ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME XVIII (1-2) - 2011

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

edita dalla
S.R.O.P.U.

a cura di
Massimo Brunelli, Fabrizio Bulgarini, Fulvio Fraticelli,
Stefano Sarrocco, Alberto Sorace

Comitato Editoriale
Arianna Aradis, Corrado Battisti, Aldo Boano, Enrico Calvario,
Federico Cauli, Jacopo Giuseppe Cecere, Longino Contoli,
Alberto Fanfani, Marco Gustin, Alessandro Montemaggiori,
Augusto Vigna Taglianti, Marta Visentin

Direttore Responsabile
Francesco Petretti

Grafica, impaginazione e stampa
Luigi Corsetti/Edizioni Belvedere - Via Adige, 45 - 04100 Latina (Italia)

S.R.O.P.U.
Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli
www.sropu.org

Direttore
Massimo Brunelli

La S.R.O.P.U. è un'associazione fondata nel 1965 con lo scopo di promuovere e organizzare gli studi ornitologici, con particolare riguardo per quelli rivolti alla conservazione dell'avifauna. Per l'abbonamento ad ALULA la quota è di Euro 25,00 (35,00 per l'estero) comprese le spese di spedizione.
Il pagamento delle quote può essere effettuato tramite versamento sul c.c.p. n. 99211005 oppure tramite bonifico bancario sul conto Banco Posta codice IBAN IT 21 Z 07601 03200 000099211005 intestati a: Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli - S.R.O.P.U. - c/o Lynx Natura e Ambiente - Via Britannia, 36 - 00183 Roma. Specificare nella causale l'anno a cui si riferisce il versamento.

Autorizzazione del Tribunale di Roma n. 443 del 1/9/1995
ISSN 1126-8468

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME XVIII (1-2) - 2011

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

OCCUPAZIONE E BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Sturnus vulgaris* E *Passer montanus* IN NIDI ARTIFICIALI NELLA RISERVA NATURALE LE BINE (CR-MN): 1992-2009

FRANCESCO CECERE [1], SIMONE RAVARA [2] & GUIDO TRIVELLINI [3,4]

[1] *Strada Bine, 1424 – 46011 Acquanegra sul Chiese (MN) (francesco.cicciocecere@gmail.com)*
[2] *Via Pieve Gurata, 9 – 26042 Cingia de Botti (CR) (simone.ravara@alice.it)*
[3,4] *Università degli Studi, Dip. Biologia animale – Via Ferrata, 1 – 26100 Pavia e WWF Italia, Settore Territorio – Via Orseolo, 12 – 20144 Milano (g.trivellini@wwf.it)*

INTRODUZIONE

I progetti che prevedono l'uso dei nidi artificiali rivestono un ruolo importante per lo studio dell'ecologia di molte specie di Passeriformi (Premuda et al., 2000) nonché, in alcuni casi possono rivelarsi una utile misura di conservazione di specie minacciate (Palumbo, 1997). In Italia centro-meridionale sono stati condotti numerosi studi basati sull'occupazione di nidi artificiali (Bellavita e Sorace, 1994; Sorace et al., 1994; Sorace et al., 1995), mentre i lavori condotti in Pianura Padana sono ancora relativamente pochi (Brichetti et al., 1992; Brichetti e Caffi, 1995; Tralongo et al., 1998).

Per incrementare le conoscenze sulle specie nidificanti nei nidi artificiali, all'interno della riserva naturale Le Bine sono stati avviati studi sull'occupazione di nidi, integrati con attività di inanellamento di *pulli* (Ferrari e Salvarani, 2004, Ferrari e Salvarani, 2005, Sbravati, 2008a, Sbravati, 2009).

AREA DI STUDIO

Lo studio è stato svolto nella riserva naturale le Bine nei comuni di Acquanegra sul Chiese (MN) e Calvatone (CR) (lat. 45° 08' 16" N - long. 2° 00' 55" O di Monte Mario; IGM: F 61 II NE Piadena), ad un'altitudine di 24-26 m s.l.m. La riserva è costituita da un meandro del fiume Oglio abbandonato in seguito ad un intervento di rettificazione realizzato nella seconda metà del 1700 (Agapito Ludovici et al., 1987). Presenta una tipica, seppur alterata, successione vegetazionale costituita da una piccola fascia di bosco igrofilo, canneto e specchi d'acqua (Agapito Ludovici e Cecere, 2003; Cecere e Ravara, 2007). Lo studio è stato condotto principalmente nella fascia di rispetto della riserva. Nel periodo preso in esame, l'uso del suolo e la gestione colturale della riserva, sono cambiati profondamente, passando dalla pioppicoltura estensiva ad una situazione più diversificata (Tab. 1).

MATERIALI E METODI

Durante il periodo di monitoraggio il numero di nidi artificiali non è stato costante ogni anno, ma è variato tra 27 e 51 (media = 36,79 ± 8,02 DS).

Uso del suolo	**Estensione in ettari** (percentuale sul totale)					
	1990	***1995***	***2002***	***2003***	***2007***	***2009***
Aree coltivate: pioppeto	69,83 (72,16%)	62,39 (64,48%)	39,82 (41,15%)	34,91 (36,07%)	21,90 (22,63%)	0
Aree coltivate: arboricoltura da legno con più specie arboree ed arbustive	0	0	22,57 (23,32%)	22,57 (23,32%)	35,57 (36,75%)	35,57 (36,75%)
Aree coltivate: colture marginali	0,19 (0.19%)	0,19 (0.19%)	0,19 (0.19%)	0,19 (0.19%)	0,19 (0.19%)	22,09 (22,83%)
Zona umida (specchi d'acqua, canneti, boschi igrofili)	20,46 (21,14%)	27,89 (28,82%)	27,89 (28,82%)	32,81 (33,90%)	32,81 (33,90%)	32,81 (33,90%)
Fabbricati rurali, strade poderali	6,28 (6,49%)	6,28 (6,49%)	6,28 (6,49%)	6,28 (6,49%)	6,28 (6,49%)	6,28 (6,49%)
Totale	**96,77** (100%)	**96,77** (100%)	**96,77** (100%)	**96,77** (100%)	**96,77** (100%)	**96,77** (100%)

Tab. 1. Variazione nell'uso del suolo dal 1990 al 2009.

In base agli scopi principali della loro utilizzazione si possono distinguere tre diversi periodi:

- 1992-1995: uso finalizzato a favorire l'insediamento e incrementare le popolazioni delle specie che utilizzano cavità (Marchetti, 1992, 1995).
- 1997-2000: uso finalizzato alla realizzazione di attività didattiche, nell'ambito del progetto di educazione ambientale "Adozione del bosco" (Cecere, 2008);
- 2004-2009: uso finalizzato a valutare l'evoluzione della comunità ornitica all'interno degli impianti di arboricoltura da legno e a indagare alcuni aspetti della biologia riproduttiva di alcune specie (Ravara; 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009).

Sono state utilizzate cassette nido in aggregato leggero (cemento e argilla espansa), "modello chiuso" e nidi in legno (modello "chiuso"), con diametri dei fori d'entrata compresi tra 28 e 32 mm.
Nel primo periodo (1992-1995) il controllo nei nidi è stato effettuato solo al termine della stagione riproduttiva. Nel secondo e terzo periodo la frequenza di monitoraggio è aumentata considerevolmente (in media ogni 9,1 giorni ± 2,51 DS). In tutti e tre i periodi di studio, ad eccezione del 2006, i nidi sono stati svuotati al termine della stagione riproduttiva.
Nel periodo 1992-1995 la collocazione dei nidi è rimasta uguale. Nel periodo 1997-2000 la collocazione è cambiata ogni anno. Nel periodo 2004-2008 i nidi sono stati lasciati nella stessa posizione. Nell'autunno del 2008 i nidi sono stati spostati nuovamente.
I parametri riproduttivi considerati sono:

- numero medio di uova deposte;
- successo di schiusa = (uova schiuse/uova deposte) x 100;
- successo d'involo = (n° *pulli* involati/n° uova schiuse) x 100;
- successo riproduttivo = (n° *pulli* involati/n° uova deposte) x 100.

Le ipotesi in esame sono state testate mediante metodi statistici non parametrici. La significatività statistica delle relazioni tra le diverse variabili indagate è stata verificata mediante il test per ranghi di Spearman a due code. I confronti tra le specie nella percentuale di occupazione dei nidi e nel numero di uova deposte sono stati testati mediante l'uso del test U di Mann Whitney, del chi quadro e del test di Kruskall-Wallis. Per le analisi è stato utilizzato il programma SPSS 13.0 *(*SPSS Inc, Chicago, U.S.A*)*.

RISULTATI

In Fig.1 è riportato il numero di nidi occupati dalle diverse specie nei diversi anni studiati.

Sono state osservate alcune relazioni significative tra gli andamenti dei tassi di nidificazione delle diverse specie, nonché tra essi e la presenza di nidi non occupati (Fig. 1 e 2). Il numero assoluto di nidi occupati dai paridi (*Parus major* e *Cyanistes caeruleus*, quest'ultima con presenza quasi trascurabile) è correlato positivamente con la disponibilità di nidi vuoti sul territorio ($r = 0{,}6$, $p = 0{,}023$, $n = 14$), nonché col numero totale di nidi presenti ($r = 0{,}775$, $p = 0{,}01$, $n = 14$). La quantità di nidi vuoti e nidi totali è anch'essa correlata positivamente ($r = 0{,}816$, $p = 0{,}0001$, $n = 14$).

È stata osservata, inoltre, una relazione negativa tra il numero di nidi occupati dalle due specie di paridi e quello di *Passer montanus* ($r = -0{,}71$, $p = 0{,}04$).

Nel periodo di studio *Parus major* ha nidificato tutti gli anni (67 covate nel periodo 1997-2009), con percentuali di occupazioni molto variabili (10,53-45,83%). La dimensione della covata media è risultata di 7,48 ± 0,49 (4-10) uova; il successo ri-

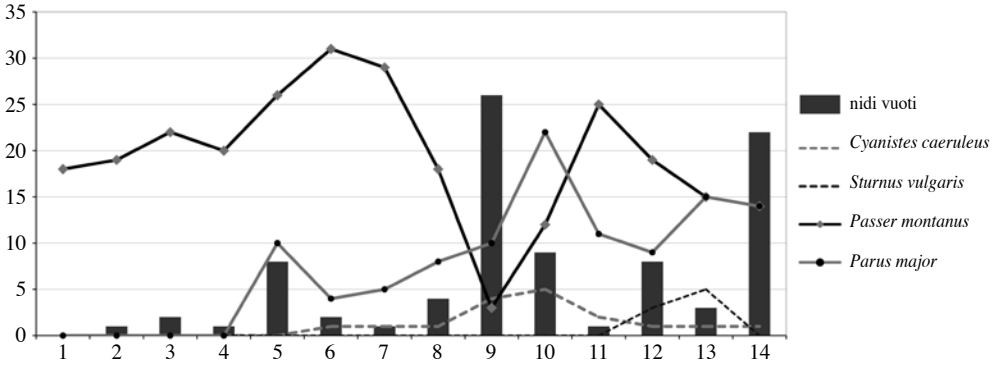


Fig. 1. Numero di nidi occupati annualmente dalle diverse specie nel periodo di campionamento.

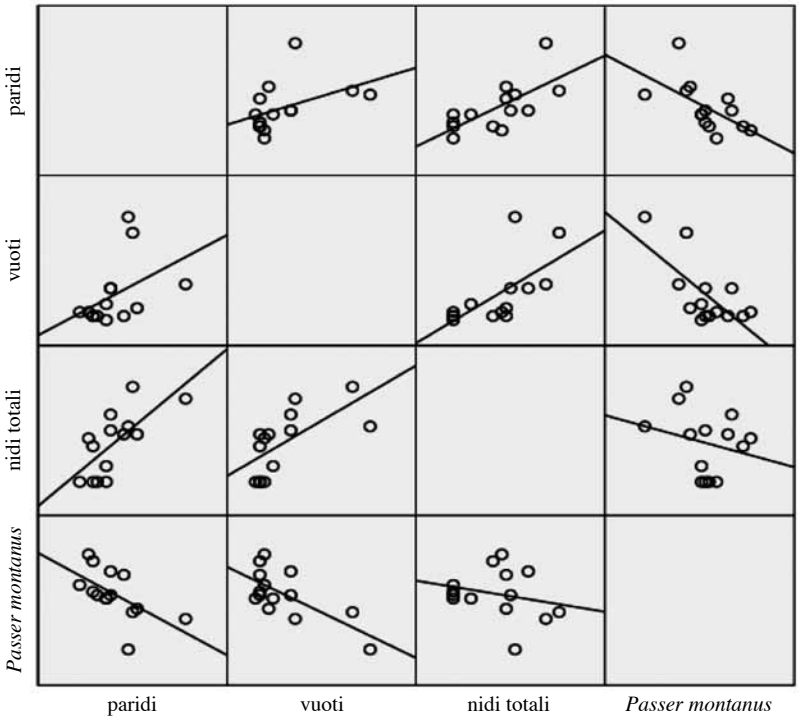


*Fig. 2. Relazioni tra il numero di nidi occupati dei paridi (*Parus major *e* Cyanistes caeruleus*),* Passer montanus*, il numero di nidi lasciati vuoti e quello di nidi totali presenti nella riserva delle Bine in 14 anni di campionamento.*

produttivo della prima covata è stato del 75,1% ± 0,53. La data di deposizione più precoce è risultata il 26 marzo (rilevata nel 2007). Esiste per la specie una relazione significativa tra il numero di nidi occupati e il numero di nidi vuoti disponibili sul territorio (r = 0,67, p = 0,009). Il confronto fra il successo riproduttivo della prima e seconda covata, analizzato solo nel 2005 e nel 2006, ha mostrato un maggior successo nella prima covata (Tab. 2).

Cyanistes caeruleus è stata segnalata con certezza come nidificante a Le Bine solo nel 1995 (Cecere e Ravara, 2007). Ha nidificato con percentuali di occupazione piuttosto basse (2,50% - 10,42%) per un totale di 13 covate analizzate nel periodo 1998-2009. La dimensione media della covata è stata di 7,2 ±1,15 (6-11) uova, con un successo riproduttivo in prima covata del 92% ± 0,012. La data di deposizione più precoce è risultata il 30 marzo (Tab. 3).

Sturnus vulgaris ha nidificato solo nel 2007 e 2008 in nidi artificiali di legno con l'apertura allargata da picidi. Nel 2009, nonostante fossero ancora presenti i nidi con l'apertura allargata, non è stata registrata la nidificazione, per quanto la specie sia stata segnalata, nel 2007, in incremento numerico come nidificante a Le Bine (Ce-

	1997	1998	2004	2005	2006	2008	2009
Data prima deposizione	7 aprile	n.d.	6 aprile	4 aprile	13 aprile	4 aprile	5 aprile
N° medio uova deposte in I covata	8,0±2,35	7,0±0	7,1±1,45	7,93±1,28	7,0±1,33	7,83±1,34	8,3±1,64
± DS – (range) – (n° nidi)	(4-10)	(N=2)	(5-9)	(7-10)	(5-10)	(6-10)	(5-10)
	(N=8)		(N=10)	(N=15)	(N=10)	(N=12)	(N=10)
Successo di schiusa I covata	n.d.	n.d.	95,3%	92,54%	98,0%	82,98	95,18
				(N=14)	(N=7)	(N=12)	(10)
Successo d'involo I covata	n.d.	n.d.	96,7%	92,85%	100,0%	89,74	91,14
				(N=14)	(N=7)	(N=12)	(N=10)
Successo riproduttivo I covata	n.d.	n.d.	92,0%	85,95%	98,0%	74,47	86,75
				(N=14)	(N=7)	(N=12)	(N=10)
N° medio uova deposte II covata	n.d.	n.d.	n.d.	7,28	7,0	n.d.	n.d.
Successo di schiusa II covata	n.d.	n.d.	n.d.	81,8%	100,0%	n.d.	n.d.
Successo d'involo II covata	n.d.	n.d.	n.d.	88,88%	60%	n.d.	n.d.
Successo riproduttivo II covata	n.d.	n.d.	n.d.	72,72%	60,0%	n.d.	n.d.

Tab. 2. Parametri riproduttivi per Parus major.

	1998	2004	2005	2006	2008	2009
N° medio uova deposte I covata	7 (N=1)	7,5±1,73	9,0±1,41	6,5±0,71	6	10
± DS – (range) n° minimo massimo		(6-10)	(8-11)	(6-7)	(N=1)	(N=1)
di uova deposte – (n° nidi)		(N=4)	(N=4)	(N=2)		
Successo di schiusa	n.d.	95,6%	75%	100%	100	0
		(N=3)	(N=4)	(N=2)		
Successo d'involo	n.d.	95,4%	100%	100%	100	0
		(N=3)	(N=4)	(N=2)		
Successo riproduttivo	n.d.	91,93%	75%	100,00%	100	0
		(N=3)	(N=4)	(N=2)		
Data di prima deposizione			30 mar	13 apr		

Tab. 3. Parametri riproduttivi per Cyanistes caeruleus.

cere e Ravara, 2007). Successivamente (2009 e 2010) la specie è risultata invece apparentemente in calo (Ravara, oss. pers.). Sono stati raccolti solo i dati del 2008. La dimensione della covata media è stata di 4,6±1,14 (3-6) uova, Il successo riproduttivo è stato del 62,21%. L'inizio della deposizione è stato registrato il 7/4 (Tab. 4). *Passer montanus* ha nidificato nei nidi artificiali in tutti gli anni dello studio, con percentuali molto variabili (6,67%-81,58%) per un totale di 109 covate analizzate nel periodo 1997-2009. la dimensione media della covata è stata di 4,74±0,19 (3-7) uova, con un successo riproduttivo in prima covata del 76%±0,22. La data di deposizione più precoce è risultata il 17 aprile. Rispetto al successo riproduttivo (calcolato solo nel 2005 e nel 2006) la covata con il maggiore successo è stata la prima.

	2008
N° medio uova deposte I covata - dev. st. -	4,6±1,14;
n° minimo massimo di uova deposte - n° nidi	(3-6);
	(5 nidi)
Successo di schiusa I covata	73,91% (5 nidi)
Successo d'involo I covata	88,23% (5 nidi)
Successo riproduttivo I covata	62,21% (5 nidi)

Tab. 4. Parametri riproduttivi per Sturnus vulgaris.

