverkat kvicksilverhalterna i ägg av storlom, på liknande sätt som man har noterat för svartnäbbad islom i nordamerikanska undersökningar. Däremot fanns inget motsvarande samband mel-

lan försurningspåverkan i smålommens fiskesjöar och äggens kvicksilverhalt.

- Det fanns inga indikationer på samband mellan kalkning av fiskesjöarna och halterna av kvicksilver i ägg av vare sig smålom eller storlom.
- Det fanns inga indikationer på samband mellan kvicksilverhalten i ägg och unproduktionen hos vare sig smålommen eller storlommen.

Resultaten måste emellertid tolkas med reservationerna att antalet undersökta ägg är litet och att de inte har samlats in genom ett urval på strikt statistiska grunder.

Tyvärr saknar vi analysresultat från lomägg insamlade efter slutet av 1990-talet. Vi har alltså inget underlag för att bedöma om exponeringsbilden har förändrats under de allra senaste åren, bland annat mot bakgrund av de alltmer uppmärksammade problemen med läckage till yt- och grundvatten av kvicksilver deponerat i skogs- och torvmark (t.ex. Skyllberg 2003). I nordamerikanska undersökningar har man visat att ägg insamlade från svartnäbbad islom är goda indikatorer på både geografiska skillnader och tidsmässiga trender i tillgängligheten av metylerat kvicksilver för toppredatorer i sötvattensmiljöer (t.ex. Scheuhammer m.fl. 2001, Evers m.fl. 2003). Genom en (under mycket kontrollerade former) rutinartad insamling och analys av storlomsägg inom den svenska miljöövervakningen skulle vi både kunna få en bättre bild av kvicksilverbelastningen för en av de fågelarter, för vilka vi i Sverige har ett internationellt ansvar, och ett bättre underlag för bedömningar av spridningen i stort av kvicksilver i landets insjömiljöer. För smålommen är en fortsatt uppföljning viktig med tanke på de mycket höga halter som noterats.

För den framtida övervakningen bör man även överväga en rutin för insamling av fjädrar och blodprover, t.ex. i samband med ringmärkning. För svartnäbbad islom har man bland annat visat att fjäderprover från ungarna är goda indikatorer på exponeringen för metylerat kvicksilver i sjöar där föräldrafågeln hämtar byten till ungarna, och att det finns en samvariation mellan kvicksilvervärdena i fjäder- och blodprover (Scheuhammer m.fl. 1998).

Tack

Arbetet har utförts inom ramen för Projekt LOM, som drevs gemensamt av Svenska Naturskyddsföreningen och Sveriges Ornitologiska Förening 1994–1999 och därefter som en fristående ideell förening. Ekonomiskt stöd har erhållits från bland

annat Världsnaturfonden-WWF, Alvins Fond och Bingolotto-Återvinsten. Vi vill också tacka alla de personer som medverkat i undersökningen genom att skicka in övergivna ”rötäggs” för analys. Insamlingen av ägg har skett med stöd av tillstånd från Naturvårdsverket.

Referenser

- Ahlgren, C.-G. & Eriksson, M.O.G. 1984. Belastningen av kvicksilver och klorerade kolväten hos fiskgjuse *Pandion haliaetus* i sydvästra Sverige. *Vår Fågelvärld* 43: 299–305.
- Andersson, M. 1988. Smålommen i Västmanland. *Fåglar i Västmanland* 19: 85–93.
- 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.
- Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 56: 1–25.
- Bergbäck, B. & Johansson, K. 1996. Metaller i land och stad – kretslopp och belastning. Lägesrapport 1996. *Naturvårdsverket rapport* 4677.
- Bischoff, K., Pichner, J., Braselton, W.E., Counard, C., Evers, D.C. & Edwards, W.C. 2002. Mercury and selenium concentrations in livers and eggs of Common Loons (*Gavia immer*) from Minnesota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 71–76.
- Bildström, L. 2000. Smålomman i Sandforsdammen. *Fåglar i Västerbotten* 25: 97–98.
- Björklund, I., Borg, H. & Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish lakes – its regional distribution and causes. *Ambio* 13: 118–121.
- Borg, H. 1983. Trace metals in Swedish natural freshwaters. *Hydrobiologia* 101: 27–34.
- Borgström, E. 1996. Smålommen i Hagfors kommun 1995. *Värmlandssornitologen* 24: 45–50.
- Brodin, Y.-W. 1995. Acidification of Swedish freshwaters. Sid. 63–80 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Dahlén, B. & Eriksson, M.O.G. 2002. Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i artens svenska kärnområde. *Ornis Svecica* 12: 1–33.
- Eriksson, M.O.G., Ahlgren, C.-G., Fallberg, R., Karlsson, G. & Kongbäck, H. 1995. Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i sydvästra Sverige 1982–1992. *Ornis Svecica* 5: 1–14.
- 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* 9: 95–105.
- Eriksson, M.O.G., Hake, M. & Lindberg, P. 2001. Projekt Lom 2001. Sid. 47–52 i *Fågelåret 2000*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm
- 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., Johansson, I. & Ahlgren, C.-G. 1992. Levels of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* in Southwest Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- Eriksson, M.O.G. & Lindberg, P. 1997. Projekt Lom 1996. Sid. 51–55 i *Fågelåret 1996*. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- Eriksson, M.O.G. & Sundberg, P. 1991. The choice of fishing lakes by the Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 135–144.
- Evers, D.C., Taylor, K.M., Major, A., Taylor, R.J., Poppenga, R.H. & Scheuhammer, A.M. 2003. Common loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69–81.
- Fevold, B.M., Meyer, M.W., Rasmussen, P.W. & Temple, S.A. 2003. Bioaccumulation patterns and temporal trends of mercury exposure in Wisconsin Common Loons. *Ecotoxicology* 12: 83–93.
- Fox, G.A., Yonge, K.S. & Sealy, S.G. 1980. Breeding performance, pollutant burden and eggshell thinning in Common Loon *Gavia immer* nesting on a Boreal forest lake. *Ornis Scandinavica* 11: 243–248.
- Haseltine, S.D., Heinz, G.H., Reichel, W.L. & Moore, J.F. 1981. Organochlorine and metal residues in eggs of waterfowl nesting in islands in Lake Michigan off Door County, Wisconsin, 1977–1978. *Pesticides Monitoring Journal* 15: 90–97.
- Helander, B., Olsson, M. & Reutergårdh, L. 1982. Residue levels and mercury compounds in unhatched eggs and the relationship to breeding success in white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla*. *Holarctic Ecol.* 5: 349–366.
- Henrikson, L. & Brodin, Y.-W. 1995. Liming surface waters in Sweden. Sid. 1–44 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Håkanson, L. 1980. The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination of the Hg-content of fish (pike). *Environmental Pollution Series B* 1: 285–304.
- Håkanson, L., Andersson, T. & Nilsson, A. 1990. Mercury in Swedish lakes – linkage to domestic and European sources of emission. *Water Air Soil Pollut.* 50: 171–191.
- Meili, M. 1991. Mercury in boreal forest lake ecosystems. *Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the Faculty of Science* 336: 1–36.
- Meili, M. 1995. Liming effects on mercury concentrations in fish. Sid. 383–398 i *Liming of acidified surface waters – a Swedish synthesis* (Henrikson, L. & Brodin, Y.-W., red.) Springer, Berlin.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Daulton, T. & Braselton, W.E. 1995. Common Loons (*Gavia immer*) nesting on low pH lakes in northern Wisconsin have elevated blood mercury content. *Water Air Soil Pollut.* 80: 871–880.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J. & Rasmussen, P.S. 1998. Patterns of Common Loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 184–194.
- Munthe, J., Johansson, K.J., Skyllberg, U. & Tyler, G. 2001. Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder. *Skogsstyrelsen Rapport* 11G/2001.
- Nocera, J.J. & Taylor, P.D. 1998. In situ behavioral response of Common Loons associated with elevated mercury (Hg)

- exposure. *Conservation Ecology* (on line) 2(2): 10 (endast tillgänglig via <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art10>).
- Odsjö, T. & Sondell, J. 1982. Eggshell thinning and DDT, PCB and mercury levels in eggs of Osprey (*Pandion haliaetus*(L.)) in Sweden and their relations to breeding success. Sid. 65–111 i *Eggshell thickness and levels of DDT, PCB and mercury in eggs of Osprey (Pandion haliaetus (L.)) and Marsh Harrier (Circus aeruginosus (L.)) in relation to their breeding success and population status in Sweden* (T. Odsjö, Doktorsavhandling). Zoologiska inst., Stockholms universitet, Stockholm.
- Rosenius, P. 1942. *Sveriges fåglar och fågelbon, femte bandet*. Gleerups, Lund.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46: 263–295.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution* 71: 329–375.
- Scheuhammer, A.M., Atchinson, C.M., Wong, A.H.K. & Evers, D.C. 1998. Mercury exposure in breeding Common Loons (*Gavia immer*) in Central Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 191–196
- Scheuhammer, A.M. & Blancher, P.J. 1994. Potential risks to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 445–455.
- Scheuhammer, A.M., Perrault, J.A. & Bond, D.E. 2001. Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of common loon (*Gavia immer*) from Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 79–94.
- Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk. *Fakta Skog*, nr 11, 2003.
- Särkkää, J., Hattula, M.-L., Janatuinen, J., Paasivirta, J. & Palokangas, R. 1978. Chlorinated hydrocarbons and mercury in birds of Lake Päijänne, Finland – 1972–74. *Pesticides Monitoring Journal* 12: 26–35.

Summary

With reference to their fish diet and role as top predators at the end of an aquatic food chain, divers are vulnerable to exposure to toxic substances. For fish-eating birds in freshwater habitats, heavy metals and primarily mercury are of special concern, especially as most of the mercury in fish is present as methylmercury (e.g. Scheuhammer 1987). Furthermore, the increased mobility of metals in ecosystems affected by acid precipitation adds an additional risk to birds foraging in lakes affected by the acidification (e.g. Scheuhammer & Blancher 1994).

We analysed the concentrations of mercury in eggs of Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *Gavia arctica*, collected in South and Central Sweden 1981–97. We investigated if any geographical patterns or temporal trends existed, and if there were links to foraging or breeding at freshwater lakes affected by acidification.

Methods

We only analysed eggs left unhatched in abandoned nests or after incubation. Thus, our analyses are not based on a strict random sample, and they may not necessarily reflect the average exposure of all eggs. The concentrations of mercury were analysed by National Environmental Research Centre (NERC) of Ecology and Hydrology, Monks Wood, UK, using cold vapour atomic absorption spectrophotometry. All concentrations are given on dry weight basis, and references to previously published data based on wet weights have been recalculated, using a conversion factor based on an average moisture content of 78.7 % (as found in analyses of eggs from Common Loon *Gavia immer*; Evers et al. 2003).

We classified lakes as being *affected by acidification* if pH < 5.5 at least once per year before liming, as in previous studies on divers in acidified freshwater habitats (e.g. Eriksson et al. 1992, 1995).

For the Red-throated Diver, we measured the breeding success as the mean number of “large” chicks per breeding pairs, where breeding had been confirmed through observation of nest, eggs or incubating bird; and for the Black-throated Diver, we used the mean number of “large” chicks per stationary pair, according to previously described methods (e.g. Dahlén & Eriksson 2002 for Red-throated Diver, Eriksson & Hake 2000 for Black-throated Diver). For comparisons of any relationships between mercury concentrations in eggs and the production of young, we assessed the average breeding success as the mean number of “large” chicks per pair and year, on the basis of information from the same year as the egg was collected plus the two years before and after collection. When more than one egg was collected from the same lake, we used the mean concentrations as a measure of exposure.

Results and discussion

The average concentrations of mercury were significantly higher in eggs from Red-throated Diver than for Black-throated Diver (Table 1, primary data in Appendices 1 and 2). For both species, concentrations were remarkably high, compared to what has been reported for fish-eating raptors such as Osprey *Pandion haliaetus* and White-tailed Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden from the 1960’s and onwards (e.g. Odsjö & Sondell 1982, Helander et al. 1982, Ahlgren & Eriksson 1984). In single Red-throated Diver eggs, concentrations were on the level associated with risk for reproduc-

tive impairment, as indicated by Barr (1986) and Evers et al. (2003) for the Common Loon.

The finding of higher concentrations in Red-throated Diver eggs is somewhat puzzling, considering that the Red-throated Diver prefers fishing in lakes with abundant stocks of salmonid or cyprinid fish, while the Black-throated Diver is less restrictive in its selection of foraging lakes and also occur in lakes with high densities of perch *Perca fluviatilis* (Eriksson & Sundberg 1991). In comparisons of the mercury concentrations in samples from perch and roach *Rutilus rutilus* in the same lake, higher concentrations were recorded in perch (Meili 1991), as could be expected from differences in diet. For vendace *Coregonus albula*, which presumably is the dominating prey for Red-throated Divers in large parts of Sweden, we have no information of mercury concentrations that allows for any comparisons with perch from the same lake. But in two foraging lakes for Red-throated Diver in South-west Sweden, similar levels of mercury in samples from vendace and roach were recorded (Table 3 in Eriksson et. al. 1992).

Red-throated Diver

The concentrations of mercury were more than twice as high in samples from South Sweden (Sydsvenska Högländet) in comparison to Central Sweden (Svealand; Table 1, Mann-Whitney U test, $P = 0.03$, two-tailed). For South Sweden, there was a non-significant increasing trend during the period 1987–96 (7 eggs, Spearman $r_s = 0.69$, N.S.; all eggs from Central Sweden was from 1992–96, i.e. a too short period for any trend to be found).

We found no indication that acidification status or liming of foraging lakes affected the concentrations of mercury in Red-throated Diver eggs. The mean concentration per egg and pair for six pairs foraging in lakes affected by acidification was 3.59 ppm dry weight (range: 1.16–9.07), in comparison to 5.72 ppm dry weight (range: 1.60–12.10) for another six pairs using fishing lakes affected by acidification (Mann-Whitney U test, $P = 0.39$, two-tailed, primary data in Appendix 1). Although not significant, the trend was the opposite to the expected one if the acidification in foraging lakes had affected the concentrations of mercury in the eggs. Nine of the pairs fished in lime-treated lakes and three of them in lakes not limed: Mean concentration per egg and pairs were 4.13 ppm dry weight (range: 1.16–9.07) and 5.45 ppm dry weight (range: 2.12–12.10), respectively (Mann-Whitney U test, N.S.).

We found no indication of any relationship between mercury concentrations in eggs and the production of young (14 breeding tarns, Spearman $r_s = 0.25$, N.S.)

Black-throated Diver

Also for this species, average concentrations were higher in eggs collected in South Sweden (Sydsvenska Högländet) than in Central Sweden (Svealand; Table 1; Kruskal-Wallis test between four regions in Sweden, $KW = 6.72$, $k = 3$ areas, $0.02 < P < 0.05$). There was no indication of any temporal trend between 1984 and 1997 in South Sweden (19 eggs, Spearman $r_s = 0.08$, N.S.; the number eggs from other parts of Sweden was too small for any analysis).

For the Black-throated Diver, we found indications of links between acidification status in fishing lakes and the concentrations of mercury in eggs, while there was no indication that liming had affected the concentrations. The mean concentration in eggs from four lakes not affected by acidification and not limed was 1.60 ppm dry weight (range: 0.97–2.37, Table 2, primary data in Appendix 2). These lakes was the reference for comparisons with lakes affected by acidification and/or limed. For six limed lakes affected by acidification, the average concentration was 2.80 ppm dry weight (range: 1.75–4.17), and significantly higher than in the sample from the reference lakes. The mean concentration in eggs from five lakes, not affected by acidification but limed as a prevention measure, was 1.67 ppm dry weight, or on the same level as for the four lakes not limed or affected by acidification, i.e. an indication that liming had not affected the concentrations of mercury in the eggs. A comparison including only the limed lakes (six affected by acidification contra five not affected) indicated higher but not significantly different concentrations in eggs from the lakes affected by acidification (Table 2, Mann-Whitney U test, $P = 0.11$, two-tailed).

Nor for the Black-throated Diver, there was any indication of relationship between concentrations of mercury in eggs and the production of young (16 lakes in South Sweden, Spearman $r_s = 0.14$, N.S.). Furthermore, no relationship between concentrations of mercury in samples from pike and the breeding result of Black-throated Divers was found in lakes investigated 1994–97 in South-west Sweden (Eriksson & Hake 2000).

Conclusions

Our results can be summarised as follows:

- We recorded higher average concentrations in eggs of Red-throated Diver than in eggs of Black-throated Diver; contrary to what could be expected from differences in the choice of fishing lakes between the two species.
- Acidification of foraging lakes has presumably contributed to increased concentrations of mercury in eggs of Black-throated Diver, in conformity with results recorded for the Common Loon in North America (e.g. Meyer et al. 1995, 1998, Fevold et al. 2003). No such an indication was found for Red-throated Diver.
- We found no indication that liming, in order to restore or maintain viable fish stocks in lakes at risk or affected by acidification, had affected the concentrations of mercury in diver eggs.
- We found no indications of any relationships between mercury concentrations in eggs and the production of young.

However, the results must be interpreted with the reservation for a small number of analysed eggs, and that the eggs did not represent any random sample in a strict sense.

Unfortunately, no eggs collected after the end of 1990's have been analysed. Thus, there is no data available to reflect any recent trend that might be related to increased exposure from leakage to freshwater habitats of mercury from deposits of air-borne transmissions in forest and wetland soils. We recommend that a routine for collection and analyses of Black-throated Diver eggs should be considered for the national environmental monitoring program, considering the importance of the Swedish population of this species from an international perspective, as well as for the more general monitoring of geographical patterns and temporal trends of the exposure of mercury to top predators in freshwater habitats. Analyses of eggs from Common Loon have been found to be useful for this purpose in North America (e.g. Scheuhammer et al. 2001, Evers et al. 2003). Further, any trends in mercury concentration in Red-throated Diver eggs should be followed up, considering the very high levels recorded for this species.

Appendix 1. Primärdata avseende analyser av kvicksilverhalten i ägg från smålom. Hg = Kviksilverhalt, ppm torrvtikt.

Primary data for analyses of the mercury contents in eggs from Red-throated Diver: Hg = Mercury contents, ppm dry weight.

Häckningslokal	Koordinater	År	Hg	Häcknings- resultat ^a	Försurnings- påverkad	Kalkad
<i>Breeding site</i>	<i>Coordinates</i>	<i>Year</i>		<i>Breeding result^a</i>	<i>Affected by acidification</i>	<i>Lime treated</i>
Sydsvenska Höglandet						
South Sweden						
Töllsjön	640854, 130982	1987	3,17	0,00 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Viaredssjön		1991	11,39			
Viaredssjön		1992	12,81			
medelvärde mean	640086, 131710		12,10	1,00 (4)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Ören	641330, 130671	1991	4,19	0,60 (5)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Nedsjön, par I		1991	5,63			
Östra Nedsjön, par I		1992	6,81			
medelvärde mean	640458, 130232		6,22	0,92 (6)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Östra Nedsjön, par II	640458, 130232	1996	8,52	0,33 (3)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Svealand inkl. Dalsland						
Central Sweden						
Abborrtjärn	673826, 136567	1996	2,12	1,40 (5)	Ja <i>Yes</i>	Nej <i>No</i>
Holmsjön-Kappsjön		1994	2,32			
Holmsjön-Kappsjön		1995	0,00			
medelvärde mean	671301, 138338		1,16	0,33 (6)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Kvarntjärn	669564, 138513	1995	2,64	0,40 (5)	?	?
Kvien, par I	669437, 139866	1995	9,07	0,50 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Kvien, par II	669437, 139866	1995	1,81	0,50 (4)	Ja <i>Yes</i>	Ja <i>Yes</i>
Stora Le	658500, 127455	1995	3,76	0,00 (3)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Tisjön	676158, 134299	1995	1,60	0,39 (2)	Nej <i>No</i>	Ja <i>Yes</i>
Öjen (Öjesjön)	674350, 139682	1992	2,13	0,00 (1)	Nej <i>No</i>	Nej <i>No</i>
Norrland						
Northern Sweden						
Havs fiskande par						
Sea-fishing pair	703426, 166824	1996	2,88	0,33 (3)	-	-

^a Medelvärde per år, antal år med data inom parentes.

Mean per year, number of years with data in parentheses.

Appendix 2. Primärdata avseende analyser av kvicksilverhalten i ägg från storlom. Hg = Kviksilverhalt, ppm torrvtikt.

Primary data for analyses of the mercury contents in eggs from Black-throated Diver: Hg = Mercury contents, ppm dry weight.

Häckningslokal	Koordinater	År	Hg	Häckningsresultat ^a	Försurningspåverkad	Kalkad
<i>Breeding site</i>	<i>Coordinates</i>	<i>Year</i>		<i>Breeding result^a</i>	<i>Affected by acidification</i>	<i>Lime treated</i>
Sydsvenska Högländet						
South Sweden						
Asksjön	638203, 130191	1988	4,17	0,00 (3)	Ja Yes	Ja Yes
Fegen	635040, 133900	1997	2,61	0,54 (4)	Ja Yes	Ja Yes
Finnsjön		1996	0,94			
Finnsjön		1997	1,62			
medelvärde <i>mean</i>	639565, 128173		1,28	1,10 (5)	Nej No	Ja Yes
Lilla Dalsjön	640104, 133945	1992	1,38	0,33 (3)	Nej No	Nej No
Ornungsjön	643134, 132942	1997	2,37	0,47 (5)	Nej No	Nej No
Skärsjön (Härryda kommun)	639566, 128728	1995	2,83	0,60 (5)	Ja Yes	Ja Yes
Stora Sturven	640619, 129618	1995	1,75	0,00 (4)	Ja Yes	Ja Yes
Storasjön (Gislaved kommun)	635010, 134905	1996	0,87	0,50 (2)	-	-
Svänasjön	637284, 131957	1991	0,96	0,00 (5)	Nej No	Ja Yes
Sälsjön		1987	1,52			
Sälsjön		1991	1,52			
Sälsjön		1993	1,98			
medelvärde <i>mean</i>	641649, 131981		1,67	0,45 (11)	Nej No	Nej No
Sävsjön	638837, 131981	1996	2,43	0,67 (3)	Ja Yes	Ja Yes
Tjärnesjön	634207, 132161	1996	2,57	0,44 (3)	-	-
Tolken (Ulricehamn kommun)	641259, 135060	1987	0,97	0,20 (5)	Nej No	Nej No
Åktasjön	639729, 132274	1984	3,02	1,00 (5)	Ja Yes	Ja Yes
Öjasjön	636744, 131612	1989	2,25	0,00 (3)	Nej No	Ja Yes
Östra Nedsjön	640458, 130232	1996	2,66	0,20 (5)	Nej No	Ja Yes
Vänern Lake Vänern						
Lurö skärgård	-	1985	1,10	-	-	-
Lomskär	-	1997	0,57	-	-	-
Svealand inkl. Dalsland						
Central Sweden						
Nyköping (ingen lokaluppgift)	?	1990	1,36	-	-	-
Tyresta (igen lokaluppgift)	?	1981	1,42	-	-	-
Åkersberga (ingen lokaluppgift)	?	1984	1,35	-	-	-
Tisjön	676158, 134299	1995	1,19	0,00 (1)	Nej No	Ja Yes
Östra Vitten	654171, 149603	1994	0,73	0,00 (1)	-	-

^a Medelvärde per år, antal år med data inom parentes.

Mean per year, number of years with data in parentheses.

Wintering swans *Cygnus spp.* and Coot *Fulica atra* in the Öresund, South Sweden, in relation to available food resources

Övervintrande svanar Cygnus spp och sothöns Fulica atra i Öresund, södra Sverige, i relation till tillgängliga födoresurser

LEIF NILSSON

Abstract

In connection with the building of a Fixed Link (bridge – artificial island – tunnel) between Sweden and Denmark intensive studies of waterfowl and benthic fauna and flora in the Öresund were undertaken as a part of the Environmental Impact Assessment Study. This paper analysis the occurrences of staging and wintering herbivores (i.e. Mute Swan *Cygnus olor* and Coot *Fulica atra*) in relation to available food resources. It was concluded that the proportion of *Zostera* and *Ruppia* consumed by the birds during September–March was about 10% of the available

standing crop in the autumn or less. During ice-periods large parts of the available feeding areas are covered by ice, and during an extended ice-period in 1995/1996 the calculated food consumption for the ice-free areas was of the same magnitude as the calculated standing crop of food plants.

Leif Nilsson, Department of Ecology, Lund University, Ecology Building, S-223 62 Lund, Sweden. E-mail: leif.nilsson@zoekol.lu.se

Received 9 August 2004, Accepted 27 November 2004, Editor: Å. Lindström

Introduction

The southern part of the Öresund between Sweden and Denmark has long been known as an internationally important staging and wintering area for a number of different waterfowl species (Nilsson 1975, 1996a). Part of the area (Falsterbo–Foteviken) is listed among the Swedish Ramsaar-sites, as is the case for the Danish island of Saltholm. Moreover, a number of other sites in the Öresund do also full-fill the criteria for internationally important wintering sites for waterfowl, even if they have not been designated as internationally important areas under the Ramsaar-convention.

Due to the importance of the area for a number of bird species, intensive studies of staging and wintering waterfowl on both the Swedish and Danish side of the Öresund were included in the Environmental Impact Assessment (EIA) study for the Fixed Link between Sweden and Denmark which was build during the latter part of the 1990s and which was ready in the summer of 2000 (Öresundskonsortiet 1995, 1998). This link, which is 16 km long, consists of a combined railroad and motorway connection from Lernacken on the Swedish side of the Öresund to Kastrup in Denmark, including a 1092 m long high bridge, 6700 m of connecting

bridges, an artificial island and a 3500 m sink-tunnel.

One of the conditions for building the fixed link was that the construction should not obstruct the water currents in and out of the Baltic Sea, which are of vital importance for this sea area. Thus large-scale compensatory dredgings were undertaken in addition to the dredging for the construction of the bridge and tunnel. As there was a potential risk that excessive sediment spill from the dredging could have a negative effect on marine life in the area, including staging and wintering waterfowl, an extensive monitoring programme on the benthic flora and fauna as well as waterfowl was included in a Control Programme. Thus data on the availability of important food species for swans and Coot were collected and could be used for comparison with waterfowl census data from the same areas.

In this paper I will relate the occurrence of waterfowl feeding on aquatic vegetation (i.e. swans and Coot) in the study area during the non-breeding season to their food supply, whereas the occurrence of the different waterfowl species in the southern part of the Öresund will be described elsewhere (L. Nilsson & M. Green, in prep.). More detailed data from the waterfowl work are found in technical reports from the project, where the pos-

sible effects of the construction work on the bird fauna have been evaluated in detail (see Nilsson 1996b, 1998, 1999a, 1999b, 2001. Regular waterfowl counts have been undertaken in the area since 1964/65 (Nilsson 1996a, unpubl.).

Study area

The general area for the impact assessment study related to the Fixed Link was from Fästerbo in the south to Barsebäck (Figure 1, cf. Nilsson 1996b, 1998), but more intensive studies were undertaken closer to the construction site and to the south of it. The possible impact zone according to the EIA (Öresundskonsortiet 1995, 1998) extends to and includes the Malmö harbour area, but the area between Lernacken (where the bridge reaches the Swedish coast) and Malmö has very little of natural waterfowl habitat, especially for herbivorous birds.

Lernacken in the north of the study area is an area of artificial hills in the shore-line created from deposits of calciferous material. Further south Klagshamn is an artificial peninsula made of similar material from excavations. Originally, the area between Lernacken and Foteviken had grazed shore meadows but north of Klagshamn the meadows are no longer grazed as is also the case for some areas south of Klagshamn. Anyhow, Foteviken still has the largest area of grazed marine shore meadows in Sweden.

The water area between Lernacken and Foteviken is in general very shallow, large parts having a water depth of less than 3 m (Figure 1), extensive areas having a depth of less than 1 m. The inner parts are muddy with patches of *Ruppia*, whereas extensive *Zostera* meadows on sand are found further out (VKI/Toxicon 1996a, 1996b, 1996c, SEMAC 1997, 1998).

Due to the currents in the Öresund the waters off Lernacken are among the last areas to freeze during hard winters, the area of open water sometimes extending south to the Klagshamn peninsula, whereas the rest of the southern part of the Swedish Öresund coast is totally ice-covered. Moreover, just south of Lernacken the current keep even shallow water free of ice during cold periods.

Material & Methods

Waterfowl counts

The utilization of the area by feeding waterfowl was based on the calculation of bird-days for the different species in different areas. In 1995/1996

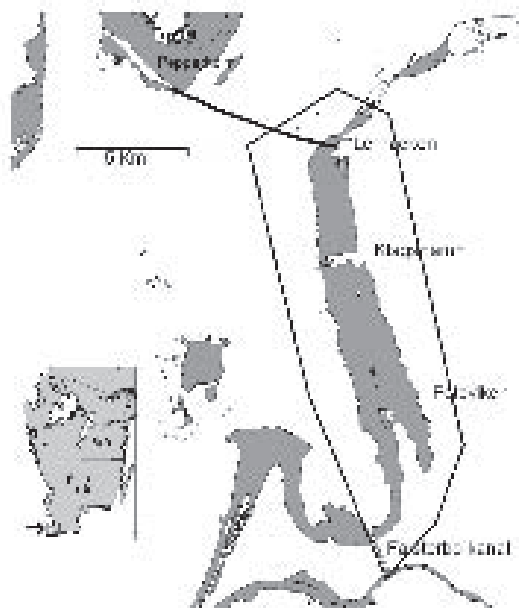


Figure 1. Map of the study area in the Öresund. For a general position in south Sweden, see inserted map. Areas with a water depth of less than 3 m marked with grey tone.

Karta över undersökningsområdet i södra Öresund. Områden med ett vattendjup om mindre än 3m markerade med grå ton.

and 1996/1997 counts were undertaken each week in the entire area between Barsebäck and Falsterbo (Nilsson 1996b, 1998, Nilsson & Green in prep), of which the present study area (Figure 1) forms a part. Counts of all species were also performed each week during August–March 1997/1998 in the main study area (Nilsson 1999a).

The counts were undertaken from the shore either through telescopes from fixed observation points so situated that the entire sectors could be covered or by the observer walking along the shore line. Telescopes with 20–50 X magnification were regularly used. Counts were only undertaken during good weather conditions. For a thorough description and discussion of census methods see Nilsson (1975, 1976, 1991).