Il tasso di colonizzazione di *Passer montanus* è in relazione negativa e statisticamente significativa con la disponibilità di nidi vuoti sul territorio ($r = -0{,}54$, $p < 0{,}05$). Coerentemente, il notevole decremento del suo tasso di colonizzazione nel 2004 e nel 2009 corrisponde a picchi nella percentuale di nidi vuoti, tuttavia nel 2005, benché il tasso di occupazione sia inferiore al 2009, non si osserva un picco percentuale di nidi vuoti (Fig. 1).
L'analisi delle frequenze di occupazione dei nidi artificiali dal 1997 al 2009, indica che *Passer montanus* ha colonizzato i nidi in maniera superiore e statisticamente significativa non solo rispetto a *Parus major* ($U = 25$, $p < 0{,}01$, $n = 14$), ma anche a tutte le altre specie ($\chi^2 > 25$; $p < 0.01$, $n = 14$).
La percentuale di occupazione dei nidi da parte dei paridi *(*essenzialmente *P. major)* è risultata correlata negativamente con la percentuale di occupazione da parte di *Passer montanus* (Spearman rank test $r = -0{,}64$, $p = 0{,}013$, $n = 14$) (Tab. 5).
Il numero mediano di uova deposte da *Parus major* (7,59; sette anni di campionamento) e *Cyanistes caeruleus* (7,25; quattro anni di campionamento) è significativamente maggiore che in *Passer montanus* (4,69; sette anni di campionamento) (Fig. 3; Kruskall-Wallis test, $\chi^2 = 13{,}12$ $df = 2$, $p = 0{,}001$).

Inanellamento pulli
Rispetto all'attività di inanellamento dei pulli al nido (Tab. 6) al 30.04.2011 sono state ottenute 24 ricatture (7,08 %): 13 *Parus major*, 1 *Cianystes caeruleus*, 10 *Passer montanus*. Tranne un esemplare di *Cianystes caeruleus*, ricatturato nella Riserva naturale delle Torbiere di Marcaria - MN (Talamelli com. pers.) gli altri individui sono stati tutti ricatturati a Le Bine (Sbravati, 2008b, 2009).

DISCUSSIONE

Il leggero aumento del numero di coppie di *Parus major* segnalato a Le Bine (Cecere e Ravara, 2007) potrebbe essere legato all'apposizione delle cassette nido, come emerge da studi effettuati in altre aree italiane. Per esempio, Minelli (1987) e Sorace (1995) hanno registrato un aumento della densità dei riproduttori dovuto all'installazione di nidi artificiali in aree povere di cavità naturali come la macchia mediterranea degradata.

	1997	1998	2004	2005	2006	2008	2009
Data prima deposizione	20 aprile			22 aprile	17 aprile	27 aprile	28 aprile
N° medio uova deposte in I covata	4,87±0,81	4,65±0,75	5,0±0	4,67±0,98	4,45±0,94	4,77±0,83	4,42±1,0
± DS – (range) – (n° nidi)	(3-6)	(3-6)	(5)	(3-6)	(3-6)	(4-7)	(2-6)
	(N=24)	(N=26)	(N=2)	(N=12)	(N=20)	(N=13)	(N=12)
N° medio di pullus I covata	3,95±1,65	n.d.	4,5±0,707	3,63±1,50	4,22±1,06	4,09±0,94	3,25±1,76
± DS – (range)	(2-6)		(4-5)	(3-6)	(3-6)	(2-5)	(0-5)
				(N=11)			
Successo di schiusa I covata	n.d.	n.d.	90%	80,0%	95,0%	83,33%	
				(N=11)	(N=18)	(N=11)	
Successo d'involo I covata	58,67%	n.d.	100%	95,0%	100%	97,98%	
					(N=18)	(N=11)	
Successo riproduttivo I covata	39,29%	n.d.	90%	76%	95%	81,48	73,58
				(N=11)	(N=18)	(N=11)	(N=12)
N° medio uova deposte II covata	n.d.	n.d.	n.d.	5,37	5,0	n.d.	n.d.
Successo di schiusa II covata	n.d.	n.d.	n.d.	67,44%	89,0%	n.d.	n.d.
Successo d'involo II covata	n.d.	n.d.	n.d.	100%	97,96%	n.d.	n.d.
Successo riproduttivo II covata	n.d.	n.d.	n.d.	67,44%	87,27%	n.d.	n.d.

Tab. 5. Parametri riproduttivi per Passer montanus.

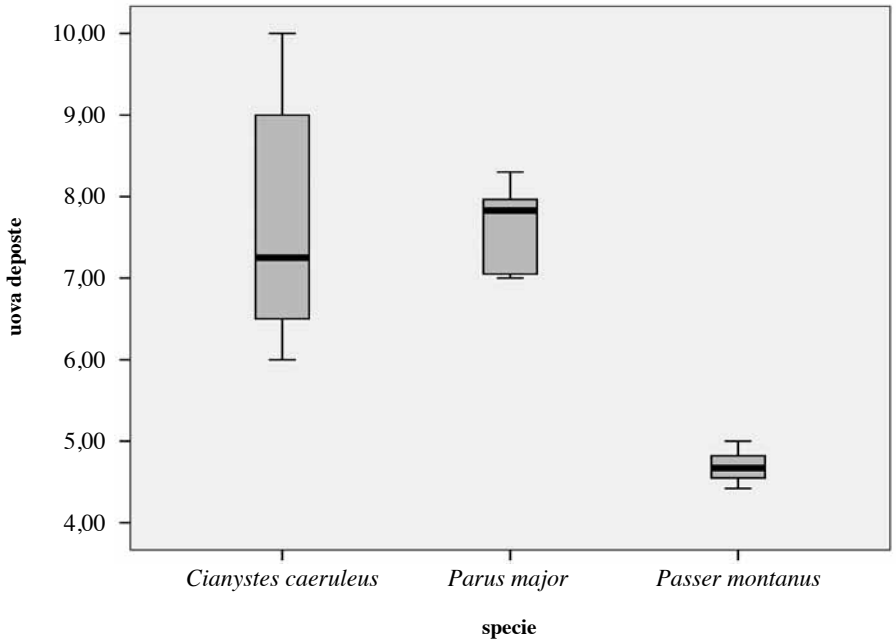


Fig. 3. Mediana e quartili di uova deposte rispettivamente da Cianystes caeruleus *(n = 4),* Parus major *(n = 7) e* Passer montanus *(n = 7) nell'oasi delle Bine.*

Anno	Cinciallegra	Cinciarella	Storno	Passera mattugia	Totale pulli
2004 (Ferrari e Salvarani, 2004)	40	7	0	0	47
2005 (Ferrari e Salvarani, 2004)	80	5	0	48	133
2008 (Sbravati, 2008a)	40	6	8	19	73
2009 (Sbravati, 2009)	36	0	0	50	86
Totale per specie	196	18	8	117	339

Tab. 6. Numero di *pulli* inanellati per le varie specie.

Cyanistes caeruleus ha occupato i nidi con percentuali molto basse, se confrontate con altri studi condotti in Italia Bellavita et al. (1990), Bellavita e Sorace (1991), Ruvolo et al. (1991), Minelli et al. (1994), Murgia et al. (1997). Gli studi citati sono stati però realizzati in contesti boschivi. Risulta interessante notare che Tralongo et al. (1998) in un'area rimboschita da pochi anni nella pianura bolognese non ne hanno riscontrato la presenza. La bassa percentuale di occupazione registrata a Le Bine potrebbe essere messa in relazione alla ridotta presenza della specie nell'intera Pianura Padana o almeno nelle sue zone meno ricche di vegetazione arborea, come il caso de Le Bine, dove le aree boscate con una struttura della vegetazione forestale riconducibile ad un bosco sono di ridotta estensione. In effetti Saporetti (1997) aveva evidenziato ampi vuoti nella distribuzione della specie nel settore planiziale; dato recentemente confermato, nell'Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella provincia di Cremona (Allegri e Lavezzi, in stampa). Per questa specie quindi la percentuale di occupazione rilevata potrebbe rispecchiare l'effettiva densità nell'area. Sorace (1995) evidenzia come la disponibilità di siti di nidificazione non appare come una causa decisiva per l'assenza o la presenza della specie. Minelli (1987) invece descrive un aumento della presenza della specie dovuto all'apposizione di cassette nido, in un'area di studio con bosco di 20-30 anni d'età, quindi con diametri e struttura della vegetazione forestale molto diversa da quella dell'area di studio.
Il leggero aumento segnalato per *Passer montanus* nel 2007, come nidificante a Le Bine, potrebbe essere legato all'apposizione delle cassette nido (Cecere e Ravara, 2007), così come descritto da Sorace et al. (1993). Tuttavia il campione ancora limitato non consente di ottenere una conferma di questa ipotesi.
A eccezione del 2004 e del 2009, il tasso di occupazione dei nidi, a prescindere dalle specie rinvenute, è sempre stato molto alto. Questo fenomeno potrebbe essere attribuito alla giovane età dei rimboschimenti e più in generale alla scarsità di cavità naturali presenti che rappresenta un fattore limitante per la riproduzione dei paridi come visto in altri studi (p. es. Bellavita et al., 1990). Occorre tener presente che nel 2004 i nidi sono stati posizionati su alberi molto giovani (2-3 anni d'età) sui quali i nidi sono stati osservati oscillare frequentemente (Ravara oss. pers.) risultando probabilmente meno idonei alla nidificazione. Inoltre nell'inverno 2008-'09 sono stati

aggiunti 12 nidi (+30,77%): quindi nella primavera 2009, malgrado i dati assoluti di occupazione sono rimasti sostanzialmente stabili, i dati percentuali hanno mostrato una diminuzione.
I dati considerati mostrano come l'unica specie in grado di colonizzare abbondantemente i nidi artificiali sia *Passer montanus*. Le occupazioni da parte di altre specie, eccetto *Parus major*, sono irrilevanti.
Sembrerebbe che *Passer montanu*s non cambi il proprio tasso di occupazione a seconda della disponibilità di nidi, ma la determini: minore è il tasso di occupazione da parte di questa specie, maggiore è la presenza di nidi vuoti. Per i paridi (essenzialmente, ma non solo, *Parus major*), invece, la relazione fra il numero di nidi occupati e la percentuale di nidi vuoti sul territorio è diretta.
Tutto questo potrebbe suggerire una relazione tra il minor tasso di occupazione da parte di *Passer montanus*, la contemporanea creazione di siti vuoti e l'aumento del tasso di colonizzazione da parte dei paridi. È infatti nel 2004 (nono anno di campionamento), con l'aumento di nidi vuoti presumibilmente causato dal picco negativo di *Passer montanus,* che la dinamica di popolazione di *Parus major* (dominante nella famiglia indagata) e *Cyanistes caeruleus* mostrano un flesso positivo ed è nel 2006 (undicesimo anno di campionamento), in concomitanza di un nuovo picco positivo della popolazione di *Passer montanus* e di un contemporaneo picco negativo di nidi vuoti, che le popolazioni di entrambi le specie di paridi hanno subito un apparente nuovo flesso negativo (Fig. 1).
Di seguito si propone un possibile schema grafico basato sul segno, positivo o negativo, dei coefficienti di correlazione *r* delle sole relazioni statisticamente significative tra la disponibilità di nidi vuoti, totale dei nidi presenti e le consistenze di due specie (Fig. 4).

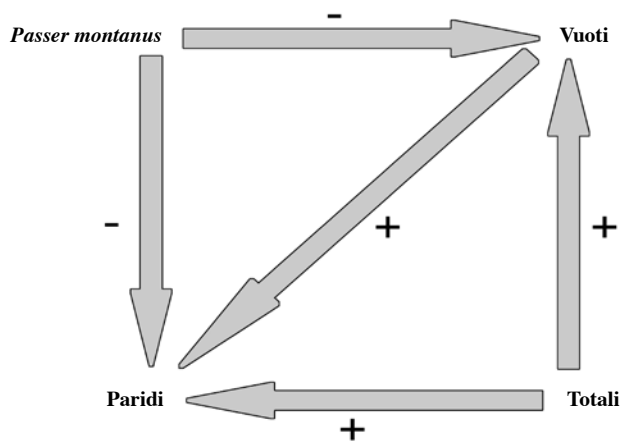


Fig. 4. schema logico proposto considerando i coefficienti delle correlazioni significative tra i fenomeni. I segni + e – corrispondono al segno matematico dei coefficienti r.

Considerazioni sulla biologia riproduttiva

Il confronto con altre ricerche (Tab. 7) mette in luce per *Parus major* valori leggermente più alti per la dimensione media della covata e per il successo riproduttivo ma comunque ampiamente all'interno dei valori segnalati in Italia. Le date di deposizione più precoci sono state registrate il 26 marzo (nel 2007) e il 13 aprile (nel 2006). Quest'ultima data è uguale o vicina a quella riportata in altri studi mentre quella rilevata nel 2007 è nettamente in anticipo. Tale risultato potrebbe essere determinato dall'andamento climatico del 2007, che ha fatto registrare un valore delle medie delle temperature massime nel periodo primaverile ed estive maggiori rispetto alla media del periodo 1951-2009 (Mariani e Parisi, 2009).

La dimensione della covata per *Sturnus vulgaris* è inferiore a quanto rilevato da Brichetti et al. (1993); gli stessi autori hanno rilevato anche un numero massimo di uova deposto più elevato rispetto ai dati esposti nel presente lavoro. Mentre il successo riproduttivo risulta maggiore rispetto al dato segnalato da Brichetti et al. (1993). La data di prima deposizione è in linea con l'intervallo rilevato da Brichetti et al. (1993) ma leggermente in ritardo rispetto a quanto segnalato da Rubolini et al. (2007). In realtà il ridotto numero di nidi seguito nella Riserva naturale Le Bine non permette di svolgere un reale confronto con i dati bibliografici.

Rispetto al successo riproduttivo (calcolato solo nel 2005 e 2006), per *Passer montanus* (Tab. 8), la covata con il maggiore successo riproduttivo è stata la prima, a differenza di quanto rilevato da Brichetti e Caffi (1995) e in accordo con Sorace et al. (1996). Il trend negativo osservato nell'occupazione dei nidi artificiali da parte

Parametro	**Questo lavoro**	**Bellavita et al.** (1990)	**Minelli et al.** (1993)	**Messini et al.** (1997)
Dimensione covata media	7,48±0,49	7,35	7,22±1,42	7,1
Successo riproduttivo	75,10%±0,53	61%	65,10%	93,7%
Data di prima deposizione	26-3 (2007) 13-4 (2006)	12-04	13-4	12-4

Tab. 7. Confronto con altre ricerche per Parus major.

Parametro	**Questo lavoro**	**Brichetti & Caffi** (1995)	**Sorace et al.** (1996)
Dimensione covata media	4,74±0,19	5,4±0,6	4,6±0,5
Successo riproduttivo	76%±0,22	70,5%	87,7%
Data di prima deposizione	18-4 (1997-2000) 24-4 (2004-2008)	12-4	9-4

Tab. 8. Confronto con altre ricerche per Passer montanus.

di *Passer montanus* negli ultimi quattro anni, registrato anche nel numero di catture mediante attività di inanellamento (Sbravati, 2007; 2008; 2009), potrebbe essere legato anche ad una più generale tendenza al decremento della popolazione italiana (Progetto MITO2000, 2006) ed europea (Birdlife, 2004).
La differenza altamente significativa rilevata tra il numero di uova deposte dai paridi *(Parus major*) e da *Passer montanus* (Fig. 3) potrebbe essere legata all'apparente minor tasso di nidificazione dei primi rispetto al secondo. Nonostante il fatto che il numero di uova deposte sia solo uno dei parametri che influenza il successo riproduttivo, esso è sintomatico dell'investimento parentale.
In alcuni vertebrati il successo riproduttivo è densità dipendente, sia nei grandi vertebrati (Packer et al., 2005) che negli uccelli (Alatalo e Lundberg, 1984).

Ringraziamenti. Alcuni nidi sono stati costruiti con il contributo del Parco regionale Oglio Sud grazie al "Progetto Speciale Agricoltura". Anna Cazzulli, Vera Ruggeri, Elena Tajè hanno collaborato nella raccolta dei dati nel periodo 1997-1999. Lorenzo Maffezzoli, Cesare Martignoni, Alberto Sorace e Sergio Tralongo hanno dato un notevole aiuto nel reperimento della bibliografia. Donato "Trebbia" Calia ha dato una prima mano per l'elaborazione statistica. Cristiano Sbravati per i dati di inanellamento e per alcune puntuali osservazioni al testo. Maria Elena Ferrari, Massimo Salvarani e Adriano Talamelli per i dati di ricattura dei *pulli*. Manuel Allegri e Franco Lavezzi per la disponibilità nel citare i dati del progetto atlante della provincia di Cremona. Corrado Battisti per la consueta attenzione e disponibilità nella revisione del testo.

Summary

Occupation and reproductive biology of *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Sturnus vulgaris* and *Passer montanus* in nests boxes in Le Bine natural reserve (CR-MN): 1992-2009

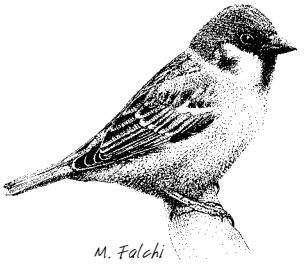
The paper presents data on 67 broods of *Parus major*, 13 of *Cyanistes caeruleus*, 109 of *Passer montanus* and 5 of *Sturnus vulgaris*, collected in nests boxes placed inside Le Bine natural reserve (CR-MN, Italy), during 14 years of sampling between 1992 and 2009. Data on the most detected species seem to suggest that the occupation percentage of the nest boxes by tits is regulated by the abundance of *Passer montanus*, apparently dominant. Tits and sparrows follow clearly different breeding strategies: tits laid a higher number of eggs whereas sparrows show higher occupation percentage.

BIBLIOGRAFIA

- Alatalo R.V., Lundberg A., 1984. Density-Dependence in Breeding Success of the Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*). Journal of animal ecology, 53 (3): 969-977.
- Agapito Ludovici A., Marchetti F., Seghetti C., 1987. Le Bine. Studi e ricerche (1980-1986). WWF Lombardia, Quad. 4/87.
- Agapito Ludovici A., Cecere F., 2003. La conservazione di una zona umida. La riserva naturale Le

Bine. Trent'anni di gestione (1972-2002). Parco regionale Oglio Sud, I quaderni del Parco. N. 3, Calvatone.
- Bellavita M., Leandri E., Sorace A. 1990. Aspetti della biologia riproduttiva di Cinciallegra *Parus major* e Cinciarella *Parus caeruleus* nella Riserva Naturale "Monte Rufeno" (VT). Picus, 16: 7-15.
- Bellavita M., Sorace A. 1991. Date of laying, clutch size and second brood percentage in Great Tit *Parus major* and Blue Tit *Parus caeruleus* in the Natural Reserve "Monte Rufeno" (VT, Central Italy). Avocetta, 15: 43-49.
- Bellavita M., Sorace A. 1994. Clutch size of the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *Parus caeruleus* in some areas in Central Italy. Avocetta, 18: 1-8.
- Birdlife, 2004. Birds in Europe. Birdlife conservation series n. 12.
- Brichetti P., Caffi M., Gandini S., 1992. Biologia riproduttiva di una popolazione di storno, *Sturnus vulgaris*, nidificante in una "colombaia" della Lombardia. Natura Bresciana, 28: 389-406.
- Brichetti P., Caffi M., 1995. Biologia riproduttiva di una popolazione di passera mattugia, *Passer montanus*, nidificante nella pianura lombarda. Riv. ital. Orn., 65: 37-45.
- Cecere F., 2008. Adozione del bosco. Un progetto di educazione ambientale nella riserva naturale Le Bine (CR-MN). Sherwood. Foreste ed alberi oggi, 140: 51-54.
- Cecere F., Ravara S., 2007. Variazione della comunità ornitica nidificante nella riserva naturale Le Bine (Mantova-Cremona) dal 1987 al 2007. Alula, XIV (1-2): 9-37.
- Dinetti M., 2008. I Passeri *Passer* spp.: da "problematici" a specie di interesse conservazionistico. Avocetta, 32: 61-68.
- Ferrari M.E., Salvarani M., 2004. Progetto inanellamento pulli Riserva naturale Le Bine. Resoconto primo anno di attività.
- Ferrari M.E., Salvarani M., 2005. Progetto inanellamento pulli Riserva naturale Le Bine. Resoconto secondo anno di attività.
- Fusco L., Scebba S., Lancini M., Milone M., 1991. Biologia riproduttiva e morfologia di Cinciallegra (*Parus major*) in un'isola del Mediterraneo. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 17: 39-42.
- Gargioni A., Groppali R., 1992. L'avifauna di un territorio agricolo privo di elementi naturalistici di rilievo nella Valpadana centrale: l'esempio dell'area compresa tra Volongo ed il fiume Oglio (provincia di Cremona e Mantova – Lombardia). Pianura, 4: 35-50.
- Grattini N., Longhi D., Novelli F., Trevisan D., 2005. L'avifauna della Riserva Naturale Regionale Isola Boschina (Ostiglia, Mantova): indagine preliminare (2002-2004). Avocetta, 29: 187.
- Marchetti F., 1992. Le Bine: relazione ornitologica 1991-1992.
- Marchetti F., 1995. Le Bine: relazione ornitologica 1995.
- Mariani L., Parisi S. G., 2009. Analisi climatica dell'area oasi WWF Le Bine (MN) nel periodo 1951-2009.
- Messini M., Muzzatti M., Renzini F., 1997. Indagine sulla biologia riproduttiva di Cinciallegra *Parus major* e Cincia mora *Parus ater* nella pineta artificiale di Colfiorito (PG). Picus, 23: 45-46.
- Minelli F. 1987. Occupazione di nidi artificiali da parte di Cinciallegra *Parus major* e Cinciarella *Parus caeruleus* in una fascia boschiva del Preappennino emiliano. Avocetta, 11: 151-154.
- Minelli F., Cere' G., Spampanato A., 1993. Dieci anni di indagini sulla densità e biologia riproduttiva di una popolazione di Cinciallegra *Parus major*. Picus, 19: 73-87.
- Minelli F., Cere' G., Spampanato A., 1994. Densità e biologia riproduttiva di una popolazione di Cinciallegra *Parus caeruleus* dell'Appennino bolognese. Picus, 20: 67-75.
- Murgia P.F., Nissardi S., Scalas E., 1997. Primi dati sulla biologia riproduttiva in nidi artificiali della Cinciarella *Parus caeruleus* sull'altopiano della Giara di Gesturi (Sardegna centro-meridionale). Avocetta, 21: 40.
- Packer, C, Hilborn R., Mosser, A., Kissui, B., Borner M., Hopcraft, G., Wilmshurst J., Mduma S., Sinclair, A.R.E. (2005): Ecological Change, Group Territoriality, and Population Dynamics in Serengeti Lions. Science, 307, 5708: 390-393.

- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia. Matera.
- Perrins C.M., 1979. British Tits. Collins. London.
- Premuda G., Bedonni B., Ballanti F., 2000. Nidi artificiali. Calderini Edagicole, Bologna.
- Progetto MITO2000, 2006. Possibili andamenti delle specie comuni nidificanti in Italia e indicatori dello stato di conservazione dell'avifauna italiana 2000-2005. www.mito2000.it [09.12.2006]
- Ravara S., 2004. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2004.
- Ravara S., 2005. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2005.
- Ravara S., 2006. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2006.
- Ravara S., 2007. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2007.
- Ravara S., 2008. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2008.
- Ravara S., 2009. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazione 2009.
- Rubolini D., Ambrosini R., Caffi M., Brichetti P., Armiraglio S., Saino N., 2007. Long-term trends in first arrival and first egg laying dates of some migrant and resident bird species in northern Italy. Int. Journal biometeorology, 51: 553-563.
- Ruvolo U., Sarrocco S., Sorace A. 1991. Dati preliminari sulla biologia riproduttiva della Cinciarella (*Parus caeruleus*) e della Cinciallegra (*Parus major*) nella Riserva Naturale "Lago di Vico". Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 17: 127-130.
- Saporetti F., 1987. Cinciarella. In Brichetti P. e Fasola M. (eds.) - Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto: 189.
- Sbravati C., 2007. Evidenza del totale delle specie catturate - Riserva naturale Le Bine. Resoconto anno 2007.
- Sbravati C., 2008a. Progetto inanellamento nidi artificiali Riserva naturale Le Bine. Resoconto anno 2008.
- Sbravati C., 2008b. Stazione inanellamento mantovano. Relazione attività 2008. Riserva naturale Le Bine.
- Sbravati C., 2009. Stazione inanellamento mantovano. Relazione attività 2009. Riserva naturale Le Bine.
- Sorace A., Bellavita M., Gustin M., Pizzani T., 1993. Effetti della collocazione di cassette-nido sulla densità di Cinciallegra *Parus major*, Cinciarella *Parus caeruleus* e Cincia bigia *Parus palustris*. Picus, 19: 27-29.
- Sorace A. 1995. Aumento della densità di Cinciallegra (*Parus major*) in un'area a macchia mediterranea in seguito alla collocazione di cassette-nido. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 421-422.
- Sorace A., Bellavita M., Carere C., Iavitacoli D., Laurenti S., Lupoli A., Messini M., Palumbo G., Ruda P., 1995. Aspetti della biologia riproduttiva della Cinciallegra (*Parus major*) e della Cinciarella (*Parus caeruleus*) in alcune aree italiane. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 169-171.
- Sorace A., Messini M., Laurenti S., 1996. Parametri riproduttivi di Passera mattugia *Passer montanus* in alcune aree italiane. Picus, 2: 73-75.
- Tanda F., Sorace A., Consiglio C., 2001. Il successo riproduttivo della Cinciarella *Parus caeruleus* in tre ambienti dell'Italia centrale. Picus, 27: 23-25.
- Tralongo S., Cavazzuti C., Pozzati M., Boriani L., 1998. Primi risultati di una sperimentazione con nidi artificiali in un'area della Pianura bolognese interessata da interventi di forestazione naturalistica. Picus, 24: 23-27.


M. Falchi

ANDAMENTI GIORNALIERI E INTRASTAGIONALI INVERNALI DI FOLAGA *Fulica atra* E ANATIDI IN UN'AREA UMIDA DEL LITORALE TIRRENICO (PALUDE DI TORRE FLAVIA, ITALIA CENTRALE)

MICHELA CONIGLIARO [1] & CORRADO BATTISTI [2]

[1] *Viale dei Caduti per la Resistenza, 736 – 00128 Roma (michelaconigliaro@yahoo.it)*
[2] *Torre Flavia LTER (Long Term Environmental Research) Station, Servizio Ambiente, Provincia di Roma – Via Tiburtina, 691 – 00159 Roma (c.battisti@provincia.roma.it)*

INTRODUZIONE

Le aree umide sono ecosistemi dinamici e complessi che svolgono un ruolo ecologico primario nelle fasi di migrazione, svernamento e nidificazione di molte specie di uccelli acquatici (*water related species*) (Tucker e Heath, 1994; Gariboldi et al., 2000). Le oscillazioni cicliche e naturali nel livello delle acque, nonché l'alta produttività biologica, determinano in queste aree l'alternarsi stagionale di differenti biocenosi (Nummy e Pöysä, 1995; Jordan et al., 1998; Snodgrass et al., 2000; Baldwin et al., 2001; Frederick e Ogden, 2001; Graves, 2001; Austin, 2002; Krapu et al., 2006). Ciò si riflette nella presenza, in queste aree, di specie ornitiche differenti nei diversi periodi dell'anno con forti fluttuazioni nella densità di individui e nella ricchezza di specie (Colinvaux e Steinitz, 1979; Dodson, 1992; Cox e Moore, 1993).
Obiettivo del presente lavoro è valutare gli andamenti giornalieri e intrastagionali invernali di un set di *water related species* (Folaga e anatidi) presenti in un'area umida residuale del litorale laziale, verificando se esistano variazioni significative nel numero di individui, nel comportamento e nella tipologia di habitat occupato. I risultati ottenuti potranno essere utilizzati per sviluppare strategie contesto-specifiche in grado di contribuire alla definizione di modelli gestionali esportabili anche in altre zone umide minori del Mediterraneo (cfr. Soulé e Orians, 2001).

AREA DI STUDIO

Lo studio ha riguardato un settore di circa 5 ha collocato sul lato sud del Monumento Naturale "Palude di Torre Flavia" (coordinate 41°57'34.97" N; 12°13'08.73" E). La scelta è ricaduta su questo sito perché rispondente ai requisiti di: dimensioni maggiori di 2 ha; elevata concentrazione di specie acquatiche nel periodo invernale-primaverile; facilità di rilevabilità (*detectability*, per assenza di schermatura vegetazionale) da cui una bassa probabilità di errori dovuti a sottostima o pseudoreplicazione; distribuzione delle macrotipologie vegetazionali a fasce (fragmiteto, acque alte, acque basse, giuncheto/cariceto, riva fangosa) da cui una facilità di collocamento degli individui campionati in una specifica categoria ambientale. Le classi di copertura vegetazionale corrispondenti alle suddette categorie ambientali sono riportate in Tab. 1 (Fonte: Guidi, 2006).

MATERIALI E METODI

Protocollo di campionamento

Lo studio è stato condotto utilizzando il metodo del transetto (*line transect method*; Jarvinen e Vàisännen, 1973; Bibby et al., 2000) limitato al rilevamento di un set di specie *water related*: *Fulica atra* L. (Folaga), *Anas platyrhynchos* L. (Germano reale), *Anas crecca* L. (Alzavola), *Anas strepera* L. (Canapiglia), *Anas clypeata* L. (Mestolone). I rilevamenti su campo sono stati effettuati tra il 14 gennaio e il 18 marzo 2010, con una cadenza bisettimanale, per un totale di 16 giornate di campionamento (160 ore complessive), evitando giornate di pioggia o forte vento per le quali è nota una significativa sottostima dei dati ottenuti dai campionamenti (Bibby et al., 2000). Per il riconoscimento visivo è stato utilizzato un binocolo Nikon Action 8x40. Nell'arco di ciascuna giornata, sono stati effettuati 5 transetti di 10 minuti ciascuno, in intervalli di due ore compresi tra le 8 di mattina e le 6 del pomeriggio (range: 8-10; 10-12; 12-14; 14-16; 16-18). Il transetto è stato percorso sempre nella stessa direzione e a passo d'uomo. Per ogni individuo di ciascuna specie sono stati annotati: la categoria ambientale nella quale ciascuno di essi veniva rilevato durante il campionamento e la relativa attività in fase di svolgimento. Le categorie comportamentali analizzate sono state le seguenti: immersioni totali (D_t), immersioni parziali (D_p), foraggiamento (F), nuoto (S), riposo (R).

Analisi ed elaborazione dati

Per ogni giornata di campionamento sono stati ottenuti i dati relativi al numero di individui per ciascuna delle cinque specie selezionate. Tali dati sono stati elaborati sulla base dei parametri di fascia oraria (sessione di transetto), tipo di categoria ambientale e comportamentale. Per analizzare le variazioni giornaliere stagionali è stato confrontato il numero medio di individui per specie studiata calcolato sulle 16 giornate di campionamento per fascia oraria (variazione giornaliera stagionale). Per analizzare le variazioni giornaliere mensili è stato confrontato il numero medio di individui per specie, calcolato come media sul valore massimo giornaliero di presenza per mese di campionamento (variazione giornaliera mensile). I test utilizzati per l'analisi di significatività sono stati il Kruskal-Wallis Test e il Chi-quadrato Test, con il supporto del software SPSS 13.0 per Windows (alfa<0,05).

RISULTATI

Ciclo giornaliero stagionale

I dati relativi al numero medio di individui per specie, ripartiti per fasce orarie, sono riportati in Tab. 2. Tra le specie esiste una differenza significativa nel numero medio di individui registrato per ciascuna fascia oraria (Test di Kruskal-Wallis: p<0,05) con *F. atra* dominante sulle altre specie. Tuttavia, all'interno di ogni specie, solo *A. platyrhynchos* ha mostrato variazioni significative nel numero medio di individui censiti durante l'arco della giornata (Test di Kruskal-Wallis: H=10,123; p=0,038). In *A. crecca* non si osservano variazioni significative benché sia stato rilevato un valore massi-

mo nel numero medio di individui nella fascia oraria 8-10, nella quale si registra un elevato valore di deviazione standard (Fig. 1). Nell'ambito di ciascuna categoria ambientale non esistono differenze significative in nessuna specie selezionata, fatta eccezione in *F. atra* nel fragmiteto (Tab. 3, Fig. 2). Per quanto riguarda le differenti categorie comportamentali, si osserva una significatività in tutte le fasce orarie solo per *A. crecca*; per *A. platyrhynchos* e *A. clypeata* risultano significative solo le differenze nella fascia oraria 14-16 (Tab. 4). Per *A. crecca* la categoria comportamentale del riposo risulta essere la più rappresentata; i valori medi significativamente più alti si osservano tra le 8 e le 12 e nella fascia oraria 16-18 (Test di Kruskal-Wallis: $p<0,005$). Nelle fasce orarie 12-14 e 14-16 le categorie comportamentali più rappresentate risultano essere quella del foraggiamento e del nuoto (Test di Kruskal-Wallis: $p<0,005$).

Ciclo mensile stagionale

Sono state rilevate differenze significative nella variazione del numero medio di individui presenti nei tre mesi di campionamento in *F. atra*, *A. strepera* e *A. clypeata* (Test di Kruskal-Wallis: $p<0,005$) (Tab. 5). In queste tre specie la variazione osservata è associata ad un trend di progressivo aumento nel numero di individui. Per *A. platyrhynchos* e *A. crecca* si osserva un incremento da gennaio a febbraio, con un leggero decremento in marzo. *F. atra* e *A. crecca* risultano le specie più rappresentate in tutti i mesi (Fig. 3). Variazioni significative mensili nel numero medio di individui osservati (per ognuna delle specie) in una stessa categoria ambientale, si osservano solo nel fragmiteto, nelle acque alte e nel giuncheto/cariceto (Tab. 6). In particolare: nel fragmiteto la presenza media di individui segue un *trend* di progressivo incremento per *A. strepera* e *A. clypeata*, passando da una totale assenza di individui registrata in gennaio, ad una media mensile progressivamente più elevata nei mesi di febbraio e marzo (Test di Kruskal-Wallis: $p<0,05$); nelle acque alte l'incremento significativo nella media del numero di individui si riscontra, oltre che per *Anas strepera* e *Anas clypeata*, anche per *Fulica atra* (Test di Kruskal-Wallis: $p<0,05$). Nel giuncheto/cariceto, seppur esista una forte significatività nelle variazioni stagionali per *F. atra*, *A. platyrhynchos* e *A. clypeata*, non si riscontra per nessuna delle specie un trend di incremento/decremento (Fig. 4). Variazioni significative si osservano nell'incremento della frequenza di immersioni parziali in *F. atra* e *A. clypeata* ($p<0,01$); l'attività natatoria e quella di riposo tendono ad incrementare in maniera lineare e significativa in *A. strepera* e *A. clypeata* (natatoria: $p<0,006$; riposo: $p<0,025$) (Tab. 7). Benché in *A. clypeata* e *A. strepera* si osservi un incremento di frequenza per tutte le categorie comportamentali (esclusa quella di immersione totale, assente in tutte e quattro le specie di anatidi), le differenze non sono significative (Fig. 5).

DISCUSSIONE

Fulica atra

La significatività della dominanza di *F. atra* sulle altre specie analizzate è spiegata dal carattere stanziale e nidificante di questo rallide nell'area e dalla sua predilezione

per gli spazi aperti. L'attività preminente nella giornata è risultata quella trofica (cfr. Cramp e Simmons, 1980; Santoul e Mastrorillo, 2004; Baaziz e Samraoui, 2008), differentemente da quanto riportato in altri studi (es., Irwin e O'Halloran, 1997). Non è stata qui osservata una significativa variazione nell'attività giornaliera della specie. L'incremento nel numero medio di individui osservato nel trimestre è invece da attribuirsi all'arrivo di coppie in migrazione pre-nuziale, a conferma del carattere svernante e nidificante della specie nell'area (Brunelli e Fraticelli, 1997). L'osservazione di attività trofica sia in acqua che sulle rive fangose conferma inoltre il comportamento trofico della specie definibile come intermedio tra quello delle anatre da superficie, delle anatre tuffatrici e degli uccelli riparali (Hurter, 1972; Sharrock, 1976).

Anas platyrhynchos

I risultati confermano il carattere svernante e nidificante della specie nell'area (Battisti e Sorace, 2006; Malavasi et al., 2006). La variazione nei numeri medi di presenza giornaliera è legata alla designazione da parte delle coppie di diversi siti preposti alle attività di alimentazione e al ristoro, siti tra i quali le coppie si spostano frequentemente (Cramp e Simmons, 1980) e indipendentemente le une dalle altre (Lebret, 1961; Weidmann, 1956). L'aumento del numero medio di individui nel mese di febbraio risulta legato a processi di migrazione pre-nuziale; la diminuzione nel mese di marzo è da attribuire al carattere elusivo delle coppie in nidificazione. La specie non è invece stata osservata sulla macrotipologia ambientale della riva fangosa, a differenza di quanto descritto da altri autori (Cramp e Simmons, 1980).

Anas crecca

La specie è localmente migratoria e svernante (Battisti e Sorace, 2006). Il picco di presenza massima giornaliera osservato nella prima sessione di campionamento è dovuta ad un evento straordinario di osservazione di 111 individui in una sola giornata di campionamento; ciò a conferma del carattere gregario diurno della specie, anche in aree di ridotte dimensioni (Cramp e Simmons, 1980; Tamisier e Tamisier, 1981; Brichetti et al., 1992; Rizzo e Battisti, 2009). La categoria comportamentale maggiormente osservata è stata quella del riposo, in particolare al mattino e al crepuscolo. La bassa variazione nelle medie orarie del numero di individui è spiegata dalla presenza della specie prevalentemente in acque aperte adiacenti a vegetazione emergente, sia quando in attività che in riposo, nel periodo non riproduttivo (Bauer e Glutz, 1968). Il *trend* stagionale mostra un aumento nel numero di individui da gennaio a marzo, non riscontrato in un raffronto con i dati in letteratura (Carpegna et al., 1987) e probabilmente legato alle dinamiche di questa specie nell'area mediterranea.