Estimation of food consumption of different species

Among the plant feeders, swans (mainly Mute Swans *Cygnus olor*) and Coot *Fulica atra* are important in the study area. They regularly feed on *Ruppia* and *Zostera* in the area. The consumption of sea grasses by the moulting Mute Swans of Salt-

holm have been evaluated by Clausen et al. (1995, 1996), where a thorough discussion of the calculation of energy consumption of swans is found. There was a marked variation in the different estimates of the food consumption of swans, between 352 g and 620 g dry-weight of *Zostera* per 24 h. Mathiasson (1973), who also studied moulting Mute Swans, estimated the daily food consumption to 3.66 kg wet weight, corresponding to 586 g dry weight. Measurements and estimates from other parts of the season are lacking. In the calculations here I have used an overall value of 3.5 kg fresh weight as the daily consumption, i.e. in the higher part of the interval as the estimates were for summer time but the present study relates to the entire year. Studies of the Canada Goose *Branta canadensis* (Williams & Kendleigh 1982) showed that the energy consumption of geese (and also other waterfowl) will be about 25–30% higher in winter than in summer. Thus a 25% higher estimate was used for the ice-periods in the winter, i. e. 4375 g fresh weight.

The Coot is normally considered a plant feeder (Borowiec 1975, Hurter 1972, 1979) but can also use animal food, e.g. Suter (1982) found it feeding on *Dreissena* in the Lake of Constance. It is not known to which extent it utilises animal food in the Öresund area. Based on laboratory studies and field observations Hurter (1972, 1979) estimated the food requirements of the Coot for different plant foods as follows: *Bromus racemosus* 640 KJ/24 h (1110 g fresh weight), *Phragmites communis* 706 KJ/24 h (730 g), *Potamogeton pectinatus* 710 KJ/24 h (2980 g) and *Ranunculus fluitans* 1000 KJ/24 h (3650 g). *Ruppia* is apparently an important food for the Coot in brackish water (Verhoeven 1980). According to three different methods he gives the consumption of *Ruppia* as 38.1, 52.3 and 82.8 g/24 h ash-free dry-weight but considers the middle value as the most correct one. This corresponds to a daily food consumption of 305 g fresh/weight, which will be used in the calculations here. In line with the discussion above a 25% higher estimate was used for the ice-period, i.e. 375 g fresh weight/24 hours.

Results

Occurrence and numbers

Three species of plant feeders are of interest here as they utilise submerged vegetation to a high degree, the Mute Swan *Cygnus olor*, the Whooper Swan *Cygnus cygnus* and the Coot *Fulica atra*. The Wigeon *Anas penelope* is another common herbivore in the area, but it mostly feeds by graz-

ing on the shore meadows and farmland in the autumn and winter, even if small flocks can feed on floating *Zostera*. The Wigeon is not considered any further here. The Whooper Swan has in recent years to a large extent become a terrestrial feeder, but still a proportion of the swans in the area feed on submerged vegetation (the terrestrial Whoopers not being included in the counts). Large numbers of especially Canada Geese *Branta canadensis* use the Foteviken area as their night-time roost. They feed in the surrounding fields, but can occasionally feed on *Zostera*. The geese are not considered any further here.

The southern part of the Öresund is an important area for Mute Swans all the year round. Important numbers moult in the Öresund, especially on the island of Saltholm, but there are also large flocks in summer in the Foteviken area. During autumn there is a steady built-up in numbers of swans in the area, reaching peak numbers of between 2000 and 2500 in 1995/96 and between 1500 and 2000 in the other two years shown in the graph (Figure 2). The highest peaks in especially 1995/96 were found during the ice-period.

The Mute Swans occur all over the area, but numbers in the Foteviken area are appreciably higher than in the area between Lernacken and Klagshamn during normal periods. In periods with ice there is however a concentration of the Mute Swans in the areas close to Lernacken as these are the last to freeze in this part of Öresund.

The Whooper Swan is a regular winter visitor to the area (Figure 2). Peak counts have been around 150. Generally there are more Whooper Swans in the Foteviken area, but in recent years there has been a change in their habits and more and more swans are feeding in the fields.

The Coot is also a regular staging and wintering bird in the area with flocks feeding both in Foteviken and north of Klagshamn. Peak counts in some years were 2000 and more, occurring during the autumn, whereas winter counts were lower.

Food requirements

Using literature data for the food consumption (see methods) and the number of bird-days from the counts, it was calculated that the swans using the area between Lernacken and Foteviken consumed between 780 and 1166 tons of fresh weight of submerged vegetation, mainly *Zostera*, between September and March, incl. in the study years (Table 1). With a similar calculation the overall food consumption by the Coot was estimated to be between

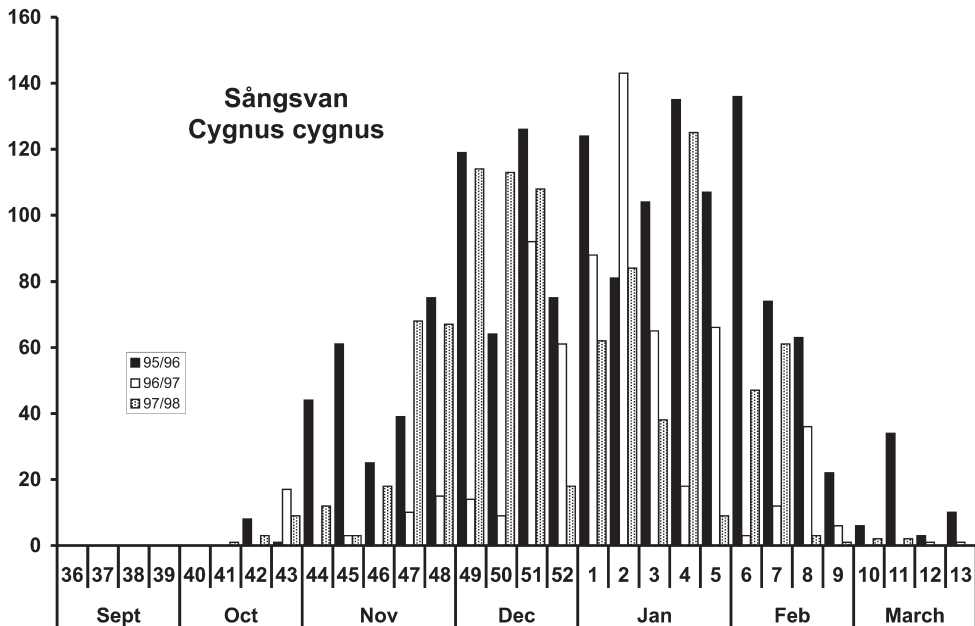
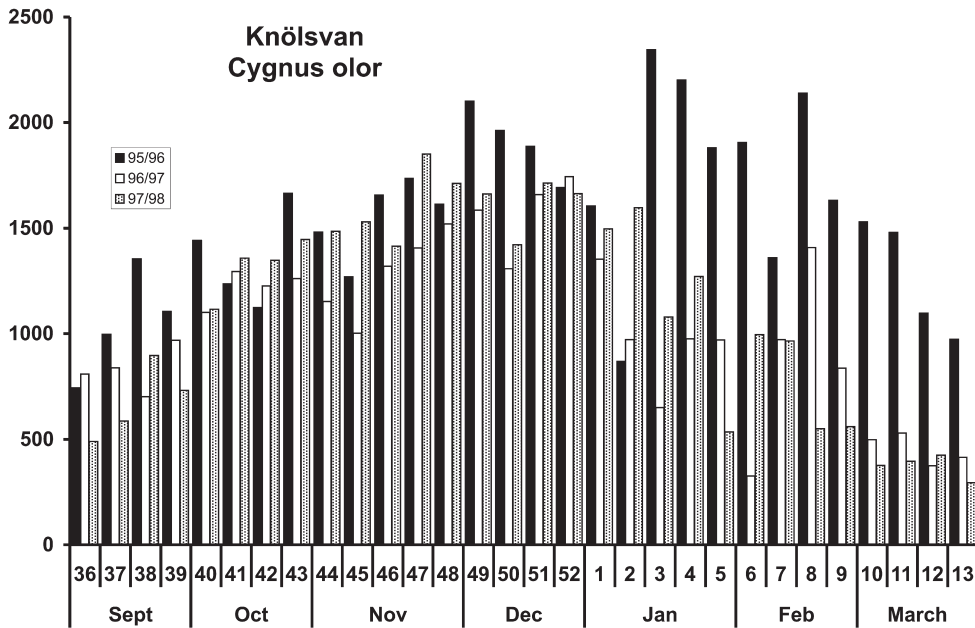
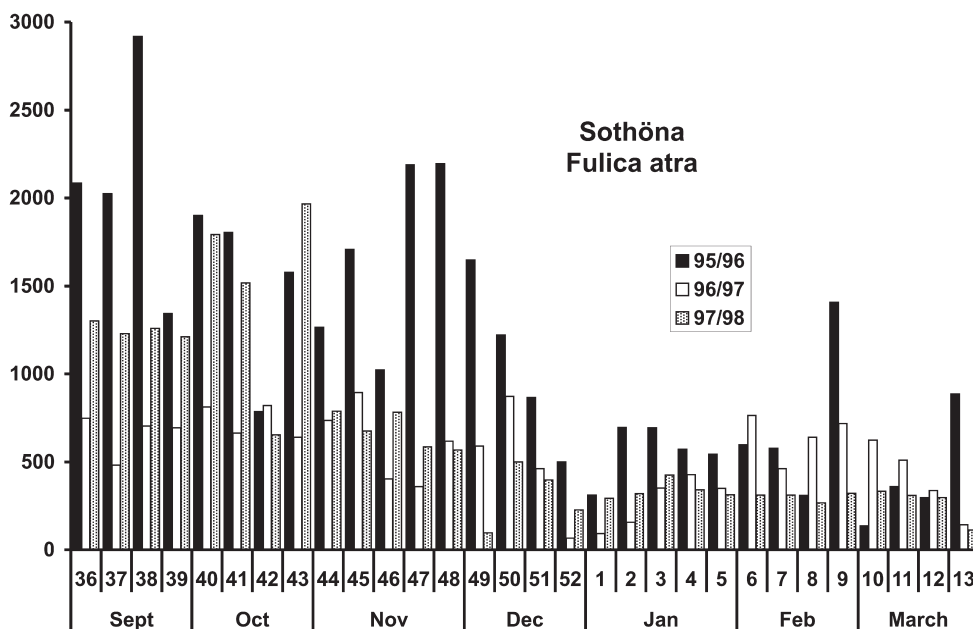


Figure 2. Total numbers counted per ten-day periods of Mute Swan *Cygnus olor*, Whooper Swan *Cygnus cygnus* and Coot *Fulica atra* in the study area during September–March 1995/96–1997/98. Among Whooper Swans, only those feeding on aquatic areas are included.

Antal knölsvanar, sångsvanar och sothöns i undersökningsområdet i södra Öresund September–March 1995/96–1997/98. Notera att endast sångsvanar som födosöker i havet är medräknade.



34 and 72 tons. Over the entire area, this compares to 40 to 60 g/m² fresh weight for the period September–March for the Coot and Swans in the area if they can use all parts within “swan-depth”.

During the ice-period most areas with *Ruppia* were covered by ice and not available to the feeding waterfowl. The calculated rate of food exploitation for the ice-free areas during the ice-period in 1995/96 was high, 504 g/m², whereas the value was lower for the shorter ice-period in 1996/97, 189 g/m² (Table 2). To this should be added some consumption by Coot.

Exploitation of food resources

In the autumn of 1995 the total standing crop of *Ruppia* was measured in some areas in Lom-mabukten and around Klagshamn. For a depth of 0.4 m the standing crop varied between 62 and 152 g/m² dry weight, whereas the standing crop at the stations with a depth of 0.8 m varied between 44 and 82 g/m² (VKI/Toxicon 1996a). Expressed as wet-weight the values are about 6 times larger. The standing crop of *Zostera* in the Öresund is also high, maximum biomasses, which are reached in August, amounting to 200–700 g DW/m² in different areas (VKI/Toxicon 1996b) or 1200–4300 g wet weight /m². Part of the biomass is in the under-ground parts.

The standing crop of *Ruppia* varies markedly over the season from nearly 200 g DW /m² in some stations in October it was about 70–100 g dry weight in December and only a few gram in March. If only the shoots are utilised the October values are reduced to 75–80 g and the March values to 4 g. *Zostera* also shows a marked seasonal variation in biomass from peak mean values of around 250 g DW/m² in summer to a low of slightly more than 100 g DW/m² for the above-ground parts in winter (VKI/Toxicon 1996b, 1996c). This corresponds to about 600 g wet weight/m² for the above-ground parts in December

In the autumn of 1996, the biomass of *Zostera* on the Swedish side south of the link alignment was between 65 and 165 g dry weight per m², which is between 390 and 990 g wet weight per m² (SEM-AC 1997, 1998). These values are however general mean values and the biomass was lower in the more shallow waters around 50 g dry weight. Moreover the coverage of *Zostera* was around 70%, which means available food resources of between 280 and 700 g wet weight per m².

In general, the consumption rates of the plant feeders were small compared to the available standing crop of *Ruppia* in the shallowest areas as is the case for the parts of the *Zostera* meadows within reach for the swans. The values presented in Table 1 indicate a consumption rate of about 10% less

Table 1. Calculation of food requirements for swans and Coot in the Foteviken–Lernacken area September–March 1995/96–1997/98.

Beräkning av födobehovet för rastande och övervintrande svanar och sothöns mellan Foteviken och Lernacken under september–mars 1995/97–1997/98.

	1995/96	1996/97	1997/98
Number of bird days			
<i>Antal fågeldagar</i>			
<i>Cygnus olor</i> knölsvan	322560	218197	230685
<i>Cygnus cygnus</i> sångsvan	10752	4620	6776
Total swans <i>Summa svanar</i>	333312	222817	237461
<i>Fulica atra</i> sothöna	241017	112847	136409
Total swans and Coot			
<i>Summa svanar och sothöna</i>	921627	618422	527702
Total food requirement (Ton wet weight)			
<i>Summa födobehov (ton våtvikt)</i>			
Swans <i>svanar</i> (3500 g/24h)	1166	780	831
<i>Fulica atra</i> sothöna (300 g/24h)	72	34	41
Total <i>Summa</i>	1238	814	872
Food requirements <i>födobehov</i> (g/m ²)			
Calculated for swan depth (2050 ha)			
<i>Beräknat för svandjup</i>	60	40	42

than that of the available standing crop of food plants. Similarly in an ice-free winter the available food resources of *Ruppia* in these shallow waters and *Zostera* in slightly deeper water would have been more than sufficient for the wintering swans and Coots in the area, only a small percentage of the total standing crops being used.

During the ice-period in 1995/96 the total calculated food consumption per m² was not much lower than the normal standing crop values reported by VKI/Toxicon (1996b, 1996c). Even if the biomass values used for the *Zostera* are only general data that varies much between different sites, it is clear that the swans were close to the limit set by the available food resources by the ice. It is however probable that the effective feeding areas can have been slightly larger than given in the calculations here as the ice shifted position somewhat during the winter, i.e. even if the total ice-free area was similar. On the other hand some areas included in the vegetated areas can have been without vegetation, which will not be taken into account when using overall mean values.

Discussion

According to the calculations presented here, the staging and wintering Swans (mainly Mute Swans) and Coots have rich food supplies in the Swedish

part of the Öresund with ample food resources of *Zostera* and *Ruppia* within “swan-depth”. The overall food consumption of the swans and Coot during September–March was calculated to be 10% or less of the available standing crop of food plants. Even if the study refers to the autumn and winter situation, the production of the *Zostera* vegetation has not stopped by the beginning of September, so the available food resources are actually higher than indicated by the comparison here. During the ice-free periods of the cold winters and in ice-free winters such as 1997/98 and 1998/99 the food resources of *Zostera* and *Ruppia* were sufficient for much larger numbers of swans (and Coot) than actually present in the Öresund

Studies relating the food consumption of swans and Coot to their food resources are few, but Clausen & Krause-Jensen (1994) compared the food consumption of herbivorous waterfowl and *Zostera* production in a Danish fjord and calculated the mean grazing pressure on *Zostera* to be 12% of the production on an annual basis. Studies on moulting Mute Swan in the Öresund were undertaken as a part of the Control Program for the Fixed Link, also including comparisons between swan numbers and available food resources. It was generally concluded that the food resources were plentiful for the moulting swans (cf. e.g. Kahlert et al. 2000).

Table 2. Calculation of food requirements for swans and Coot in the Foteviken–Lernacken area during the ice periods in 1995/96 and 1996/97. Note that the estimated food consumption here is 25% higher than in Table 1 (cf. Williams & Kendeigh 1982 as discussed in the text for colder periods).

Beräkning av födobe-hovet för övervintrande svanar och sothöns mellan Foteviken och Lernacken under ispe-rioder 1995/97 och 1996/97. Observera att den beräknade födokosumtionen här är 25% högre än i Tabell 1 (jfr Williams & Kendeigh 1982 för kallare perioder).

Ice-period <i>I</i> period	1995/96 21 Dec– 31 Mar	1996/97 15 Dec– 10 Feb
Number of bird days		
<i>Antal fågeldagar</i>		
<i>Cygnus olor</i> knölsvan	163700	60600
<i>Cygnus cygnus</i> sångsvan	7700	3700
Total swans <i>Summa svanar</i>	171400	64300
<i>Fulica atra</i> sothöna	57000	18600
Total food requirements (ton wet weight)		
<i>Totalt födobe-hov (ton våtvikt)</i>		
Swans <i>svanar</i> (4375 g/24h)	750	282
<i>Fulica atra</i> sothöna (375 g/24h)	21	8
Total <i>Summa</i>	771	290
Available ice-free areas (mean in ha)		
<i>Tillgänglig isfri areal (medel i ha)</i>		
Swans <i>svanar</i>	150	180
<i>Fulica atra</i> sothöna	490	570
Food requirements (g/m ²)		
<i>Födobe-hov</i>		
Swans <i>svanar</i>	500	188
<i>Fulica atra</i> sothöna	4	2
Total (g/ m ²)	504	190

In the hard winters the situation was different as the swans are restricted to the few ice-free areas available and as they are moreover restricted to the shallowest parts that are the first to freeze. During the ice-period in the winter of 1995/96 the calculated food resources in the ice-free areas more or less balanced the amount of food needed by the swans. In this connection it must also be taken into consideration that the feeding waterfowl might reach a limit where the food is getting more scarce and that they accordingly cannot use all potentially available food resources.

It is well-known that Mute Swans and Coot suffer increased mortality due to food shortage in cold winters (Andersen-Harild 1981, Cave & Wisser 1985, Nilsson 1991, 2002). In the Coot the indices from the Swedish waterfowl counts showed a marked decrease after the hard winter of 1979, which caused a high mortality among the Coots (Nilsson 1991, unpubl.). The Swedish midwinter indices do not show especially marked declines after the hard winters for the Mute Swan, but the

September indices in 1979, 1982, 1985 and 1987, i. e. years with hard ice-winters all show a decrease in the index values.

Acknowledgements

The study was undertaken as a part of the Control Programme for the Fixed Link between Sweden and Denmark, on contract between Öresunds Konsortiet and Lund University. Most field work was undertaken by Martin Green, Martin Granbom and Lars Råberg.

References

- Andersen-Harild, P. 1981. Population dynamics of *Cygnus olor* in Denmark. Pp. 176–191 in *Proceedings Second International Swan Symposium, Sapporo, Japan, 21–22 February 1980* (G. V. T. Matthews & M. Smart, Eds.). International Waterfowl Research Bureaus, Slimbridge.
- Borowiec, E. 1975. Food of the coot (*Fulica atra*) in different Phenological periods. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 22: 157–166.
- Cavé, A. J. & Visser, J. 1985. Winter severity and breeding

- bird numbers in a Coot population. *Ardea* 73: 129 – 138.
- Clausen, P., Kahlert, J., Fox, A. D. & Andersen-Harild, P. 1995. *Base-line Investigations of Moulting Mute Swans on Saltholm, June–October 1994*. NERI Report.
- Clausen, P., Kahlert, J., Andersen-Harild, P. & Nilsson, L. 1996. *Base-line Investigations of moulting Mute Swans around Saltholm, 1993–1995: Results and Conclusions*. NERI Report.
- Clausen, P. & Krause-Jensen, D. 1994. An annual budget of eelgrass *Zostera marina* consumption by herbivorous waterfowl in a shallow Danish estuary. Pp. 100–111 in *Vandfugles rolle som primaer-konsumenter i lavvandede fjord-områder* (Clausen, P. 1994. PhD afhandling.) Danmarks Miljøundersøgelser/Aarhus Universitet. 126 s.
- Hurter, H. 1972. Nahrung und Ernährungsweise des Blässhuhns *Fulica atra* am Sempachersee. *Ornithologische Beobachter* 69: 125–149.
- Hurter, H. 1979. Nahrungsökologie des Blässhuhns *Fulica atra* an den Überwinterungsgewässern im nördlichen Alpenvorland. *Ornithologische Beobachter* 76: 257–288.
- Kahlert, J., Clausen, P. & Nilsson, L. 2000. *Monitoring of moulting mute swans around Saltholm, 1999*. NERI Report.
- Mathiasson, S. 1973. A moulting population of nonbreeding Mute Swans with special reference to flightfeather moult, feeding ecology and habitat selection. *Wildfowl* 24: 43–53.
- Nilsson, L. 1975. Midwinter distribution and numbers of Swedish Anatidae. *Ornis Scandinavica* 6: 83–107.
- Nilsson, L. 1976. Monthly counts as a measure of population changes in some species of Anatidae in south Sweden. *Ornis Scandinavica* 7: 193–205.
- Nilsson, L. 1991. Distribution, population size and long-term changes in population size of wintering waterfowl in Sweden. *Ornis Svecica* 1: 11–28. (In Swedish with English summary).
- Nilsson, L. 1996a. *Resting and Wintering Waterfowl along the Swedish coast of the Öresund, 1962–1995. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 1996b. *Monitoring of resting and wintering waterfowl along the Swedish coast of southern Öresund July 1995–June 1996 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 1998. *Monitoring of resting and wintering waterfowl along the Swedish coast of southern Öresund July 1996–June 1997 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 1999a. *Monitoring of resting and wintering waterfowl along the Swedish coast of southern Öresund July 1997 – March 1998 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 1999a. *Monitoring of Tufted Ducks *Aythya fuligula* and Mute Swans *Cygnus olor* along the Swedish coast of southern Öresund July 1998 – March 1999 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 2001. *Monitoring of Tufted Ducks *Aythya fuligula* and Mute Swans *Cygnus olor* along the Swedish coast of southern Öresund July 1999 – March 2000 in relation to the Fixed-Link across the Öresund. Report to Öresundskonsortiet*. Ecological Institute, University of Lund.
- Nilsson, L. 2002. Numbers of Mute Swans and Whooper Swans in Sweden, 1967 – 2000. *Waterbirds* 25 (Special Publication 1): 53 – 60.
- SEMACE JV 1997. *The Authorities' Control and Monitoring Programme for the Fixed Link Across Öresund. Benthic Vegetation*. Status Report 1996.
- SEMACE JV. 1998. *Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Öresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Benthic Vegetation*. Tillstandsrapport 1997.
- Suter, W. 1982. Vergleichende Nahrungsökologie von überwinternden Tauchenten (*Bucephala*, *Aythya*) und Blässhuhn (*Fulica atra*) am Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee). *Ornithologische Beobachter*. 79: 225–254.
- Verhoeven, J.T.A. 1980. The ecology of *Ruppia*-dominated communities in western Europe. III. Aspects of production, consumption and decomposition. *Aquatic Botany* 8: 209–253.
- VKI/Toxicon. 1996a. *Baseline Study of the Distribution and Dynamics of *Ruppia* around Saltholm and along the Swedish Coast*. Document No. 96/119/1E.
- VKI/Toxicon. 1996b. *Documentation of the Eelgrass Model for Öresund*. Document No. 95/134/2E.
- VKI/Toxicon. 1996c. *Dynamics of Eelgrass in Öresund and Assessment of Impact of Shading on Eelgrass Growth at Different Depths and Times of Season*. Document No 96/108/1E.
- Williams, J. E. & Kendeigh, S. C. 1982. Energetics of the Canada Goose. *Journal of Wildlife Management*. 46: 588–600.
- Öresundskonsortiet 1995. *The Öresund Link. Supplementary Assessment of the Impacts on the Marine Environment of the Öresund Link*.
- Öresundskonsortiet 1998. *Assessment of the Impacts on the Marine Environment of the Öresund Link*.

Sammanfattning

Södra Öresund är sedan gammalt känt som ett viktigt rast och vinterområde för ett flertal olika sjöfågelarter (Nilsson 1991). Många delområden uppfyller också kriterierna för internationellt skyddsvärda våtmarksområden. Beroende på områdets betydelse för fågelfaunan kom studier av de rastande och övervintrande sjöfågelnarna att innefattas i kontrollprogrammet för den fasta förbindelsen över Öresund, vilken byggdes under den senare delen av 1990-talet och stod färdig sommaren 2000. Förbindelsen som är 16 km lång består av en kombinerad järnväg/motorväg från Lernacken på den svenska sidan till Kastrup på den danska sidan. Innefattande 1092 m högbro, 6700 m anslutningsbroar, 3500 m sänktunnel sam en konstgjord ö.

Villkoren för Öresundsförbindelsen stipulerade bl.a. att den inte får påverka strömmarna ut och in i Östersjön. För att uppfylla detta krav genomfördes en del kompenserande muddringar i anslutning till bron. Felaktigt genomförda muddringar skulle

kunna medföra ökat sedimentspill i Öresund och därmed en negativ påverkan på områdets undervattensfauna och flora. Omfattande studier av bottenfaunan och floran (främst *Zostera* och *Ruppia*) kom därför att inkluderas i kontrollprogrammet och gav därmed förutsättningar för jämförelser mellan svanarnas och sothönsens födokrav och tillgången på föda i området.

I den här uppsatsen jämförs svanarnas och sothönsens förekomst i området i relation till de tillgängliga födoresurserna, medan inventeringarna kommer att presenteras mer i detalj i ett annat sammanhang (L. Nilsson & M. Green in prep.), för detaljer från fågelinventeringarna inom kontrollprogrammet hänvisas till de tekniska rapporterna (Nilsson 1996a, 1996b, 1998, 1999a, 1999b, 2001).

Undersökningsområde

Kontrollprogrammet omfattade på den svenska sidan kusten mellan Falsterbo och Barsebäck, men de här behandlade studierna genomfördes i området mellan brofästet vid Lernacken och Falsterbo kanal (Figur 1). Området kännetecknas av stora arealer grunt eller mycket grunt vatten. På de inre lerbottnarna finns en rik vegetation av *Ruppia*, medan omfattande *Zostera*-ängar återfinns på sandbottnarna längre ut V(KI/Toxicon 1999a, 1999b, 1999c, SEMAC 1997, 1998).

Material och Metoder

Fåglarnas utnyttjande av området har beräknats som ”fågel-dagar”. Under 1995/96 och 1996/97 inventerades området mellan Barsebäck och Falsterbo, medan inventeringarna 1997/98 begränsades till området mellan Lernacken och Falsterbo kanal. Hela området inventerades en gång per vecka.

Fåglarnas födobehov baseras på uppgifter hämtade från litteraturen (Clausen et al. 1995, 1996, Mathiasson 1973). I mina beräkningar har jag använt 3,5 kg färskvikt av *Zostera* per dygn som ett mått på svanarnas födobehov. För kalla perioder fann William & Kendeigh (1982) att energiåtgången för gäss och andra andfåglar var ca 25–30% högre. Jag har i beräkningarna använt ett motsvarande högre värde för isperioderna. Sothönans energibehov har bl.a. studerats av Hurter (1972, 1979) samt Verhoeven (1980). Baserat på dessa studier har jag i mina beräkningar utgått från 305 g färskvikt per dygn för sothönan.

Resultat

De viktigaste växtätande arterna i området var knölsvan, sångsvan och sothöna. Bläsanden förekommer också allmänt i området, men eftersom den huvudsakligen betar på strandängarna har jag inte tagit med den här även om den ibland kan furagera på *Zostera* som rivits loss av svanarna.

Antalet svanar och sothöns i området framgår av Figur 2. 1995/96 sågs som mest mellan 2000 och 2500 knölsvanar i området, medan det högsta antalet de båda andra undersökningsåren låg mellan 1500 och 2000. Antalet sångsvanar var väsentligt lägre, men jag har här endast räknat med de sångsvanar som söker föda i vattnet. För sothönsens del noterades som mest ca 2000 individ i undersökningsområdet.

Totalt beräknades svanarna i undersökningsområdet konsumera mellan 780 och 1166 ton färskvikt av undervattensvegetation, huvudsakligen *Zostera* mellan september och mars. Till detta skall läggas mellan 34 och 72 ton för sothönsen. Detta motsvarar totalt mellan 40 och 60 g/m² (Tabell 1). Under isperioderna begränsades särskilt svanarnas födosöksareal högst väsentligt (Tabell 2) och under särskilt isperioden 1995/96 var födouttaget ca 500 g/m².

Jämfört med mängden tillgänglig föda beräknades att svanarna och sothönsen under isfria förhållanden utnyttjade ca 10% eller mindre av den tillgängliga biomassan. Uttaget av föda var egentligen lägre eftersom viss produktion fortfarande sker under hösten. Under isperioderna närmade sig det beräknade födouttaget mängden tillgänglig föda.

Diskussion

Studierna visar klart att födotillgången för svanar och sothöns i undersökningsområdet i södra Öresund är tillräckliga för betydligt större mängder fåglar än vad som nu utnyttjar området. Totalt beräknades de utnyttja 10% eller mindre av den tillgängliga biomassan. Clausen & Krause-Jensen (1994) fann från en dansk fjord att de växtätande fåglarna (främst knölsvan) konsumerade ca 12% av produktionen.

Under isperioden 1995/96 var dock födotillgången knapp. Både sothöna (Cavé & Visser 1985) och knölsvan (Andersen-Harild 1981) visar under sådana förhållanden förhöjd dödlighet, vilket också återspeglas i de svenska andfågelindexen (Nilsson 1991, 2002).