Anas strepera

Il numero di individui osservati per *A. strepera* è apparso particolarmente ridotto, essendo l'area di studio un luogo di passo e non di svernamento per questa specie elusiva e poco gregaria (Brichetti et al, 1992; Battisti e Sorace, 2006; Rizzo e Battisti,

2009). Il trend di variazione stagionale, caratterizzato da un significativo incremento nel numero di individui, conferma inoltre come nell'area mediterranea la specie compia migrazioni pre-nuziali nel periodo febbraio-aprile (Brichetti et al, 1992). La categoria ambientale in cui la specie è risultata più presente è quella delle acque alte (Brunelli et al., 1998), in cui sono stati osservati individui in attività di nuoto, alimentazione e riposo; come atteso da letteratura, nessun individuo è mai stato campionato in immersione totale (Szijj, 1965; Brichetti e Cambi, 1981). Essendo questa una specie di passo, era atteso che le variazioni osservate nei tre mesi di campionamento risultassero significative anche nell'analisi delle categorie ambientali e comportamentali. Si osserva infatti una abbondanza progressivamente più elevata della specie nelle categorie ambientali del fragmiteto e delle acque alte, habitat favoriti dalla specie (Brunelli et al., 1998).

Anas clypeata

Il numero di individui osservato giornalmente si mantiene per tutte le fasce orarie sotto una media di 5 individui; ciò rispecchia in parte l'ecologia di questa specie che, seppur migratoria e svernante nell'area di studio, tende a formare gruppi composti da circa 20-30 individui (Cramp e Simmons, 1980). Il *trend* di variazione nei tre mesi di campionamento mostra un significativo e lineare incremento nel numero di individui campionati legato a fenomeni di migrazione pre-nuziale, con un picco tra la metà di marzo e la metà di aprile (Brichetti e Cambi, 1981). Come atteso, le variazioni nel numero medio di individui osservate nei tre mesi di campionamento si riflettono nell'analisi delle variazioni per categorie ambientali e comportamentali. Non si registrano presenze di individui in acque basse e su rive fangose; forse ciò è dovuto all'estrema specializzazione trofica della specie che consiste in un'alimentazione principalmente filtratoria e a base di plankton (McKinney, 1973; Cramp e Simmons, 1980). La categoria ambientale in cui la specie è risultata più presente è quella del fragmiteto e la categoria comportamentale più frequente è risultata quella del riposo, probabilmente per una maggiore attività della specie nelle ore notturne (Cramp e Simmons, 1980).

CONCLUSIONI

Lo studio ha mostrato come anche un'area di ridotte dimensioni possa svolgere un ruolo importante nelle dinamiche migratorie di rallidi e anatidi. Per tutte le specie analizzate si è evidenziata l'importanza del mantenimento di una elevata eterogeneità naturale nell'area umida, al fine di supportare le diverse esigenze ecologiche legate ad un uso multiplo dei diversi ambienti. Esiste un chiaro dinamismo temporale nella presenza delle specie anche nell'arco della stessa stagione invernale; risulta quindi importante comprendere ulteriormente le dinamiche migratorie delle singole specie al fine di implementare le conoscenze ad oggi ancora ridotte sulle dinamiche ecologiche degli ambienti umidi mediterranei. Lo studio è stato condotto nell'ambito di una tesi di laurea magistrale in Gestione degli Ecosistemi (Scienze Biologiche) presso l'Università degli studi Roma Tre.

Macrotipologia ecosistemica	Classe copertura	Composizione
Acque alte (> 3 m dalla riva; W_d)	4.6	Scirpeto compatto a *Bolboschoenus maritimus* con tappeto inferiore a *Crypsis aculeata* periodicamente inondato
Acque basse (< 3 m dalla riva; W_s)	4	Mosaico di diverse comunità ascrivibili all'ordine *Juncetalia maritimi*
Fragmiteto (Ph)	5.1	Canneto a dominanza di *Phragmites australis* con *Bolboschoenus maritimus* e *Calystegia sepium*
Giuncheto/cariceto (J/C)	5.3 e 4.4	Aggruppamenti a *Carex microcarpa* e prati a agarici bassi e giunchi dominati da *Juncus gerardi*, *Carex divisa*, *Allium savii*, *Limonium serotinum*
Riva fangosa (M)	4	Mosaico di comunità ascrivibili all'ordine *Juncetalia maritimi* ove fasi fenologiche precoci e primaverili caratterizzate da comunità erbacee effimere con specie annuali pioniere alofite (*Saginetea maritimae*)

Tab. 1. Classi di copertura vegetazionale (Guidi, 2006) corrispondenti alle macrotipologie ambientali identificate nell'area di studio.

Fascia oraria	*F. atra*		*A. platyrhynchos*		*A. crecca*		*A. clypeata*		*A. strepera*		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08 - 10	32,63	6,20	1,44	1,26	14,81	26,51	3,00	3,93	1,75	2,41	47,193	0,000
10 - 12	33,88	6,58	0,75	1,18	7,06	8,29	2,31	3,61	2,19	3,69	40,625	0,000
12 - 14	34,50	5,56	0,88	1,63	9,31	6,85	2,94	4,57	2,13	2,96	53,500	0,000
14 - 16	30,50	6,83	2,56	2,61	8,25	8,35	4,81	5,69	2,25	3,09	43,689	0,000
16 - 18	30,00	6,93	0,75	1,61	8,44	6,13	3,56	4,66	2,63	3,16	51,349	0,000
Test K-W	H = 5,153 p = 0,272		H = 10,123 p = 0,038		H = 2,374 p = 0,667		H = 2,119 p = 0,714		H = 0,502 p = 0,973			

Tab. 2. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie ripartiti per le diverse fasce orarie del ciclo giornaliero (8-18). Le medie si riferiscono a 16 giornate di campionamento distribuite da gennaio a marzo (cfr. metodi). Test di Kruskal-Wallis.

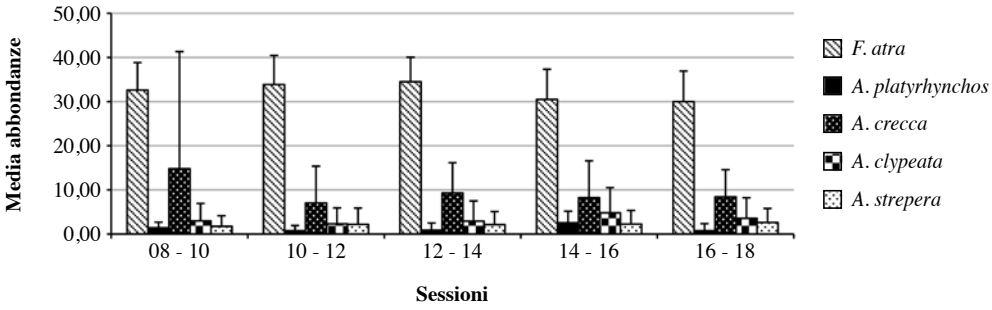


Fig. 1. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie ripartiti per le diverse fasce orarie del ciclo giornaliero (8-18). Le medie si riferiscono a 16 giornate di campionamento distribuite da gennaio a marzo (cfr. metodi).

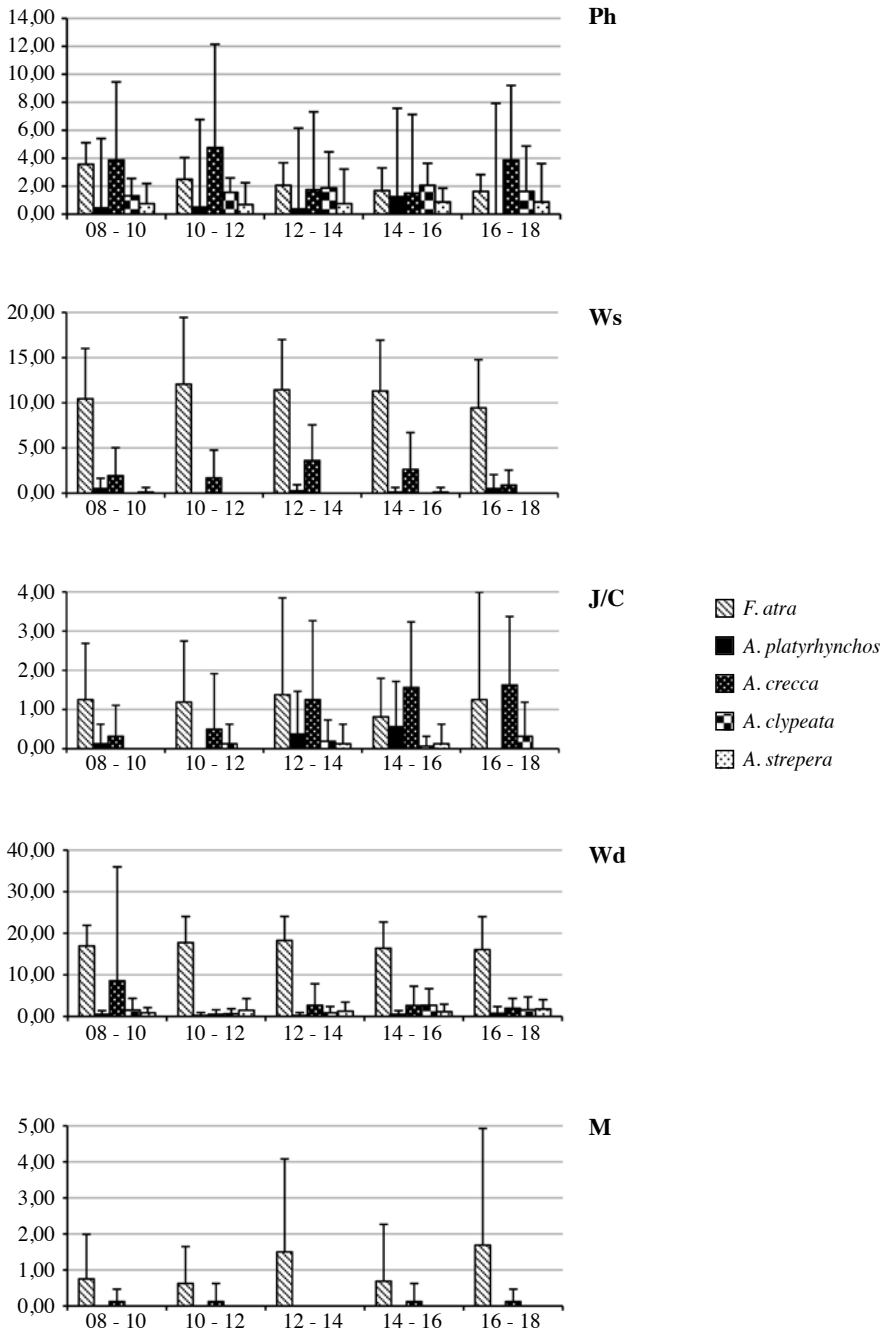


Fig. 2. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui di ogni specie per categoria ambientale per fascia oraria di campionamento (8-18). Le medie si riferiscono a 16 giornate di campionamento distribuite da gennaio a marzo (cfr. metodi).

Fulica atra

Fascia oraria	Ph		W_d		W_s		M		J/C	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
08 - 10	3,56	1,55	16,94	4,97	10,44	5,57	0,75	1,24	1,25	1,44
10 - 12	2,50	1,55	17,75	6,27	12,06	7,40	0,63	1,02	1,19	1,56
12 - 14	2,06	1,61	18,25	5,78	11,44	5,56	1,50	2,58	1,38	2,47
14 - 16	1,69	1,62	16,38	6,32	11,31	5,63	0,69	1,58	0,81	0,98
16 - 18	1,63	1,20	16,06	7,93	9,44	5,33	1,69	3,24	1,25	2,74
Test K-W	H= 14,260		H= 0,805		H= 1,458		H= 1,649		H= 0,859	
	p= 0,007		p= 0,938		p= 0,834		p= 0,800		p= 0,930	

Anas platyrhynchos

Fascia oraria	Ph		W_d		W_s		M		J/C	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
08 - 10	0,44	0,81	0,50	0,89	0,50	1,15	0,00	0,00	0,13	0,50
10 - 12	0,50	0,82	0,25	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12 - 14	0,38	0,81	0,25	0,68	0,25	0,68	0,00	0,00	0,38	1,09
14 - 16	1,25	1,65	0,50	0,89	0,13	0,50	0,00	0,00	0,56	1,15
16 - 18	0,00	0,00	0,75	1,61	0,50	1,55	0,00	0,00	0,00	0,00
Test K-W	H= 5,964		H= 0,937		H= 0,942		H= 0,000		H= 2,035	
	p= 0,202		p= 0,919		p= 0,919		p= 1,000		p= 0,729	

Anas crecca

Fascia oraria	Ph		W_d		W_s		M		J/C	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
08 - 10	3,88	5,33	8,56	27,40	1,94	3,09	0,13	0,34	0,31	0,79
10 - 12	4,75	5,50	0,50	1,10	1,69	3,07	0,13	0,50	0,50	1,41
12 - 14	1,75	2,52	2,69	5,16	3,63	3,93	0,00	0,00	1,25	2,02
14 - 16	1,50	2,07	2,63	4,65	2,63	4,08	0,13	0,50	1,56	1,67
16 - 18	3,88	5,00	1,94	2,38	0,88	1,67	0,13	0,34	1,63	1,75
Test K-W	H= 4,328		H= 4,504		H= 3,304		H= 0,495		H= 7,505	
	p= 0,363		p= 0,342		p= 0,508		p= 0,974		p= 0,112	

Anas clypeata

Fascia oraria	Ph		W_d		W_s		M		J/C	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
08 - 10	1,31	2,21	1,56	2,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10 - 12	1,56	2,61	0,63	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,50
12 - 14	1,88	2,96	0,88	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,54
14 - 16	2,06	2,72	2,69	4,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,25
16 - 18	1,63	3,12	1,63	3,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,87
Test K-W	H= 1,046		H= 1,285		H= 0,000		H= 0,000		H= 0,547	
	p= 0,903		p= 0,864		p= 1,000		p= 1,000		p= 0,969	

Anas strepera

Fascia oraria	Ph		W_d		W_s		M		J/C	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
08 – 10	0,75	1,61	0,88	1,26	0,13	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
10 – 12	0,69	1,30	1,50	2,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12 – 14	0,75	1,77	1,25	2,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,50
14 – 16	0,88	1,63	1,13	1,78	0,13	0,50	0,00	0,00	0,13	0,50
16 – 18	0,88	1,45	1,75	2,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Test K-W	H= 0,448		H= 0,679		H= 0,229		H= 0,000		H= 0,229	
	p= 0,978		p= 0,954		p= 0,994		p= 1,000		p= 0,994	

Tab. 3. Valori medi e (deviazioni standard) del numero di individui per ogni specie per le diverse categorie ambientali selezionate durante il ciclo giornaliero (8-18). Ph = fragmiteto; W_d = acque alte; W_s = acque basse; M = riva fangosa; J/C = giuncheto/ cariceto. Le medie si riferiscono a 16 giornate di campionamento distribuite da gennaio a marzo (cfr. metodi).

Fulica atra

Fascia oraria	D_t		D_p		F		S		R		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08-10	2,69	1,25	8,94	4,80	16,06	5,57	8,25	4,11	0,31	0,70	57,802	0,000
10 - 12	3,25	2,32	6,31	4,11	15,81	3,67	9,63	4,24	0,38	0,72	60,125	0,000
12 - 14	4,31	3,96	7,75	6,66	17,06	5,16	7,69	3,61	0,50	0,82	52,811	0,000
14 - 16	3,19	2,17	6,94	3,71	14,00	4,84	10,44	5,15	0,19	0,40	53,999	0,000
16 - 18	3,19	2,26	6,69	5,08	12,94	5,03	8,81	5,21	0,56	0,81	46,942	0,000
Test K-W	H= 1,031		H= 3,486		H= 5,516		H= 4,003		H= 1,498			
	p= 0,905		p= 0,480		p= 0,238		p= 0,406		p= 0,827			

Anas platyrhynchos

Fascia oraria	D_t		D_p		F		S		R		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08 - 10	0,00	0,00	0,13	0,50	0,44	1,09	0,88	1,02	0,13	0,50	5,642	0,228
10 - 12	0,00	0,00	0,13	0,50	0,06	0,25	0,56	0,89	0,13	0,50	2,747	0,601
12 - 14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,68	0,38	1,09	0,13	0,50	0,790	0,940
14 - 16	0,00	0,00	0,38	0,89	0,56	0,89	1,94	2,69	0,13	0,50	8,377	0,079
16 - 18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	1,61	0,00	0,00	2,282	0,684
Test K-W	H = 0,000		H = 1,177		H = 2,805		H = 5,288		H = 0,143			
	p = 1,000		p = 0,882		p = 0,591		p = 0,259		p = 0,998			

Anas crecca

Fascia oraria	D_t		D_p		F		S		R		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08 - 10	0,00	0,00	0,31	0,87	2,13	2,42	1,69	2,18	10,69	27,26	17,416	0,002
10 - 12	0,00	0,00	0,63	1,41	0,88	2,09	1,19	1,72	4,44	6,10	10,449	0,034
12 - 14	0,00	0,00	1,63	2,78	4,13	3,91	4,25	5,74	1,19	2,40	15,756	0,003
14 - 16	0,00	0,00	1,69	2,91	3,25	4,20	3,50	4,97	1,25	1,84	11,615	0,020
16 - 18	0,00	0,00	1,25	2,72	2,25	2,67	2,38	2,55	3,56	5,86	17,572	0,001
Test K-W	H = 0,000		H = 2,214		H = 8,035		H = 4,616		H = 6,007			
	p =1,000		p = 0,697		p = 0,090		p = 0,329		p = 0,199			

Anas clypeata

Fascia oraria	D_t		D_p		F		S		R		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08 - 10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	1,06	1,88	3,07	7,026	0,134
10 - 12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,63	1,59	1,44	2,42	3,853	0,426
12 - 14	0,00	0,00	0,06	0,25	0,00	0,00	1,19	1,97	1,56	3,08	3,661	0,454
14 - 16	0,00	0,00	0,19	0,75	0,00	0,25	3,25	3,70	1,31	2,21	12,021	0,017
16 - 18	0,00	0,00	1,00	3,01	0,00	0,25	2,31	3,84	0,88	1,59	6,425	0,170
Test K-W	H = 0,000		H = 1,197		H = 0,221		H = 5,297		H = 0,378			
	p = 1,000		p = 0,879		p = 0,994		p = 0,258		p = 0,984			

Anas strepera

Fascia oraria	D_t		D_p		F		S		R		Test K-W	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	H	p
08 - 10	0,00	0,00	0,13	0,50	0,25	1,00	0,63	0,96	0,75	1,61	2,869	0,580
10 - 12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25	2,05	0,94	2,11	8,073	0,194
12 - 14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,50	1,50	2,00	0,38	1,50	6,793	0,147
14 - 16	0,00	0,00	0,50	1,55	0,00	0,00	1,75	2,72	0,25	0,68	8,346	0,080
16 - 18	0,00	0,00	0,25	0,68	0,00	0,00	1,50	2,25	0,75	1,24	5,756	0,218
Test K-W	H = 0,000		H = 0,790		H = 0,229		H = 1,142		H = 1,699			
	p = 1,000		p = 0,940		p = 0,994		p = 0,888		p = 0,791			

Tab. 4. Valori medi del numero di individui per specie per le diverse categorie comportamentali selezionate durante il ciclo giornaliero (8-18). D_t = immersione totale; D_p = immersione parziale; F = foraggiamento; S = nuoto; R = riposo. Le medie si riferiscono a 16 giornate di campionamento distribuite da gennaio a marzo (cfr. metodi).