Revirstruktur och häckningsframgång hos ett unikt bestånd av skärpiplärka *Anthus petrosus littoralis* i hamnmiljö

*Territory structure and breeding success of a unique population of Rock Pipit *Anthus petrosus littoralis* in harbour environment*

REINO ANDERSSON

Abstract

A unique Rock Pipit *Anthus petrosus littoralis* population was established in an industrial environment in the harbour of Varberg in the late 1980s. It rose to 17 territories in 1994, then declined to extinction in 2004. In a detailed study (1993–1996), 57 territories were found (41 breeding pairs, 8 non-breeding pairs, and 8 unpaired males). Most nests lay on the ground but several up to 5.5 m above ground. 52 clutches were found: 38 first clutches, 19 failed; 9 replacement clutches, 6 failed; 5 true second clutches, 4 failed. 65% of the failures were caused by predators. Fledging success was 1.6 young per breeding attempt and 2.2 per breeding pair. 61% of males, 40% of

females, but only 1% of fledglings returned to the study area in the following spring, adults always to the same territory. The establishment of this unique harbour population may be explained by habitat deterioration (higher vegetation, bushes), possibly enhanced by increasing predation, in adjacent natural coastal habitats. Later, harbour development and pavement of former weedy feeding grounds, and the high depredation of nests, explains the decline and extinction of the harbour population.

Reino Andersson, Adjunktsvägen 1, S-432 50 Varberg, Sweden. Email: reino.andersson@seaside.se

Received 3 October 2004, Accepted 20 November 2004, Editor: S. Svensson

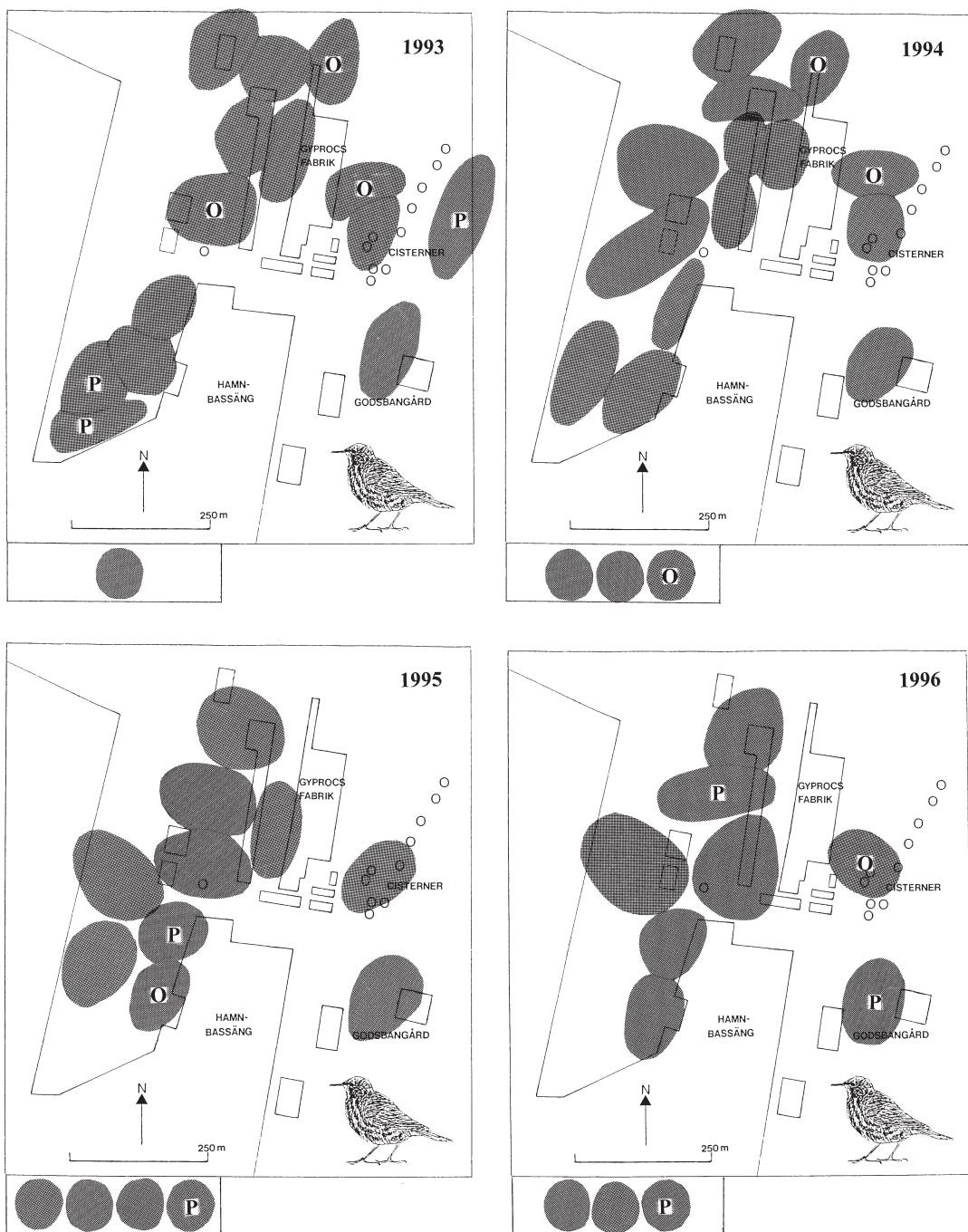
Inledning

Skärpiplärkan är i vårt utbredningsområde strikt bunden till klippiga kuster och bergiga skärgårdar, där den viktigaste biotopen är steniga öar med rik förekomst av gräs och örter (Svensson m.fl. 1999). Upptäckten av skärpiplärkor i Varbergs hamn 1989 (Andersson 1993a) framstod därmed som mycket exceptionell, då häckningar i stadsmiljö tidigare inte beskrivits i litteraturen. Där uppträdde de sida vid sida med svarta rödstjärtar och stenskvättor på bangårdar och industritomter, men också i andra stadsmiljöer i anslutning till hamnen. Trots närheten till havet födosökte de mest bland industrimiljöernas ogräsområden. De häckande paren uppvisade även stor flexibilitet när det gällde boplatsval. Tidigare hade endast några enstaka iakttagelser av skärpiplärkor gjorts i hamnområdet under häckningstid. Detta kunde fastslås med hög säkerhet, då jag sedan 1980 bedrivit intensiva studier av svart rödstjärt i Varbergs hamn. Dessutom har jag sedan 1987 haft min arbetsplats förlagd till godsbangården med god kontroll över hela studieområdet. Företeelsen med stadshäckande skärpiplärkor har



Utflugnen unge av skärpiplärka vid Gyprocs fabrik, Varbergs hamn 1993. Foto: Kent Nilsson.

Fledged young of Rock Pipit at the Gyproc works, Varberg harbour, 1993.



Figur 1. Revirens fördelning i Varbergs hamnområde 1993–1996. Inflikade revir under huvudkartan avser fästningen, belägen strax söder om kartbilden, och motsvarar inte verklig revirstorlek. Lokstallet ligger vid godsbangården. O=oparad revirhävande hanne, P=icke häckande par. Resterande omarkerade revir anger häckande par. Vinjetteckning: Christer Andersson. Territory distribution in the harbour area 1993–1996. Inset territories below the main map are situated at Varberg fortification and do not show real territory size. O=unpaired male, P=not breeding pair. The remaining territories represent breeding pairs.

tidigare presenterats kortfattat i olika sammanhang (t.ex. Andersson 1993b, 1995, 1998).

Denna uppsats avser dock att mer detaljerat redovisa förekomsten inom hamnområdet, från det första paret 1989, kulminationen i mitten av 1990-talet, samt den tillbakagång som senare ägt rum fram till artens totala försvinnande 2004. Den fokuserar på revirstruktur och häckningsframgång under toppåren, men redovisar även inventeringar inom ett närliggande referensområde i naturlig kustmiljö. Detta för att utvärdera eventuellt utbyte mellan hamn- och kustfågeln.

Svenska studier av skärpiplärkor återfinns från ett småländskt skärgårdsområde (Larsson 1994), ett halländskt kustavsnitt (Elfström 1988) samt de nordhalländska öarna Nidingen och Malö (Askenmo & Unger 1986, Arvidsson 1995, Neergaard 1999a).

Undersökningsområde, material och metoder

Detaljerade studier utfördes 1993–1996 inom ett drygt kvadratkilometer stort område i Varbergs hamn med närliggande omgivningar (Figur 1). Det domineras av fästningen (söder om hamnbas-

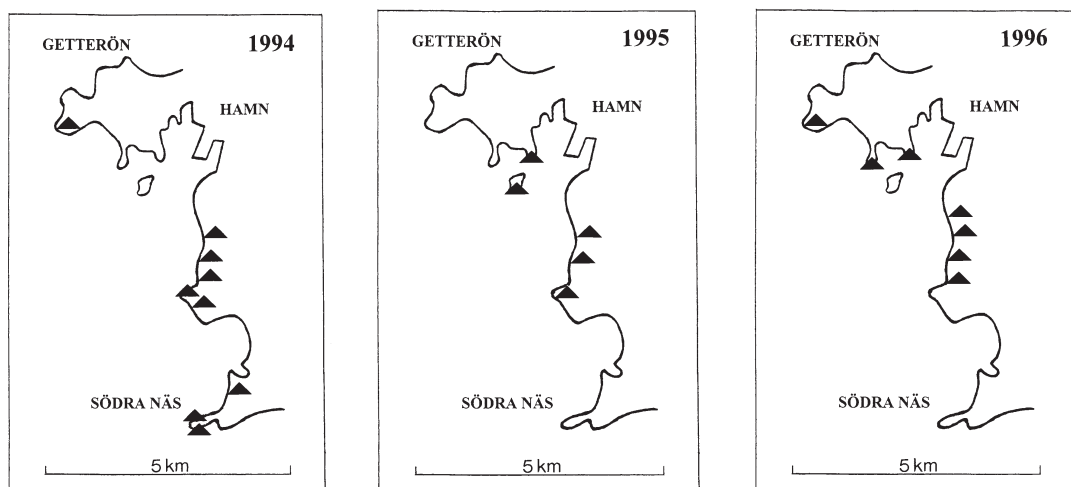
sången; representerad på kartorna av separat ram nedtill), godsbangården (med lokstall, östligaste byggnaden), Gyprocs nedlagda fabriksbyggnad, ett cisternområde samt hamnens magasin och upplagsplatser. Under dessa år skedde inga större förändringar i miljön. Materialet omfattar 57 revir och 52 kullar med registrerade häckningsdata. Antalet färgringmärkta fåglar uppgick till 24 hannar, 11 honor och 75 flygga årsungar. Hamnområdet besöktes i genomsnitt varannan dag 15 mars–31 juli, vilket möjliggjorde en noggrann kontroll av de olika individernas uppträdande. Utöver detaljstudien skedde en mer översiktlig uppföljning av hamnbeståndet under hela 16-årsperioden. Antalen före 1993 är dock osäkra (Tabell 1), medan de efter 1996 är säkra.

Inom ett större referensområde, en 7,5 kilometer lång kuststräcka (fågelvägen) mellan Södra Näs och Getterön (Figur 2), genomfördes dessutom inventeringar och avläsningar av eventuella färgringar hos samtliga par vid tre tillfällen per säsong 1994–1996. Utöver Södra Näs och Getterön omfattas området i huvudsak av Apelviken, Subbe och Strandpromenaden. Biotoperna karakteriseras främst av låg klippkust med en pågående igenväx-

Tabell 1. Antal kända revir i Varbergs hamnområde 1989–2004 (antalen före 1993 är osäkra).

Number of known territories in the harbour of Varberg 1989–2004 (numbers before 1993 are uncertain).

89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04
1	3	7	16	15	17	14	11	4	4	?	7	3	2	1	0



Figur 2. Revir eller häckande par inom referensområdet Södra Näs-Getterön 1994–1996 (trianglar). *Territories or breeding pairs in the coastal reference area 1994–1996 (triangles).*

ning av buskar, men inkluderar även badvikar med sandstränder. Endast en mindre ö, Skrivareklippan, finns representerad och i norra delen av kustavsnittet är hamnområdet beläget.

Beteckningen ”häckningsförsök/häckning” avser par som påbörjat bobygge, ”icke häckande par” där par varit närvarande på ett revir men inga tecken på bobygge eller andra häckningskriterier iakttagits, ”oparad hanne” där en ensam hanne hävdade revir mer än två veckor. Möjligheten att bobygge eller äggläggning hos icke häckande par skulle ha förbisetts, bedöms som liten då kontrollen av deras förhållanden varit mycket ingående. Könbestämning har skett utifrån vinglängd i enlighet med Larsson & Strandvik (1986), samt beteendemönster.

Resultat

Revirsituationen i hamnområdet 1993–1996

Den fyraåriga detaljstudien resulterade i 57 revir med en årsvis fördelning på 15, 17, 14 respektive 11. Av dessa utgjordes 41 (72%) av häckningar, 8 (14%) av icke häckande par och 8 (14%) av oparade hannar. Av Figur 1 framgår att revirstrukturen var påfallande likartad under de fyra åren. Vissa revir, t.ex. vid större byggnader som Gyprocs fabrik, oljecisternerna, lokstallet och fästningen, föreföll särskilt gynnsamma då de hyste häckningar nästan varje säsong. Dessa revir visade sig också vara de mest framgångsrika med flest lyckade häckningar. En hanne uppträdde polygynt med två olika honor 1995.

Boplatsval

Valet av boplatser registrerades under 16-årsperioden för totalt 34 förstakullar, 12 omläggningar, 4 andrakullar samt 7 bon med okänd status (57 bon).

Under detaljstudien 1993–1996 torde samtliga bon i något stadium av häckningen ha påträffats. Bona har klassificerats i 9 biotoper och 20 boplaceringar av skilda slag. Den vanligaste biotopen var fabriksområden (47%) och den mest frekventerade boplaceringen utgjordes av grästuvor (33%). De återstående boplatserna föreföll vara mer slumpmässigt utvalda. De flesta bona (60%) låg direkt på marken ofta i skydd av vegetation, men hade placerats mer öppet än på t.ex. Nidingen. Resterande bon låg på varierande höjder mellan 0,1 och 5,5 meter. Sex av dem var belägna på mer än två meters höjd. Bunderlaget utgjordes i dessa fall av virkesstaplar (2,2 m), träbjälke inomhus (2,3 m), träbjälke utomhus (2,6 m), tak under tegelpannor (5,0 resp 5,3 m) och fläktrumma på fabrikstak (5,5 m). Bland udda boplatser märks också manöverskåp i oljedepå (0,5 m), fabriksvägg (0,6 m), tankbilsläp (0,8 m) och skrotbil (0,9 m) (jfr. Andersson 1995).

Häckningsresultat

Av 38 kontrollerade förstakullar misslyckades 19 (50%). Detta resulterade i 9 omläggningar varav 6 misslyckades. Av de 19 par som lyckades med sin förstakull lade 5 en andrakull (26%, baserat på färgringmärkta honor), men även här spolierades 4 av dem. Totalt 11 äggkullar påträffades med en medelkullstorlek på 4,0. Kläckningsdatum för 21 förstakullar inföll mellan 11 maj och 24 juni (medeldatum 30 maj). För fyra omläggningar skedde kläckningen mellan 19 maj och 21 juni, medan tidpunkten för 3 andrakullar inträffade mellan 24 juni och 5 juli. Totalt producerades 84 flygga ungar, vilket gav ett medelvärde på 1,6 ungar per häckningsförsök, 3,7 ungar per lyckad häckning och 2,2 per häckande par (Tabell 2).

Bland de misslyckade häckningarna konstaterades

Tabell 2. Ungproduktion i Varbergs hamnområde 1993–1996. Hf = häckningsförsök, Lh = lyckad häckning, par (omläggningar och andrakullar inkluderade).

Production of fledglings in the harbour area of Varberg 1993–1996. Hf = breeding attempt, Lh = successful breeding, par = pair (replacement and second clutches included).

År Year	Antal kullar med 0–5 flygga ungar No. of clutches with 0–5 fledged young						Ungar Young Total	Kullar Clutches Total	Par Pairs Total	Antal flygga ungar per No. of fledglings per		
	0	1	2	3	4	5				Hf	Lh	par
1993	4	0	0	2	4	0	22	10	8	2,2	3,7	2,8
1994	17	0	0	4	3	0	24	24	14	1,0	3,4	1,7
1995	5	0	1	2	2	2	26	12	10	2,2	3,7	2,6
1996	3	0	0	1	1	1	12	6	6	2,0	4,0	2,0
Tot.	29	0	1	9	10	3	84	52	38	1,6	3,7	2,2

Tabell 3. Faktorer som förorsakat spolieerade häckningar i Varbergs hamnområde.
Factors that caused failed breeding in the harbour of Varberg.

Faktor <i>Factor</i>	Antal <i>Number</i>	%
Bo utrivet, prederat <i>Nest torn out, depredated</i>	12	39
Äggkull prederad <i>Egg clutch depredated</i>	5	16
Ungar döda i bo <i>Young dead in nest</i>	5	16
Äggkull övergiven <i>Egg clutch abandoned</i>	3	10
Ungar prederade i bo <i>Young in nest depredated</i>	3	10
Bo övergivet <i>Nest abandoned</i>	2	6
Virkeshög bortfraktad <i>Timber pile removed</i>	1	3

rades minst 65% ha orsakats av predation i olika häckningsstadier (Tabell 3). Vanligast var att nybyggda bon blev utrivna av kråkfåglar, främst kajor, baserat på direkta observationer. Men även ägg och ungfåglar prederades på detta sätt. Endast i ett fall svarade mänsklig verksamhet för spolieerad häckning, då en virkeshögd blev bortfraktad.

Ortstrohet

Eventuell återkomst påföljande säsong kunde fastställas hos 18 revirhannor och 10 häckande honor. Elva av hannarna återvände (61%), medan antalet honor uppgick till 4 (40%). Vid återkomsten besatte alla 15 individerna sina tidigare revir. En av 75 färgringmärkta flygga årsungar (1,3%), född vid Gyproc 1993, återkom som häckande hanne på fästningen 1994–1996.

Referensområdet Södra Näs-Getterön

Under åren 1994–1996 registrerades 9, 5 resp. 7 revir i naturlig miljö inom det utvalda referensområdet som inramar Varbergs hamn (Figur 2). Inkluderat hamnreviren uppgår istället siffrorna till 26, 19 resp. 18, vilket innebär att hamnen svarade för 61–74% av andelen revir i området. Subbe-strandpromenaden utgör det enda kustavsnitt som hyste revir alla tre åren. Anmärkningsvärt var att revir vissa år saknades på de yttersta uddarna Rödskär och Gubbanåsan. Referensområdet återinventera-

des 2004, varvid konstaterades att beståndet minskat till endast 4 revir.

Iakttagelser av häckfåglar färgringmärkta i hamnområdet saknas helt inom referensområdet, då samtliga kusthäckande skärpiplärkor konstaterades vara omärkta. Det är ovisst om det omvända förhållandet förelåg, då någon färgringmärkning av häckfåglar aldrig ägde rum inom referensområdet. Däremot rörde sig årsungarna regelbundet från hamnen till de naturliga miljöerna under sommaren och hösten, då de kunde ses tillsammans med kustfågeln.

Diskussion

Revirtätheten i Varbergs hamnområde var påfallande hög vid jämförelser med referensområdet i naturlig miljö. Likaså om man jämför med Oskarhamns skärgård där tätare bestånd endast återfanns på vissa enskilda öar (Larsson 1994). Två öar på Västkusten, där omfattande studier av skärpiplärkor genomförts, är Nidingen och Malö utanför Onsalahalvön (jfr. Askenmo & Unger 1986, Arvidsson 1995, Neergaard 1999a). En jämförelse sammanfattas i Tabell 4. Båda öarna uppvisar höga tätheter med 25–50 revir, men deras storlek (Malö 1 km², Nidingen 0,2 km²) medför att tätheten är väsentligt högre på Nidingen.

Förekomsten av oparade revirhävdande hannar uppgick till 7,3% respektive 5,0% på Malö och Nidingen (Arvidsson m.fl. 1995). I Varbergs hamnområde var andelen oparade hannar avsevärt högre (14%) och en avvikelse från de andra studierna var även närvaron av icke häckande par (14%).

Ungproduktionen på 2,2 flygga ungar per häckande par och år i Varbergs hamnområde var låg i jämförelse med motsvarande siffror från Nidingen på 5,0 och Malö med 3,5 flygga ungar per hanne och säsong (Arvidsson m.fl. 1995). Kläckningstidpunkten för förstakullar, som inföll i medeltal den 30 maj i hamnområdet, överensstämde väl med Nidingen och Malö. En viktig orsak till den låga reproduktionen i hamnområdet är att 50% av alla förstakullar och flertalet omläggningar och andrakullar spolieerades, huvudsakligen till följd av predation. Detta innebär en jämförbar predationsnivå med Elfströms (1988) studier vid Åsa på nordhaländska fastlandet. Predationen i hamnområdet medförde även att andelen andrakullar var betydligt lägre än på Nidingen, där majoriteten lade två kullar. På Malö däremot förekom andrakullar i mindre omfattning (Neergaard 1999b). I dessa studier visas också att äldre fåglar i regel är mer produktiva, liksom polygyna hannar. Polygynifrek-

Tabell 4. Skillnader i vissa häckningsbiologiska data mellan Varbergs hamn, Malö och Nidingen.
Differences in some breeding biology properties between the harbour of Varberg, and the islands of Malö and Nidingen.

Egenskap <i>Property</i>	Varberg	Malö	Nidingen
Oparade hanar <i>Unpaired males</i>	14%	7,3%	5,0%
Andrakullar <i>Second clutches</i>	26%	Mindre vanligt <i>Less common</i>	Majoriteten <i>Majority</i>
Polygyni <i>Polygyny</i>	1,8%	8–21%	14–44%
Äggkullstorlek <i>Egg clutch size</i>	4,0	4–5	4–5
Kläckningdatum, 1:a kullar <i>Hatching date, 1st clutches</i>	30 maj	Slutet av maj <i>End of May</i>	Slutet av maj <i>End of May</i>
Flygga ungar per par <i>Fledglings per pair</i>	2,2	3,5	5,0
Ortstrohet, adulta <i>Site fidelity, adults</i>	54%	60%	60%
Ortstrohet, årsungar <i>Site fidelity, yearlings</i>	1,3%	47,1%	61%

vensen på Nidingen uppgick till 14–44% och Malö 8–21% (Askenmo & Neergaard 1990). I Elfströms undersökningsområde påträffades aldrig polygyni, medan endast en hane i Varbergs hamnområde var polygyn.

Ortstroheten hos häckfågeln var hög både på Nidingen och Malö (60%) och en stor andel av årsungarna (61,0% resp. 47,1%) återvände till sina födelseplatser för att häcka (Neergaard 1999b). Även i Varbergs hamnområde var återkomst och revirtrohet hög bland häckfågeln. Däremot återkom endast en årsunge till födelseområdet, vilket avviker markant från Nidingen och Malö. Inte heller inom referensområdet påträffades några återvändande ungfåglar från hamnen, vilket utesluter spridning till närliggande häckningsområden (jfr. Tabell 4).

Sammanfattningsvis är predationstrycket en betydelsefull faktor för skärpiplärkans häckningsframgång på Västkusten (jfr. Askenmo & Neergaard 1990). Vid låg predation som på Nidingen återvänder årsungar i stor utsträckning, andrakullar läggs regelmässigt, polygynifrekvensen är hög, vilket bidrar till en god reproduktion. På Malö, som är beläget närmare fastlandet och utsatt för högre predationstryck, är samtliga dessa faktorer mindre frekventa. På fastlandet, där predationen är stor, utgör Åsa och Varbergs hamnområde exempel på när häckningsframgången är som sämst. Ett experiment med utlagda vaktelägg styrker detta predationsmönster. På fastlandet (Hällsundsudde) rövdades 80% av bona inom ett par veckor, jämfört

med 20–40% på de aktuella öarna (Arvidsson m.fl. 1997). Askenmo & Neergaard (1990) anger för övrigt att individutbyte mellan Nidingen och Malö var ovanligt och adulta fåglar tenderar i förekommande fall att flytta från platser med hög predation till områden med lägre. Dessutom anses årsungar generellt mer benägna att återvända till sina födelseplatser om predationstrycket är lågt.

Det är naturligtvis inte lätt att spekulera över hur etableringen i Varbergs hamnområde kunnat ske så snabbt och vilka mekanismer som ligger bakom. Sett ur ovanstående perspektiv är det dock inte otänkbart att en bakomliggande förklaring är ett ökat predationstryck i delar av skärpiplärkans naturliga miljöer. På uddarna Gubbanäsan och Rödskär i referensområdet har skärpiplärkan förekommit under lång tid. Under 1960-talet ansågs den vara en karaktärsfågel på Gubbanäsan, som hyste ett stort antal par ända upp på de högre belägna berghällarna (Gunnar Pettersson, muntl.). Situationen tycks ha varit likartad långt in på 1970-talet, även om paren då var mer koncentrerade till strandzonen. I slutet av 1980-talet skedde dock en märkbar minskning på dessa lokaler. Elfström (1988) redovisar en successiv minskning fram till 1980-talet i sitt studieområde vid Åsa. Under 1990-talet har en kraftig tillbakagång skett i stora delar av artens svenska utbredningsområde. I Oskarshamns skärgård har en minskning ägt rum med 7% per år och antalet häckningsplatser har mer än halverats (Johansson & Larsson 2001). Även från Upplandskus-

ten rapporteras en 70% minskning (Fredriksson & Tjernberg 1996) och i Gästrikland och Hälsingland är skär som tidigare hyst häckande skärpiplärkor tomma (Aspenberg & Axbrink 1998).

En synbar förändring som ägt rum i Halland är en successiv igenväxning av det karga landskapet, främst med enbuskar. Denna förbuskning har under senare år blivit av sådan omfattning att det lett till en påbörjad restaurering av den öppna kustmiljön i vissa naturreservat. Troligtvis nådde igenväxningen ett kritiskt stadium under 1980-talet, med en generellt minskad attraktionskraft på skärpiplärkor. Tidpunkten sammanfaller väl med etableringen av det unika hamnbeståndet i Varberg. Dess karga "klippmiljöer" utgjorde kanske en attraktiv reträttplats, där predationen i början inte nödvändigtvis var lika utbredd. Även på Ostkusten anges igenväxningen av landskapet som en tänkbar förklaring till populationsnedgången.

Mot bakgrund av de redovisade resultaten var oddsen för skärpiplärkans fortlevnad som hamnfågel dåliga redan på förhand. Varbergs hamns olika utbyggnadsetapper under senare år, med en omfattande asfaltering av betydelsefulla födosöksplatser, har ytterligare påskyndat den negativa utvecklingen för detta bestånd. Det var därför inte förvånande att arten häckningssäsongen 2004 helt saknades i hamnområdet. Även om nedgången i referensområdet inte var lika drastisk, speglar kanske utvecklingen i Varbergstrakten i liten skala skärpiplärkans framtid som svensk häckfågel.

Tack

Ett varmt tack riktas till Raimo Neergaard, Bo Nielsen och Mats Lundberg för granskning av manuskriptet samt Lars-Åke Flodin för givande diskussioner. Kent Nilsson deltog entusiastiskt i fältarbetet och Kenneth Bengtsson, Staffan Swedberg och Pär Sandberg bidrog med intressanta iakttagelser. Ekonomiskt stöd har erhållits av Sveriges Ornitologiska Förening genom Elis Wides fond. Varbergs Ornitologiska Förening har visat stort stöd för studien, liksom Terminal West AB som gav oss tillstånd att vistas i hamnområdet. Tack också till Sören Svensson som inspirerat mig att slutföra studien.

Referenser

- Andersson, R. 1993a. Industrimiljön – ny häckningsbiotop för skärpiplärkan. *Medd. Nr 29 Getteröns fågelstation* 1992: 28–30.
- Andersson, R. 1993b. Industrilandskapet – en säregen fågelvärld. *Vår Fågelvärld* 52: 19–22.
- Andersson, R. 1995. Boplatssval hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i industrimiljö. *Ornis Svecica* 5: 42–45.
- Andersson, R. 1998. *Stadens dolda fågelvärld*. Tre Böckers Förlag, Göteborg.
- Arvidsson, B. L. 1995. *Costs and benefits of breeding territoriality in two bird species*. Ph.D. thesis, Göteborg University, Göteborg.
- Arvidsson, B. L., Neergaard, R. & Askenmo, C. 1995. Reproductive success of rock pipit males: the importance of male age, breeding date and territory characteristics. Sid 43–53 i *Costs and benefits of breeding territoriality in two bird species* (Arvidsson, B.L., Ph.D. thesis, Göteborg University, Göteborg).
- Arvidsson, B., Askenmo, C., Neergaard, R. & Unger, U. 1997. Skärpiplärkans fortplantning – resultat från en långtidsstudie. *Medd. Nr 36 Getterön fågelstation 1996*: 1–6.
- Askenmo, C. & Unger, U. 1986. How to be double-brooded: Trends and timing of breeding performance in the Rock Pipit. *Ornis Scand.* 17: 237–244.
- Askenmo, C. & Neergaard, R. 1990. Polygyny and nest predation in the rock pipit: Do females trade male assistance against safety? Sid. 331–343 i *Population Biology of Passerine Birds* (Blondel, J., Gosler, A., Lebreton, J.-D. & McCleery, R., eds.). Springer Verlag, Berlin.
- Aspenberg, P. & Axbrink, M. 1998. Kustfågelinventering i Gävleborgs län 1997–98. *Fåglar i X-län* 29: 132–174.
- Elfström, T. 1988. Ångspiplärka *Anthus pratensis* L. och skärpiplärka *A. spinoletta littoralis* Brehm. Sid. 267–276 i *Fåglar i jordbrukslandskapet* (Andersson, S., ed.). Vår Fågelvärld, suppl. 12. SOF, Stockholm.
- Fredriksson, S. & Tjernberg, M. 1996. *Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år*.
- Johansson, T. & Larsson, T. 2001. Häckfågelfaunan i östra Smålands ytterskärgård 1990–2000. *Ornis Svecica* 11: 211–222.
- Larsson, L. & Strandvik, P. 1986. Wing length as a character for sexing rock pipits *Anthus spinoletta littoralis*. *Ringing & Migration* 7: 71–74.
- Larsson, T. 1994. Biotopval, populationsutveckling och häckningsbiologi hos skärpiplärka *Anthus spinoletta littoralis* i ett småländskt skärgårdsområde. *Ornis Svecica* 4: 173–182.
- Neergaard, R. 1999a. *Spatial and temporal aspects of avian reproductive ecology: case studies of rock pipit and willow warbler*. Ph.D. thesis, Göteborg University, Göteborg.
- Neergaard, R. 1999b. Natal dispersal in the rock pipit *Anthus petrosus*: Birth site and birth time make a difference. Sid 30–41 i *Spatial and temporal aspects of avian reproductive ecology: case studies of rock pipit and willow warbler*. (Neergaard, R. Ph.D. thesis, Göteborg University, Göteborg).
- Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. *Svensk fågelatlas*. Vår Fågelvärld, supplement 31, Stockholm.

Summary

Introduction, material and methods

In June 1989, I made the first breeding record of a Rock Pipit in the urban environment of the harbour of Varberg, south-west Sweden (Figure 1). This breeding habitat is unique for this species and is previously not described in the literature. The number of breeding pairs increased gradually and culminated in the middle of the 1990s with 17 territories as maximum (Table 1). After the peak years, the population declined, and in 2004 no pair longer breed in the harbour area. The main foraging sites were on weed areas in the periphery of shunting yards and around factory buildings. The nest site choice showed a high flexibility.

During 1993–1996, the Rock Pipits were colour-ringed with unique combinations in a detail study of the breeding biology. The harbour population was compared with a coastal population in a nearby reference area outside Varberg (Figure 2) to see if any interchange occurred. I also compared my population with two dense populations on the islands of Nidingen and Malö about 25 km north of Varberg. In all four years, I recorded 57 territories and collected data from 52 clutches in the harbour area. The territories were visited every two days between 15 March and 31 July. The coastal reference area was surveyed three times every breeding season in 1994–1996. “Breeding pair” is defined as a pair which started nest building, “non-breeding pair” as a stationary pair without observed breeding criteria, and “unpaired male” as a male stationary on a territory for at least two weeks. Sex was determined on the basis of wing length in agreement with Larsson & Strandvik (1986) and behaviour.

Results

During 1993–1996, 15, 17, 14, and 11 territories were recorded in the harbour area. Of these 57 territories, 41 (72%) were breeding pairs, 8 (14%) non-breeding pairs, and 8 (14%) unpaired males (Figure 1). One male was polygynous with two females. The nests were often found near factory buildings and were most often placed in grass tufts. 60% of them were placed on the ground and the other at heights up to 5.5 meters. Some nests were found in different strange sites, for example in a ventilation shaft on the roof of a building (5.5 m), under roofing tiles (5.0 and 5.3 m), on an indoor roof girder (2.3 m), in a scrap car, and in an oil trailer (e.g. Andersson 1995).

Of 38 pairs laying a first clutch, 19 failed (50%).

In 9 cases they laid replacement clutches of which 6 failed. Of the 38 pairs which succeeded with their first brood, 5 (26%) laid a second clutch. A total of 11 egg clutches was found with an average 4.0 eggs. Average hatching date of first clutches was 30 May. Fledgling success (Table 2) was 1.6 fledglings per breeding attempt, and 3.7 fledglings per successful breeding attempt. Predators, especially Eurasian Jackdaw *Corvus monedula*, were responsible for 65% of the failures. Man caused only one failure (Table 3).

Territory fidelity was high. Eleven of 18 males (61%) and 4 of 10 females (40%) returned to the same territory as they had occupied the previous season. Only one out of 75 (1.3%) fledged yearlings was located in the harbour area in the following spring. No yearlings from the harbour were ever observed in the reference area.

During 1994–1996, 9, 5, and 7 territories were recorded in the coastal reference area (Figure 2). Colour-ringed birds from the harbour area were never observed breeding in the reference area. If coastal birds moved into the harbour is unknown, because they were never colour-ringed. However, the yearlings regularly moved from the harbour to the coastal area every summer. The reference area was surveyed again in 2004. Also here, the population had declined (4 territories).

Discussion

Territory density in the harbour area was high compared with the coastal reference area at Varberg and a breeding area in the Oskarshamn archipelago on the east coast (Larsson 1994). However, the islands of Nidingen and Malö showed still higher densities. In Table 4, I compare some aspects of breeding performance in my harbour area with those of the two islands (Askenmo & Unger 1986, Arvidsson 1995, Neergaard 1999). The predation pressure was a significant factor for breeding success (Askenmo & Neergaard 1990). On Nidingen, where predation pressure was low, a large proportion of the yearlings returned, second broods were normal, and frequency of polygyny was high, which resulted in a good reproduction. On Malö, which is situated closer the mainland and exposed to a higher predation pressure, all three properties showed lower values. On the mainland, with my harbour area as an example, breeding success was least successful.

Although the exact number of territories in the harbour area before 1993 is uncertain, I am confident about the strong increase in the early 1990s. This I know because I have carried out intensive

studies of the Black Redstart in the same area since 1980 and I have had my work place there since 1987. Before 1989, only occasional territories were recorded. It is not easy to explain the rapid establishment of the Varberg harbour population in perspective of the drastic decline of the Rock Pipit populations in large parts of Sweden (Fredriksson & Tjernberg 1996, Aspenberg & Axbrink 1998, Johansson & Larsson 2001). A possible explanation is habitat deterioration, suggested by other authors to be the cause of the general decline. The natural coastal habitats have been increasingly overgrown

with higher vegetation and bushes from the 1980s. This time coincides with the establishment of the unique population in the harbour of Varberg. Possibly, Rock Pipits found the harbour area to be, at least initially, an acceptable substitute. The decline after the peak years is easier to explain. The habitat in the harbour area has deteriorated because many of the important weedy areas have been paved or used for new buildings. The depredation rate in the harbour was probably too high for a sustained population when immigration was no longer likely.

Preferenser för olika fälttyper hos häckande jordbruksfåglar – en litteraturstudie

Preferences for different arable field types among breeding farmland birds - a review

ÅKE BERG & OLLE KVARNBÄCK

Abstract

This study compiles results from studies of preferences for different arable field types for 31 farmland birds. Most species avoided autumn sown cereals and preferred set-asides, especially rotational set-asides. The preference patterns were more complex for spring-sown cereals and cultivated grasslands. Cultivated grasslands were preferred by omnivores and insectivores and avoided by herbivores and herbivores/insectivores. A similar, but weaker, pattern was found for spring-sown cereals. Food preferences seemed to be more strongly associated to field type preferences than to other ecological characters. However, these are not independent of each other; for instance, eight of 10 insectivores are ground nesters and nine insectivores have small or intermediate territo-

ries. For most species, set-asides restricted to edge zones and field borders would be beneficial. However, for open field species (e.g. Skylark), large fields with set asides are needed. It is probable that certain threshold levels in areas of set-asides are needed before effects on a national or regional level could be seen. Furthermore, a time lag of several years should be expected before effects of increased areas of set-aside could influence population sizes.

*Åke Berg, Centrum för Biologisk Mångfald, SLU, Box 7007, 750 07 Uppsala. Ake.Berg@cbm.slu.se
Olle Kvarnbäck, Hushållningssällskapet i Stockholm och Uppsala län, Box 412, 751 06 Uppsala.*

Received 27 October 2004, Accepted 14 December 2004, Editor: S. Svensson

Inledning

Traditionellt brukade jordbrukslandskap med en mosaik av naturliga gräsmarker och småskaligt och lågintensivt jordbruk har höga biologiska värden med en artrik fauna och flora (Berg & Tjernberg 1996, Pain & Pienkowski 1997). Populationerna av växter och djur i Västeuropas jordbrukslandskap har dock minskat kraftigt under moderniseringen av jordbruket de senaste decennierna. I England har t.ex. 86% av fågelarterna i jordbrukslandskapet minskat sedan 1970-talet (Fuller et al. 1995). Även i Sverige har många jordbruksarter minskat i antal under de senaste decennierna (Robertson & Berg 1992, Svensson & Lindström 2002).

Populationsminskningarna har kopplats till jordbrukets modernisering som har inneburit förändrad landskapsstruktur (Tucker & Heath 1994, Fuller et al. 1995) med starkt minskade arealer av naturliga gräsmarker (Bernes 1994, Fuller et al. 1997), färre småbiotoper såsom åkerholmar, dammar och kantzoner (Robertsson et al. 1990, Lack 1992). Andelen intensivt brukade sädesåkrar (Chamberlain et al. 2000) med användning av konstgödsel och

pesticider har ökat, vilket resulterat i tätare grödor, högre produktivitet och ökad avkastning på åkermarken. Vidare har diversiteten av grödor minskat på gårdsnivå, och specialisering har resulterat i att vissa regioner domineras av sädesodling medan andra har ett större inslag av naturliga och kultiverade gräsmarker. Minskad diversitet av grödor har ansetts negativ för förekomsten av t.ex. sånglärka (Chamberlain & Gregory 1999, Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001), även om det ifrågasatts om det är diversiteten av grödor i sig och inte arealen av olika prefererade grödor som är viktigast för sånglärkan (Wilson et al. 1997). Tidpunkten för olika brukningsåtgärder har också förändrats. Exempelvis sker slåtter av vallar mycket tidigare nu när ensilage är vanligt förekommande. Vidare har andelen höstsäd ökat i många regioner, vilket resulterat i en minskad andel stubbåkrar som är viktiga för många övervintrande fröätande fåglar (Wilson et al. 1996, Buckingham et al. 1999). De stora förändringarna av jordbrukslandskapet har resulterat i att en stor andel av den rödlistade faunan och florans i Sverige är knuten till jordbrukslandskapet (Gärdenfors et al. 2000).

Åtgärder för att motverka denna negativa trend inkluderar ersättningar för restaurering och återupptagen hävd av ängs- och hagmarker, ersättning för att lägga delar av åkerarealen i träda och ersättningar för obesprutade och extensivt brukade kantzoner. Även om inte alla dessa åtgärder genomförs enbart för att öka den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet så är det av intresse att följa upp effekterna av dessa åtgärder på fauna och flora. Situationen i ängs- och hagmarker kommer delvis att belysas i den pågående nationella ängs- och betesmarksinventeringen. Liknande inventeringar av odlingslandskapet saknas och sammanställningar om biologisk mångfald och effekter av olika åtgärder i odlingslandskapet har därför stort värde.

Sammansättningen av fågelfaunan i jordbrukslandskapet är beroende av en rad faktorer. Studier i svenska jordbrukslandskap har visat att det omgivande landskapets sammansättning har stor påverkan på den "lokala" fågelfaunans sammansättning (Berg 2002). Fågelfaunan dominerades av fält- och kantzonsarter i öppna landskap, men redan vid relativt små andelar skog (10–20%) i landskapet så dominerade skogsarterna fågelfaunan. En annan faktor som har stor betydelse för artrikedom och förekomst av enskilda arter är förekomst av hagmarker och småbiotoper som åkerholmar, diken, häckar och körvägar (Fuller et al. 1997, Berg & Pärt 1994, Petersen 1998, Berg 2002). Många arter placerar sitt bo i småbiotoper och kantzoner och nyttjar de öppna fälten för födosök. Dessa biotoper täcker oftast en liten andel av jordbrukslandskapet, men påverkar ändå de flesta arters förekomst och abundans. Markanvändningen på åkermarken har också visat sig ha en relativt stor påverkan på fågelfaunans sammansättning (Green et al. 1994, Parish et al. 1995, Berg & Pärt 1994, Siriwardena et al. 2000, Berg 2002, se också Appendix 1). Hög artrikedom är sammankopplad med extensivt brukade fälttyper såsom trädor (Firbank et al. 2003) och energiskogar, medan de intensivt brukade grödor som dominerar i dagens jordbrukslandskap (höstsådd och vårsådd) tycks attrahera ett fåtal arter. Det saknas dock detaljerade sammanställningar över preferenserna hos de fågelarter som häckar i svenska jordbrukslandskap.

Målsättningen med denna studie är att sammanställa resultat från vetenskapliga undersökningar där preferensen för olika fälttyper hos häckande jordbruksfåglar behandlas. Preferenser för höstsådd säd, vårsådd säd, trädor (ettåriga ("rotational") och fasta, inklusive ekologiska gröngödslingsträdor), och kultiverade gräsmarker sammanställdes för 31 jordbruksfåglar som till relativt stor del kunde för-

väntas påverkas av markanvändningen. Vidare har skillnader mellan arter med olika boplatsval, födoval och revirstorlek vad avser preferens för olika fälttyper analyserats. Till sist diskuteras orsakerna till dessa preferensmönster och möjligheterna att påverka fågelfaunan i jordbrukslandskapet med förändrad markanvändning på åkermark.

Metoder

Urval av fågelarter

Svenska häckfåglar som klassificeras som jordbruksfåglar (se Berg & Tjernberg 1996) och som till relativt stor del utnyttjar åkerlandskapet under häckningstiden behandlas i denna litteratursammanställning. Detta inkluderar även arter som ofta finns i hagmarker (t.ex. törnskata, hämpling och stenskvätta), arter som ofta är knutna till strandängar (t.ex. kornknarr, gulärta och tofsvipa), arter som häckar i bebyggelse (sädesärta, pilfink och gråsparv), men som också nyttjar åkermark. Skogsarter som till största delen nyttjar skogsmark, men som även finns i jordbrukslandskapet har inte tagits upp i denna sammanställning. Vidare har rovfåglar och våtmarksfåglar, såsom måsfåglar, som rör sig över stora områden och i ett flertal biotoper, exkluderats. Dessa arter är till stor del beroende av andra biotoper än åkermark och data om deras preferenser för olika fälttyper saknas till stor del. Trettioen arter med skilda ekologiska karaktärer och habitatkrav ingår i sammanställningen (Tabell 1).

Ekologiska karaktärer

För att möjliggöra analyser av olika ekologiska artkaraktärers betydelse för preferensen för olika fälttyper så klassificerades alla arter med avseende på boplatsval (tre kategorier), födoval (fyra kategorier) och revirstorlek (tre kategorier), se Tabell 1. Dessa data har till stor del erhållits från Berg & Tjernberg (1996).

Litteratursökning

ISI Web of Science (Thomson ISI®) genomfördes efter vetenskapliga artiklar som behandlade olika arters preferens (främst täthet, men även födosökstid, boplatsval etc.) för fält med olika markanvändning. Ett relativt stort antal undersökningar som behandlade preferensen för höstsådd säd, vårsådd säd, trädor och kultiverade gräsmarker identifierades, och dessa utgör grunder för bedömningen av de olika arternas preferens för olika fälttyper (Tabell 1). I denna sammanställning har främst Nordeuropeiska

Tabell 1. Preferens (+) respektive undvikande (-) av höstsådd säd, vårsådd säd, trädor och kultiverad gräsmark hos de 31 jordbruksarterna enligt tillgängliga källor. Om olika undersökningar visar olika preferenser hos en art kan flera tecken visas för arten. Boplats anges som på marken (M), i buskar (B) eller i trädhöjd (T, inkluderar även byggnader). De olika arternas födoval har klassificerats som H (herbivor), HI (herbivor/insektivor), I (insektivor) och O (omnivor). Revirstorleken har klassificerats som Liten (L, <2 ha), intermediär (I, 2–5 ha) eller stor (S, >5 ha). Referenser för de olika arternas preferenser anges i Appendix 1. Boplats, föda och revirstorlek är hämtade från Berg & Tjernberg (1996) och Berg (2002).

Preference (+) and avoidance (-) for autumn-sown cereals, spring-sown cereals, set-asides and cultivated grasslands for 31 selected farmland bird species according to available literature. When different studies have shown different preferences for a species, several preferences are indicated for that species. Nest site is classified as on ground (M), in shrubs (B) or at tree height (T, including buildings). Food preferences have been classified as H (herbivore), HI (herbivore/insectivore), I (insectivore) or O (Omnivore). Territory size has been classified as small (S, <2 ha), intermediate (I, 2–5 ha) or large (S, >5 ha). References for classification of different species preferences are given in Appendix 1. Data on nest site choice, food preferences and territory size are mainly from Berg & Tjernberg (1996) and Berg (2002).

Art <i>Species</i>	Höst- sådd <i>Autumn- sown</i>	Vår- sådd <i>Spring- sown</i>	Träda <i>Set- aside</i>	Kult. gräs <i>Cult. grass</i>	Bo- plats <i>Nest site</i>	Föda <i>Food</i>	Revir <i>Territory</i>
Rapphöna <i>Perdix perdix</i>	–		+	–	M	H	S
Vaktel <i>Coturnix coturnix</i>	+			+	M	O	I
Fasan <i>Phasianus colchicus</i>					M	O	S
Kornknarr <i>Crex crex</i>	–	–	+	+	M	I	I
Tofsvipa <i>Vanellus vanellus</i>	–	+	+	+	M	I	I
Storspov <i>Numenius arquata</i>	+/0		+	+	M	I	S
Skogsduva <i>Columba oenas</i>	–			–	T	H	S
Ringduva <i>Columba palumbus</i>			–		T	H	S
Sånglärka <i>Alauda arvensis</i>	–	–	+	+	M	HI	L
Ängspiplärka <i>Anthus pratensis</i>			+	+	M	I	L
Sydlig gulärta <i>Motacilla f. flava</i>		+	+	–	M	I	L
Sädesärta <i>Motacilla alba</i>		(+)	–		T	I	I
Buskskvätta <i>Saxicola rubetra</i>		–	+		M	HI	L
Stenskvätta <i>Oenanthe oenanthe</i>		+			M	I	I
Gräshoppångare <i>Locustella naevia</i>			+		M	I	L
Törnsångare <i>Sylvia communis</i>	–		+		M	I	L
Törnskata <i>Lanius collurio</i>			+		B	I	I
Skata <i>Pica pica</i>				+	T	O	S
Kaja <i>Corvus monedula</i>					T	O	S
Råka <i>Corvus frugilegus</i>	–	+		+	T	O	S
Kråka <i>Corvus corone</i>				(+)	T	O	S
Stare <i>Sturnus vulgaris</i>				+	T	HI	S
Gräsparv <i>Passer domesticus</i>		–/+	+	–	T	HI	I
Pilfink <i>Passer montanus</i>		+	+	–	T	HI	I
Grönfink <i>Carduelis chloris</i>	–		(+)/+	–	B	HI	I
Steglits <i>Carduelis carduelis</i>	–	–	+	–	T	HI	S
Hämpling <i>Carduelis cannabina</i>	–	–	+	–	B	H	S
Gulsparrv <i>Emberiza citrinella</i>	+	+/-	+	+/-	B	HI	I
Ortolansparv <i>Emberiza hortulana</i>	–		+	–	M	HI	I
Sävsparrv <i>Emberiza schoeniclus</i>	–	–	+	–	M	HI	L
Kornsparrv <i>Miliaria calandra</i>	+/-	+	+	–	M	HI	I
Alla arter <i>All species</i>							
Positiva associationer <i>Positive associations</i>	4	9	20	11			
Negativa associationer <i>Negative associations</i>	13	8	2	12			

undersökningar inkluderats, eftersom fågelfaunan och jordbrukets brukningsformer är relativt likartade inom denna region. Vidare har undersökningar där ett flertal fälttyper ingått prioriterats, eftersom preferens för en fälttyp är beroende av vilka fälttyper som i övrigt finns i det undersökta området. En art kan t.ex. föredra vårsådda fält framför höstsådda i intensivt brukade områden, men egentligen kanske arten föredrar (förekommer i högre täthet) på trädor när sådana finns i området.

Sökningen resulterade endast i ett fåtal referenser som jämförde fasta och ettåriga trädor. Jämförelser mellan dessa båda typer av trädor gick därför inte att göra på artnivå. Istället gjordes dessa jämförelser mellan olika taxonomiska grupper såsom hönsfåglar, kråkfåglar och andra grupper. Undersökningar som inkluderade ettåriga ekologiska grüngödslingsträdor (dominerade av klöver) eftersöktes också, men inga publicerade undersökningar hittades.

Resultat och diskussion

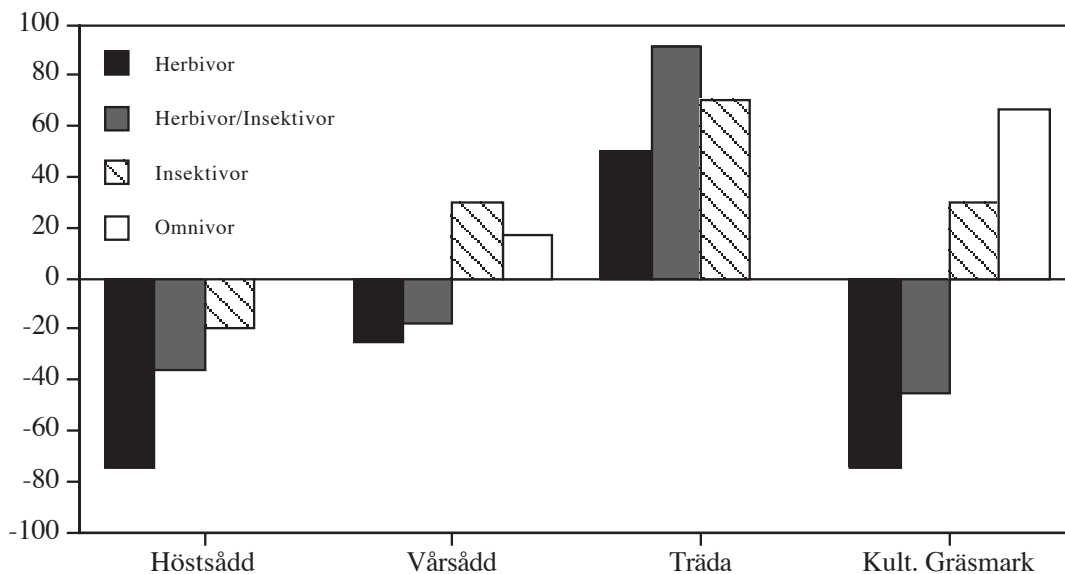
Preferens för olika fälttyper

Jämförelsen av preferensen för höstsådd säd, vårsådd säd, trädor och kultiverade gräsmarker (val-

lar och kultiverade betesmarker) hos de 31 utvalda jordbruksfågellarna visade att ett stort antal arter (20 arter) föredrog trädor och att många arter (13 arter) undvek höstsådda sädesåkrar, se Tabell 1. Vårsådd prefererades av 9 arter och undveks av 8 arter. Kultiverade gräsmarker prefererades av 11 arter och undveks av 12 arter (Tabell 1).

Dessa resultat avspeglar stora skillnader i preferensen för olika grödor bland olika jordbruksfåglar. Det bör dock observeras att avsaknad av preferens eller undvikande av en gröda i Tabell 1 inte behöver betyda att grödan inte prefereras eller undviks av en art. Orsaken kan vara att en stark preferens för en fälttyp (t.ex. träda) i statistiska tester gör att motsvarande undvikande av en annan fälttyp (t.ex. höstsådd) inte alltid uttrycks i statistiska signifikanser i undersökningar med flera fälttyper. Därför kan skillnaderna i preferenser för olika fälttyper troligen vara ännu större än vad som anges i Tabell 1.

Alla arters boplatsval, födoval och revirstorlek klassificerades i olika kategorier för att möjliggöra analyser av effekter ekologiska karaktärer på preferenser för olika fälttyper (se Tabell 1). De undersökta arterna klassificerades i fyra grupper efter sin huvudsakliga föda. Fyra arter klassificerades som herbivorer (fröer och växter huvudsakliga föda), 11



Figur 1. Preferensindex (andel arter med preferens minus andelen arter med undvikande) hos arter med olika födoval för höstsådd och vårsådd säd, träda och kultiverade gräsmarker. Herbivorer (n=4 arter), Herbivorer/insektivorer (n=11 arter), Insektivorer (n=10 arter) och Omnivorer (n=6 arter).

Preference (index calculated as proportion species with preference minus proportion species avoiding) for autumn-sown cereals (höstsådd), spring-sown cereals (vårsådd), set-aside (träda) and cultivated grassland for species with different food preferences. Herbivores (n=4 species), herbivores/insectivores (n=11 species), insectivores (n=10 species) and omnivores (n=6 species).

arter som herbivorer/insektivorer (många fröätande tättingar), 10 arter som insektivorer och sex arter som omnivorer, t.ex. kråkfåglar. För klassificering av enskilda arter se Tabell 1. Generellt så var effekterna av födoval på preferensen för olika fälttyper relativt stora. Alla grupper utom omnivorer undvek höstsådd, men speciellt herbivorer och herbivorer/insektivorer föreföll undvika höstsådda fält (Figur 1). Vårsådda fält undveks inte i samma omfattning som höstsådda fält, men herbivorer och herbivorer/insektivorer undvek till viss del vårsådda fält, medan insektivorer och omnivorer visade en svag preferens för denna fälttyp (Figur 1). Trädor prefererades generellt av herbivorer, herbivorer/insektivorer och insektivorer, medan omnivorer inte visade någon preferens för denna fälttyp (Figur 1).

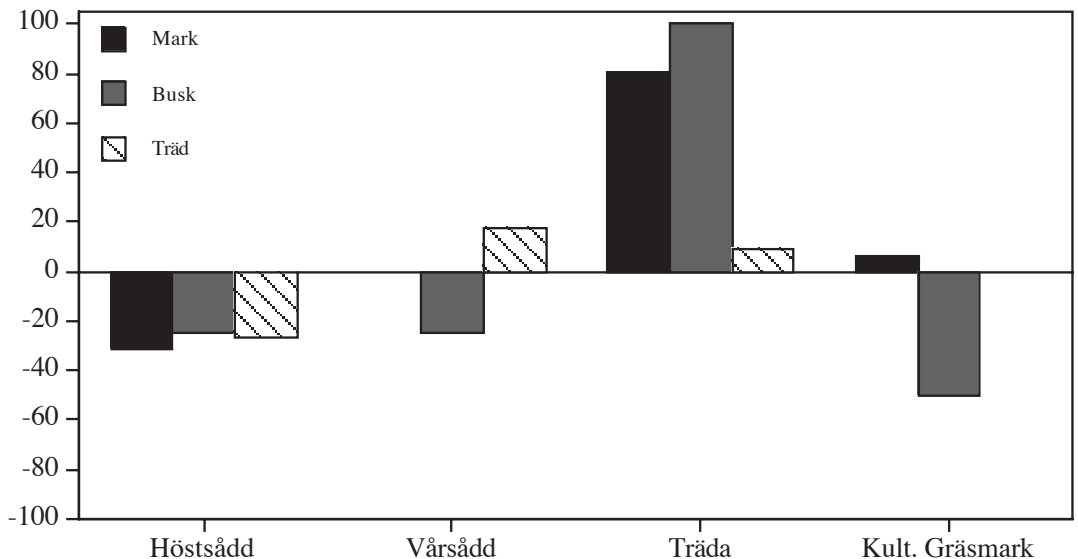
Kultiverade gräsmarker undveks av herbivorer och herbivorer/insektivorer, men de prefererades av insektivorer och speciellt av omnivorer (Figur 1). Det skall noteras att antalet herbivorer och omnivorer var relativt litet, vilket gör att preferensmönstret för denna grupp blir osäkrare än för de övriga grupperna.

När det gäller boplatsval så klassificerades alla arter som markhäckare, buskhäckare eller "trädhäckare" (inkluderade även arter som häckar i

byggnader), se Tabell 1. Effekterna av boplatsval på preferensen för olika fälttyper tycktes vara mindre än effekterna av födoval, förutom att preferensen för träda var relativt starkt kopplad till boplatsvalet. Höstsådd undveks oavsett boplatsval och preferensen för vårsådd visade inget tydligt mönster i relation till boplatsval. Trädor prefererades av markhäckande och buskhäckande arter och kultiverade gräsmarker tycktes undvikas speciellt av buskhäckande arter (Figur 2). Det skall noteras att antalet buskhäckande arter var litet, vilket gör att preferensindexet för denna grupp blir osäkrare än för de övriga grupperna.

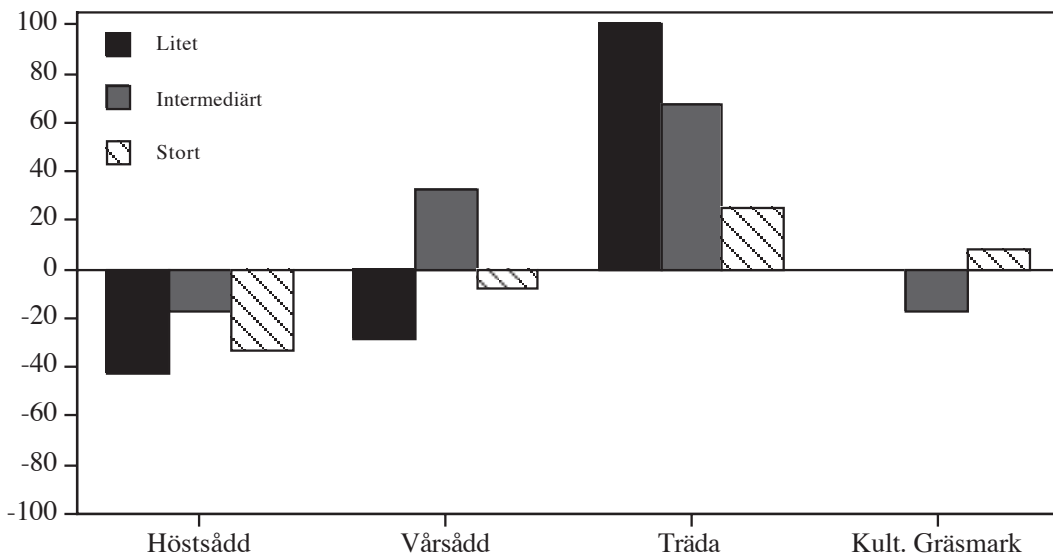
Revirstorleken hos de undersökta arterna klassificerades som liten (<2ha), intermediär (2–5 ha) eller stor (>5ha), se Tabell 1. Liksom för boplatsval så var effekterna av revirstorlek på preferensen för olika fälttyper mindre än för födoval, men preferensen för träda tycktes vara kopplad till små och medelstora revir. Alla arter tycktes generellt undvika höstsådd oavsett revirstorlek (Figur 3). När det gäller vårsådd fanns inget tydligt preferensmönster kopplat till revirstorlek. Även preferensen för kultiverade gräsmarker tycktes vara relativt opåverkad av revirstorleken; se Figur 3.

De analyserade ekologiska karaktärerna (födo-



Figur 2. Preferensindex (andel arter med preferens minus andelen arter med undvikande) hos arter med olika boplatsval för höstsådd, vårsådd, träda och kultiverad gräsmark. Mark=arter med boet på marken (n=16 arter), Busk = arter med boet i buskar (n=4 arter) och Träd = arter med boet i träd eller högt upp i byggnader (n=11 arter).

Preference (index calculated as proportion species with preference minus proportion species avoiding) for autumn-sown cereals (höstsådd), spring-sown cereals (vårsådd), set-aside (träda) and cultivated grassland (Kult. gräsmark) for species with different nest site choice. Mark=ground nesting species (n=16), busk=shrub nesting species (n=4) and träd=tree nesting species, or species nesting in buildings (n=11)



Figur 3. Preferensindex (andel arter med preferens minus andelen arter med undvikande) hos arter med olika revirstorlek för höstsädd, vårsädd, träda och kultiverad gräsmark. Litet revir = <2 ha, (n= 7 arter), Intermediärt revir = mellan 2 ha och 5 ha (n=12 arter) och Stort revir = >5 ha (n=12 arter).