Mese	*F. atra*		*A. platyrhynchos*		*A. crecca*		*A. clypeata*		*A. strepera*	
	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
Gennaio	29,75	2,06	2,50	0,58	12,00	9,09	0,00	0,00	1,25	2,50
Febbraio	35,83	5,38	4,00	3,58	29,17	40,66	3,00	2,76	4,50	4,81
Marzo	40,33	2,34	3,00	1,67	16,83	6,40	7,67	3,88	11,33	4,18
Test K-W	H = 12,419 p = 0,002		H = 2,676 p = 0,262		H = 2,549 p = 0,280		H = 11,631 p = 0,003		H = 10,737 p = 0,005	

Tab. 5. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie per mese di campionamento. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

Categoria ambientale	Mese	*F. atra*		*A. platyrhynchos*		*A. crecca*		*A. strepera*		*A. clypeata*	
		Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
Ph	Gennaio	4,75	1,26	2,25	0,50	8,00	7,30	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	4,33	1,37	2,17	1,60	8,33	7,28	0,67	1,63	2,83	3,37
	Marzo	4,00	0,89	1,67	1,51	8,50	5,43	3,67	2,34	7,33	3,27
	Test K-W	H = 0,152 p = 0,927		H = 0,394 p = 0,821		H = 1,762 p = 0,414		H = 9,783 p = 0,008		H = 11,565 p = 0,003	
W_d	Gennaio	16,00	4,97	1,50	1,00	3,25	3,59	0,00	0,00	1,25	2,50
	Febbraio	24,33	3,61	2,00	2,19	22,0	43,79	2,00	2,53	2,67	3,93
	Marzo	26,33	4,37	1,33	1,03	4,50	3,15	5,67	2,34	7,00	3,90
	Test K-W	H = 10,140 p = 0,006		H = 0,754 p = 0,686		H = 2,172 p = 0,338		H = 11,344 p = 0,003		H = 7,494 p = 0,024	
W_s	Gennaio	13,25	4,27	0,00	0,00	6,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	17,00	7,16	2,00	2,19	6,00	4,94	0,33	0,82	0,00	0,00
	Marzo	17,50	4,14	1,00	1,67	5,50	4,42	0,33	0,82	0,00	0,00
	Test K-W	H = 4,740 p = 0,093		H = 5,309 p = 0,070		H = 0,434 p = 0,805		H = 1,062 p = 0,588		H = 0,000 p = 1,000	
M	Gennaio	3,50	1,91	0,00	0,00	0,50	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	1,17	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Marzo	4,17	4,40	0,00	0,00	0,83	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00
	Test K-W	H = 1,295 p = 0,523		H = 0,000 p = 1,000		H = 5,908 p = 0,052		H = 0,000 p = 1,000		H = 0,000 p = 1,000	
J/C	Gennaio	3,25	5,19	0,75	0,96	2,00	1,83	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	1,67	0,82	2,00	1,79	3,83	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00
	Marzo	2,83	0,75	0,00	0,00	2,83	1,72	0,67	1,03	1,33	1,21
	Test K-W	H = 6,724 p = 0,035		H = 6,469 p = 0,039		H = 3,994 p = 0,136		H = 4,250 p = 0,119		H = 9,544 p = 0,008	

Tab. 6. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie nei tre mesi di campionamento ripartiti per le diverse categorie ambientali: Ph = fragmiteto; Wd = acque alte; Ws = acque basse; M = riva fangosa; J/C = giuncheto/cariceto. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

Categoria comportam.	Mese	*F. atra*		*A. platyrhynchos*		*A. crecca*		*A. strepera*		*A. clypeata*	
		Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds	Media	Ds
D_t	Gennaio	10,00	3,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	5,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Marzo	4,67	1,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Test K-W	H = 0,950 p = 0,622		H = 0,000 p = 1,000		H = 0,000 p = 1,000		H = 0,000 p = 1,000		H = 0,000 p = 1,000	
D_p	Gennaio	5,50	4,12	0,75	0,96	2,25	2,63	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	14,67	5,35	0,83	1,33	4,33	4,32	0,33	0,82	0,00	0,00
	Marzo	13,83	1,17	0,00	0,00	3,00	2,37	1,67	2,34	3,00	4,56
	Test K-W	H = 11,348 p = 0,003		H = 2,436 p = 0,296		H = 1,696 p = 0,428		H = 4,406 p = 0,110		H = 9,525 p = 0,009	
F	Gennaio	20,25	6,29	1,25	0,96	7,00	4,83	0,00	0,00	0,00	0,00
	Febbraio	19,83	2,14	1,33	1,03	6,83	3,43	0,67	1,63	0,17	0,41
	Marzo	22,67	4,37	1,17	1,60	6,33	3,27	0,00	0,00	0,50	0,84
	Test K-W	H = 2,792 p = 0,248		H = 0,712 p = 0,701		H = 0,483 p = 0,785		H = 2,000 p = 0,368		H = 2,382 p = 0,304	
S	Gennaio	15,75	4,35	2,25	0,50	7,25	7,89	0,00	0,00	1,25	2,50
	Febbraio	12,33	1,03	4,00	3,58	6,33	6,02	2,67	2,42	2,00	2,28
	Marzo	15,33	1,63	2,33	1,97	6,33	3,01	5,00	2,76	7,83	2,71
	Test K-W	H = 3,828 p = 0,147		H = 2,128 p = 0,345		H = 1,707 p = 0,426		H = 10,456 p = 0,005		H = 11,318 p = 0,003	
R	Gennaio	1,25	0,96	0,50	1,00	9,25	9,91	0,00	0,00	0,75	1,50
	Febbraio	0,83	0,75	0,33	0,82	25,50	42,51	0,50	1,22	3,00	4,38
	Marzo	1,67	0,82	0,67	1,03	8,17	6,49	4,67	2,07	5,67	3,44
	Test K-W	H = 3,656 p = 0,161		H = 0,607 p = 0,738		H = 1,746 p = 0,418		H = 14,163 p = 0,000		H = 7,569 p = 0,023	

Tab. 7. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie nei tre mesi di campionamento ripartiti per le diverse categorie comportamentali: Dt = immersione totale; Dp = immersione parziale; F = foraggiamento; S = nuoto; R = riposo. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

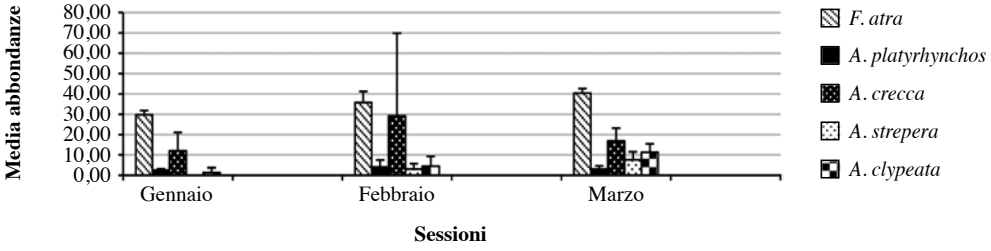


Fig. 3. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui per specie per mese di campionamento. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

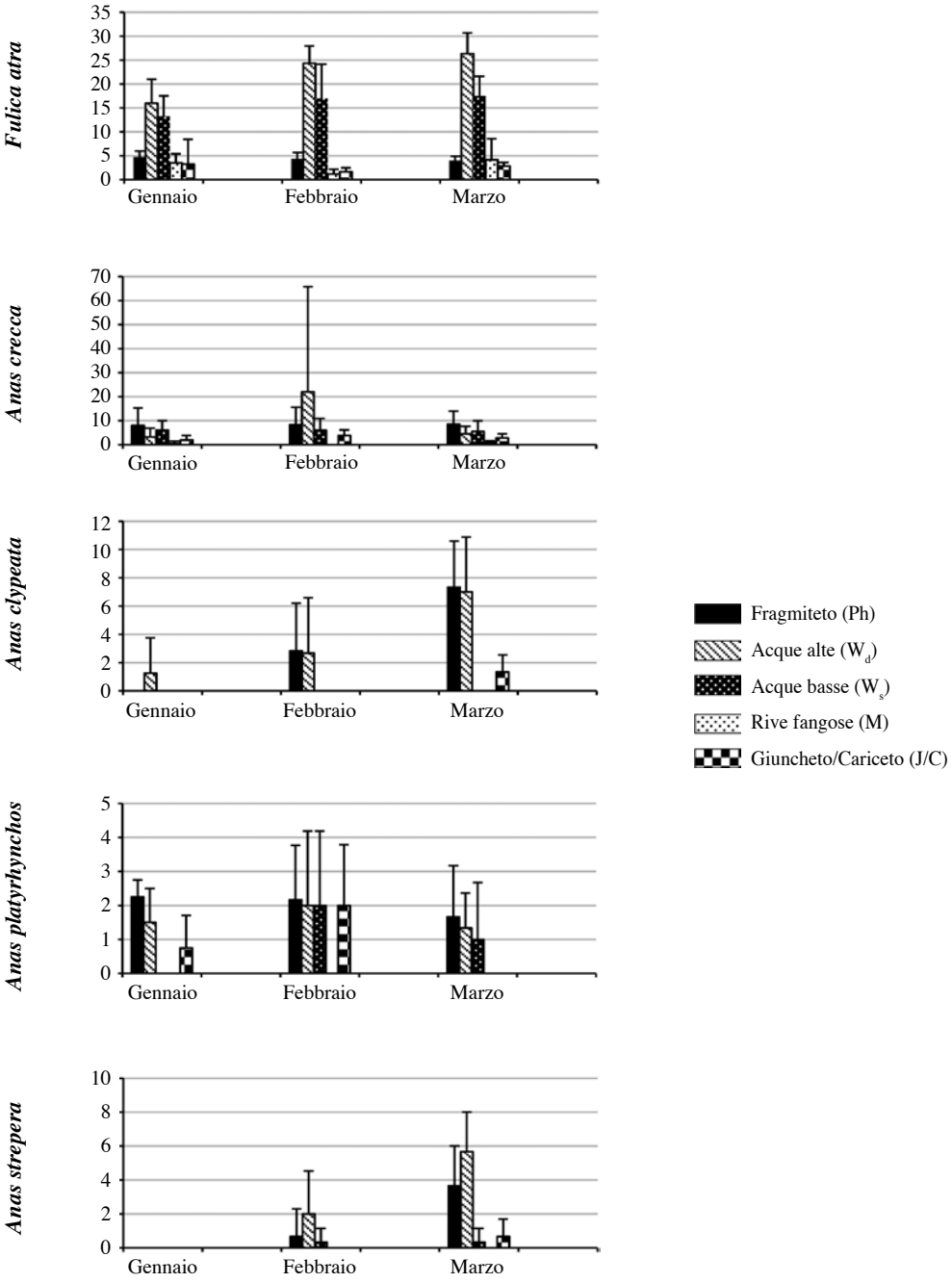


Fig. 4. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui di ogni specie per categoria ambientale per mese di campionamento. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

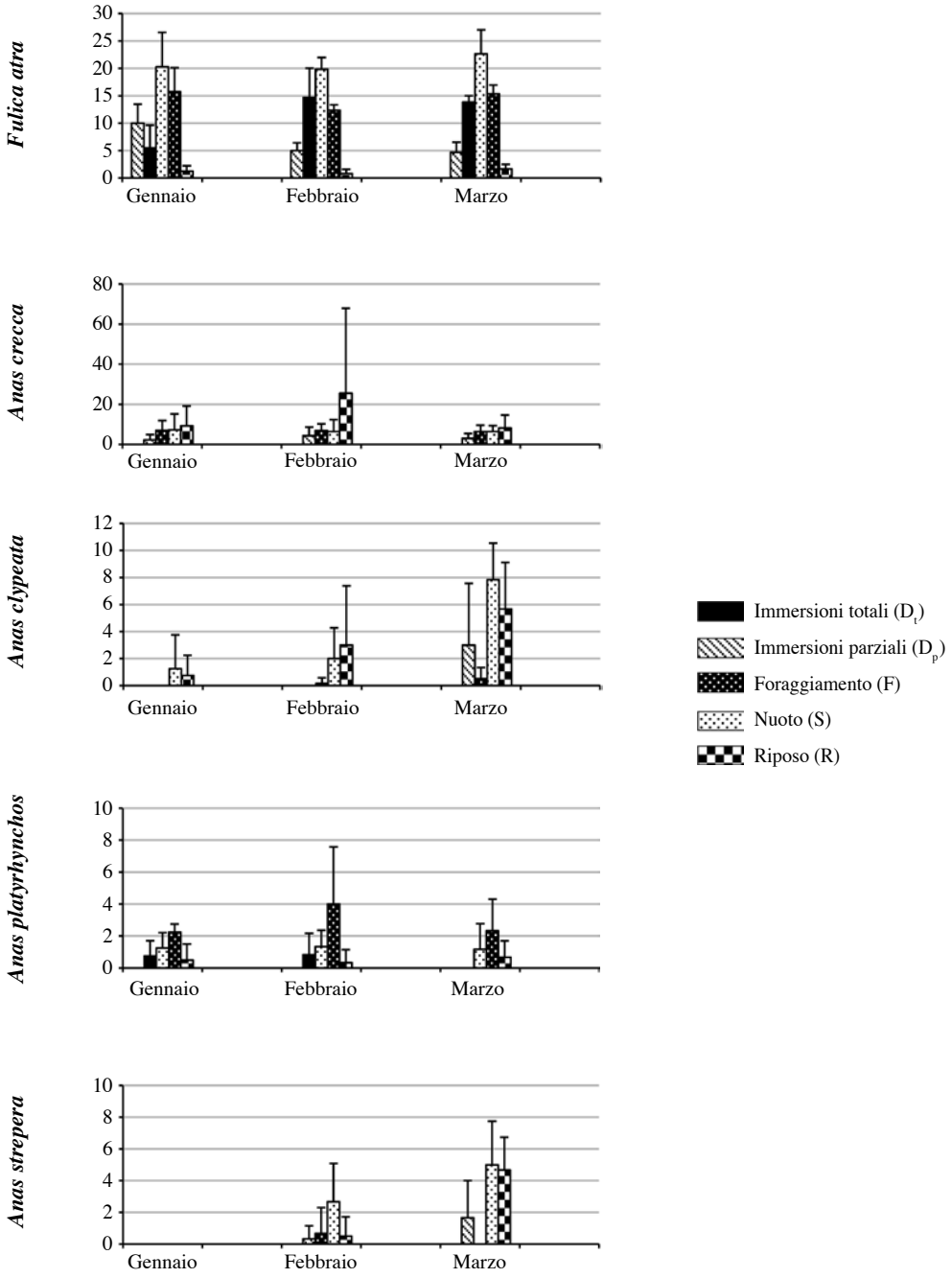


Fig. 5. Valori medi (e deviazioni standard) del numero di individui di ogni specie per categoria comportamentale per mese di campionamento. Le medie si riferiscono a 4 giornate di campionamento per il mese di gennaio, 6 per il mese di febbraio, 6 per il mese di marzo (cfr. metodi).

Summary

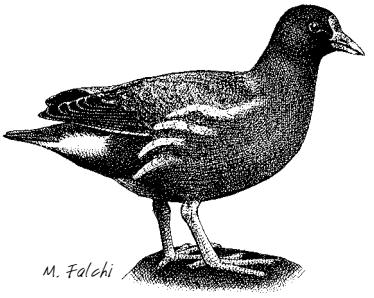
Daily and intra-seasonal trends in winter of *Fulica atra* and Anatidae in a Tyrrhenian coastal wetland (Palude di Torre Flavia, Central Italy)

During a wintering season we collected data on abundance and ecological behaviour of European Coot and some ducks in a small Tyrrhenian wetland. For each species we compared the mean abundance of individuals in a daytime and in a seasonal period. We selected five habitat categories and five behavioural activities. We observed different species-specific patterns depending on their phenology and ecology. The study confirms the central role of coastal Italian wetlands for water related species. It also showed the importance of the conservation management of a high natural heterogeneity at ecosystem and landscape scale.

BIBLIOGRAFIA

- Austin J. E., 2002. Responses of dubbling ducks to wetland conditions in the Prairie Pothole region. Waterbirds, 25: 465-473.
- Baaziz N., Samraoui B., 2008. The Status and Diurnal Behaviour of Wintering Common Coot *Fulica atra* L. in the Hauts Plateaux, northeast Algeria. European Journal of Scientific Research, 23: 495-512.
- Baldwin A. H., Egnotovich M.S., Clarke E., 2001. Hydrologic change and vegetation of tidal freshwater marshes: field, greenhouse, and seedbank experiments. Wetlands, 21: 519-531.
- Battisti C., Sorace A., 2006. Uccelli: check-list aggiornata a novembre 2005. In: Battisti C. (a cura di) (2006). Biodiversità, gestione e conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi: 255-269.
- Bauer K. M., Glutz von Blotzheim U. N., 1968. Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 2. Anseriformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt an Main.
- Bibby C. J., Burgess D., Hill D. A., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Brichetti P., Cambi D., 1981. Uccelli. Enciclopedia sistematica dell'avifauna italiana. Ed. Rizzoli-Corriere della Sera, Milano. 4 voll.
- Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N., 1992. Uccelli, 1. Ed. Calderini, Bologna.
- Brunelli M., Calvario E., Cascianelli D., Corbi F., Sarrocco S., 1998. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-1998. Alula, V (1-2): 3-124.
- Brunelli M., Fraticelli F., 1997. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata a dicembre 1996. Alula, IV (1-2): 60-78.
- Carpegna F., Alessandria G., Della Toffola M., 1987. La confluenza tra i fiumi Dora Baltea e Po: contributo alla conoscenza dell'avifauna. Riv. Piem. St. Nat., 8: 187-213.
- Colinvaux P., Steinitz M., 1979. Species richness and area in Galapagos and Andean lakes: equilibrium phytoplankton communities and a paradox of the zooplankton. In: Kerfoot W.C. (ed.) Evolution and ecology of zooplankton communities. University press of New England, Hanover, N. H.
- Cox C.B., Moore P.D., 1993. Biogeography: an ecological and evolutionary approach. Blackwell, London.
- Cramp S., Simmons, K. E. L. (Eds), 1980. The Birds of the Western Paleartic, 2. Oxford University Press, Oxford.
- Dodson S., 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. Limnol. Oceanogr., 37: 848-856.
- Frederick P. C., Ogden J. C., 2001. Pulsed breeding of long-legged wading birds and the importance of infrequent severe drought conditions in the Florida Everglades. Wetlands, 21: 484-491.
- Gariboldi A., Rizzi V., Casale F., 2000. Aree importanti per l'avifauna in Italia. LIPU.