Preference (index calculated as proportion species with preference minus proportion species avoiding) for autumn-sown cereals (höstsädd), spring-sown cereals (vårsädd), set-aside (träda) and cultivated grassland for species with different territory size. Litet: Small territory= <2ha (7 species), Intermediärt: intermediate territory size = 2–5 ha (12 species) and Stort: large territory = >5 ha (12 species).

val, boplatzval och revirstorlek) är inte oberoende av varandra. Exempelvis lägger 8 av 10 insektivorer sitt bo på marken och 9 av 10 insektivorer har små eller intermediära revir (Tabell 1). Detta betyder att det är svårt att säkert peka ut enskilda ekologiska karaktärer som påverkar preferensen för olika grödor. Insektsätande, markhäckande arter med relativt små revir tycks t.ex. föredra trädor.

Preferens för fasta respektive ettåriga trädor

Storskaliga undersökningar av fågelfaunan på fasta (fleråriga) trädor och ettåriga trädor är relativt få. Detta gör det svårt att göra omfattande jämförelser av preferenser för dessa två typer av trädor på artnivå. Befintliga data från England (Henderson et al. 2000a) tyder på att tätheten av ett brett spektrum av artgrupper är något högre på ettåriga trädor än på fasta trädor och betydligt lägre på konventionella grödor (Figur 4).

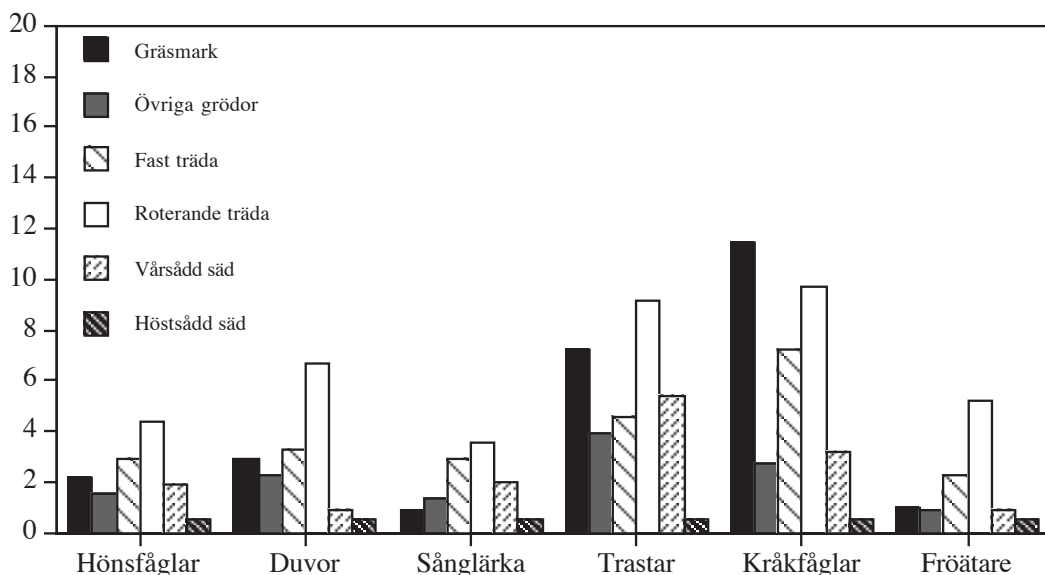
Ett liknande mönster påvisades av Henderson et al. (2000b) i en mindre undersökning av 11 gårdar. I denna undersökning påvisades även en preferens för ettåriga trädor hos vadarfåglar. Dessutom påvisades en stor skillnad i täthet av fåglar mellan

kantzoner och fältens centrala delar. Olika grupper visade olika mönster men de flesta var mycket vanligare inom 20 m från kantzonen än på övriga delar av fältet. Endast sånglärkor och vadare var vanligare i fältens centrala delar.

När det gäller ettåriga gröngödslingsträdor (dominerade av klöver) på ekologiska gårdar så saknas i stort sett undersökningar av fågelfaunan. En pilotundersökning (Olle Kvarnäck, opublicerade data) tyder på att de prefereras av sånglärka och att gulärka och ängspiålar också nyttjar dessa fält. Mer omfattande undersökningar av denna fälttyp behövs dock för att säkert kunna uttala sig om olika arters preferens.

Orsaker till preferenser för vissa fälttyper

Födottillgången på trädor har visat sig vara större än på sädesåkrar i flera studier. Både evertebrater (Kennedy 1992, Moreby & Aebischer 1992, Poulsen et al. 1998) och ogräsfrön förekommer i högre tätheter på trädor än på intilliggande sädesåkrar. Vidare tycks det som om fåglarnas födosökseffektivitet är högre på fält med varierad vegetationstäthet än i täta grödor (Manosa 1994, Oddeksaer et



Figur 4. Relativ preferens (i förhållande till höstsådd som satts till 0,5) hos olika artgrupper för gräsmark, övriga grödor, fast träda, ettårig träda och vårsådd säd. Data från Henderson et al. (2000a).

Relative preference (in relation to autumn sown cereals set to 0.5) in different species groups for grassland, other crops, set-aside, rotational set-aside, spring sown cereals and autumn sown cereals (in that order). Data from Henderson et al. (2000a). Hönsfåglar = Phasianidae, Duvor = Columba sp., Sånglärka = Skylark, Trastar = thrushes, Kråkfåglar = corvids, Fröätare = seed eaters.

al. 1997). Det relativt starka sambandet mellan födoval och preferenser för olika grödor i denna studie tyder också på att tillgång och tillgänglighet av föda är en faktor som har stor betydelse. Dessutom är det så att en stor andel (60%) av arterna i denna studie häckar i kantzoner, bebyggelse eller skogsdungar och endast utnyttjar fälten för födosök.

Det tycks som om preferensen för ettåriga trädor är större än den för fleråriga trädor (Henderson et al. 2000a). Ettåriga trädor har oftast en mer mosaikartad, varierad och komplex vegetationsstruktur än fasta trädor (Critchley & Fowbert 1998, Fowbert & Critchley 1998). Fleråriga trädor som inte sköts utvecklar en tät vegetation dominerad av fleråriga örter och gräs (Hansson & Fogelfors 1998, Wilson 1992). Vegetationens struktur och täthet har troligen en stor betydelse för fåglar som söker föda på marken (Henderson & Evans 2000). Detta gör också att vissa grödor såsom vårsådda fält med relativt liten födotillgång kan vara attraktiva födosöksområden under vissa perioder (t.ex. efter sådd) för arter som storspov och tofsvipa (Berg 1993a, Berg 1993b). Tillgängligheten kan, vid sidan av tillgången på föda, vara en mycket viktig faktor för preferensen för vissa fälttyper hos olika fågelarter

och vegetationsstrukturen är av stor betydelse för födans tillgänglighet.

Ett antal markhäckande arter placerar sina bon på trädor. Sånglärkan finns i mycket högre tätheter på trädor än på sädesfält (Wilson et al. 1997, Chamberlain et al. 1999) och häckningsframgången eller åtminstone produktionen av ungar per hektar tycks också vara högre på trädor än på sädesåkrar (Wilson et al. 1997, Poulsen et al. 1998), även om vissa undersökningar visar på högre häckningsframgång (per bo) i sädesåkrar (Donald et al. 2002). Kornsparv tycks också föredra trädor som boplatser (Brickle & Harper 2000), men uppgifter på utfallet för bon i olika biotoper saknas. Andra arter som häckar på trädor är tofsvipa och storspov och för dessa arter tycks häckningsframgången vara något högre på trädor än på sädesåkrar. Storspoven har dock betydligt bättre framgång på vallar (Berg 1992) och tofsvipan på sådda sädesåkrar (Berg et al. 1992) än på trädor. I dessa undersökningar förstördes ett relativt stort antal bon (ca 30%) genom olika skötselåtgärder på de permanenta trädorna. För tofsvipan var boförlusterna på trädor på grund av brukningsåtgärder signifikant högre än på kultiverade gräsmarker och på sådda åkrar (Berg et

al. 1992). Eventuell skötsel av trädorna har alltså en relativt stor negativ effekt på häckningsframgången, men kan vara positiv för tillgängligheten av föda. Vidare är det troligt att kornknarr, ängspiplärka, gulärta och ortolansparv häckar på trädor. Publicerade uppgifter på i vilken omfattning detta sker och hur häckningsframgången är saknas dock för dessa arter.

Hela fält med trädor eller kantzoner?

Studier som undersökt var på fälten observationer av olika arter skett (Henderson et al. 2000) har visat att många arter finns inom 5 m från kantzonen och att en majoritet observeras i en 20 m bred kantzon. Endast ett fåtal arter som sånglärka, gulärta och vadare (Henderson et al. 2000a, 2000b) föredrar centrala delar av fälten. Detta gör att kantzoner med träda kan vara tillräckligt för många arter. Andra typer av mindre intensivt brukade kantzoner har också visat sig vara positivt för många arter (Vickery et al. 2002, Chiverton 1999). En möjlighet som inte tycks ha diskuterats är kantzoner med trädor mot ängsmarker där t.ex. vadare, gulärlor, ängspiplärkor finns.

Långsiktiga effekter av trädor på populationer av jordbruksfåglar

Högre tätheter av många arter, god tillgång på föda och i vissa fall högre häckningsframgång på trädor än på andra typer av fält borde på lång sikt ge upphov till populationsökningar av olika fågelarter i jordbrukslandskapet. Undersökningar i England (Bradbury & Allen 2003) visade dock att de flesta arter eller grupper inte visade några populationsökningar som kunde kopplas till förändrad markanvändning. Dock visade tofsvipa och övervintande fröätande fåglar vissa populationsökningar som kunde relateras till ettåriga trädor och andra åtgärder som genomförs (UK Arable Stewardship Scheme) för att gynna fåglar som häckar i jordbrukslandskapet (Bradbury & Allen 2003). Det skall dock poängteras att undersökningarna genomfördes under de två första åren av detta program. Andra undersökningar tyder på att det finns en time-lag på flera år innan effekterna på populationsstorlekar av förändrade markanvändning syns. Vidare är det troligt att biotoper som trädor måste ha en viss areal (träskoeffekt) för att effekter på populationsstorlekar på nationell nivå skall kunna observeras (Chamberlain et al. 2000). Den pågående debatten om effekten av olika åtgärder (trädor, ekologisk odling, viltgrödor etc.) på biodiversiteten

i jordbrukslandskapet (Kleijn et al. 2001, Stoate & Parish 2001, Carey 2001, Kleijn & Sutherland 2003) kan därför troligen få ett avgörande efter ett antal år, om olika extensiva brukningsåtgärder täcker en tillräckligt stor yta under en tillräckligt lång tidsperiod. Detta förutsätter att monitoringprogram finns för att följa upp effekterna av olika förändringar i markanvändning.

Slutsatser

Denna studie visar att det finns en stor skillnad i preferensen för olika fälttyper hos jordbruksfåglar. Generellt verkar de flesta grupper av fåglar undvika höstsådd och de flesta föredra trädor. Kultiverad gräsmark prefereras av omnivorer och insektivorer och undviks av herbivorer och herbivorer/insektivorer. Ett liknande men svagare preferensmönster finns för vårsådda sädesåkrar. Det skall dock påpekas att de analyserade ekologiska karaktärerna (födoval, boplatsval och revirstorlek) inte är oberoende av varandra, d.v.s. det kan vara svårt att peka ut orsaken till olika preferenser för vissa arter.

Generellt tycks dock födoval visa starkare mönster vad gäller preferensen för vissa fälttyper än de två övriga analyserade ekologiska karaktärerna. Tillgång eller tillgänglighet av föda har också angetts som den viktigaste faktorn för preferens för trädor i andra studier. Generellt så tycks ettåriga trädor föredras framför permanenta trädor av de flesta taxonomiska grupper. En trolig orsak är den mer varierade vegetationsstrukturen som gör födan mer tillgänglig för arter som födosöker på marken, men viss föda t.ex. ogräsfrön är också vanligare på ettåriga än på fasta trädor. Dock saknas data över huvudtaget för vissa typer av trädor som ettåriga gröngödslingsträdor på ekologiska gårdar och vidare saknas svenska data för abundansen av olika fågelarter på ettåriga trädor.

Det tycks som om en time-lag på flera år kan förväntas innan effekter kan ses på populationsstorlekar hos arter som förväntas påverkas av olika åtgärder. Vidare är det troligt att arealen av trädor måste uppnå ett kritiskt tröskelvärde för att effekter skall kunna ses på populationsstorlekar på nationell nivå.

För flertalet arter så kan en modell med trädor i kantzoner fungera lika bra som system med hela fält i träda. För fältarter såsom sånglärka, gulärta och vadare rekommenderas dock stora öppna fält med trädor.

EU:s jordbrukspolitiska reform

Reformeringen av EU:s jordbrukspolitik (CAP) innebär, till skillnad från tidigare, att stödet delvis frikopplas från produktionen. Detta innebär bl.a. att den tidigare begränsningen vad gäller ersättningar för mark i träda försvinner. Från och med 2005 kan alltså hela gården läggas i träda förutsatt att en god jordbrukskedja uppehålls, vilket i praktiken torde innebära årlig avslagning av vegetationen. Arealen jordbruksmark i träda kommer därför troligen att öka dramatiskt de närmaste åren. I stort torde effekterna på fågelfaunan i jordbrukslandskapet bli positiva, men skillnader mellan regioner och landskapstyper samt effekter av trädornas skötsel på olika arter skulle behöva undersökas mer i detalj.

Tack

Denna studie har finansierats av Jordbruksverket genom medel till forskningsprogrammet "Putsning av ekologiska trädor och vallar och dess inverkan på fåglar och fåltvilt" som koordineras av Hus-hållningsällskapet i Uppsala och Stockholm (Olle Kvarnäck).

Referenser

- Berg, Å. 1992. Factors Affecting Nest-Site Choice and Reproductive Success of Curlews *Numenius arquata* on Farmland. *Ibis* 134(1): 44–51.
- Berg, Å., Lindberg, T. & Källebrink, K. G. 1992. Hatching Success of Lapwings on Farmland – Differences between Habitats and Colonies of Different Sizes. *Journal of Animal Ecology* 61(2): 469–476.
- Berg, Å. 1993a. Habitat selection by monogamous and polygamous lapwings on farmland – the importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81: 99–105.
- Berg, Å. 1993b. Food Resources and Foraging Success of Curlews *Numenius arquata* in Different Farmland Habitats. *Ornis Fennica* 70(1): 22–31.
- Berg, Å. & Pärt, T. 1994. Abundance of farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17: 147–152.
- Berg, Å. & Tjernberg, M. 1996. Common and rare Swedish vertebrates – Distribution and habitat preferences. *Biodiversity and Conservation* 5(1): 101–128.
- Berg, Å. 2002. Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. *Bird Study* 49: 153–165.
- Bernes, C. (ed.) 1994. *Biologisk mångfald i Sverige*. Naturvårdsverkets förlag, Solna.
- Bradbury, R. B. & Allen, D. S. 2003. Evaluation of the impact of the pilot UK Arable Stewardship Scheme on breeding and wintering birds. *Bird Study* 50: 131–141.
- Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J. & Wilson, J. D. 2000. Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 789–805.
- Brickle, N. W. & Harper, D. G. C. 2000. Habitat use by Corn Buntings *Miliaria calandra* in Winter and summer. In *Ecology and conservation of lowland farmland birds* (Aebischer, N. J., ed.) British Ornithological Union, Hertfordshire.
- Bruun, M. & Smith, H. G. 2003. Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation* 114(2): 179–187.
- Buckingham, D. L., Evans, A. D., Morris, A. J., Orsman, C. J. & Yaxley, R. 1999. Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study* 46: 157–169.
- Carey, P. D. 2001. Schemes are monitored and effective in the UK. *Nature* 414(6865): 687–687.
- Chamberlain, D. E. & Gregory, R. D. 1999a. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study* 46: 34–47.
- Chamberlain, D. E., Wilson, R. J., Browne, S. J. & Vickery, J. A. 1999b. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36(6): 856–870.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 771–788.
- Chiverton, P. A. 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. *Wildlife Biology* 5(2): 83–92.
- Critchley, C. N. R. & Fowbert, J. A. 1998. *The vegetation on non-rotational set-aside in England. The Agronomic and Environmental Evaluation of set-aside under the Arable Area Payment Scheme*. Volume 3 (ed. L.G. Firbank), pp. 23–57. Institute of terrestrial Ecology, Merlewood, UK.
- Donald, P. F., Buckingham, D. L., Moorcroft, D., Muirhead, L. B., Evans, A. D. & Kriby, W. B. 2001. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 536–547.
- Donald, P. F., Evans, A. D., Muirhead, L. B., Buckingham, D. L., Kirby, J. W. & Schmitt, S. I. A. 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652–664.
- Eybert, M. C., Constant, P. & Lefeuvre, J. C. 1995. Effects of Changes in Agricultural Landscape on a Breeding Population of Linnets *Acanthis cannabina* L Living in Adjacent Heathland. *Biological Conservation* 74(3): 195–202.
- Firbank, L. G., Smart, S. M., Crabb, J., Critchley, C. N. R., Fowbert, J. W., Fuller, R. J., Gladders, P., Green, D. B., Henderson, I. & Hill, M. O. 2003. Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. *Agriculture Ecosystems & Environment* 95(1): 73–85.
- Fowbert, J. A. & Critchley, C. N. R. 1998. *The arable weeds and ground cover of rotational set-aside in England. The Agronomic and Environmental Evaluation of set-aside under the Arable Area Payment Scheme*. Volume 3 (ed. L.G. Firbank), pp. 1–22. Institute of terrestrial Ecology, Merlewood, UK.
- Fuller, R. J., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Marchant, J. H., Wilson, J. D., Baillie, S. R. & Carter, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland

- birds in Britain. *Conservation Biology* 9(6): 1425–1441.
- Fuller, R. J., Trevelyan, R. J. & Hudson, R. W. 1997. Landscape composition models for breeding bird population in lowland English farmland over a 20-year period. *Ecography* 20: 295–307.
- Glutz von Blotzheim, U. N. 1964. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Wiesbaden.
- Golawski, A. & Dombrowski, A. 2002. Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana*, and Corn Buntings *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. *Ornis Fennica* 79(4): 164–172.
- Green, R. E., Osborne, P. E. & Sears, E. J. 1994. The Distribution of Passerine Birds in Hedgerows During the Breeding-Season in Relation to Characteristics of the Hedgerow and Adjacent Farmland. *Journal of Applied Ecology* 31(4): 677–692.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. *Rödlistade arter i Sverige 2000*. Art databanken, Uppsala.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 1998. Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 35(5): 758–771.
- Henderson, I. G. & Evans, A. D. 2000. Responses of farmland birds to set-aside and its management. Pp. 69–76 in *Ecology and Conservation of Farmland Birds* (Aebischer, N. J., Evans, A. D., Grice, P. V., & Vickery, J. A., eds.). British Ornithological Union, Tring.
- Henderson, I. G., Vickery, J. A. & Fuller, R. J. 2000a. Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. *Ecography* 23(1): 50–59.
- Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J. & Vickery, J. 2000b. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37(2): 335–347.
- Kasprzykowski, Z. 2003. Habitat preferences of foraging Rooks *Corvus frugilegus* during the breeding period in the agricultural landscape of eastern Poland. *Acta Ornithologica* 38(1): 27–31.
- Kennedy, P. J. 1992. Ground beetle communities on set-aside land and adjacent habitats. Pp. 159–164 in *Set aside* (Clarke, J., ed). British Crop Protection Council. Monograph no. 50.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413(6857): 723–725.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40(6): 947–969.
- Lack, P. 1992. *Birds on lowland farms*. HMSO, London.
- Mason, C. F. & Macdonald, S. M. 2000. Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. *Journal of Zoology* 251: 339–348.
- Manosa, S. 1994. The impact of rotational set-aside on pheasants. *Game Conservancy Annual Review* 25: 83–84.
- Moreby, S. J. & Aebischer, N. J. 1992. Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. Pp. 181–186 in *Set-aside* (Clarke, J., ed.). British Crop Protection Council. Monograph no. 50.
- Odderskaer, P., Prang, A., Poulsen, J. G., Andersen, P. N. & Elmegaard, N. 1997. Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agriculture Ecosystems & Environment* 62(1): 21–29.
- Pain, D. J. & Pienkowski, M. W. 1997. *Farming and birds in Europe. The common agricultural policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, London.
- Parish, T., Lakhani, K. H. & Sparks, T. H. 1995. Modelling the Relationship between Bird Population Variables and Hedgerow, and Other Field Margin Attributes. 2. Abundance of Individual-Species and of Groups of Similar Species. *Journal of Applied Ecology* 32(2): 362–371.
- Petersen, B. S. 1998. The distribution of Danish farmland birds in relation to habitat characteristics. *Ornis Fennica* 75: 105–118.
- Poulsen, J. G., Sotherton, N. W. & Aebischer, N. J. 1998. Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 131–147.
- Robertson, J. G. M., Eknert, B. & Ihse, M. 1990. Habitat Analysis from Infrared Aerial Photographs and the Conservation of Birds in Swedish Agricultural Landscapes. *Ambio* 19(4): 195–203.
- Robertson, J. G. M. & Berg, Å. 1992. Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Ornis Svecica* 2: 119–130.
- Siriwardena, G. M., Crick, H. Q. P., Baillie, S. R. & Wilson, J. D. 2000. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography* 23(6): 702–719.
- Stoate, C. & Parish, D. 2001. Crops grown on set-aside land bring wild birds back to the fields – Monitoring is under way, and results so far are promising. *Nature* 414(6865): 687–687.
- Svensson, S. & Lindström, Å. 2002. *Övervakning av fåglars populationsutveckling. Årsrapport för 2001*. Ekologiska Institutionen Lunds Universitet. Lund.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Watson, A. & Rae, R. 1997. Some effects of set-aside on breeding birds in northeast Scotland. *Bird Study* 44: 245–251.
- Vickery, J. & Carter, N. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89(1–2): 41–52.
- Wilson, P. J. 1992. The natural regeneration of vegetation under set-aside in southern England. Pp. 73–78 in *Set-Aside* (J. Clarke, ed.). British Crop protection Council. Monograph 50. British crop Protection Council, Farnham, UK.
- Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J. & King, J. R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34(6): 1462–1478.
- Wilson, J. D., Taylor, R. & Muirhead, L. B. 1996. Field use by farmland birds in winter: An analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43: 320–332.

Summary

This study compiles results from scientific studies of preferences for different arable field types among 31 selected farmland bird species (Table 1, with scientific names of species). Included field types are autumn sown cereals, spring-sown cereals, rotational set-asides, permanent set-asides and cultivated grassland. Furthermore, differences in preferences among species with different food preferences (Figure 1), nest site choice (Figure 2), and territory size (Figure 3) have been analysed. Field types were compared using a preference index, explained in the captions of Figures 1–3.

Generally, differences in field type preferences were large among the analysed species (Table 1), and also between groups of species (Figure 4). However, most species avoided autumn sown cereals and preferred set-asides. The preference patterns were more complex for spring-sown cereals and cultivated grasslands, which were both preferred and avoided by a relatively large number of species. Cultivated grasslands were preferred by omnivores and insectivores and avoided by herbivores and herbivores/insectivores. A similar, but weaker, pattern was found for spring-sown cereals. Generally, food preferences seem to be more strongly associated to field type preferences than nest site choice and home range size.

Rotational set-asides seem to be the most preferred field type. A probable cause is a varied vegetation structure, which makes food available for ground foraging species. However, some food types, such as weed seeds, are also more abundant on rotational set-asides. Studies are lacking from ecological set-asides (clover used as green manure used to improve set-asides), and in Sweden studies of birds on rotational set-asides are also lacking.

Most farmland birds are nesting in edge zones of fields and are mainly using a 5–20m broad zone at the field borders. For these species, a management model with set-asides restricted to edge zones and field borders would be beneficial. However, for field species such as Skylark, Yellow Wagtail and waders large open fields with set asides are more suitable.

A time lag of several years could be expected before effects of management programs with set-asides should influence population sizes of farmland birds. Furthermore, it is probable that certain threshold levels in set-aside areas are needed before effects on a national or regional level could be seen. Monitoring programs are needed to evaluate effects of changes in land-use in farmland landscapes.

Appendix 1. Referenser för de olika arternas preferenser (anges i Tabell 1) för höstsäd, vårsädd säd, trädor och kultiverade gräsmarker.

References to preferences of different species for different field types (see Table 1). For scientific names of species, see Table 1.

Art <i>Species</i>	Referenser <i>References</i>
Rapphöna Vaktel Fasan	Siriwardena et al. 2000, Watson & Rae 1997, Henderson & Evans 1999 Glutz 1964
Kornknarr Tofsvipa Storspov Skogsduva Ringduva Sånglärka	Artdatabanken, Berg unpublished Berg 1993, Watson & Rae 1997 Berg 2002, Berg 1992, Watson & Rae 1997, Lack 1992 Siriwardena et al. 2000 Berg 2002 Berg 2002, Berg & Pärt 1994, Siriwardena et al. 2000, Mason & MacDonald 2000, Watson & Rae 1997, Chamberlain et al. 1999a,b
Ängspiplärka Sydlig gulärka Sädesärka Busksvätta Stenskvätta Gräshoppsångare Törnsångare Törnskata Skata Kaja Råka Kråka Stare Gråsparv Pilfink Grönfink Steglits Hämpling	Berg 2002, Watson & Rae 1997 Mason & MacDonald 2000, Berg & Kvarnäck unpublished Berg 2002, Berg & Pärt 1994 Berg 2002, Berg & Pärt 1994 Berg 2002 Berg 2002 Berg & Pärt 1994, Mason & MacDonald 2000 Berg 2002 Berg 2002, Lack 1992 Kasprzykowski 2003, Lack 1992 Berg 2002, Lack 1992 Berg 2002, Bruun & Smith 2003 Siriwardena et al. 2000 Siriwardena et al. 2000 Berg & Pärt 1994, Siriwardena et al. 2000 Siriwardena et al. 2000 Berg 2002, Berg & Pärt 1994, Siriwardena et al. 2000, Mason & MacDonald 2000, Eyberth et al. 1995
Gulsparv	Berg & Pärt 1994, Siriwardena et al. 2000, Mason & MacDonald 2000, Bradbury et al. 2000
Ortolansparv Sävsparv Kornsparv	Berg 2002, Berg unpublished Berg 2002, Siriwardena et al. 2000, Mason & MacDonald 2000 Siriwardena et al. 2000, Brickle et al. 2000, Golawski & Dombrowski 2002

Korta rapporter – *Short communications*

Blandkullar mellan svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca*, blåmes *Parus caeruleus* och talgoxe *P. major*

Mixed clutches of Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca, Blue Tit Parus caeruleus, and Great Tit P. major

ERIK BORGSTRÖM

I några korta rapporter i denna tidskrift har hävdats att blandade kullar speciellt hos hålhäckande fåglar förekommer ofta och att sådana kullar ofta har rapporterats (Merilä 1994, Petrassi et al. 1998). I motsats till dessa åsikter påstår jag att förekomsten i själva verket är sällsynt, åtminstone vad gäller nordiska förhållanden. Enligt tillgänglig litteratur har jag inte funnit några notiser om blandhäckningar från Danmark och Norge, men det är troligt att det finns. Från Finland föreligger uppgifter om två blandhäckningar mellan talgoxe *Parus major* och rödstjärt *Phoenicurus phoenicurus* och en häckning mellan svartvit flugsnappare *Ficedula hypoleuca* och (av alla hålbyggare!) gråsparv *Passer domesticus* (von Haartman 1969).

I Sverige finns följande notiser publicerade angående blandhäckningar: Lidingsö 1960, talgoxe med 6 egna och 3 ungar av svartvit flugsnappare (Borg 1961), sydvästra Skåne 1972, talgoxe med 10 egna och 7 ungar av blåmes samt 1973, blåmes med 10 egna och 3 ungar av talgoxe (Källander 1980), Västmanland 1982, kull av svartvit flugsnappare med en unge av talgoxe (Lennartsson 1982), södra Gotland 1993, blåmes *Parus caeruleus* med 5 egna och en unge av halsbandsflugsnappare *Ficedula albicollis* samt 1994 blåmes med 9 egna och 2 ungar av halsbandsflugsnappare. Ett av dessa år konstaterades

också en blåmes med 12 egna och en unge av talgoxe (Merilä 1994). Dessutom finns en uppgift om att talgoxe och rödstjärt matat i samma holk (Curry-Lindahl 1963).

Under ca 40 års regelbundna och omfattande holkfågelstudier har jag påträffat blandkullar endast vid tre tillfällen. Av en fabulös slump skedde detta ett och samma år – 1999. Det går inte att förklara denna osannolika tillfällighet med t.ex. bostadsbrist eftersom holkbeståndet i berörda lokaler kring Råda i mellersta Värmland (Råda 60.00N 13.36E) varit konstant under många år och holkarna har varit många. Mina tre fall är:

Talgoxe. 28 maj fanns 4 ägg av svartvit flugsnappare, 12 juni ruvade talgoxe på 8 egna och 6 ägg av svartvit flugsnappare, 16 juli var boet tomt.

Talgoxe. 28 maj ringmärks en blåmeshona ruvande på 7 ägg, 15 juni ligger en talgoxhona på små ungar, 29 juni ringmärks 2 talgoxar och 2 blåmesar, 16 juli är boet tomt. Talgoxonan hade tidigare under häckningssäsongen misslyckats med originalkullen och tillika med en omlagd kull i närliggande men olika holkar. Blandkullen var alltså en andra omlagd kull.

Blåmes. 10 juni ringmärks en blåmeshona ruvande på 8 egna och ett ägg av svartvit flugsnappare, 21 juni små ungar, 28 juni ringmärks 7 egna och unge av svartvit flugsnappare, 26 juli boet tomt. Blandhäckning mellan blåmes och svartvit flugsnappare är mig veterligt inte tidigare dokumenterad.

Att blandhäckningar verkligen är mycket sällsynta framgår av att jag under mina fyrtio års holkstudier inspekterat tusentals holkhäckningar. Bara av de tre arter som denna rapport omfattar har jag totalt registrerat 3691 kullar: 2506 svartvit flugsnappare, 1115 talgoxe och 770 blåmes. Tre blandhäckningar är således en andel på lägre än en promille.

Referenser

- Borg, T. 1961. Talgoxungar (*Parus major*) och svartvita flugsnapparungar (*Muscicapa hypoleuca*) i samma holk. *Vår Fågelvärld* 20: 165–166.
- Curry-Lindahl, K. 1963. *Våra fåglar i Norden*. Vol. IV. Natur och Kultur, Stockholm.
- Haartman, L. von. 1969. The nesting habits of Finnish birds. I. Passeriformes. *Comm. Biologicae* 32: 1–187.
- Källander, H. 1980. Talgoxungar ur blåmeskull när vuxen ålder. *Vår Fågelvärld* 39: 43–44.
- Lennartsson, T. 1982. Talgoxungar växte upp i flugsnapparkull. *Fåglar i Västmanland* 13: 26.
- Merilä, J. 1994. Two mixed clutches of Blue Tits *Parus caeruleus* and Collared Flycatchers *Ficedula albicollis*. *Ornis Svecica* 4: 188–189.
- Petrassi, F., Sorace, A., Tanda, F. & Consiglio, C. 1998. Mixed clutches of Blue Tits *Parus caeruleus* and Great Tits *Parus major* in nest boxes in Central Italy. *Ornis Svecica* 8: 49–52.

Summary

In this journal it has been stated that mixed clutches (two species laying eggs in the same nest) among cavity-nesting species often occur and often have been reported (Merilä 1994, Petrassi et al. 1998). In contrast to this, I consider the phenomenon rare, at least in the Nordic countries. In the literature, I have found only occasional reports. In this note I add three cases of mixed clutches, all from the province of Värmland: Great Tit and Pied Flycatcher, Blue Tit and Great Tit, and Blue Tit and Pied Flycatcher. To my knowledge, a mixed clutch between Blue Tit and Pied Flycatcher has not been reported earlier. Young of both species were hatched in all tree cases. These three mixed clutches are the only ones that I have recorded in spite of forty years of nest box studies, involving inspection of 3691 clutches of the three species.

Erik Borgström, Rådavägen 9, 683 93 Råda.

Reduktion av antalet ägg i kullen hos två samhäckande svartvita flugsnapparhonor *Ficedula hypoleuca*

Reduction of number of eggs in a common clutch of two co-breeding females of Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca.

JAN-ERIC NILSSON

År 1986 påbörjade jag en studie av ca 100 holkar i Linderås, beläget ca 15 km väster om Tranås i norra Småland. Mitt mål är att låta den pågå i 20 år, d.v.s. avslutas 2005. Jag kommer då att förfoga över mer än 22.000 häckningsnoteringar, vilka ska sammanställas och utvärderas.

Att den svartvita flugsnapparen har ett mycket invecklat och omväxlande familjeliv är välkänt. Efter att under de nu genomförda nitton åren ha dokumenterat ca 1000 häckningar av arten i min holkserie, uppdagade jag under sommaren 2004 en familjebildning som jag tidigare ej sett – en hane och två honor häckade tillsammans i samma holk. Detta är i och för sig tidigare beskrivet (Enemar 1948, Erik Nyholm, muntl., m.fl., men också i de tyska och engelska handböckerna) och förekommer tydligen sällsynt men regelbundet. Den av Enemar iakttagna kullen innehöll 11 ägg och ruvades av båda honorna samtidigt. Erik Nyholm rapporterar att han i Ammarnäs observerat två honor ruvande 10 ägg och att han stött på en rekordkull i Skåne (1997) med 13 ägg, sannolikt producerade av två honor, och där resultatet blev 11 flygga ungar. I dessa fall har samtliga ägg accepterats och ruvats.

I det nu aktuella fallet producerades också 13 ägg. Det egendomliga var dock att ca hälften av dem efterhand föstes upp ur redet och hamnade på bokanten. Resultatet blev en normal kull med 6 ägg, som ruvades färdigt och resulterade i lika många flygga ungar. Händelseförloppet var enligt holkprotokollet följande:

28 maj: 2 ägg lagda.

30 maj: 7 ägg lagda, 1 på kanten. En hane och två honor varnade.

1 juni: 11 ägg i balen, 1 på kanten.

2 juni: 12 ägg i balen, 1 på kanten. Hona 1 ringmärktes.

6 juni: 9 ägg ruvas, nu är det 4 på bokanten.

- 9 juni: 6 ägg ruvas, 7 på kanten, vilka togs bort.
 10 juni: Hona 2 ruvade och ringmärktes. Hanen och hona 1 varnade.
 14 juni: Äggen ruvades av hona 2.
 17 juni: Äggen kläcktes.
 20 juni: 6 små ungar som värmdes av hona 1.
 25 juni: Längre kontroll av matande fåglar, nu var det bara en av honorna som tillsammans med hanen matade.
 5 juli: Alla ungarna utflugna.

Tyvänn har jag inga noteringar om vilken tidpunkt på dagen jag gjorde holkbesöken. Troligen skedde det första (den 28 maj) så tidigt, att dagens värpning ej skett – i så fall stämmer värpningstakten, ett ägg per hona och dygn. Det kan dock inte uteslutas, att en tredje hona kan ha varit inblandad de första dagarna, även om inget direkt tyder på detta.

Att ägg hamnar på bokanten har både jag och många andra holkintresserade konstaterat. Det gäller då oftast ett, eller i sällsynta fall två ägg i en kull. Dessa kan antingen vara trasiga eller ha tunna skal och är enligt min erfarenhet lite ljusare/blekare än de normala äggen. Jag noterade ingen sådan avvikelse i den nu aktuella kullen. En annan iakttagelse jag gjort, när ägg föses upp på bokanten är, att detta sker ganska omedelbart – värpningsdagen eller någon dag efteråt. Detta fall skiljer sig från detta beteende, då ett stort antal ägg föstes upp ur balen under de första dagarna efter det att värpningen avslutats. Undantaget var det ägg som redan tidigt hamnade på bokanten.

En intressant teori blir därför att äggreduceringen i detta fall inte berodde på avvikande ägg, utan på att den ena honan (den dominerande?), eller båda, reagerade på det stora antalet ägg genom att fösa ”överskottet” upp på bokanten. De fakta som redovisats ovan skulle kunna tyda på ett sådant händelseförlopp.

Att de två honorna, åtminstone från den 29 maj, parallellt lade sina ägg i samma rede, med den vanliga frekvensen ett ägg per dygn, står helt klart. Totalt producerade de 13 ägg. Exakt när ruvningen igångsattes går inte att fastställa, men borde erfarenhetsmässigt inträffat mellan den 3 och 4 juni. I samband med detta och/eller under de följande dagarna skedde den stora äggreduceringen. En intressant fråga, som dock inte kan besvaras, är huruvida de sju ägg som ratades alla tillhörde en och samma hona, eller om slumpen avgjorde vilka ägg som skulle ruvas färdigt.

En annan förklaring till vad som hände i denna holk skulle givetvis kunna vara en ren intraspecifik boparasitism, ett beteende som tydligen inte alls är

så ovanligt. Den svartvite flugsnapparens är enligt Nilsson (2001) en av de arter hos vilken boparasitism konstaterats. Mot detta talar att i det nu aktuella fallet båda honorna deltog i ruvningen och även under inledningsskedet av ungaras uppfödning.

Den svartvite flugsnapparens häckningsbiologi har genom många och omfattande studier visat sig vara ytterst komplicerad. Klart är att denna speciella typ av bigyni är ovanlig. I normalfallet häckar de båda honorna långt isär (Lundberg & Alatalo 1992). Av mina ca 1000 flugsnapparhäckningar är detta den första konstaterade (frekvens en promille!). Den ovan beskrivna ”regleringen” av dubbelkullen till normalt äggantal torde vara ännu mer sällsynt. Creutz (1955) rapporterar i sitt klassiska flugsnappararbete om ett tiotal fall av samhäckning, men inget om utfösta ägg på bokanten. Det enda, som något påminner om mitt fall, gäller två honor, som i samma holk ruvade i varsin bale med tio respektive två ägg. Creutz tolkar detta som en följd av att den ena honan låg långt före den andra i häckningen och ”föste ut” den andra honan, när hon själv var färdig och i full ruvning. Andrahonan tvingades därför värpa sina sista ägg i en egen bale, som rymdes i samma holk. Ej heller von Hartman (1969) nämner något om utfösta ägg i de samhäckningar som förekom i hans holkområde. Det känns därför angeläget att uppmana alla holkintresserade att rapportera observationer av det som beskrivits i denna rapport.

Avslutningsvis vill jag rikta ett stort *tack* till Anders Enemar, som entusiasmerat mig att skriva denna rapport men också för all hans hjälp med litteraturhänvisningar och kloka synpunkter på mitt manuskript.

Referenser

- Creutz, G. 1955. Der Trauerschnäpper (*Muscicapa hypoleuca* Pallas). Eine Populationsstudie. *Journal für Ornithologie* 96: 241–326.
 Enemar, A. 1948. Några erfarenheter från fem års holkstudier. *Vår Fågelvärld* 7: 105–117.
 Haartman, L.v. 1969. The nesting habits of Finnish birds. I. Passeriformes. *Commentationes Biologicae*, vol. 32: 1–187
 Nilsson, L. 2001. Många fåglar gör som göken. *Vår Fågelvärld* 60: 22–23.
 Lundberg, A. & Alatalo, R. V. 1992. *The Pied Flycatcher*. T & A D Poyser, London.

Summary

Two ringed female Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* laid 13 eggs in a common nest in a nest-

box. Their laying periods were largely overlapping and both birds incubated although they were never seen lying side by side. During the first few days of full incubation, seven eggs were displaced from the nest cup and remained on the nest rim. They were later removed by the observer. The six eggs left in the cup all hatched and six nestlings grew up and fledged successfully. Large clutches, laid by more than one female, have been reported several times, but to my knowledge, this is the first case when the clutch size has been reduced to a normal one by removal of eggs.

Jan-Eric Nilsson, Sänninge, Brohagen 1, 573 93 Tranås

Äggstorlek hos skrattnås *Larus ridibundus*

Egg size in Black-headed Gulls *Larus ridibundus*

THOMAS KARLSSON

Svensson (2002) redovisade mätningar av skrattnåsågg från Malmö från mitten av 1960-talet. Jag vill komplettera dessa uppgifter med de mätningar jag gjorde åren 1991–1992 i Skaraborg. Mätningarna gjordes på ägg från Hornborgasjön (115 bon), Bottensjön (44 bon), Havstenasjön (31 bon), Mullsjön i Mullsjö (34 bon) samt vid några kolonier i Vänern (49 bon).

Endast ett besök gjordes vid respektive koloni. Äggets längd och bredd mättes med skjutmått till närmast tiondels millimeter. Mätningarna skedde i slutet av ruvningen, d.v.s. sista veckan i maj och första i juni på slumpvis utvalda bon. Beräkningar av äggvolym har sedan gjorts enligt $V = EL * EB^2 * 0.45923 + 1.333$ (Lundberg & Väisänen 1979).

Mätningar av 688 ägg utfördes. Resultatet av dessa mätningar framgår av Tabell 1. Totalt noterades medel längden till $51,94 \pm 2,28$ mm och medelbredden till $36,57 \pm 1,87$ mm. Dessa värden skiljer sig inte nämnvärt från Svenssons (2002) uppgifter. Volymen var i medeltal $31,94 \pm 2,86$ cm³ (Tabell 1), vilken dock ligger 4,5% under Svenssons (2002) på samma sätt beräknade volym.

Skillnaderna mellan de olika kolonierna framgår av Tabell 2. Eftersom materialet är ganska litet har

jag slagit ihop delkolonier i Hornborgasjön och Vänern så att respektive lokal representerar en koloni. Det visar sig då att merparten av äggen är tämligen likstora om man jämför de olika kolonierna. Dock är bredden och således också volymen mindre vid Havstenasjön. Vid Vänern befanns samtliga mått vara större än vid övriga kolonier (Tabell 2).

Kullstorleken avser här det antal ägg som fanns i boet vid vårt besök, vilket naturligtvis inte alls motsvarar en korrekt mätt kullstorlek. Enligt Glutz von Blotzheim m.fl. (1982) kan man dock betrakta bon med 2 och 3 ägg som naturliga, dock icke bon med fler ägg. Om vi antar att dessa bon är naturligt fullagda kullar och besöken gjordes sent i ruvningsperioden, får vi de mått som framgår av Tabell 3. Både längd och bredd är då större hos 3-äggs-kullar. Således är också volymen hos 3-äggs-kullar signifikant större.

Inom äggkullen är ofta ett ägg mindre och så var det även här. 2-äggs-kullens minsta ägg var 6,02% mindre än det andra, och 3-äggs-kullens största ägg var 8,8% större än det minsta och 3,82% större än det näst minsta. Dessa värden ligger klart över de som Svensson (2002) refererar till.

Tack

Studien bekostades av Uddenberg-Nordingska stiftelsen. Ett synnerligt tack till Per-Olof Brander för medhjälp vid mätningarna.

Referenser

- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 8/1. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden.
- Lundberg, C.-A. & Väisänen, R. A. 1979. Selective correlation of eggsize with chick mortality in the black-headed gull (*Larus ridibundus*). *Condor* 81: 146–156.
- Svensson, S. 2002. Vikt och storlek hos skrattnåsens *Larus ridibundus* ägg. *Ornis Svecica* 12: 171–173.

Summary

During 1991 and 1992, 688 eggs from Black-headed Gull colonies at Hornborgasjön (115 nests), Bottensjön (44 nests), Havstenasjön (31 nests), Mullsjön (34 nests) and Vänern (49 nests) in southwestern Sweden were measured. Only one visit was made to each colony at the end of the incubation period. Length and breadth were measured, and volume was calculated with the formula $V = EL * EB^2 * 0.45923 + 1.333$ (Lundberg & Väisänen 1979). The result can be seen in Table 1. These measurements do not differ much from those of

Svenssons (2002), apart from volume which was 4,5% smaller. Measurements from different colonies were fairly equal but eggs from Vänern were larger (Table 2). In accordance with Glutz von Blotzheim et al. (1982), I considered nests with 2 and 3 eggs as natural, full clutches. Eggs from 3-egg clutches were larger (Table 3). In a clutch, one egg was smaller than the other. In 2-egg clutches,

one egg was 6,0% than the other. In 3-egg clutches, the smallest egg was 8,8% smaller than the largest and the second smallest 3,8% smaller than the largest.

Thomas Karlsson, Gnistigatan 5A, 421 43 Västra Frölunda.

Tabell 1. Längd och bredd i millimeter (mm) och volym (cm³) på skrattnåsågg mätta i Skaraborg åren 1991–1992. n = 688.

Length and breadth in millimetres (mm) and volume (cm³) of Black-headed Gull eggs measured in Skaraborg during 1991–1992. n = 688.

Mått <i>Measurement</i>	Längd <i>Length</i>	Bredd <i>Breadth</i>	Volym <i>Volume</i>
Medelvärde <i>Mean</i>	51,94	36,57	35,49
Standardavvikelse <i>S.D.</i>	2,28	1,87	3,17
Minsta <i>Minimum</i>	41,2	33	24,86
Största <i>Maximum</i>	59,3	40,9	45,40
Variationskoefficient <i>C.V.%</i>	4,39	3,25	8,94
Typvärde <i>Modal value</i>	53,1	36,1	36,85
Snedhet <i>Bias</i>	-0,075	0,24	0,06

Tabell 2. Äggstorlek vid de olika skrattnåskolonierna. Skillnader testades med t-test. Endast signifikanta p-värden anges i tabellen.

Egg size at the different colonies of Black-headed Gulls. Differences tested with t-test. Only when significant, p-values are given in the table.

Koloni <i>Colony</i>	N	Bredd <i>Breadth</i>	Längd <i>Length</i>	Volym <i>Volume</i>
Havstenasjön	67	36,23±1,30 2,28; p=0,025	51,47±2,66	31,13±3,43 2,12; p=0,037
Hornborgasjön	286	36,52±1,19	51,76±2,18	31,76±2,77
Karlsborg	112	36,70±1,27	52,09±1,99	32,25±2,56
Mullsjön	96	36,57±1,09	51,45±2,28	31,67±2,80
Vänern	127	36,74±1,08 1,98; p=0,049	52,81±2,33 4,71; p<0,0001	32,80±2,83 3,72; p<0,0001

Tabell 3. Äggens storlek, längd (mm), bredd (mm) och volym (cm³) i 2- och 3-äggsckullar i Skaraborg 1991 och 1992.

Egg size, breadth and length in millimetres (mm) and volume (cm³) in clutches with 2 and 3 eggs.

	2-ägg n=76 <i>2-eggs</i>	3-ägg n= 160 <i>3-eggs</i>	t-test
Längd <i>Length</i>	51,52±1,94	51,99±1,93	1,77; p=0,078
Längd, variationsbredd <i>range</i>	41,2–59,3	44,7–58,1	
Bredd <i>Breadth</i>	36,35±1,03	36,66±0,99	2,21; p=0,028
Bredd, variationsbredd <i>range</i>	33,1–38,9	33,0–40,9	
Volym <i>Volume</i>	31,32±2,56	32,15±2,45	2,40; p=0,017
Volym, variationsbredd <i>range</i>	22,39–37,93	23,01–40,88	

Blandkull mellan grågås *Anser anser* och kanadagås *Branta canadensis* – boparasitism eller kullsamanslagning?

Mixed brood of Greylag Goose Anser anser and Canada Goose Branta canadensis – nest parasitism or brood amalgamation?

SVANTE SÖDERHOLM

Under häckningssäsongen 2004 iakttog jag kanadagäss med blandkullar bestående av både egna ungar och ungar av grågås. Jag ställde mig frågan om det rörde sig om boparasitism (grågäss som lagt ägg i bon av kanadagås) eller kullsamanslagning (kanadagäss som övertagit redan kläckta grågåsungar). Eftersom grågås i litteraturen inte anges vara mellanartlig boparasit och endast blandkullar mellan dessa två arter som uppkommit genom att kanadagäss tagit över grågåsbon är kända tidigare, redogör jag för mina observationer samt diskuterar tänkbara orsaker till blandkullarnas uppkomst. Utgående från mina observationer och vad som är känt om blandkullar inom familjen Anatidae finner jag att den troligast orsaken är boparasitism.

Observationerna gjordes under inventering av våtmarksfåglar vid Angarnsjöängen (25 km NO Stockholm, 59° 33' N, 18° 10' O) år 2004. Detta år häckade 44 par grågås på lokalen, vilket var en avsevärd ökning jämfört med 2003 då 24 par häckade. I sammanhanget bör det nämnas att populationen minskade år 2003 i jämförelse med 2001 och 2002, dessa år häckade 32 par. Kanadagås uppvisar en motsvarande utveckling under denna tidperiod; 5 par häckade 2004, 2 par 2003 och 6 par 2002.

Observationer

Fem par kanadagås med nykläckta gässlingar sågs för första gången mellan 21 och 27 maj. Kullarna innehöll 2, 2, 5, 6 och 7 pulli, totalt 22 pulli. Vid de följande besöken noterade jag att familjerna undan för undan slog ihop sig till en ”storfamilj”. Att kanadagåskullar som uppehåller sig inom samma område blandas snabbt och undan för undan bildar en ”storfamilj” bestående av samtliga kullar har jag tidigare noterat vid både Angarnsjöängen och Säbysjön. Det finns en tendens till att de ursprungliga kullarna, när ungarna är små, håller ihop när de vi-

lar samt vid fara tenderar att gruppera sig kullvis. De sammanslagna kullarna vårdas sedan av samtliga eller några av paren som kläckt fram kullarna (Söderholm 2000, 2001). Att kanadagåskullar slås samman och ungar adopteras även när ungarna är gamla är välkänt från andra lokaler i olika länder (se t.ex. Sherwood 1966, Palmer 1976, Zicus 1981, Warhurst & Bockhout 1983, Seddon & Nudds 1994).

Den 21 juni gick de adulta kanadagässen med sin hög av gässlingar så pass öppet och nära min observationspunkt att jag beslöt mig för att notera antalet ungar för att samla kunskap om ungdödligheten. De hopslagna kullarna bestod av 19 delvis fjäderbeklädda ungar som vårdades av fyra par. Ett av de tidigare fem paren hade före den 18 juni lämnat gruppen, som därefter sköttes av de åtta gamla fåglarna. Knappt två veckor senare, den 2 juli, räknade jag ånyo ungarna som fortfarande var 19 stycken. Men till min stora förvåning utgjordes de av både kanadagås- och grågåsungar, 9 respektive 10 stycken.

Under perioden 2–10 juli studerade jag gässlingarna ingående vid fyra olika tillfällen. Jag fann då att det inte fanns någon tydlig åldersskillnad mellan de nio kanadagåsungarna. Grågåsungarna kunde däremot delas in i två eller tre åldersgrupper utgående från storlek och näbbfärg. En grupp bestod av sex gässlingar varav fem höll ihop, framför allt vid fara eller oro, som om de från början utgjort en kull, samt tre gässlingar som var något äldre. Den tionde gässlingen var troligen yngre än de sex. Åldersskillnaderna var dock små. Utgående från detta är min uppfattning att grågåsungarna härrörde från 3–4 bon eller kullar (5, 3, 1, 1 eller 6, 3, 1 ungar). När det gäller kanadagåsungarna var det svårare att se hur de ”hörde ihop” och mina observationer är inte tillräckliga för att få någon uppfattning om detta. Vad som dock är helt klart är att i de större grupperna av grågåsungar (5–6 och 3 grågåsgässlingar) fanns ett varierande antal kanadagåsungar, mestadels 1–2 ex., vid något tillfälle 3 ex. De övriga kanadagåsungarna och ett par grågåsungar utgjorde mestadels en ”röra”.

Under resten av juli höll sig ”storfamiljen” mestadels för sig själv, d.v.s. den gick inte bland de 200–400 häckande och rastande grågäss som fanns vid Angarnsjöängen under denna tid. Inledningsvis betade och vilade ”storfamiljen” 50–200 m från grågässen, i slutet av månaden närmare grågåsflocken eller i dess utkant. Under denna tid var storfamiljen oftast uppdelad i grupper, mestadels två grupper, innan grågässen anlände, men grupperna hade inte stabil storlek eller konstant sammansätt-

ning. Men även om antalet kanadagäss varierade i grupperna innehöll de två grupperna oftast fyra respektive sex grågäss. Bortsett från en kanadagäsunge som försvann var antalet ungar av respektive art detsamma månaden ut.

Under augusti besökte jag inte lokalen, och under september har jag inga observationer som klart berör blandkullen. Men i oktober fanns en grupp gäss som av antal och artsammansättning att döma med stor sannolikhet var "storfamiljen". Vid tre tillfällen sågs 9+19, 9+14 och 8+22 grågäss resp. kanadagäss. (Att antalet kanadagäss varierade kan tillskrivas att olika grupper av kanadagäss rastade tillsammans med "storfamiljen" under denna tid. Redan från mitten av juli var "storfamiljen" periodvis utökad med ett fåtal adulta kanadagäss.) Det var slående att se hur dessa blandgrupper höll sig för sig själva och inte verkade bry sig om de mellan 750 och 1400 grågäss som rastade i närheten dessa dagar. I samband med kallare väderlek lämnade i stort sett alla gäss lokalen i månadsskiftet oktober–november.

Diskussion

Observationen av en "storfamilj" bestående av både kanadagås och grågås gjorde mig givetvis nyfiken på fenomenen boparasitism och kullsammanlagning när det gäller dessa arter. En genomgång av litteraturen visade att dessa fenomen är mycket vanliga inom Anatidae. Beauchamp (1997) anger att 76 av 162 arter tillhörande Anatidae är fakultativa inomartliga boparasiter, vilket motsvarar 57% av arterna vars status är känd. Kullsammanlagning är ovanligare. Detta har rapporterats för 48 arter, vilket motsvarar 38% av arterna vars status är känd. 44 arter uppvisar både inomartlig boparasitism och kullsammanlagning. Även mellanartlig boparasitism är vanligt inom Anatidae. Beauchamp (1998) anger att 37 av 163 arter tillhörande Anatidae är mellanartliga fakultativa boparasiter (se även Lyon & Eadie 1991), utan att särskilja om det sker före eller efter kläckning. Detta motsvarar 25% av arterna för vilka statusen är känd. Kanadagås uppvisar både inom- och mellanartlig boparasitism samt kullsammanlagning (Eadie et al. 1988, Beauchamp 1997, 1998). Kanadagås har befunnits vara boparasit eller slagit ihop kull med kejsargås (Palmer 1976), ejder och snögås (Prevett et al. 1972). Grågås anges vara inomartlig boparasit (Beauchamp 1997) och senare uppgifter visar att kullsammanlagning förekommer regelmässigt hos grågås (Persson 2002 och referenser däri). Det finns dock en rapport från Skåne om att grågås har

varit mellanartlig boparasit (Persson 1997), i detta fall parasiterades vitkindad gås.

Mig veterligen finns det inga andra rapporter om att grågås varit mellanartlig boparasit. Jag har inte heller funnit några uppgifter om kullsammanlagning (efter kläckning) innefattande grågås eller kanadagås. Det finns dock en rapport om att kanadagäss tagit över grågåsbon (Fabricius 1991). I dessa fall tog kanadagässen över grågåsbon med några grågåsägg i och lade sedan egna ägg i dessa bon och kläckte fram en blandkull. De aktuella grågässen och kanadagässen hade ursprungligen introducerats och befann sig inom ett hägn, men var friflygande flyttfåglar.

Hur har "storfamiljen" av kanadagås och grågås vid Angarnsjöängen uppkommit? Till en början vill jag fastlägga att jag inte tror att blandkullarna hade uppkommit genom att kanadagäss tagit över grågåsbon. De främsta argumenten för denna ståndpunkt är att detta beteende observerats under speciella betingelser, att jag inte finner någon rimlig förklaring till att i stort sett alla par av kanadagås skulle uppvisa detta beteende samt att övertagandet skett inom en begränsad tidsperiod. Ett annat starkt argument är valet av boplat. Mina observationer vid Angarnsjöängen tyder på att flertalet av grågåsbona är placerade ute i sjöängen, främst i bladvasen och i större "tuvor" av annan växtlighet, endast ett fåtal bon torde vara placerade på bankar och på den enda lilla ön i sjöängen (se även t. ex. Cramp & Simmons 1977). Kanadagås däremot placerar sitt bo på marken (Cramp & Simmons 1977). Detta skulle innebära att om de aktuella kanadagässen vid Angarnsjöängen tagit över grågåsbon så skulle det med stor säkerhet ha inneburit att flertalet av kanadagåsparen fått en ovanlig placering av "sitt" bo, vilket inte förefaller särdeles troligt.

Det finns argument både för och emot boparasitism respektive kullsammanlagning. För boparasitism talar att det inte förefaller troligt att samtliga grågåsungar skulle ha adopterats under en kort tidsrymd när kanadagåsungarna och de grågåsungar som kom att ingå i "storfamiljen" var i det närmaste nykläckta, särskilt som det är känt att gässlingar generellt adopteras upp till att de är flera veckor gamla (se exempelvis Jensen 2000). Samma argument talar mot att grågåsässlingarna adopterats i samband med en eller flera kraftiga störningar. Det är känt att grågås adopterar ungar i relativt stor omfattning särskilt i samband med att grågåsfamiljerna utsätts för störningar (Jensen 2000). Mot att en yttre störning låg bakom uppkomsten av de blandade kullarna och sedermera "storfamiljen" talar även förhållandet att de aktuella gåsarterna ten-

derar att beta avskilt från varandra vid Angarnsjöängen, i synnerhet när ungarna är små. Vidare har en studie av nordamerikanska Anatidae av Eadie et al. (1988) visat att boparasitism är avsevärt vanligare än kullsammanlagning samt att mellanartlig kullsammanlagning är sällsynt förekommande. Stöd för boparasitism ges även av observationen av ett vitkindad gåsbo parasiterat av grågås. I detta fall ruvande den vitkindade gåsen fyra egna ägg och sex grågåsägg (Persson 1997). Men å andra sidan ger kullstorlekarna och antalet kanadagås pulli per par inget belägg för boparasitism. Medelstorleken för de "rena" kanadagåskullarna var 2–2,5 pulli/par (4,4 pulli/par inklusive grågåsungar). Vilket är ett lågt värde i jämförelse med litteraturuppgifter om en kullstorlek om vanligtvis 4–6 ägg och 4–5 nykläckta pulli (se t.ex. Cramp & Simmons 1977, Johnsgard 1978, Palmer 1976). När det gäller inverkan av boparasitism på kullstorleken är uppgifterna motstridiga. I moderna handböcker (t.ex. Cramp & Simons 1977) tillskrivs stora kullar av bland annat grågås och knipa boparasitism och närvaron av dessa kullar tyder på att honorna inte lägger färre ägg när boet utsätts för boparasitism. Men en studie av brunand och vigg (Dugger & Blums 2001) visar ingen skillnad i kullstorlek mellan bon som parasiterats experimentellt och icke parasiterade bon, vilket kan tyda på att honor lägger färre ägg när boet parasiteras. Detta är i linje med det faktum att när en population snabbt ökar så att antalet häckande par blir större än tillgången på boplatser ökar antal skräpreden (dump nests), övergivna bon och reproduktionsförmågan avtar snabbt (Jones & Leopold 1967, Clawson et al. 1979, Haramis & Thompson 1985). (Notera dock att detta gäller för den i bohål häckande brudanden.) Sammantaget finner jag att det verkar troligast att "storfamiljen" uppkommit genom boparasitism. Att fenomenet noterades just detta år och att en stor andel av kanadagåsbona parasiterades kan troligen tillskrivas det stora antalet häckande grågåspar.

Publicerade uppgifter tyder på att runt 5% av grågåskullarna är inomartligt parasiterade (Persson 2002), vilket gör att man utgående från uppgifterna som Eadie et al. (1988) redovisar kan förmoda att mellanartlig boparasitism är betydligt ovanligare. Att grågås dock parasiterar kanadagås regelbundet men sällsynt framgår av att hybrider mellan grågås och kanadagås regelbundet observeras i Sverige. Närvaron av dessa hybrider kan tillskrivas en gås som präglats på fel art, d.v.s. ett resultat av boparasitism eller kullsammanlagning. Fabricius (1991) har visat att felprägling uppkommer som ett resultat av boparasitism eller kullsammanlagning.