- Graves G. R., 2001. Factors governing the distribution of Swainson's warbler along a hydrological gradient in great dismal swamp. Auk, 118: 650-664.
- Guidi A., 2006. Introduzione alla flora e alle comunità vegetali. In: Battisti C. (a cura di) (2006). Biodiversità, gestione e conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi: 169-187
- Hurter H. U., 1972. Nahrung und Ernährungsweise des Blässhuhns *Fulica atra* am Sempachersee. Der Ornithologische Beobachter, 69: 125-149.
- Irwin S., O'Halloran J., 1997. The wintering behaviour of coot *Fulica atra* L. at Cork Lough, Southwest Ireland. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, 97B: 157-162.
- Jarvinen O., Vàisännen N. A., 1973. Finnish line transect census. Ornis Fennica, 53: 115-118.
- Jordan F., Babbitt K. J., McIvor C. C., 1998. Seasonal variation in habitat use by marsh fishes. Ecology of Freshwater Fish, 7: 159-166.
- Krapu G. L., Pietz J., Brandt D. A., Cox Jr. R. R., 2006. Mallard brood movements, wetland use, and duckling survival during and following a prairie drought. Journal of Wildlife Management, 70: 1436-1444.
- Lebret T., 1961. The pair formation in the annual cycle of the mallard, *Anas platyrhynchos* L. Ardea, 49: 97-158.
- Malavasi R., Battisti C., Carpaneto G. M., 2006. Distribuzione spaziale dell'avifauna nidificante in relazione alle categorie di uso/copertura del suolo. In: Battisti C. (a cura di) (2006). Biodiversità, gestione e conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi: 316-324.
- McKinney F., 1973. Ecoethological aspects of reproduction. In: Farner D. S. (ed.). Breeding Biology of Birds. National academy of Sciences, Washington D.C.: 6-21.
- Nummy P., Pöysä, H., 1995. Breeding success of ducks in relation to different habitat factors. Ibis, 137: 145-150.
- Rizzo E., Battisti C., 2009. Habitat preferences of Anatidae (Aves, Anseriformes) in a Mediterranean patchy wetland (central Italy). Ekológia (Bratislava), 28, 1: 66-73.
- Santoul F., Mastrorillo S., 2004. Winter microhabitat distribution of coots (*Fulica atra* L.1758) on gravel-pit wetlands in the Garonne river floodplain, Southwest France. Belgian Journal of Zoology, 134: 5-8.
- Sharrock J. T. R., 1976. The atlas of breeding birds in Britain and Ireland. T&C Poyser.
- Snodgrass J. W., Komoroski M. J., Bryan A.L., Burger J., 2000. Relations among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implication for wetlands regulations. Conservation Biology, 83: 414-419.
- Soulé M. E., Orians G. H., 2001. Conservation biology research: Its challenges and contexts. In: Soulé M. E., Orians G. H. (Ed.). Conservation biology. Research priorities for the next decade. Society for Conservation Biology, Island press: 271-285
- Szijj J., 1965. Okologische Untersuchungen an Entenvogeln (Anatidae) des ermatinger Beckens (Bodensee). Vogelwarte, 23: 24-71.
- Tamisier A., Tamisier M. C., 1981. L'existence d'unites fonctionnelles demontrée chez les Sarcelles d'hiver en Camargue par la biotélémétrie. Revue d'Ecologie (Terre et Vie), 35: 563-579.
- Tucker G. M., Heath M. F., 1994. Birds in Europe: their conservation status. Birdlife conservation. Series, 3. Cambridge, U.K.: Birdlife International.
- Weidmann U., 1956. Verhaltensstudien an der Stoek- ente (*Anas platyrhynchos* L.).1. Das Aktionsystem. Z. Tierpsycho L, 13: 208-271.


M. Falchi

I RAPACI DIURNI (FALCONIFORMES) DEI MONTI LEPINI (LAZIO MERIDIONALE)

Luigi Corsetti [1] Paolo Fusacchia [2] Luigi Marozza [3] & Massimiliano Proietti [4]

[1] *Via Adige, 45 – 04100 Latina (info@edizionibelvedere.it)*
[2] *Viale XXV Aprile, 46 – 00034 Colleferro (RM)*
[3] *Via Joyce, 80 d/12 – 00143 Roma*
[4] *Via Carpinetana ovest, 11 – 00037 Segni (RM)*

INTRODUZIONE

A 20 anni dalla pubblicazione dell'Atlante ornitologico dei Monti Lepini (Corsetti, 1990), grazie ai dati più recenti raccolti negli anni Duemila, a quelli pregressi riportati nel già citato Atlante o presenti in altri lavori sugli uccelli rapaci del comprensorio e/o del Lazio meridionale (Bruni, 1994; Corsetti, 1996, 2003; Corsetti e Fusacchia, 2004; Proietti et al., 2004), è stato possibile aggiornare lo stato e la dinamica delle popolazioni di rapaci diurni nidificanti (Falconiformes).

AREA DI STUDIO

Il comprensorio dei Monti Lepini si estende per circa 800 kmq nelle province di Frosinone, Latina e Roma; fa parte dell'Antiappennino laziale meridionale (o Catena dei Volsci), a litologia affiorante prevalentemente calcarea, e appartiene all'antica Piattaforma carbonatica laziale-abruzzese. Su tutto il gruppo montuoso si manifestano i fenomeni carsici sia ipogei, con centinaia di grotte e abissi, sia epigei con doline, campi carsici, ecc.

Orograficamente i Lepini sono formati da due catene montuose principali con andamento NO-SE, separate da un solco abbastanza profondo (linea tettonica Montelanico-Carpineto). La catena occidentale degrada sulla Piana Pontina ed è costituita dal gruppo di Monte Lupone (1.378 m) e da quello del Monte Semprevisa (1.536 m), la vetta più elevata dei Lepini e di tutta la Catena dei Volsci. Quella orientale scende ripida sulla Valle del Sacco, che separa i Lepini dall'Appennino vero e proprio; è costituita dal gruppo del Monte Gemma (1.457 m) e da un esteso altopiano in cui si elevano, tra gli altri, i monti Malaina (1.480 m) e Alto (1.416 m).

La complessa orografia, l'estensione del territorio e la vicinanza del mare, determinano sostanziali varianti climatiche che individuano quattro fondamentali differenti fitoclimi (Blasi, 1994): termotipo montano inferiore, collinare superiore, collinare inferiore/superiore e mesomediterraneo inferiore.

La distribuzione delle varie associazioni vegetali rispecchia tali caratteristiche climatiche, con le successioni vegetazionali che sui Lepini sono comunque indicative, considerato che spesso si determinano situazioni non inquadrabili nelle zonizzazioni teoriche, e la tipica stratificazione ne risulta a volte sconvolta. I boschi ricoprono ol-

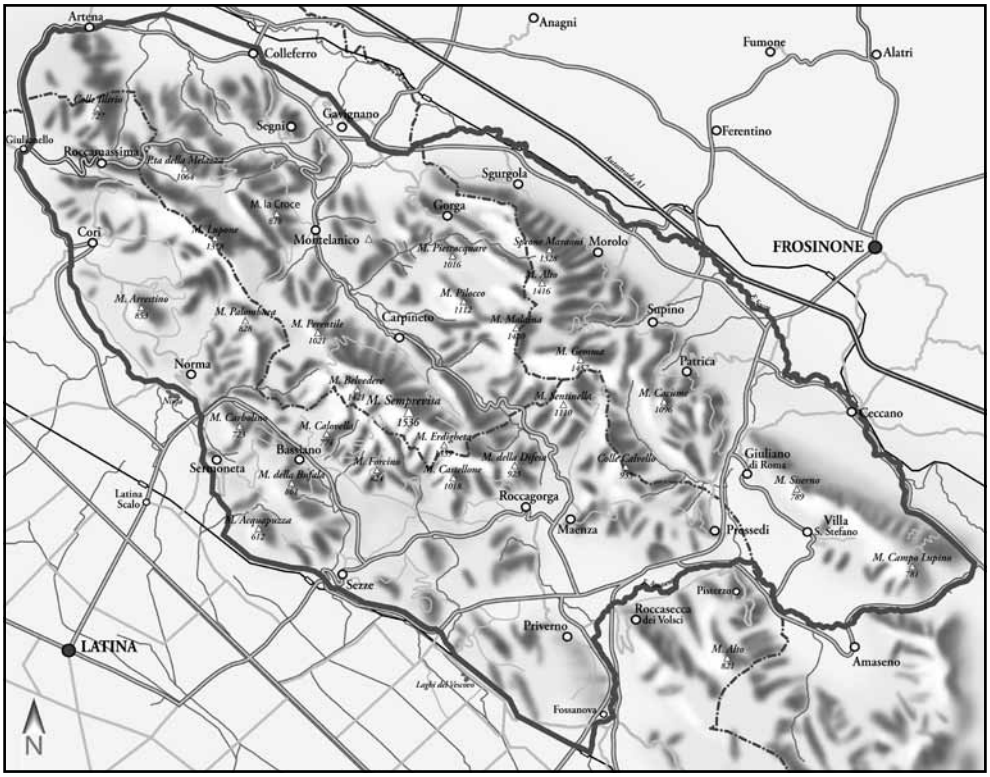


Fig. 1. L'area di studio.

tre un terzo dell'intera superficie del comprensorio, con formazioni spesso compatte e imponenti a Faggio *Fagus sylvatica*, accompagnato da Agrifoglio *Ilex aquifolium* e Tasso *Taxus baccata*, oppure miste, a prevalenza di Carpino nero *Ostrya carpinifolia*, e infine a Leccio *Quercus ilex*. Praterie montane e ginepreti, ampi pascoli nelle conche carsiche e vallive, arbusteti, pseudosteppe ad Ampelodesma *Ampelodesmos mauritanicus*, garìghe, macchia mediterranea e limitate estensioni a Sughera *Quercus suber*, completano un quadro vegetazionale assai complesso e di estremo interesse (cfr. Corsetti, 2006).

MATERIALI E METODI

Le informazioni contenute nel presente lavoro sono scaturite soprattutto dal regolare monitoraggio del territorio compiuto dagli Autori a partire dalla metà degli anni '90 del Novecento e, soltanto in una seconda fase, finalizzato alla ricerca e al censimento degli uccelli rapaci in particolare; tali indagini hanno avuto maggiore impulso negli anni Duemila, grazie anche a quelle svolte nell'ambito di vari progetti regionali e provinciali: LIPU/ARP (Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio) BirdMonitoring,

2007; ARP, 2008; Provincia di Latina (Corsetti, 2004; Martullo & Corsetti, 2010); Provincia di Frosinone (Corsetti & D'Orsi, 2007).
Lo studio ha riguardato l'intero comprensorio dei Monti Lepini ma anche alcune zone limitrofe, come alcuni settori della Piana di Frosinone fino al corso del Fiume Sacco, in cui sono ubicati siti riproduttivi di Nibbio bruno, Poiana e Lodolaio, specie che includono nei loro home range le pendici dei Lepini orientali. Allo stesso modo, gran parte di quelle che nidificano sui primi contrafforti dei Lepini utilizzano le pianure sottostanti come territori di caccia e/o di svernamento (Pianura Pontina e Piana di Frosinone).
Le ricognizioni sono avvenute in ogni periodo dell'anno, anche se decisamente maggiori in periodo primaverile/estivo; l'elaborazione dei dati acquisiti, riportati su cartografie di base (scala 1:25.000), ha poi permesso di ricostruire gli home range delle singole coppie nidificanti e di confrontarli con quelli noti per gli anni '80 del Novecento (Corsetti, 1990).
Le indagini sull'Astore hanno contemplato anche l'utilizzo del *playback*.

RISULTATI

Falco pecchiaiolo *Pernis aviporus*
La specie è uniformemente distribuita come estiva e nidificante nei principali complessi forestali del Lazio (Lippolis, 2011).
Sui Lepini nidifica in modo regolare dal 1992, quando venne rilevata per la prima volta (Bruni, 1994): nel periodo primaverile-estivo, in un'area del settore nordorientale del comprensorio erano presenti 3 coppie, e di una fu accertata la nidificazione. Precedenti indagini avevano sempre escluso la riproduzione della specie, su tutto l'Antiappennino del lazio meridionale (Corsetti 1988, 1990) e in tutta la provincia di Frosinone (Roma e Rossetti, 1989). Dal 1992, nella stessa area dove fu accertata la prima nidificazione, almeno 2 coppie delimitano ogni anno i propri territori su una estesa formazione di bosco maturo a prevalenza di Cerro *Quercus cerris*; numerose altre osservazioni in periodo riproduttivo (voli nuziali e "applauso") relative agli anni Duemila, depongono a favore di ulteriori insediamenti per complessive 5-6 coppie nidificanti.

Nibbio bruno *Milvus migrans*
Nel Lazio la distribuzione evidenzia ampi settori, anche se apparentemente idonei, in cui la specie è assente, probabilmente per la scarsità di risorse alimentari (Guerrieri & De Giacomo, 2011).
Alla popolazione nidificante in Provincia di Frosinone (Roma & Rossetti, 1989; Corsetti & D'Orsi, 2007), si aggiungono oggi i nuovi insediamenti dell'alta Valle del fiume Sacco e del comprensorio lepino, dove la specie era considerata nidificante negli anni '70 del Novecento (Corsetti, 1990). Il recente insediamento della specie è stato probabilmente favorito dall'apertura della discarica per rifiuti organici avvenuta nel 1994 nel Comune di Colleferro (RM). Da allora i nibbi hanno concentrato

la loro attività trofica sulla discarica e nel giugno 2005 se ne contavano 18 individui. A pochi anni dall'apertura della stessa si verificarono alcune nidificazioni di coppie isolate lungo la fascia ripariale del Fiume Sacco, che scorre poco distante, e in alcune aree forestali collinari di limitata estensione sparsi tra le campagne coltivate.
Solo nel 2004, 5 nibbi sostavano regolarmente in un bosco di querce collinare dei Lepini nordorientali, e l'anno seguente due coppie occupavano altrettanti territori: solo una però giunse alla deposizione, ma la cova venne interrotta a causa di un taglio abusivo del bosco a poca distanza dal nido. Negli anni seguenti (dal 2005 al 2008) almeno una coppia ha regolarmente portato a termine con successo il ciclo riproduttivo nella stessa area, ai margini di un bosco a *Quercus cerris*, a 350 m circa di quota. In seguito, una seconda coppia nidificante nella stessa area e nuove osservazioni effettuate a fine giugno 2010 in altre localita fanno ritenere ragionevolmente possibile la presenza di 3-4 coppie nidificanti nel settore nordorientale dei Lepini.

Nibbio reale *Mlvus milvus*
Nel Lazio è nidificante quasi esclusivamente nel comprensorio dei Monti della Tolfa (Minganti et al., 2011)
Nel comprensorio lepino compare occasionalmente. Nei mesi di aprile e maggio sono note 4 osservazioni (Corsetti, 1996), mentre un avvistamento risale al 18 e 19 giugno 2000, quando un individuo sostò in un'area collinare nei pressi di Norma (LT). Di un certo interesse l'osservazione tardiva di un individuo effettuata l'11 luglio 2011 (Marozza, oss. pers.) sul Monte Malaina (Catena orientale).

Capovaccaio *Neophron percnopterus*
Specie estinta come nidificante nel Lazio (Calvario et al., 2011).
Citato in tempi storici dall'Alexander (1927), la specie ha nidificato nei Monti Lepini fino al 1970 e il 1976 resta l'ultimo anno in cui un individuo (probabilmente lo stesso) fu osservato in aprile e maggio, rispettivamente il 18 e il 26, sulle aree collinari del versante occidentale (Corsetti, 1990, 1996).

Grifone *Gyps fulvus*
È specie ormai stabile nell'Appennino centrale dopo la sua reintroduzione avvenuta in alcuni settori ai confini con l'Abruzzo; nidifica regolarmente all'interno della Riserva Regionale Montagna della Duchessa (Panella, 2011).
Il 15 marzo 1998 furono osservati 12 individui sulla catena orientale dei Lepini, tra il Monte Malaina e lo Sprone Maraoni (Marozza & Proietti, oss. pers.): la specie, con il territorio montuoso del Lazio meridionale innevato, si era portata sui Lepini, attratta con ogni probabilità dai movimenti dei corvi imperiali *Corvus corax* su una carcassa di cavallo che giaceva nella Piana di S. Serena (Supino, FR), a circa 1.050 metri di quota. Una seconda più recente osservazione è invece del 18 maggio 2011 (Marozza, oss. pers.): 8 individui roteavano bassi sul Monte Gemma (Catena orientale), spostandosi lentamente a sud-est.

Biancone *Circaetus gallicus*
Nel Lazio la specie ha distribuzione discontinua; circa 50 sono le coppie nidificanti stimate (Petretti, 2011).
Le osservazioni effettuate in alcune aree dei Lepini a partire dagli anni '80 del Novecento indicavano già come possibile la nidificazione della specie (Corsetti, 1990), poi confermata nei primi anni '90 (Corsetti, 1996). Negli anni Duemila, osservazioni di individui con trasporto di preda e giovani dell'anno sono stati più volte osservati nei settori occidentali del comprensorio; in primavera-estate le aree collinari e pedemontane erano frequentate regolarmente da più individui, fino a 5; uno di questi, nel 1996-97, ha anche svernato nelle medesime località (Corsetti, 2003; Sorace et al., 2004). Nel 2007, grazie anche a indagini mirate effettuate in anni precedenti, è stato possibile localizzare un nuovo sito nel settore sudorientale del comprensorio: dal nido s'involò regolarmente il giovane dell'anno. A questo ha fatto seguito nel 2010 l'accertamento di una nidificazione avvenuta in un altro sito, nel settore nordorientale dei Lepini, dove già a partire dall'anno 2001 erano state numerose le osservazioni estive. Sempre nel 2010, negli stessi versanti occidentali del gruppo del Semprevisa, è stato osservato nuovamente un giovane da poco involato (Borlenghi, com. pers., 2010), come già rilevato anche negli anni Novanta (Corsetti, 1996). Nel 2010 sono stati certamente 3 i giovani involati da altrettanti nidi ma si può ragionevolmente supporre che siano 5 le coppie presenti nel comprensorio lepino.

Falco di palude *Circus aeruginosus*
Sui Lepini compare in migrazione, prevalentemente lungo la fascia pedemontana della catena occidentale. Soprattutto in primavera transita sulle aree collinari disseminate di campi coltivati e pascoli, evitando le zone interne più elevate, dove peraltro qualche individuo è stato comunque osservato.
Oltre agli individui in migrazione si segnalano alcune interessanti osservazioni effettuate lungo le zone collinari del settore settentrionale dei Lepini,: per tutto il mese di maggio e fino al 9 giugno del 1997 (una femmina), dal 15 giugno al 10 luglio 2001 (una femmina), e per tutto il mese di maggio, fino al 12 giugno del 2005 (un giovane maschio). Inoltre, una femmina in sosta in un laghetto non lontano dal settore nordoccidentale del comprensorio, fu osservata anche il 28 maggio 2005 (Corsetti & Ragno, oss. pers.).