Försök med kanadagås visade att om äggen byts mot grågåsägg kommer grågåsungarna som fostrats av kanadagäss att i viss utsträckning bilda par med kanadagäss. Av de grågåshonar som fostrats av kanadagäss och återvände till undersökningsområdet bildade 26% par med kanadagåshonor och övriga (74%) med grågåshonor, medan däremot samtliga honor bildade par med grågåshonar. Mina observationer av den förmodade "storfamiljen" alldeles innan gässen flyttade antyder att blandkullar beter sig på samma sätt som artrena kullar, d.v.s. familjerna håller ihop långt in på hösten och förmodligen en stor del av vintern.

Att jag inte funnit några rapporter om boparasitism eller kullsammanlagning mellan grågås och kanadagås kan bero på att fenomenet är svårt att upptäcka särskilt som gäss av olika arter tenderar att rasta tillsammans och på de lokaler där bägge arterna häckar utnyttjar de i stor utsträckning samma områden under häckningstiden.

Referenser

- Beauchamp, G. 1997. Determinants of intraspecific brood amalgamation in waterfowl. *Auk* 114: 11–21
- Beauchamp, G. 1998. The relationship between intra- and interspecific brood amalgamation in waterfowl. *Condor* 100: 153–162
- Clawson, R. L., Hartman, G. W. & Fredrickson, L. H. 1979. Dump nesting in a Missouri wood duck population. *J. Wildl. Manage.* 43: 347–355
- Cramp, S. & Simmons K. E. L. (red.) 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The Birds of Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.
- Dugger, B. D. & Blums, P. 2001. Effect of conspecific brood parasitism on host fitness for Tufted Duck and common Pochard. *Auk* 118: 717–726
- Eadie, J. M., Kehoe, F. P. & Nudds, T. D. 1988. Pre-hatch and post-hatch brood amalgamation in North American Anatidae: a review of hypotheses. *Can. J. Zool.* 66: 1709–1721
- Fabricius, E. 1991. Interspecific mate choice following cross-fostering in a mixed colony of Greylag Geese (*Anser anser*) and Canada geese (*Branta canadensis*). A study on development and persistence of species preferences. *Ethology* 88: 287–296
- Haramis, G. M. & Thompson D. Q. 1985. Density-production characteristics of box-nesting wood ducks in a northern greentree impoundment. *J. Wildl. Manage.* 49: 429–436
- Jensen, H. 2000. Ekstremt stor grågåsekuld *Anser anser*: Adoption eller ægdumping af flere hunner? *Ornis Svecica* 10: 173–177
- Johnsgard, P. A. 1978. *Ducks, Geese and Swans of the World*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- Jones, R. E. & Leopold, A. S. 1967. Nesting interference in a dense population of wood ducks. *J. Wildl. Manage.* 31: 221–228
- Lyon, B. E. & Eadie, J. M. 1991. Mode of development and interspecific avian brood parasitism. *Behavioral Ecology*

- 2: 309–318
- Palmer, R. S. 1976. *Handbook of North American Birds*. Vol. 2. Yale Univ. Press, New Haven, Connecticut
- Persson, H. 1997. Den vitkindade gåsens etablering i Skåne. *Anser* 36: 11–15
- Persson, H. 2002. Kullssammanslagning hos grågäss *Anser anser*. *Ornis Svecica* 12: 96–99
- Prevett, J. P., Lieff, B. C. & MacInnes, C. D. 1972. Nest parasitism at McConell River. *Can. Field-Nat.* 86: 369–372
- Seddon, L. M & Nudds, T. D. 1994. The costs of raising nidifugous offspring – brood rearing by Giant Canada Geese (*Branta canadensis maxima*). *Can. J. Zool.* 72: 553–540
- Sherwood, G. A. 1966. *Canada geese of the Seney National Wildlife Refuge*. PhD. Thesis. Utah State University, Logan, Utah
- Söderholm, S. 2000. En extremt stor grågåskull *Anser anser* vid Angarnsjöängen. *Ornis Svecica* 10: 52–55
- Söderholm, S. 2001. Genmäle till Jensens kommentar rörande observationen av en extremt stor grågåskull vid Angarnsjöängen. *Ornis Svecica* 11: 101–103
- Warhurst, R. A. & Bookhout, T. A. 1983. Effect of gang brooding on survival of Canada Goose goslings. *J. Wildl. Manage.* 47: 1119–1125
- Zicus, M.C. 1981. Canada goose brood behavior and survival estimates at Crex Meadows, Wisconsin. *Wisconsin Bull.* 93: 207–217

Summary

In 2004, I observed Canada Geese *Branta canadensis* with a mixed brood of both Canada Goose and Greylag Goose *Anser anser* young at Angarnsjöängen, 25 km NE of Stockholm. According to the literature, the Greylag Goose is not an interspecific nest parasite, and my observation seems to be the first case between these two species. One single record exists of a mixed clutch where a Greylag Goose laid eggs in the nest of a Barnacle Goose *Branta leucopsis*.

In 2004, 44 pairs of Greylag Geese and six pairs of Canada Geese bred at Angarnsjöängen. Five pairs of Canada Geese were observed with newly hatched goslings between 21 and 27 May (2, 2, 5, 6, and 7 pulli). These five broods were successively amalgamated, i.e. a crèche was formed. On 21 June, 19 young remained, and they were now tended by four of the previously five pairs. On 2 July I discovered that the broods of this crèche consisted of nine Canada Goose and ten Greylag Goose goslings. The mixed brood was followed throughout July. Most of the time they grazed together at a distance of 50–200 m from a flock of 200–400 Greylag Geese. I did not visit the site in August, and made no certain observations of the mixed family in September. But in October, I saw at three occa-

sions a mixed flock of Canada and Greylag Geese that, judged from the number of birds, may have been the same mixed family.

There is an alternative explanation to nest parasitism, namely brood amalgamation after hatching, i.e. that the Canada Geese had taken over hatchlings from Greylag Geese. This is a common phenomenon among Anatidae, but usually only within the same species. Before considering this alternative, I must exclude the possibility that the Canada Geese had taken over Greylag Geese nests with eggs and then added eggs of their own. This has been observed but only under special conditions. And I cannot find any reasonable explanation to the fact that almost all pairs at the site should have done this almost simultaneously (all goslings were of almost identical age). Another point against this is that it should have caused almost all pairs of Canada Goose to have their nests in an unfamiliar place. Against brood amalgamation speaks primarily the fact that all of the Greylag goslings must have been adopted already as newly hatched, which seems unlikely. Furthermore, since I have observed that Canada Geese broods always graze separated from the Greylag Geese it appears rather unlikely that the mixed brood was caused by adoption, even if external disturbances are considered. The only argument against nest parasitism is the rather small broods (only 2–2.5 Canada Goose young per pair) versus normally 4–6 eggs and 4–5 newly hatched young. Unless a few young had died already before I first saw the broods, the explanation could be that the females laid smaller number of eggs than normally because of the eggs added by the Greylag Geese.

According to the literature, only about 5% of Greylag Goose clutches are exposed to intraspecific parasitism. Interspecific parasitism must of course be much rarer, and this is probably the explanation why no case of mixed broods between Canada and Greylag Goose have been reported earlier. However, the presence of hybrids between Greylag Goose and Canada Goose shows that mixed broods occur infrequently, since these hybrids can be ascribed to a goose that has been fostered by another species (i.e. imprinted to another species) as a result of nest parasitism or brood amalgamation.

Svante Söderholm, Riddargatan 78, SE-114 57 Stockholm, Sweden

Nya doktorsavhandlingar – *New dissertations*

Redaktör *Editor*: J. Waldenström

I de senaste häftena har inga nya doktorsavhandlingar anmälts. Det beror på att den tidigare redaktören för denna avdelning, Jan-Åke Nilsson, av sagt sig uppdraget. Han tackas härmed för ett gediget arbete under lång tid. Nu har en ny redaktör rekryterats, nämligen Jonas Waldenström. Det innebär att denna uppskattade avdelning i tidskriften återkommer. Jonas Waldenström är säkerligen känd av många genom sitt engagemang i Ottenby fågelstation och Ölands ornitologiska förening. Han är numera doktorand vid ekologiska institutionen i Lund, där han inom gruppen för molekylär populationsbiologi bedriver forskning om vilda fåglars betydelse för spridning av sjukdomar. Han är också fortsatt engagerad i Ottenby fågelstations flyttfågel forskning i Afrika. Han hälsas välkommen i kretsen av redaktörer.

Sören Svensson

Martin Stjernman, 2004: **Causes and consequences of blood parasite infections in birds.** Filosofie doktorsavhandling, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet. ISBN 91-7105-211-9.

Somliga ord är laddade med innehåll, eller vad sägs om ordet blodparasiter? Jag är nog inte ensam att associera det med mörka fuktiga skogar med surrande moln av blodtörstiga myggor. Eller kanske rent av går tanken till en engelsk upptäcktsresande med tropikhjälm och vaxade mustacher som sakta tynar bort i feberfrossa i djupet av en afrikansk djungel. Men det behöver inte vara så exotiskt; de parasiter som orsakar malaria bland människor i tropikerna har besläktade arter som finns och sprids bland fåglar ända uppe i norra Europa. Martin Stjernmans avhandling handlar om just sådana blodparasiter och deras påverkan på vardagslivet för en skånsk blåmespopulation.

De parasiter Martin studerat tillhör släktet *Haemoproteus*, vilka tillsammans med arter av släktet *Plasmodium* ibland har kallats för fågel malaria. *Haemoproteus* sprids från en fågelindivid till en annan med hjälp av stickande blodsugande insekter, troligtvis mest av olika arter svidknott. Parasitens livscykel är komplex med flera olika stadier inuti myggan och slutvärden. En fågelindivid infekteras genom att en infekterad mygga injicerar sporozoiterna i fågelns blodomlopp när den skall ta ett blodmål.

Dessa sporozoitier vandrar till olika kroppsorgan i fågelns blod sedan en asexuell förökning sker, varpå mängder av s.k. merozoiter släpps ut i blodomloppet. Merozoiterna infekterar röda blodkroppar och kan utvecklas till han- och hon-gametocyter. När en ny mygga tar ett blodmål från den infekterade fågelns blod kommer gametocyterna genomgå en sexuell förökning inuti i myggan och i förlängningen producera nya sporozoiterna i spottkörtlarna hos myggan.

Studiet av parasiter och deras påverkan på olika ekologiska parametrar hos fåglar har ökat under senare år. Idag anser de flesta att parasiter kan ha minst lika stora effekter på populationsreglering som exempelvis predation har. Ett av de grundläggande teman i Martins avhandling har varit att studera hur *Haemoproteus*-parasiterna påverkar olika livshistoriekaraktärer och fitness hos blåmesarna. I och med att energiresurserna är begränsade kan man anta att fågelns under sin livstid ställs inför olika avvägningar om hur den bäst skall hushålla med tillgänglig energi. Alltså, om en stor del av tillgängliga krafter läggs på att fortplanta sig kanske kraft dras från immunförsvaret och fågelns framtida överlevnad kan påverkas. Sådana avvägningar, eller trade-offs som de kallas på engelska, är centrala i den del av ekologin som sysslar med livshistorieevolution. Om energin läggs på fortplantning på bekostnad av immunförsvaret kan kanske försvaret

mot parasiter bli mindre effektivt och påverka fågelns överlevnad.

Genomgående i Martins studier har parasiterna studerats med hjälp av blodutstryk och mikroskop. Efter infärgning av blodutstryket kan man se infekterande blodparasiter i blodet och bestämma graden av infektion genom att räkna andelen infekterade mot totala antalet röda blodkroppar. Blåmesarna på Revingsfältet har små chanser att undgå att infekteras av *Haemoproteus*-parasiterna eftersom det verkar vara en mycket vanlig parasit i population. Inte mindre än 35–97% av blåmesarna var infekterade (olika mellan år och åldersklasser)!

I ett första experiment studerade Martin och hans kollegor parasiternas effekt på häckningsframgång och överlevnad. Ett antal kullar valdes ut och dessa manipulerades så att vissa fick fler ägg i sig och vissa färre jämfört med det ursprungliga antalet ägg. Föräldrarna till dessa kullar fick antingen en tredjedel fler ungar att föda upp, eller tredjedel färre, jämfört med en kontrollgrupp. Kullarna och deras föräldrar följdes därefter genom häckningens alla bestyr och olika data samlades in. Adulta honor och fjolårshonor skiljde sig i responsen på experimentet. Fjolåringarna visade ett positivt samband i parasitintensitet med antalet ägg/ungar i kullen, d.v.s. honor som matade utökade kullar fick fler parasiter i blodet än de som haft färre ungar. Genom att studiepopulationen följdes under flera år kunde det också konstateras att de fjolåringar som fått utökade kullar överlevde sämre till nästa häckningssäsonger. En snabb slutsats hade varit att den utökade arbetsinsatsen för honorna i de utökade kullarna gjorde dem mer mottagliga för parasitinfektionen, vilket i sin tur påverkade deras överlevnad. Nu kunde emellertid ingen av dessa effekter ses hos adulta honor. Dessutom, när man delade upp fitness-effekterna i olika delkomponenter och undersökte parasiternas påverkan på vart och ett av dessa steg visade det sig att det inte var parasiterna som orsakade den minskade överlevnaden oss förstagångshäckarna. Immunförsvaret borde dock spela en roll i sammanhanget och eventuellt fanns där andra sjukdomar och parasiter som likt *Haemoproteus* svarade på experimentet och därigenom förmedlade kostnaderna mellan fortplantningen och överlevnaden.

En del svar på frågan om immunförsvarets inblandning kommer från två av de andra studierna i Martins avhandling. I den första visar det sig att det finns en stabiliserande selektion mot att motstå *Haemoproteus*-infektioner. Med andra ord: det är de individer som har intermediär immunrespons mot infektion som överlever bäst. Samma sak sågs

även för ett av två undersökta antigen i en liknande studie. Dessa antigen kom från ett vaccin mot difteri och stelkramp – två infektiösa agens som blåmesarna inte har utsatts för tidigare. De individer som uppvisade ett starkt immunsvår på stelkramp överlevde sämre än de med intermediär respons! Alltså, det är inte bra att ha ett för svagt immunförsvår, men inte heller bra att ha ett för starkt immunförsvår. Dels är det kostsamt att hålla immunförsvaret taggat (i form av energi), dels kan man tänka sig autoimmuna skador (d.v.s. att immunförsvaret ger sig på kroppsegna celler eller funktioner).

I de avslutande uppsatserna i avhandlingen har Martin följt en stor mängd blåmesar över tiden för att utröna vilka faktorer som avgör att en individ blir smittad eller inte och även hur stark infektionen blir. Även om *Haemoproteus*-parasiterna är vanliga så blir faktiskt inte alla individer infekterade. Kanske vissa individer har beteenden som gör att det inte blir smittade? Ju äldre fågelns var desto bättre resistens mot parasiterna fanns, d.v.s. att antalet cirkulerande parasiter i blodet blev färre för varje häckningssäsong. Detta skulle kunna bero på att individerna med tiden får ett mer och mer triggat immunsvår mot parasiterna; att immunförsvaret utvecklar en viss immunitet. Det skall nämnas här att dessa blodparasiter inte förekommer i blodet året om, utan toppar under vår till sommar när det finns svidknott som kan sprida dem vidare till nya fåglar. Under vintern ”övervintrar” parasiterna i olika kroppsvävnader (exempelvis levern). Uppväxthållandena som ungarna haft påverkade också deras förmåga att kontrollera parasitinfektionen. Om ungarna haft gott om resurser under botiden hade de färre parasiter än de ungar som haft det mer knäp. Orättvisa även i fågelvärlden således.

Genomgående i Martins avhandling används noga uttänkta experimentella uppställningar för att besvara hypoteser, ett kännetecken på god vetenskap. Resultaten stannar inte vid blåmesarna och deras blodparasiter; alla står vi där vid vägskalet, medvetet eller omedvetet, och funderar på hur vi bäst skall hushålla med tillgänglig energi.

JONAS WALDENSTRÖM

Staffan Roos, 2004: **Nest predation processes and farmland birds. Habitat selection and population dynamics of predators and prey.** *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria* 301. Inst. för naturvårdsbiologi, Lantbruksuniversitetet, Box 7002, 750 07 Uppsala. ISSN 1401-6230, ISBN 91-576-6534-4.

Avhandlingen fokuserar på tre fågelarter, nämligen törnskata, skata och kråka. Den förstnämnda är det tänkbara offret i sammanhanget, arten som vi eventuellt vill och kan förbättra förhållandena för, och de två sistnämnda är de som kan vara bovar i dramat, nämligen möjliga predatorer på törnskatans bon. Och den fråga som Staffan Roos vill besvara är hur deras predation påverkar törnskatan och om denna påverkan är av betydelse. Det sker genom att han sammanfattar resultaten från fem uppsatser, varav två publicerade (*Oecologia* 133: 608–615, 2002 och *Journal of Animal Ecology* 73: 117–127, 2004) och tre som manuskript. Ett manuskript handlar enbart om skatans biotopval och ett annat mera teoretiskt inriktat om fler arter än de som stod i främsta fokus. Alla uppsatserna faller dock väl inom ramen för problematiken kring interaktionerna mellan törnskatan och dess predatorer

Törnskatan har minskat i antal i västra och norra Europa. I Sverige är arten fortfarande ganska vanlig, men det finns indikationer på att det skett en nedgång även här, åtminstone i jordbrukslandskapet. Törnskatans hemvist är skogsbryn, hyggen, inägor, kraftledningsgator och allehanda marginella jordbruksmarker med buskage på betesmarker eller igenväxande åkrar. Boet läggs i täta och skyddande buskar av exempelvis slån eller en. Även om huvudorsaken till törnskatans nedgång sannolikt är minskande arealer av dessa föredragna biotoper, finns andra tänkbara negativa faktorer, varav en är bopredation.

Inledningsvis genomförde Staffan Roos en svit försök med konstgjorda bon med konstgjorda ägg. Genom att studera de märken som predatorerna avsatte på äggen kunde han på ett ungefär få fram vilka de viktigaste predatorerna var. I nästan hälften av fallen kunde predatorer inte fastställas, men av de artbestämda boförlusterna svarade kråkfåglar för nittio procent. De flesta förlusterna orsakades av skator, medan kråkor och nötskrikor vardera svarade för ungefär hälften så mycket. Kajor spelade inte någon roll, vilket stämmer med att kajan över huvud taget inte är känd för att ta särskilt mycket ägg eller ungar.

De fortsatta studierna utfördes på naturliga bon och koncentrerades till jordbruksmark, vilket inne-

bar att nötskrikans effekter inte undersöktes fortsättningsvis. Litet förvånande var kanske att kråkan spelade en så stor roll när det gällde predation på bon som ligger så väl dolda som törnskateton. Själv brukar jag sällan se kråkor tränga in i täta buskage för att söka föda, medan detta är något helt normalt för skatan.

Vad Staffan Roos alltså koncentrerade sig på var att utreda samspelet mellan skata och kråka som predatorer och törnskatans bon som mål för predationen. Inom ett område på 93 kvadratkilometer kartlades samtliga törnskatator, kråkor och skator under sju år. Kråkornas antal höll sig ungefär konstant, medan antalet skator ökade från 120 par 1997 till 223 par 2003. Under samma period minskade beståndet av törnskata från 101 par 1998 (ej inventerad 1997) till 60 par 2003. Sambandet mellan skatans uppgång och törnskatans nedgång var dock inte tillräckligt starkt för att det skulle vara statistiskt signifikant. Men i siffrorna finns en liten märklighet. Tar vi bort trenderna för de två arterna och enbart studerar sambandet mellan residualerna, finner vi ett signifikant *positivt* samband, d.v.s. bortsett från de olikriktade trenderna så varierar törnskatans och skatans antal parallellt, ökning och minskning skedde samtidigt. Redan detta antyder att sambandet kanske inte är så enkelt att törnskatans nedgång beror på skatans uppgång. Kanske styrs skatans uppgång av en för denna art positiv faktor, törnskatans nedgång av en annan för denna art negativ faktor, och de parallella fluktuationerna av en tredje underliggande faktor på vilken båda arterna reagerar likartat. Hur som helst med detta, ett huvudtema i avhandlingen är att predation inte får studeras separat bara ur offrets synvinkel utan alltid måste studeras med predatorers leverne involverat.

Som en konsekvens av detta ägnas ett helt kapitel enbart åt skatan, dess biotopval och häckningsframgång. Att skatan häckar nära mänskliga boningar är ju välkänt och bekräftas klart i studien. Men varför är det så? Roos undersökte om det fanns något samband med arealen gräsmark i boets omgivning, men fann inget sådant samband, vilket var intressant eftersom just detta samband varit tydligt i andra skatstudier. Det var bara närheten till bebyggelse som avgjorde både om skator häckade, och – en viktig observation – fick bra häckningsframgång. Frånvaron av samband med mängden gräsmark förklarar Roos med hjälp av vinterns snötäcke, som gör gräsmarkernas föda otillgänglig under den kritiska vinterperioden. Den sämre häckningsframgången i bon längre ifrån bebyggelse förklarar han med ökad bopredation från andra kråkfåglar.

Här finns alltså även ett samspel mellan olika predatorer, vilket sedan, som det visar sig, fortplantar sig till törnskatorna. Detta går Roos visserligen inte vidare med, men kombinationen av predationen och gräsmarkernas otillgänglighet vintertid gav i alla händelser i resultat att skatornas fördelning i området var mycket ojämn. Det fanns för törnskatorna biotopmässigt lämpliga områden både med och utan skator, vilket utgjorde grunden för predationsanalysen på törnskatornas bon. Här är viktigt att framhålla en skillnad mellan Roos' studie och många tidigare studier av predation på jordbruksfåglar. Många studier har utförts i regional skala, vilket innebär svårigheter att få fram annat än eventuella möjliga samband. Roos studerade förhållandet för törnskatorna i enskilda skatrevir och kunde därför komma närmare ett verkligt orsakssamband.

Även om kråkan ödelade en del törnskatbebon så kunde dess effekt inte studeras närmare på grund av att kråkreviren var stora och täckte studieområdet alltför likartad; kråkpredationen låg alltså som en, fast dock relativt låg, bakgrundspredation. Effekten av skatorna var dock påtaglig. Den hypotes som Roos arbetade med var att törnskatorna skulle hantera risken med skatpredationen genom att inte slå sig ner nära ett skatbo utan koncentrera sig till skatfria områden. Den hypotesen bekräftades tydligt. Om ett potentiellt törnskaterevir låg mindre än 300 m från ett skatbo blev det nästan aldrig besatt medan ett revir som låg 500 m eller längre ifrån besattes de flesta år. Effekten av kråkbon var mindre tydlig. Detta faktum, att törnskatorna undvek att häcka nära skatbon, reducerade naturligtvis predationen på törnskatpopulationen, men för individuella törnskator som häckade nära ett skatbo var predationsrisken dubbelt så hög som för törnskator som häckade längre bort. Ytterligare bevis för främst skatornas effekt fick Roos genom att han kunde dela upp sitt område i ett delområde där det nästan aldrig fanns och ett delområde där det oftast fanns skatrevir. I det förstnämnda var populationen av törnskator nämligen konstant på en relativt hög nivå genom åren. I det sistnämnda delområdet, där den ökande skatpopulationen var koncentrerad, var också törnskatans nedgång koncentrerad. Det kan alltså vara så att i triangeldramat skata-kråka-törnskata utgör kråkorna genom sin predation på skatorna och sitt eget mera måttliga intresse för törnskatbebon ett skyddande paraply.

Avhandlingen avslutas med ett kort kapitel om resultatens betydelse för bevarandearbetet i jordbrukslandskapet. Här är dock de konkreta råden varken uppseendeväckande eller nya: öka jordbruks-

landskapets mångformighet och se till att det finns buskage. Det klokaste som sägs är dock: "Övergripande pekar mina studier på att det är dags att bredda synen på värden av biotoper i allmänhet och halvnaturliga gräsmarker i synnerhet", bl.a. genom att ta med mellanartsrelationer (t.ex. predation) i strategierna. Jag tror dock att behovet av breddning är mera komplicerat än så. Det första man måste göra är att bestämma vilka arter man skall gynna och vilka biotoper man skall skapa. Om buskfåglar gynnas missgynnas genuina öppenmarksfåglar som lärkor och vipor. Och drar vi in växter i prioriteringarna blir valen ännu mer komplicerade.

SÖREN SVENSSON

Jesper Nyström, 2004: **Predator-prey interactions of raptors in an arctic community**. Doktorsavhandling vid Zoologiska institutionen, Stockholms universitet. ISBN 91-7265-950-5. E-post:jesper.nystrom@zoologi.su.se

Denna avhandling berör ett ämne som inte bara är inomvetenskapligt intressant utan har stor praktisk betydelse inom fågelskydd och naturvård, nämligen rovfåglares och deras bytens ömsesidiga inflytande på varandras bestånd. Nyström har studerat tre rovfåglar, jaktfalk, fjällvråk och kungsörn. De huvudsakliga bytena var ripor, smågnagare (lämlar och gråsidig sork), hare och ren. Studien utfördes inom de tre till varandra gränsande nationalparkerna Padjelanta, Sarek och Stora Sjöfallet under perioden 1996–2003. Ett av dessa år, 2001, var ett lämmelår, vilket gjorde att effekten av ett sådant kunde registreras. Bytesvalet och tillgången på byten bestämdes i princip för varje revir. Detta öppnade för djupare analyser jämfört många andra studier där man laborerar med medelvärden för fågeltätheter, häckningsresultat och bytestillgång.

Var och en som jobbat i svår och otillgänglig fjällterräng vet hur tungt och tidsödande det är rent praktiskt att genomföra fältstudier av glest förekommande arter. Här har studieområdet varit runt 5000 kvadratkilometer. Imponerande!

En viktig slutsats, med möjligen någon modifikation, var att bytesdjurens antalsvariationer inte påverkades av rovfåglares trots att de tre arterna var de viktigaste predatorerna i området. Och med det resultatet kunde Nyström och hans medarbetare koncentrera sin analys på hur rovfåglares påverka- des av variationer i bytestillgången.

En första viktig uppgift var att ta reda på vad de tre arterna konsumerade. Resultatet blev mycket enkelt och tydligt. Jaktfalken jagade i princip bara ripor, mest fjällripor (artbestämningen skedde med

DNA-analys av bytesrester). Nästan nittio procent av bytena var ripor, resten smågnagare. Tar man hänsyn till skillnaden i vikt mellan ripor och smågnagare, så framstår riporna som än mer dominerande. Det har spekulerats om att jaktfalken skulle skifta till smågnagare under ripfattiga år eller när det är väldigt gott om smågnagare. Men det gjorde inte jaktfalkarna. De höll strängt fast vid ripdieten, även i mycket ripfattiga revir. Jaktfalken är således nästan obligat beroende av riporna. Jaktfalkarna varierade heller inte i antal i takt med riptillgången. Samma antal revir var besatta. Däremot skred de till häckning i förhållande till riptillgången, vilket resulterade i att totala antalet producerade ungar varierade i takt med riptillgången. Däremot fick de par som lyckades få ungar på vingarna inget år färre än två ungar i medeltal (1996, 3 par producerade 6 ungar).

Om möjligt ännu klarare blev resultatet för fjällvråken. Över 98% av bytena var smågnagare (lämlar, gråsidingar och åkersorkar). Fjällvråkens välkända specialisering blev alltså med råge bekräftad. Fjällvråkens antalsrespons till födotillgången var helt i överensstämmelse med dess nomadiska egenskaper; den fanns i området i nämnvärt antal bara under lämmelåret 2001.

Kungsörnen är som bekant bred i sitt bytesval var den än finns. Så var fallet även i detta nordliga studieområde. Kungsörnen tog vad som fanns med en viss preferens för de litet större alternativen: drygt 60% var ripor, drygt 17% hare och ren, och resten i huvudsak lämmel. Men små andelar togs av alla möjliga andra fåglar och däggdjur, vilket visar att om dessa hade dominerat så hade de sannolikt i stället varit de dominerande bytena.

Fjällvråkens diet överlappade nästan inte alls med de två andras. Däremot var det stort överlapp mellan jaktfalk och kungsörn, hela 59%, vilket berodde på att ripor utgjorde så stor andel i bådas diet. Detta faktum ledde Nyström till att fundera över eventuell konkurrens mellan dem. Även om nu antalet par av de två arterna i området inte varierade mellan åren så varierade antalet lyckade häckningar kraftigt (mellan tre och nio för jaktfalk och mellan en och sex för kungsörn). Nyström antar att jaktfalken är den svagare, varför antalet häckande par av den möjligen skulle påverkas av negativt antalet häckande kungsörnar. Efter en regressionsanalys drar han också slutsatsen att så syntes vara fallet. Men här tolkar han signifikansen som de nio datapunkterna ger synnerligen frikostigt. Sambandet är långt ifrån signifikant och kungsörnens effekt på jaktfalken har så stor spridning som från minus 2,2 till plus 0,6 jaktfalkshäckningar per kungsörns-

häckning om man beräknar det 95-procentiga konfidensintervallet. I vart fall denna studie ger således inget belägg för att konkurrens skulle finnas. Men framtida studier kan kanske visa att så ändå är fallet. Konkurrens (eller predation) mellan rovfåglar är inte alls otänkbar. Exempelvis har havsörnens expansion fått många att spekulera om effekter på fiskjusen.

En fråga som ständigt blir aktuell i varje diskussion om jaktfalk och ripor är den mänskliga rippjakten. Eftersom jaktfalkarnas ungproduktion påverkas av mängden ripor bör jakten kunna ha en negativ effekt. Nyström diskuterar kort denna fråga. Han konstaterar bl.a. att den mänskliga jakten är till 80% inriktad på dalripor i Norrbotten och Jämtland. Men han tror att den höga andelen fjällripor i undersökningsområdet beror på dess höga nivå och inte på att fjällripor prefererades. Beräkningar för olika höjdlägen visade nämligen att de två rипarterna togs i ungefär samma proportioner som arealen av deras respektive biotoper, d.v.s. troligen i proportion till respektive arts antal. Därtill föredrog jaktfalkarna inte de nivåer där fjällripe-tätheterna var störst utan litet lägre nivåer där båda arterna förekom. Han föreslår därför att i sydligare och mera skogliga områden, där dalripan dominerar, bör det vara denna som dominerar jaktfalkens diet. Han menar därför att det är troligt att intensiv lokal jakt i sådana områden kan förhindra framgångsrik häckning hos jaktfalken.

Man bestämde endast den relativa riptätheten i de olika reviren (genom spillningsräkning längs taxeringslinjer). Det hade varit mycket intressant att känna de absoluta tätheterna (vilket dock är oerhört mycket svårare). Men det hade gjort det möjligt att beräkna hur mycket av rипbeståndet som jaktfalkarna konsumerar. För jaktfalkarnas konsumtion kan ungefärligen beräknas. Det fanns 14 revir i det 4000 eller 5200 kvkm stora studieområdet (olika uppgifter i två av uppsatserna). Årligen gjordes ca. tio häckningsförsök av vilka i medeltal sex var lyckade. Antag att det fanns 28 adulta jaktfalkar plus deras ungar i området. Antag vidare att en hel del av ungarerna dör rätt snart efter utflygningen och att falkarna vintertid kanske drar sig till lägre nivåer utanför studieområdet, plus att området bejagas också av falkar utifrån. Kanske kan man räkna med att studieområdet i genomsnitt under året avjagas av ett trettio-tal jaktfalkar. Om de behöver en rипa om dagen så konsumerar de runt 10.000 rипor, eller 5000 om behovet är högt räknat eller skattningen av antalet falkar är för högt. Det innebär i sin tur en till två rипor per kvadrakilometer och år. Hur mycket är det av rипbeståndet, dåliga respektive goda år?

Hur tätt var jaktfalksbeståndet? Fjorton revir ger ett snitt på 370 kvkm per revir för en areal om 5200 kvkm eller 285 kvkm för en areal om 4000 kvkm. Om man räknar på ett cirkulärt revir så innebär det en radie på 11 resp. 9,5 km. Utan att känna till något om jaktfalksrevirs storlek i andra områden, förefaller det mig vara ganska små områden, vilket kanske innebär att beståndet i studieområdet är ”mättat”. Och med en genomsnittlig ungpåproduktion på 1,3 per revir (räknat alltså på alla fjorton reviren) bör beståndet vara självförsörjande, vilket styrks av det faktum att det höll sig konstant under de sju studieåren.

Avhandlingen innehåller mycket mer än vad ovan behandlats, speciellt flera ingående diskussioner om vilka teoretiska responsfunktioner som gäller mellan predator och byte. Men det jag tagit upp ovan var det som jag av eget intresse fastnade för vid genomläsningen.

SÖREN SVENSSON

Johan Lind, 2003: **Adaptive body regulation in the life history of birds**. Filosofie doktorsavhandling, Zoologi, Stockholms Universitet. ISBN 91-7265-590-9.

Fåglar har en enastående förmåga att anpassa sin fysiologi efter rådande omständigheter. Låt mig ta några exempel. De bygger upp stora fettreserver när sådana behövs för vinteröverlevnad eller långflygningar, men är magra när mat finns säkert tillgänglig. När stora fettreserver gjort dem tunga och otympliga lägger de på sig mer flygmuskler för att bli bättre flygare. I tider då fettpålagring är nödvändig förändrar de magens storlek och uppbyggnad för att bli effektivare på att äta. Det är på sådana typer av anpassningar, samt deras för- och nackdelar, som Johan Lind har disputerat.

Avhandlingen berör två viktiga faser i fåglarnas liv – ruggningen och flyttningen. De fyra första uppsatserna i avhandlingen handlar om hur fåglarna anpassar sin fysiologi under ruggningen, med fokus på den charmiga pilfinken, medan de tre återstående uppsatserna berör fettupplagring under flyttningen, specifikt då för rödhakar och näktergalar.

I linje med den starka traditionen inom modern fågelforskning arbetade Johan Lind i huvudsak experimentellt, d.v.s. han ställde upp förklaringsmodeller (”så här fungerar det och anledningen är troligen denna”) som han sedan testade i väl avgränsade experiment.

I ett första försök undersöktes pilfinkarnas flyktförmåga när de utsattes för ett fingerat rovfågelsan-

grepp (en modell av en stenfalk). Fåglar i olika stadier av ruggning undersöktes och något förvånande så verkade inte storleken på ”hålet” i vingen ha någon betydelse för hur snabbt fåglarna kunde flyga iväg från modellfalken. En annan grupp fåglar fick två fjädrar i var vinge bortklippta (de fjäderpennor som just stod i tur att släppas i den naturliga ruggningen, så ingreppet var minimalt och snabbt övergående). Dessa fåglars flygförmåga blev kraftigt reducerad. Slutsatsen blev att en långsam ruggning, likt pilfinkens, inte har någon direkt inverkan på fåglarnas flygförmåga, i alla fall inte så länge fåglarna får chansen att själva anpassa sin fysiologi efter ruggningsförloppet. I uppsats två, med resultat från fler liknande försök, kommer förklaringen till hur anpassningen går till – bröstmusklernas storlek ökar något samtidigt som fåglarna sänker sin kroppsvikt något. Den sammanlagda effekten blir att fåglarna blir starkare i förhållande till sin egen vikt och på detta sätt kan de kompensera för sin försämrade flygförmåga. Allt troligen som en anpassning för att undvika en ökad risk att bli dödad.

I uppsats tre fann Johan att viktanpassningen också beror på hur stor flocken är som pilfinken befinner sig i. Det är väl känt att antalet individer i en flock kan påverka betydelsen av de för- och nackdelar som flocklivet innebär. Till exempel bör det vara ett bättre skydd mot rovfåglar i en stor flock, men å andra sidan är det fler att dela resurserna med. Johan fann att pilfinkar i större flockar inte sänkte sin vikt lika mycket som fåglarna i små flockar, troligen för att de kände sig säkrare i de större flockarna och därför behöll lite större energireserver.

I en fjärde pilfinkstudie, utförd tillsammans med italienska ringmärkare, erhöles dock mer svårtolkade resultat. Nu rörde det sig om friflygande italienska pilfinkar och de betedde sig fräckt nog som om de aldrig hört talas om Johans experiment – de gick inte ner i vikt under ruggningen och ökade heller inte den relativa muskelmassan. En framförd förklaring är att de italienska pilfinkarna ruggar snabbare än svenska. En snabb ruggning innebär relativt sett mer blod i omlopp (nödvändigt för fjäderbyggnaden) vilket ger dem mindre frihet att förändra vikten.

Rödhakar lägger precis som andra fåglar på sig fett under flyttningen, de brukar öka sin vikt med 20–30%. Hur påverkar detta egentligen deras möjlighet att undkomma en anfallande rovfågel? Med motsvarande experimentupställning som för pilfinkarna i uppsats 1 fann Lind och hans medarbetare att de fetare fåglarna mycket riktigt hade

betydligt sämre flygförmåga när de ”anfölls” av en modellfalk. Att vara fet är helt klart riskfyllt – i alla fall om man är rödhake.

De två sista uppsatserna i avhandlingen är kanske de mest spännande för här bryter Johan och hans medarbetare helt ny mark i ett välstuderat forskningsfält. Frågan är helt enkelt – Hur vet våra Afrika-flyttare under sin första höstflyttning att Sahara ligger framför dom? Det är ju uppenbart av största vikt (ursäkt!) att stora mängder fett läggs på inför ökenpassagen! I ett genialiskt experiment höll forskarna näktergalar i bur i Sverige där de manipulerade det jordmagnetiska fältet. En grupp fick magnetfältet ändrat på ett sådant sätt att det simulerade en resa ner till Egypten, där näktergalarna normalt stannar för sin stora fettpålagring inför öknen. Den andra gruppen fick stanna i Sverige, både bokstavligen och magnetmässigt. Det spännande var att fåglarna som med magnetfältets hjälp ”transporterats” till Medelhavet lade på sig betydligt mer fett än vad den andra gruppen gjorde. Det verkar alltså som om fåglarna läser av magnetfältet där de befinner sig och från detta drar slutsatsen att det är dags att bli smållet inför ökenpassagen. Mycket spännande!

Johan Linds avhandling har fört kunskapen ett bra steg framåt vad gäller fåglarnas anpassningsförmåga till en varierande omvärld. Det är bara för oss alla att fortsätta beundra hur fåglarna läser av sin omgivning med enastående precision och hur de fattar strategiska beslut därefter.

ÅKE LINDSTRÖM

Zoоекologiska avdelningen, Lunds Universitet

Katherine Thuman, 2003: **Female reproductive strategies in the ruff (*Philomachus pugnax*)**. Filosofie doktorsavhandling, Uppsala Universitet ISBN 91-554-5599-9.

Varför samlas hannar hos vissa fågelarter på en arena (eller lek) för att såsom riddare eller i form av en slags dans slåss om honornas gunst? Denna frågeställning har föranlett många studier med fascinerande resultat som följd. En forskargrupp från Uppsala med Fredrik Widemo som motor har i många år framgångsrikt studerat brushannar på Gotland i syfte att försöka förstå hur den här typen av arenspele kan uppstå. Brushannarnas roller och ageranden på arenan är sedan en tid väl studerade och dokumenterade. Nu är det dags att presentera spelet ur brushonnornas perspektiv.

I denna avhandling som försvarades 2003 av Katherine Thuman vid Uppsala Universitet, presenteras sex uppsatser varav två är publicerade i

Molecular Ecology. Den sista uppsatsen är publicerad i *Molecular Ecology Notes* och beskriver den genetiska strukturen av nio stycken mikrosatelliter hos brushane. Mikrosatelliter finns spridda i arvsmassan och består av ett varierande antal upprepade DNA-sekvenser. Eftersom antalet repetitioner ofta varierar mellan olika individer kan dessa fungera som ett ”genetiskt fingeravtryck”. Dessa genetiska markörer är särskilt lämpliga att använda vid föräldraskapsanalyser samt för studier av genetisk variation. De beskrivna mikrosatelliterna spelar därför en viktig roll i Thumans avhandling.

Några frågeställningar som Thuman tillsammans med Widemo och några brittiska kolleger arbetat med är: Varför är det enbart ett fåtal utvalda hannar som får para sig med honorna? I vilken utsträckning ska brushonorna välja multipelt faderskap, d.v.s. vilka fördelar kan det finnas i att flera hannar får befrukta äggen i samma kull?

Brushannar har två olika genetiskt förutbestämda strategier för att knipa parningstillfällen: som revirhävare eller som satellit. Dessutom finns en konditionsberoende grupp hannar som ännu inte är kapabla att hålla eget revir, de kallas för marginalhannar. Dessa hannar har möjlighet att avancera till en revirhävare när de har förbättrat sin status. Tidigare studier har visat att endast ett fåtal hannar lyckas para sig med honor och det tycks finnas en klar hierarki på spelet. Hannarna tycks veta sin plats i hierarkin och de mest erfarna och högst rankade hannarna får flest parningar. Samtidigt parar sig honor ofta med flera hannar vilket skulle kunna innebära att en kull på fyra ungar har olika fäder.

Teoretiska modeller har visat att de båda hanliga strategierna kan förekomma tillsammans och i genomsnitt ge lika stor *fitness*, d.v.s. avkomma. Flera fältstudier har samstämmigt funnit att satelliterna utgör en femtedel av arenans kombattanter. Thuman visar i sin avhandling att satelliterna står för ungefär lika stor andel av befruktningarna som förväntat utifrån satelliternas förekomst på arenan. Satelliter och revirhävande hannar har ett intressant förhållande till varandra. Revirhävande hannar attraherar fler honor när det finns satelliter på spelplatsen och särskilt attraktivt är det när en satellit går i en underdånig ”clinch” med den revirhävande hannen. Satelliten får i sin tur parningar med honor de svårigen kan attrahera på egen hand. Men trots att satelliterna stjälar en och annan parning från de revirhävande hannarna, verkar det alltså som om båda strategierna i viss utsträckning drar nytta av varandra!

Brushonor får inte mycket hjälp av hannarna med familjebestyren. En brushanne fungerar som

spermadonator men resten får honan sköta helt på egen hand. Hon ruvar själv äggen i drygt 20 dagar och övervakar ungarna i ytterligare två-tre veckor. Thuman upptäckte att i drygt hälften av kullarna på Gotland fanns flera fäder. En annan forskningsgrupp har funnit ett nästan identiskt resultat i en brushanepopulation i Finland. Varför kan då brushonan vara intresserad av att para sig med flera hannar?

Numera är det en självklarhet att utomparsbefruktningar är vanligt inom fågelvärlden. Faktum är att hos ungefär 90% av undersökta fågelarter har man funnit "utomäktningar". Idag anses nivåer av utomparsavkomma som understiger 5% som anmärkningsvärt lågt – även hos monogama arter! Det finns flera rådande förklaringar till varför honor söker efter parningar med flera hannar.

En förklaring är att alla ägg inte bör läggas i samma korg. Även om honorna inte säkert kan bedöma olika hannars fertilitetsförmåga, ökar chansen att samtliga ägg blir befruktade om honan låter sig parras av flera hannar. En annan förklaring grundas i olikheter i individers "genetiska makeup". Inavelsproblem kan förekomma när individer är identiska eller har en mycket likartad genetisk uppsättning. En stor genetisk variation anses generellt vara gynnsamt för en individs fortplantningsframgång och överlevnad. Genom att en hona parar sig med flera hannar kan den genetiska variationen öka hos avkomman vilket borgar för livsdugliga söner och döttrar. Man brukar också prata om att särskilt attraktiva hannar har "goda gener" som honorna försöker få tillgång till.

En annan möjlighet är att honorna ställer frågan: Vilka hannar är min typ (läs genotyp)? Honorna kan tänkas föredra hannar med en "genetisk makeup" som är så olik det egna som möjligt, för att på så vis öka den genetiska variationen hos avkomman. Men brushonor tycks inte välja partners som är genetiskt mer olika honan än vad andra hannar på spelplatsen är. Hannens genetiska uppsättning tycks ändå vara avgörande. Thuman fann stöd för s.k. *kryptisk befruktning* hos brushonorna. Detta betyder att inom en kull med flera fäder så var det den gentemot honan genetiskt mest olika hannen som vann. En högt rankad hanne kan alltså förlora sitt faderskap därför att han helt enkelt är för genetisk lik honan! Thuman argumenterar för att de spermier som kan resultera i en avkomma med större genetisk variation vinner kappsimningen. Nyligen har man också funnit i experiment med tamhönas att tuppars befruktningseffektivitet varierar hos olika hönor. Varken tuppen i hönsgården eller brushanen på arenan kan alltså vara säkra på utfallet av sin

korta kärleksstund med en hona!

Det är dock inte bara brushonans partnerval som har betydelse för dess *fitness*. Det tycks också som att brushonorna har möjligheten att bestämma vilket kön på avkomman de ska investera i. Detta kan vara betydelsefullt om det ena könet under vissa omständigheter har en högre överlevnad. Under ett år när brushonorna var i generellt dålig kondition producerades signifikant fler döttrar än söner. Däremot andra år, när honorna var i bättre kondition, avvek inte könskvoten från 1:1. Året när honor generellt var i sämre kondition, var det honor i bättre kondition än genomsnittet som producerade fler döttrar. Författarna föreslår att det innebär en kostnad för honan att avvika från en jämn könskvot och att det endast är vissa år som detta sker eller som det kan upptäckas. Varför brushonorna ska investera i döttrar snarare än i söner är oklart.

I arbetet med den här avhandlingen har det inte varit möjligt att följa upp de långsiktiga konsekvenserna på avkommans överlevnad av honans val av partner eller investering i döttrar. Endast ett fåtal av de ringmärkta ungarna har påträffats i studieområdet på Gotland ett senare år. De häckande brushonorna återvände dock i stor utsträckning till Faludden, främst de honor som var i god kondition året innan. Brushonorna valde en boplatz med högre vegetation än slumpen. Däremot fanns inget samband mellan vegetationshöjd vid och omkring boet och kläckningsframgång. Elva kullar följdes dagligen från kläckningen och kunde lokaliseras tack vare att honorna var försedd med radiosändare. Vid varje tillfälle påträffades honan med ungar i en högre vegetationstyp med en högre evertebrats-tillgång än vid slumpade punkter. Däremot fanns endast en kull vid liv efter 14 dagar, vid en tidpunkt när honan ofta lämnar ungarna att klara sig själva. Resultatet av denna undersökning av biotopprefrens bör tolkas som att det är viktigt att bevara en mosaikartad strandäng med varierande vegetationstyper där också högre vegetation får finnas kvar. Däremot undrar jag om den dåliga ungöverlevnaden (<10 %) i den här studien indikerar att strandängar på östra Gotland trots allt är en suboptimal biotop och en återvändsgränd för brushanen? Trots stora naturvårdsinsatser i södra Skandinavien med ökade arealer lämpliga strandängar fortsätter brushanen att minska och riskerar att försvinna som häckfågel i södra delen av vårt land inom de närmaste decennierna. Det vore sorgligt, inte minst nu när vi känner till så många detaljer kring aktörerna i det fascinerande arenaspelet.

RICHARD OTTVALL
Zoologiska Avdelningen, Lunds Universitet

Rachel Muheim, 2004: **Magnetic orientation in migratory birds**. Filosofie doktorsavhandling, Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet. ISBN 91-7105-197-X

Att våra flyttfåglar hittar rätt råder det ju inget tvivel om, men hur de gör det är vi inte riktigt lika säkra på. Vi vet sedan snart 40 år att fåglar påverkas av det jordmagnetiska fältet och att de också kan använda information från detta för att navigera. Men fåglarna använder inte magnetfältets horisontella komponent som i en konventionell kompass utan istället en s.k. inklinationskompass. Inklination är den vinkeln med vilken magnetfältet ”träffar” jordytan, vilket blir vinkelrätt mot jordytan vid de magnetiska polerna och parallellt med jordytan vid den magnetiska ekvatorn. Jorden kan liknas vid en stavmagnet där magnetfältet går in vid den magnetiska nordpolen och ut vid sydpolen. Mellan dessa poler uppvisar magnetfältet koncentriska ringar vars like beskrevs av järnfilspånet ovanpå overheadapparaten under en för länge sedan avslutad fysiklektion.

Med inklinationskompassen registrerar fåglarna förändringen i inklinationsvinkeln och de kan då avgöra vilket som är upp och ner, det vill säga om de flyger mot eller från en pol. Fåglarna tar även hjälp av stjärnor, sol, polariserat ljus, lukter, ljud, vägrörelser med mera, för att hitta rätt och dessa olika ”kompasser” är troligen integrerade på ett mycket komplext och dynamiskt vis. Vidare tyder många resultat på att de under vissa situationer också besitter någon form av kartsinne, det vill säga att de vet var de är.

Ett av de hetaste och mest omdiskuterade ämnena inom flyttfågelforskningen på senare tid har varit om fåglarna flyttar med klocka och kompass, och inte vet var de kommer ifrån eller vart de ska, eller om de har en målinriktad flyttning som grundar sig på ett kartsinne som säger fåglarna vart de är i förhållande till start, mål och vägen däremellan.

I den avhandling som Rachel Muheim presenterade vid Lund Universitet i februari ifjol adresserar hon flera av de ovan beskrivna problemen. Med olika typer av experiment eller studier i förorientering extrema miljöer, försöker hon beskriva hur magnetfältorienteringen fungerar. För trots nästan 40 års forskning vet vi inte idag var magnetsinnet sitter och hur detta fungerar. Det mesta tyder på att det har med ljus att göra och eventuellt är det så att fåglar kan se magnetfältet på något sätt, och då troligen med höger öga som verkar vara det som reagerar.

Det första arbetet handlar om ljusets påverkan på

magnetsinnet. I en mycket avancerad experiment- uppsättning kunde man manipulera ljusets våglängder och testa fåglarnas magnetsinne i förhållande till nästan monokromotiskt ljus. Tidigare studier har använt lysdioder som ger ett betydligt bredare ljusspektrum. Resultaten visar att det är både våglängd och intensitet som påverkar orienteringsriktningen.

De följande fem uppsatserna handlar om olika aspekter av problematiken av att kunna orientera i Arktiska områden, på höga geografiska och magnetiska latituder. I dessa områden ställs ovanligt höga krav på fåglars orienteringssinne; solen är uppe dygnet runt till långt in i augusti och därför syns inte stjärnorna. Vidare är inklinationsvinkeln mycket brant och att hålla konstanta kompasskurser skulle leda till att fåglarna flög i spiral in mot den magnetiska nordpolen. Dessa extrema situationer gör det därför mycket lämpligt att studera orienteringsbeteende just här – vilket lundaforskare också gjort under mer än 20 års tid på olika expeditioner.

Under den av Svenska Polarforskningssekretariatet organiserade expeditionen Tundra Northwest deltog Rachel i projekt vars huvudsyfte var att studera fåglars orienteringsförmåga nära och vid den magnetiska nordpolen samt att undersöka effekten av att flytta både unga och gamla fåglar över longituderna (från väst till öst). I och kring Inuvik, Northwest Territories, i nordvästra Kanada infångades därför ett antal individer av arterna vitkronad sparv och gulbrynad gräsparv. En del av de vitkronade sparvarna transporterades sedan med isbrytare österut till Iqaluit, Nunavut. Genom att göra upprepade tester längs vägen kunde man visa att fåglarna kunde orientera i en för säsongen korrekt riktning även vid mycket höga latituder endast med hjälp av magnetsinnet. Vidare visade det sig att de prioriterade information från magnetfältet före information från himlen, först sol och senare även stjärnor. Detta är lite förvånande då de datorbaserade simuleringar som presenteras i avhandlingen visar att en fågel som följer en konstant kompasskurs på dessa höga breddgrader skulle snurra in mot den magnetiska nordpolen i en inåtgående spiral. Resultaten från experimenten i orienteringstrattarna visade att fåglarna kunde använda sin magnetiska kompass i magnetfält med inklination på 88,6° d.v.s. bara 1,4° från vertikalt. På själva den magnetiska nordpolen, som då låg vid Ellef Rignes Island, var fåglarna helt desorienterade om de inte fick se himlen.

Resultatet av förflyttningsexperimentet tyder på att fåglarna ändrar sin orienteringsriktning i förhållande till missvisningen (det vill säga skillnaden mellan geografiskt och magnetiskt norr). För att

kunna göra detta måste de ha någon form av kartsinne som talar om för dem var de är i förhållande till sin hemort (i det här fallet Inuvik).

I avhandlingens sista del ges en översikt av tidigare publicerade arbeten som behandlat sambandet och kalibreringen mellan himmels och magnetfältets olika faktorer. Det gäller ju för fåglarna att få den ibland motsägelsefulla informationen från olika källor att passa ihop så att de kan följa den artspecifika flyttvägen. En viktig faktor för att kunna rekaleribrera magnetkompassen verkar vara tillgången till himmels polarisationsmönster vid gryning och skymning.

Rachels avhandling visar på många olika sätt på hur viktigt magnetsinnet är för fåglars orienteringsförmåga, men den belyser också en brist på kunskap vad det gäller magnetsinnets ursprung och funktion.

ULF OTTOSSON

Richard Ottvall, 2004: **Population ecology and management of waders breeding on coastal meadows**. Filosofie doktorsavhandling. Ekologiska Institutionen, Lund Universitet. ISBN 91-7105-196-1

Förekomsten av rödbena och andra vadarter har visat en tydlig nedgång i Europa de senaste decennierna. Merparten av rödbenorna i Sverige häckar på strandängar längs Östersjökusten, och även här har arten försvunnit på många sedan tidigare kända häckningsplatser. Som exempel på artens nedgång kan nämnas att den häckande populationen på Ölands alvar halverades från 550 par till 280 par på bara 16 år (1982–1997). Den naturliga frågan man ställer sig är varför europeiska vadare har minskat i antal och varför de fortsätter att göra så. Att särskilja bidragande orsaker för flyttande arter kan vara svårt eftersom betingelser under häckning, flyttning så väl som övervintring är av betydelse. Detta till trots är den rimliga och föreslagna förklaringen, som så ofta, att förändringar i habitat orsakade av människan ligger bakom. En sådan habitatförändring som varit tydlig sedan många årtionden tillbaka är konsekvensen av det ändrade utnyttjandet av våra strandängar, med idag mindre betestryck från boskap med igenväxning som följd. Naturvårdsarbetare och beslutsfattare har sedan en tid tillbaka fått upp ögonen för problemet och idag satsas det på många håll medel och kraft för att hålla strandnära marker öppna med hjälp av bete för att på så sätt främja artdiversiteten av bl.a. häckande vadare. Har då en sådan åtgärd gett de effekter man önskat, och/eller är det andra faktorer

som är av betydelse, som t.ex. avstånd till häckande vadargrannar och avstånd till spanande predatorer? Richard Ottvall försöker ge svar på sådana frågor i sin avhandling om häckande vadarters populationsekologi där han använder rödbenan som målart. Från ett antal strandängar på södra Gotland har Richard sammanställt data på häckande rödbenor från 7 år (1997–2003). Förutom på Gotland har Richard också studerat rödbenor på Öland samt i Skåne, Danmark och svensk-norska fjällregionen.

Richards arbete har en tydlig vinkling mot bevarande och skötsel av häckande vadare och i avhandlingen behandlas främst tre områden: 1) huruvida olika populationer är genetiskt separerade, 2) vad som påverkar häckningsframgången, adulters överlevnad och abundans, och 3) den gotländska rödbenepopulationens sårbarhet. Svar som frågeställningar under dessa rubriker genererar är en förutsättning för att kunna ge relevanta och nödvändiga pusselbitar för t.ex. beslut som rör skötsel av strandängar och således också vadarens fortlevnad. Populationer som är genetiskt åtskilda kan behöva olika åtgärder. Eftersom rekryteringen sker under häckningen är dessutom demografiska data samt en förståelse för vad som påverkar dessa grundläggande och av vikt, bl.a. för att kunna göra sårbarhetsanalyser.

I den populationsgenetiska studien kunde Richard särskilja tre raser av rödbena i Nordeuropa; *brittanica*: rödbenor från olika delar av Östersjöområdet (Öland, Gotland och Skåne) samt Danmark tillhörde denna ras; *totanus*: svensk-norska fjällregionen (data från Härjedalen och norska Tromsö); *robusta*: rödbenor man ser i Sverige på vintern antas häcka på Island, och Richard kunde bekräfta denna hypotes för de skånska övervintrande rödbenor han analyserade. Det visade sig att den största skillnaden förelåg mellan *robusta*-rasen och de båda andra raserna. Detta kan nog de flesta förlika sig med eftersom även morfologiska karakterer följer detta mönster; *robusta* är större än de båda andra raserna som är mycket svåra att separera i fält. I och med att rasernas häckningsområden verkar vara geografiskt separerade och att det går att skilja dem åt genetiskt innebär Richards resultat att det på molekylär väg går att avgöra ungefär var flyttande och övervintrande rödbenor häckar.

Insamling av demografiska data på Gotland (bl. a. från 1083 bon!) visade att det var en årseffekt som avgjorde om lagda kullar kläckte eller ej. De första tre åren (1997–1999) kläckte äggen i ca. hälften av alla bon, medan denna siffra låg mellan 6–20% för åren 2000–2003. Den absolut dominerande orsaken till att äggen inte kläckte var pre-

dation från i huvudsak kråkfåglar, men också från måsfåglar och räv. Den stora årsskillnaden i äggens kläckningsframgång tror Richard inte är knuten till förändringar i habitatet eftersom strandängarnas utnyttjande och utseende inte förändrats under perioden utan föreslår istället förändrat predationstryck som orsak. Richard kunde också bekräfta vad man tidigare funnit för andra fåglar, nämligen att kläckningsframgången var högre tidigt under häckningsssäsongen än senare. Av de bon som kläckte framgångsrikt överlevde ungefär var femte unge till flygg ålder. Med andra ord klarade sig knappt en unge i varje kläckt kull om fyra ungar. Sammantaget gav detta att i genomsnitt producerades 0,13 ungar per häckande par (endast data från 2000–2003).

Angående äggens kläckningsframgång kunde inte Richard bekräfta vad man tidigare funnit för rödspov i samma region, nämligen att avstånd till predatorers utkiksplatser (träd, buskar m.m.) skulle påverka negativt. Vidare såg Richard inga kanteffekter (d.v.s. avstånd till häckningshabitatets avgränsning; studier på andra arter visar att det ofta är högre predationstryck i dessa områden), effekter av avstånd till häckande tofsvipor (försvarar aktivt boet från predatorer till skillnad från rödbenans passiva strategi) eller gräshöjden vid boet. Alla dessa parametrar har man i studier på andra arter funnit ge effekt på kläckningsframgång, men när Richard presenterar en sammanställning av sådana studier på vadararter som behandlar kanteffekt och avstånd till predatorernas utkiksplatser förstår man att sådana mönster är långt ifrån generella.

Richard tror att den gotländska rödbenepopulationen kommer att fortsätta minska. Han grundar detta påstående på den sårbarhetsanalys han genomförde och som gav ett rätt nedslående resultat. Analysen pekar på att häckningsframgången som den är nu är för låg för vad som krävs för en stabil populationsutveckling; istället förutspår den en fortsatt negativ tillväxt. Hur ska då denna utveckling bromsas? Överlevnadsanalysen visar att popu-

lationstillväxten är mest känslig för förändringar i de vuxna fåglarnas överlevnad, följt av ungarnas överlevnad och äggens kläckningsframgång. Men att vända trenden genom att försöka främja förutsättningarna för de vuxna fåglarna tror inte Richard är lösningen eftersom han fann att adulternas överlevnad från ett år till nästa redan är hög (80%). Istället förordar han att åtgärder bör inriktas på att bibehålla de vuxnas höga överlevnad och att samtidigt förbättra häckningsframgången genom att dels minska bopredation (t.ex. genom predator kontroll), dels genom att förbättra förutsättningarna för ungar, t.ex. genom att bibehålla och nyskapa blöta områden med relativt hög vegetation där ungar tar insekter.

Och hur var det nu med effekten av betande boskap; kan en intensifiering av denna rädda rödbenans och andra vadares framtid? Richard fann mycket riktigt att förekomsten av vadare (strandskata, större strandpipare, tofsvipa och rödbena) på Öländska strandängar var högre om betetrycket var stort än om det var lågt, samt att ökat betetryck hade positiv effekt på lokal nivå. Men på större skala fann Richard att det inte har lett till den önskade positiva effekten man önskat för de regionala populationerna av dessa vadare; förekomsten av vadararterna i dessa områden har varit konstant eller till och med varit minskande. Vad detta dubbla budskap innebär är att betade strandängar i sig gynnar förekomsten av vadare, men att det inte är här lösningen ligger för hur vadarpopulationers negativa tillväxt ska bromsas. Istället för att lägga ner mer kraft på kossorna föreslår Richard således att den höga bopredationen måste kontrolleras och den låga ungöverlevnaden förbättras samtidigt som vissa vadararters fortsatta utveckling troligen också är beroende av att förutsättningarna på vinterkvarteren förbättras.

GUNNAR GUNNARSSON

Institutionen för Matematik och Naturvetenskap, Högskolan Kristianstad