Albanella reale *Circus cyaneus*
Per i Monti Lepini era nota in passato una sola osservazione (Corsetti, 1990). Nelle aree collinari e pedemontane del settore nordorientale la specie è invece regolarmente svernante dal 1990-91 (Bruni & Fusacchia, oss. pers.) con 1-4 individui, nella maggior parte dei casi giovani e femmine. Le aree frequentate sono caratterizzate da ambienti aperti (seminativi, pascoli e incolti), a 200-250 m s.l.m.; occasionalmente anche sui campi pianeggianti interni a quota 800-900 metri.
Nell'inverno 1999/2000 la specie è stata seguita con osservazioni settimanali (1-2),

dal 15 dicembre 1999 al 25 febbraio 2000 (ultimo giorno di presenza): in un territorio piuttosto esteso, sempre nel settore nordorientale del comprensorio, hanno svernato 3 albanelle reali (2 femmine e un giovane). I tre individui cacciavano in territori distinti e si riunivano solo all'imbrunire in una località caratterizzata da copertura erbacea più alta e fitta (*roosting*).
Nel novembre 1998 furono ritrovati i resti di un individuo, predato probabilmente da una Volpe *Vulpes vulpes*.

Albanella minore *Circus pygargus*
Nel Lazio si rinviene solo in Provincia di Viterbo, nella Maremma laziale, dove mediamente, ogni anno, nidificano 12-13 coppie (Aradis & Cauli, 2011).
È regolarmente presente durante le migrazioni (soprattutto in primavera) lungo le aree collinari e pedemontane del settore nordorientale e occidentale dei Lepini. Sono note inoltre alcune estivazioni riguardanti però aree limitrofe al comprensorio (Corsetti, 1990, 1996).

Astore *Accipiter gentilis*
Nel Lazio ha una distribuzione riproduttiva ristretta, che comprende pochissimi settori appenninici dei Monti Ernici-Simbruini e del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (De Santis & Aradis, 2011a).
Rapace elusivo, di cui è stato difficile determinarne con certezza lo status. Giovani esemplari sono stati osservati in inverno o in tarda estate, ma probabilmente riconducibili a movimenti di dispersione e/o erratismi della specie; sulla base di diverse testimonianze è invece verosimile ipotizzare una sua presenza stabile nella Catena orientale dei Lepini fino agli anni '60 del Novecento, ma non mancano notizie relative agli anni '80 e '90 (Corsetti, 1990, 1996); inoltre, il 20 agosto 1997, fu raccolto un giovane, ferito, in territorio di Segni (RM), che morì in seguito nel Centro Recupero Rapaci LIPU di Roma.
Per gli anni Duemila sono state registrate alcune interessanti osservazioni. Il 5 marzo 2001 un maschio in volteggio con evidentissimo sottocoda bianco rigonfio, in un'area meridionale della catena orientale; nelle vicinanze, forse lo stesso individuo, venne osservato più volte in volteggio sul bosco di faggi anche il 10 e 22 marzo, a 1.250 m s.l.m. Un altro ancora è stato visto eseguire festoni territoriali su un'area boscosa dei Lepini centrali, nel dicembre 2007, mentre, l'ultima osservazione in ordine di tempo risale al 1 aprile 2011, dopo stimolazione con playback (Marozza, oss. pers.). Queste osservazioni fanno ritenere ragionevolmente possibile la presenza stabile della specie sui Monti Lepini.

Sparviere *Accipiter nisus*
Nel Lazio la specie è diffusa ampiamente nelle formazioni boschive continue, risultando assente nelle aree vallive agricole e/o pianeggianti (Pianura Pontina e Valle del Sacco, Valle del Tevere e Litorale Romano) (De Santis & Aradis, 2011b).

Nel comprensorio lepino la specie è distribuita uniformemente in diverse tipologie ambientali, tutte caratterizzate da formazioni boschive per la gran parte estese e poco disturbate, non necessariamente formate da alberi maturi, e alternate a radure e pascoli: i querceti caducifogli collinari (a partire da 300 m), le leccete, i boschi misti mesofili, le faggete e i rimboschimenti a conifere, fino a 1.350 m s.l.m.
Sui Lepini negli anni Duemila sono stati individuati complessivamente 13-15 territori abitati da altrettante coppie; per 11 di queste è stato possibile accertarne la nidificazione. La specie, rispetto agli anni '80, in cui le coppie stimate erano soltanto 6-7 (Corsetti, 1990), fa registrare dunque un trend positivo, avendo raddoppiato gli effettivi. Il principale fattore limitante per la specie è però ancora rappresentato dagli abbattimenti: solo negli anni 2005-2006 sono stati registrati diversi casi di individui (di sesso femminile) uccisi da arma da fuoco, recapitati al distaccamento Roma-sud della Polizia Provinciale.

Poiana *Buteo buteo*
Nel Lazio è specie nidificante diffusa ampiamente, con esclusione di aree urbanizzate, intensamente coltivate e prive di boschi (Guerrieri & Castaldi, 2011).
Nel comprensorio lepino è specie stazionaria e nidificante nelle aree boscose a prevalenza di querce caducifoglie e nelle faggete, con 10-13 coppie nidificanti. Il trend è senza dubbio positivo, se paragonato a precedenti indagini che ne stimavano un massimo di 3 coppie (Corsetti, 1990, 1996).
Si segnala inoltre l'osservazione di una Poiana delle steppe *Buteo buteo vulpinus* avvenuta il 22 marzo 2001 sulle faggete del Monte Semprevina (Catena orientale): l'esemplare proseguì il volo in direzione Nord, Nord-Est. Inoltre, un individuo adulto fu raccolto ferito presso Artena (RM) il 10 dicembre 2000 e consegnato al Centro Recupero Fauna Selvatica del Bioparco di Roma (Brunelli & Sorace, 2001).

Aquila reale *Aquila chrysaetos*
Nel Lazio occupa i principali gruppi montuosi appenninici con 8 coppie stabili e altre di recente formazione, non nidificanti (Montagne della Duchessa) (Borlenghi, 2011a).
Il comprensorio lepino ha da sempre ospitato questa specie, sin dall'Ottocento (cfr. Gregorovius, 2007) fino al 1980, quando venne rilevata la scomparsa del giovane dal nido a fine maggio/giugno; gli abbattimenti di adulti e subadulti degli anni successivi (1981 e 1982) ne decretarono poi l'estinzione (Corsetti, 1988, 1990, 1996). Negli anni seguenti, in modo occasionale, sono stati osservati diversi individui erratici: uno degli ultimi avvistamenti però, un subadulto al 3/4° anno, visto il 25 aprile 2008 sulla Catena sudoccidentale del comprensorio da uno degli autori, con ogni probabilità è stato determinante. Infatti, un'Aquila reale (si presume lo stesso esemplare) veniva osservata più volte in un'area centrale della Catena occidentale, nell'inverno 2008/2009: stessa località frequentata 30 anni prima da due immaturi, quasi ai margini dell'home range della coppia adulta a quei tempi ancora presente (4 esem-

plari contemporaneamente sui Monti Lepini). Infine, nell'autunno 2009, la notizia dell'osservazione di una coppia (Di Lieto, EBN, 4 ottobre 2009).
A partire dal gennaio 2010 sono stati effettuati controlli periodici (circa 3 visite mensili) nelle zone dove si riteneva probabile si verificasse il tentativo di nidificazione, e dove sono state registrate in seguito tutte le varie fasi del ciclo riproduttivo sino all'involo del giovane, evento verificatosi a fine luglio 2010. Tra il 15 e il 21 luglio 2011, dallo stesso nido, si sono invece involati ben due giovani, fatto considerato raro nell'Appennino (Borlenghi, 2011b).

Aquila minore *Hieraaetus pennatus*
I Monti Lepini sono interessati marginalmente dai movimenti migratori della specie (Corsetti, 1990); negli ultimi anni sono stati registrati diversi avvistamenti, soprattutto in primavera e nella Pianura Pontina. Osservazioni sempre più frequenti lungo il litorale laziale, contribuiscono a rendere meno occasionale la specie sui Lepini.

Grillaio *Falco naumanni*
La specie in passato era probabilmente nidificante nel comprensorio dei Lepini (Corsetti, 1990; 1996): una probabile piccola colonia (4-8 coppie nidificanti) frequentava una parete rocciosa e le mura di una chiesa a Patrica (FR) negli anni Sessanta e fino ai primi anni Settanta del Novecento quando, la sistematica depredazione dei nidi ne decretò la fine (Tolassi, in verbis, 1990). Un'altra piccola colonia nidificava sulla rupe di Norma (LT), lo stesso sito che fino agli anni Sessanta ospitava il nido di Capovaccaio (Marchetti, in verbis, 1993).
Per i Lepini, nel recente passato, l'unica osservazione certa risale al 24 aprile 1995, in un'area collinare del settore nord-occidentale, quando un gruppetto di 8 esemplari (5 maschi e 3 femmine) sostò per cinque giorni nella medesima località.

Gheppio *Falco tinnunculus*
È il rapace a più ampia diffusione nella regione Lazio, dalle aree costiere ai rilievi appenninici (Sorace & Zintu, 2011).
Sui Lepini è stazionario e nidificante con 21-24 coppie: anche per questa specie il trend è positivo rispetto al passato (cfr. Corsetti, 1990) anche se nell'ultimo decennio ha dovuto cedere alcune aree rocciose al più forte e aggressivo Falco pellegrino, anch'esso in forte crescita.
A partire dagli anni '90 il Gheppio ha ampliato il suo areale nei territori liberi della Pianura Pontina, utilizzando per la nidificazione sia le fasce frangivento a *Eucaliptus* sp., sia i primi manufatti e le case coloniche costruite con la bonifica delle "Paludi Pontine" che il tempo ne ha pian piano cambiato la destinazione d'uso, trasformandoli in edifici poco utilizzati o abbandonati, il più delle volte complessi ruderali in grado di ospitare diverse specie di uccelli.
Oggi il Gheppio frequenta regolarmente anche le periferie delle "città nuove" come Latina o Pontinia.

Falco cuculo *Falco vespertinus*
Nel comprensorio lepino la specie fu segnalata nel maggio 1984 (Corsetti, 1990); negli anni a seguire le osservazioni hanno poi evidenziato un transito regolare. La consistenza numerica invece varia di anno in anno; normalmente vengono avvistati piccoli gruppi composti mediamente da 3-5, fino a 20-25 individui, ma eccezionalmente anche centinaia, come avvenuto il 7 maggio 1993 nel mosaico agricolo lungo il Fiume Sacco, tra Colleferro e Genazzano: per alcuni giorni se ne osservarono posati su recinzioni, arbusti e fili delle linee elettriche, tanto che destarono l'attenzione di molti cittadini. Il maggior numero di osservazioni si registra comunque nelle fasce pedemontane della Pianura Pontina e della Valle del Sacco.

Smeriglio *Falco columbarius*
Nel comprensorio lepino venne osservato un individuo nella macchia di Fosso Gattone (Bassiano, LT), nel novembre 1978 (Corsetti, 1990, 1996).

Lodolaio *Falco subbuteo*
Nel Lazio è scarsamente rappresentato come nidificante sia nelle aree montuose appenniniche e pre-appenniniche, sia in quelle pianeggianti e collinari, ad eccezione dell'Alto Lazio (Ceccarelli & Ricci, 2011).
Nel comprensorio lepino la specie era già nota come nidificante (Corsetti, 1990, 1996). In un'area meridionale del comprensorio fu scoperta nel 1994 mentre in una zona boscosa collinare del settore nordorientale una coppia nidifica con regolarità dal 2001. Nell'estate del 2005 un'altra coppia è stata rilevata in una zona più interna del comprensorio a circa 900 m di quota: area boscosa a prevalenza di querce caducifoglie alternata a pascoli e aree cespugliate.
In altri due territori dei Lepini la nidificazione è probabile mentre in altri distretti boscosi limitrofi, lungo la Valle del Sacco, si conoscono altre coppie nidificanti. Attualmente si stimano 5-7 coppie nidificanti, includendo anche alcuni siti occupati nella Piana e sino al fiume Sacco.

Lanario *Falco biarmicus*
Nel Lazio ha una distribuzione puntiforme e la popolazione nidificante è stimata in sole 5-7 coppie (Brunelli, 2011a).
Nel comprensorio lepino la prima nidificazione di lanario fu accertata nel 1979 (Corsetti, 1988; 1990; 1996), allorquando una coppia allevò con successo due giovani., Nei due anni seguenti occupò lo stesso territorio ma i ripetuti saccheggi del nido probabilmente furono la causa del suo allontanamento; nel 1982 un solo individuo era presente in zona e negli anni successivi si verificarono solo sporadici avvistamenti. Nella primavera del 2000, in una nuova area del comprensorio, venne osservato un individuo (Marozza e Proietti, com. pers., 2000) che mostrò fedeltà alla zona anche negli anni successivi. Nel 2003 si formò una coppia che nidificò portando all'involo due giovani (Corsetti e Fusacchia, 2004). Anche nel 2004 e 2005 la coppia si ri-

produsse con successo (4 + 4 giovani involati). Interessante l'ubicazione del nido, a meno di 600 metri da quello di una coppia di Falco pellegrino che già occupava il medesimo sistema roccioso. I territori di caccia delle due specie apparivano definiti e le direzioni di volo opposte; i lanari spesso manovravano in coppia, senza sconfinamenti e/o interferenze con la coppia di congeneri. Nel 2006 la coppia di lanari però scompare e il sito riproduttivo viene occupato dalla coppia di Falco pellegrino. Negli anni seguenti nessun Lanario è stato più osservato nell'area.
Nel 2010, in seguito alla fortuita osservazione di due individui adulti in caccia nella piana del Sacco (De Santis, com. pers.), è stato individuato il nuovo territorio dei Lepini occupato da una coppia di adulti, e con 2 giovani dell'anno da poco involati. Nel 2011, dallo stesso nido, si sono involati 3 giovani lanari.

Falco pellegrino *Falco peregrinus*
Nel Lazio la specie ha un'ampia distribuzione, con una popolazione nidificante stimata in 92-106 coppie (Brunelli, 2011b).
Nel comprensorio lepino il Falco pellegrino è presente con 13 coppie nidificanti mentre altri 3 territori sono comunque interessati dalla presenza della specie, pur se non è stato possibile verificare con certezza l'attività riproduttiva. Sui Lepini dunque la popolazione nidificante è più che raddoppiata rispetto agli anni '80, un trend positivo registrato anche in tutto il Lazio meridionale (Corsetti & Fusacchia, 2004), ma anche a livello regionale (Brunelli, 2011b) e nazionale (Brunelli, 2007; Brunelli et al., 2007). È inoltre una specie con alte capacità di adattamento, come rilevato nell'area industrializzata di Colleferro, RM (Proietti et al., 2004).
Si ricorda, tuttavia, che un nido dei Lepini fu saccheggiato nell'anno 2002 e anche lungo le coste del Lazio meridionale non è del tutto esclusa una recrudescenza di tali atti.

CONCLUSIONI

Nella Tab. 1 vengono confrontati status e trend delle popolazioni di rapaci nidificanti nel comprensorio lepino, scaturiti dal presente studio e da quelli relativi agli anni '80 del Novecento dedotti dalla bibliografia (Corsetti, 1990), con il trend registrato nel Lazio (Aradis et al., 2009).
Per Falco pecchiaiolo e Nibbio bruno non è stato indicato il trend perché ambedue le specie sono da considerare come nuove per il comprensorio lepino: mancano infatti notizie storiche certe sulla presenza del Falco pecchiaiolo nella seconda metà del Novecento, e per il Nibbio bruno è stata ipotizzata la nidificazione negli anni '70 del Novecento ma senza dati certi (Corsetti, 1990).
Diverso è il caso di Aquila reale e Lanario: una ricolonizzazione dei Monti Lepini avvenuta rispettivamente dopo 30 e 24 anni dall'ultima nidificazione accertata. Per l'Aquila reale il trend sostanzialmente stabile della specie nell'Appennino centrale sino ai primi anni Duemila, non ha consentito la ricolonizzazione del territorio lepino, considerato comunque idoneo per una coppia di aquile (Borlenghi & Corsetti,

Specie	Anni '80 (n. coppie min.)	2010/2011 (n. coppie min.)	Allegato I D.U. 2009/147/CE	Lista Rossa Lazio
Falco pecchiaiolo	–	5	•	vulnerabile
Nibbio bruno	–	3	•	vulnerabile
Biancone	?	3	•	minacciata
Astore	?	?		minacciata
Sparviere	6	13		
Poiana	3	10		
Aquila reale	1	1	•	minacciata
Gheppio	8	21		
Lodolaio	1	5		
Lanario	-	1	•	in pericolo di estinzione
Falco pellegrino	5	13	•	potenzialmente minacciata

Tab. 1. Rapaci diurni dei Monti Lepini: coppie nidificanti censite nel 2010/2011 a confronto con quelle presenti negli anni Ottanta del Novecento.

1996, 2004). In seguito, il generale incremento verificatosi nell'Appennino, sia pur lieve (cfr. Magrini et al., 2007; Borlenghi, 2011), ne ha probabilmente favorito la rioccupazione.

Per il Lanario, invece, è da rimarcare la sostanziale stabilità della popolazione laziale rispetto agli anni '90 (Bassi e Brunelli, 1995; Brunelli, 2011a). Ciò potrebbe anche avvalorare l'ipotesi di una presunta continuità nelle presenze della specie nei pochi settori noti della regione (come in quello lepino), ma non più intercettate per difetto di ricerca. Possibile quindi che negli anni '80, per esempio, i lanari dei Lepini abbiano "traslocato" in altra località sfuggita alle attenzioni degli ornitologi, magari la stessa oggi nota, o addirittura nei vicini Monti Ausoni; fino all'anno Duemila, quando in modo del tutto fortuito veniva rilevato un primo individuo isolato occupare un nuovo territorio dei Lepini.

Tale ipotesi troverebbe conferma anche dalle diverse notizie di lanari, alcune delle quali attendibili, provenienti dai settori occidentali dei Lepini e Pianura Pontina, relative agli anni '90.

Per Astore e Sparviere, in Tab. 1 non è stato possibile comparare il trend dei Lepini con quello regionale, non ancora noto (Aradis et al., 2009); da rilevare comunque il forte incremento che lo Sparviere ha fatto registrare sui Lepini.

Per Biancone, Poiana e Falco pellegrino, il trend della popolazione è sostanzialmente in linea con quello regionale, mentre per Gheppio e Lodolaio risulta in controtendenza: per queste due specie, a differenza delle altre, il forte incremento della popolazione dei Lepini è forse dovuto allo scarso o mediocre grado di conoscenze relativo agli anni '80 del Novecento.

Si sottolinea comunque come la peculiarità di questo territorio "marginale", meno pressato dalle attività antropiche, abbia permesso alla fauna in generale, e agli uccelli rapaci in particolare, di rioccupare quegli spazi che le attività umane, nelle forme storicamente determinatesi nei decenni passati, avevano negato.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano quanti hanno reso possibile questo lavoro e che spesso hanno condiviso emozioni ed esperienze di campo: Assuntino Amici, Claudio Borghini, Fabio Borlenghi, Adriano Bruni, Rita Cellini, Flaminia Corsetti, Renzo De Angelis, Emiliano De Santis, Carmine Esposito, Enrico Maisti, Lauro Marchetti, Stefano Petra, Roberto Ragno, Tarquinio Tolassi.

Summary

Diurnal birds of prey (Falconiformes) in the Lepini Mountains (Latium)

Observations and research, started in the 90's and intensified between the years 2000 and 2010, have allowed to update the status of the diurnal birds of prey in the Lepini Mountains area. The results confirm a positive trend both in the consistency and in the number of species of which 10 are certain nesting species: *Pernis apivorus*, *Milvus migrans*, *Circaetus gallicus*, *Accipiter nisus*, *Buteo buteo*, *Aquila chrysaetos*, *Falco tinnunculus*, *Falco subbuteo*, *Falco biarmicus*, *Falco peregrinus*, plus one probable nesting species: *Accipiter gentilis*. We wish to point out how the peculiarity of this "fringe" area, less pressed upon by anthropical activities, has allowed the fauna in general, and birds of prey in particular, to reoccupy the territories which human activities in the past decades had denied.

BIBLIOGRAFIA

- Alexander H. G., 1927. A list of the bird observed in Latium. Ibis, I, 11: 245-283; 659-691.
- Aradis A., Borlenghi F., Brunelli M. & Sarrocco S., 2009. Status e distribuzione dei rapaci nidificanti nel Lazio. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J. G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2): 703-705.
- Aradis A. & Cauli F., 2011. Albanella minore *Circus pygargus*. In: Boano A., Brunelli M., Corbi F., De Felici S., Guerrieri G., Meschini M., Roma S., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2011. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio (2000-2009). Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 118-119.
- Bassi S. & Brunelli M., 1995. Status del Lanario *Falco biarmicus* e del Pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio. Avocetta, 19 (1): 111.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Fitosociologia, 27: 1-56.
- Borlenghi F., 2011a. Aquila reale *Aquila chrysaetos*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 126-127.
- Borlenghi F., 2011b. l'Aquila reale - biologia, status e conservazione. Edizioni Belvedere, Latina, 192 pp.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 1996. L'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) nel Lazio meridionale (Italia centrale): status, protezione e conservazione. Alula, Vol. III (1-2): 37-47.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 2004. L'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nel Lazio. Atti del Convegno

"Uccelli rapaci nel Lazio: Status e distribuzione, strategie di conservazione. Sperlonga, 13 dicembre 2003. Edizioni Belvedere, Latina: 33-38.
- Brunelli M., 2007. Lo stato delle ricerche sul Pellegrino *Falco peregrinus* in Italia. In: Magrini M. Perna P. & Scotti M. (eds), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco della Rossa e di Frasassi: 50-57.
- Brunelli M., 2011a. Lanario *Falco biarmicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 132-133.
- Brunelli M., 2011b. Falco pellegrino *Falco peregrinus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 134-135.
- Brunelli M. & Sorace A. (a cura di), 2001. Avvistamenti e comportamenti insoliti. Alula, VIII (1-2): 101-106.
- Brunelli M., Allavena S., Borlenghi F., Corsetti L., Fanfani S. & Simmi F., 2007. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio.In: Magrini M. Perna P. & Scotti M. (eds), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco della Rossa e di Frasassi: 103-106.
- Bruni A., 1994. Primi dati sulla nidificazione del Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) nei Monti Lepini (Lazio) (Accipitriformes, Accipitridae): 131-135. In: Corsetti L. & Nardi G. (a cura di), Ricerche sulla fauna dei Monti Lepini. Quaderni del Museo di Storia Naturale di Patrica (FR), 6, 144 pp.
- Calvario E., Brunelli M., Sarrocco S., Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 2011. Lista Rossa degli Uccelli nidificanti nel Lazio (2010). In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.
- Ceccarelli W. & Ricci S., 2011. Lodolaio *Falco subbuteo*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 130-131.
- Corsetti L. 1988. Gli uccelli dei Monti Lepini. Riv. ital. Orn., Milano, 58 (1-2): 43-48.
- Corsetti L., 1990. Atlante ornitologico dei Monti Lepini. "ypothèkai", Bollettino Consorzio delle Biblioteche dei Monti Lepini, Anno V, Genn-Dic. 1989, 224 pp.
- Corsetti L., 1996. Indagine preliminare sugli uccelli rapaci (Accipitriformes, Falconiformes) dell'antiappennino laziale meridionale (Italia centrale). Alula, III (1-2): 48-61.
- Corsetti L., 2003. Status e distribuzione dei rapaci diurni e notturni (*Accipitriformes*, *Falconiformes, Strigiformes*) della Provincia di Latina (Lazio): dati preliminari. Avocetta, 27 (1): 35.
- Corsetti L., 2004. Rete ecologica provinciale interna alle aree obiettivo 2 e phasing out. Sottosistema faunistico. Relazione finale (non pubblicata). Provincia di Latina, Ass. Ambiente e Qualità della Vita, Settore Ecologia e Ambiente, Latina.
- Corsetti L. (a cura di), 2006. Lepini - anima selvaggia del Lazio. Edizioni Belvedere, Latina, 248 pp.
- Corsetti L., D'Orsi A., 2007. La fauna - status, distribuzione, gestione e conservazione. 1. Uccelli e mammiferi della Provincia di Frosinone. Edizioni Belvedere (Latina), "le scienze" (5), 288 pp.
- Corsetti L. & Fusacchia P., 2004. Status del Pellegrino (*Falco peregrinus*) e del Lanario (*Falco biarmicus*) nel Lazio meridionale. In: Corsetti L. (ed.), Uccelli rapaci nel Lazio, status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del convegno: Sperlonga (LT), 13 dicembre 2003. Edizioni Belvedere, Latina, le scienze (1): 15-20.
- De Santis E. & Aradis A., 2011a. Astore *Accipiter gentilis*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 120-121.

- De Santis E. & Aradis A., 2011b. Sparviere *Accipiter nisus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 122-123.
- Gregorovius F., 2007. Itinerari laziali (1854-1873). Edizioni Belvedere, Arx guide, 192 pp.
- Guerrieri G. & Castaldi A., 2011. Poiana *Buteo buteo*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 124-125.
- Guerrieri G. & De Giacomo U., 2011. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 110-111.
- Lippolis R., 2011. Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 108-109.
- Magrini M. Perna P. & Scotti M. (eds), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco della Rossa e di Frasassi, 160 pp.
- Martullo S. & Corsetti L., 2010. La rete ecologica specie-specifica. In: Valle N. & Perotto C. (a cura di), Rete ecologica dei Monti Lepini, Ausoni e Aurunci. Gangemi Editore, Roma: 44-57.
- Minganti A., Panella M. & Zocchi A., 2011. Nibbio reale *Milvus milvus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 112-113.
- Panella M., 2011. Grifone *Gyps fulvus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 114-115.
- Petretti F., 2011. Biancone *Circaetus gallicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 116-117.
- Proietti M., Fusacchia P. & Marozza L., 2004. Coppia di Pellegrino (*Falco peregrinus*) in un'area industrializzata del Lazio meridionale: primi dati su biologia ed ecologia. In: Corsetti L. (ed.), Uccelli rapaci nel Lazio, status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del convegno: Sperlonga (LT), 13 dicembre 2003. Edizioni Belvedere, Latina, le scienze, 1: 59-64.
- Roma S., Rossetti M., 1989. Gli uccelli della Provincia di Frosinone. Gli Uccelli d'Italia, XIV, n. 1-2-3-4: 3-21.
- Sorace A., Corsetti L. & Lanzuisi E., 2004. Le comunità ornitiche svernanti nel comprensorio dei Monti Lepini. Alula, XI (1-2): 119-133.
- Sorace A. & Zintu F., 2011. Gheppio *Falco tinnunculus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 128-129.

L'AVIFAUNA DELLA RISERVA NATURALE ZOMPO LO SCHIOPPO E AREE LIMITROFE (ABRUZZO)

Amilcare D'Orsi [1] & Luigi Corsetti [2]

[1] *Via Porchio, 35 – 03040 San Vittore del Lazio (FR) (amilcare.dorsi@libero.it)*
[2] *Via Adige, 45 – 04100 Latina (info@edizionibelvedere.it)*

INTRODUZIONE

Il presente lavoro è frutto di indagini svolte tra il 2008 e il 2010, nell'ambito di attività di monitoraggio sulla fauna selvatica della Riserva Naturale Zompo lo Schioppo, nel Comune di Morino (L'Aquila)(D'Orsi, 2008), ma include anche i dati ottenuti nel 2004, a seguito di indagini faunistiche svolte per la redazione del Piano di Assetto dell'area protetta (D'Orsi & Martullo, 2004); notizie generiche sull'avifauna, riferibili agli anni '90 del Novecento, compaiono anche in altri lavori (Di Bartolommeo et al., 2002; Spinetti et al., 2005) o provengono da altri contributi su aree limitrofe alla Riserva Naturale (Corsetti & D'Orsi, 2007). Le ricerche, in una seconda fase, hanno interessato tutto il territorio del comune di Morino e si sono poi concentrate in particolare sulle specie di Direttiva (2009/147/CE ex 79/409/CEE, All. 1) e su quelle incluse nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia.
Dal punto di vista ornitologico il primo monitoraggio del 2008 aveva fornito un quadro conoscitivo apprezzabile per l'area protetta, evidenziando la sua grande importanza per la presenza di molte specie a priorità di conservazione; il secondo (anno 2010) è stato indirizzato alla puntuale verifica dei dati raccolti precedentemente e alla mappatura dei territori di tutte le specie rilevate di interesse conservazionistico, come ad esempio il picchio dorsobianco, la balia dal collare ed i rapaci notturni e diurni.

AREA DI STUDIO

La Riserva Regionale di Zompo lo Schioppo si estende per circa 1.025 ha nel gruppo montuoso dei Monti Cantari in un'area compresa tra i Monti Simbruini e i Monti Ernici, alla destra orografica del fiume Liri. La Riserva è inclusa interamente nel Comune di Morino (AQ), che si estende per 5.258 ha, in un comprensorio con ampia varietà di ambienti, da quello urbano a quello dei coltivi, dalle rupi ai boschi, questi ultimi senza dubbio dominanti. L'area include le cime montuose prossime ai 2.000 m s.l.m.: da Pizzo Deta (2.041 m) a monte Crepacuore, passando per Jubero dell'Ortara e Peschio delle Ciavole, i boschi e le valli che scendono fino al fiume Liri, nella sottostante Valle di Roveto, alle aree urbane e ai coltivi, a poco più di 400 m s.l.m.
Il Comune di Morino (433 m s.l.m.), include anche i piccoli centri storici di Grancia e Rendinara, a 500 e 900 m circa s.l.m. e bene integrati nel paesaggio, caratterizzato da coltivi annuali e stagionali, boschi di castagno su terreni freschi e sabbiosi, e oli-

veti su terreni calcarei asciutti. Le rupi, esposte a sud, sono caratterizzate dalla presenza di *Quercus ilex* e *Arbutus unedo*.
La parte restante del territorio è ricoperta da boschi di latifoglie che si estendono in modo pressoché continuo, costituiti da *Ostria carpinifolia*, *Quercus cerris, Quercus pubescens* e *Acer pseudoplatanus*, che lascia il posto a *Fagus sylvatica* nei luoghi più freschi, soprattutto in prossimità della sorgente dello Schioppo, e nelle aree a quote superiori a 1.000-1.200 m: una faggeta di grande pregio naturalistico, anche per la presenza di *Taxus baccata*, presente fino ai 1.800 m circa, e dove lascia il posto alle praterie d'altitudine. Presenta una struttura a fustaia, la cui attuale gestione selvicolturale è di tipo naturalistico e improntata alla conservazione di *Taxus baccata*.

MATERIALI E METODI

I dati raccolti sono il risultato di indagini condotte in modo sistematico, in particolare da uno di noi (A. D'Orsi), utilizzando varie tecniche (punti di osservazione, punti di ascolto, anche con l'ausilio del playback, e transetti). Per ottimizzare le attività di monitoraggio l'intero territorio studiato è stato suddiviso in 72 quadranti di 1 km di lato (su base cartografica IGMI 1:25000), all'interno dei quali sono stati compiuti i rilievi; di questi, 23 quadranti interessavano totalmente o parzialmente l'area della Riserva Naturale.
I transetti condotti a piedi sono stati necessari per indagare aree non raggiungibili con mezzi a motore: tecnica peraltro svolta normalmente nell'area protetta per il costante monitoraggio della fauna. I transetti in auto sono stati invece utilizzati per meglio rilevare in tutto il territorio la presenza di rapaci diurni: si è proceduto percorrendo a velocità moderata la viabilità disponibile effettuando soste di 5 minuti, ogni 4-5 km. Le osservazioni da punti panoramici hanno avuto invece la finalità di individuare quelle specie più elusive (Sparviere, Astore) e/o migratrici.
Per gli uccelli notturni è stata utilizzata la tecnica del playback, percorrendo i vari ambienti (da quello urbano a quello alto montano) potenzialmente idonei alle specie da ricercare (Barbieri et al., 1978).
Il playback è stato utilizzato anche per rilevare il Picchio rosso minore *Dendrocopos minor*, il Picchio dalmatino *Dendrocopos leucotos* e lo Sparviere *Accipiter nisus*. Nel caso dei Picidi, da febbraio a maggio sono stati emessi richiami su transetti campione, con due minuti di richiami alternati a due di ascolto, ripetuti per 3 volte e distanziando i punti di emissione di circa 500 metri (cfr. Bibby et al., 2000).
Per lo Sparviere sono stati scelti transetti di lunghezza variabile da 1 a 1,2 km, divisi in sezioni di 300-400 m. All'inizio e al termine di ogni emissione si è proceduto sempre all'ascolto di eventuali emissioni spontanee o di risposta per almeno 5 minuti. Il richiamo è stato emesso in sequenze di un minuto, alternato a due di ascolto, per 4 cicli consecutivi.
In totale sono stati percorsi a piedi, nel solo 2010, circa 190 km di sentieri, con una media di 6,3 km di transetto/giorno; 84 km di transetti in auto e 20 ore di osservazioni da punti panoramici.

RISULTATI

Le indagini hanno permesso di compilare una prima checklist dell'avifauna, con indicazioni sulla fenologia di tutte le specie che utilizzano il territorio della Riserva Naturale e delle aree limitrofe del Comune di Morino: sono state registrate 99 specie di uccelli, di cui 79 nidificanti con certezza e altre 20 nidificanti probabili ed eventuali, oppure migratrici.

Nessun indizio di presenza è stato registrato per altre due specie, Gufo reale *Bubo bubo* e Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius*, citate in modo generico da altri autori (Spinetti et al., 2005; Di Bartolommeo et al., 2002).

La Riserva Naturale occupa 1/5 del territorio esaminato (19,49%) ma è utilizzato dal 71% delle specie totali rilevate e dal 77% di quelle nidificanti.

Le specie a priorità di conservazione rilevate nell'area di studio sono in totale 19; di queste, 16 vi nidificano certamente (altre 3 probabili o eventuali) e almeno 10 nella Riserva Naturale (altre 3 probabili o eventuali) (Tab. 1).

			I	DU	Nidificante nella Riserva Naturale	Nidificante nel Comune di Morino	Habitat
1	Coturnice	*Alectoris graeca*	VU	*	C	C	Aperto
2	Falco pecchiaiolo	*Pernis apivorus*	VU	*	E	P	Forestale
3	Astore	*Accipiter gentilis*	VU		P	P	Forestale
4	Lodolaio	*Falco subbuteo*	VU			C	Forestale
5	Falco pellegrino	*Falco peregrinus*	VU	*	C	C	Aperto
6	Barbagianni	*Tyto alba*	LR			C	Forestale
7	Assiolo	*Otus scops*	LR			C	Forestale
8	Picchio verde	*Picus viridis*	LR		C	C	Forestale
9	Picchio dalmatino	*Dendrocopos leucotos*	LR	*	C	C	Forestale
10	Picchio rosso minore	*Dendrocopos minor*	LR		C	C	Forestale
11	Tottavilla	*Lullula arborea*		*	C	C	Aperto
12	Calandro	*Anthus campestris*		*	E	C	Aperto
13	Merlo acquaiolo	*Cinclus cinclus*	VU		C	C	Aperto
14	Codirossone	*Monticola saxatilis*	LR		C	C	Aperto
15	Balia dal Collare	*Ficedula albicollis*	LR	*	C	C	Forestale
16	Gracchio alpino	*Pyrrhocorax graculus*	LR			C	Aperto
17	Gracchio corallino	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	VU	*		C	Aperto
18	Corvo imperiale	*Corvus corax*	LR			P	Aperto
19	Fringuello alpino	*Montifringilla nivalis*	LR		C	C	Aperto

Tab. 1. Specie a priorità di conservazione rilevate nell'area di studio. DU = Direttiva Uccelli (2009/147/CE ex 79/409/CEE, All. 1); I = Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Categorie di minaccia IUCN: CR = Critically endangered; EN = Endangered; VU = Vulnerable; LR = Lower Risk. C = nidificante certa P = nidificante probabile E = nidificante eventuale.

DISCUSSIONE

La ricchezza di specie a priorità di conservazione rilevata indica una notevole diversità associata al mosaico ambientale dell'area studiata.

La limitata estensione della Riserva Naturale costringe diverse specie prioritarie, come ad esempio il picchio dalmatino, la balia dal collare, il merlo acquaiolo o l'astore, a utilizzare necessariamente anche i territori esterni all'area protetta. Questi hanno comunque le medesime potenzialità faunistiche e consentono facilmente l'individuazione di ben definite aree contigue, strategiche per la conservazione delle specie prioritarie. In questa ottica appare quindi di grande utilità lo sforzo avviato dall'ente gestore della Riserva Naturale di esportare in aree esterne le buone pratiche di gestione degli habitat e delle specie.

Una delle emergenze individuate è la necessità di garantire l'utilizzo delle risorse forestali conciliando le esigenze di conservazione, in particolare mantenendo gli alberi vetusti, gli esemplari morti e/o schiantati.

Ulteriore elemento che emerge dall'indagine è l'importanza degli ambienti aperti. Molte delle specie prioritarie rilevate utilizzano tali habitat, in modo maggiore le aree sommitali dove dominano le praterie primarie.

Attualmente ci sono evidenze, ma non risultati sperimentali, di contrazione per quelle specie associate in particolare alle praterie secondarie, come rilevato anche in altri comprensori montuosi (cfr. Di Vittorio et al., 2005); tali praterie, con prati-pascolo e aree un tempo coltivate e oggi abbandonate, vengono progressivamente ricolonizzate dalla vegetazione, favorendo le specie faunistiche associate agli ambienti forestali e/o di transizione e penalizzando le altre.

Appare inoltre evidente che il maggior numero di specie di uccelli a priorità di conservazione, sia pur di poco, è associato agli ambienti aperti (Tab. 1); il loro mantenimento è dunque un requisito indispensabile per la salvaguardia delle suddette specie (cfr. Corsetti, 2008). Tali evidenze suggeriscono che le politiche di gestione della fauna devono necessariamente interessare anche le aree esterne alla Riserva Naturale, prevedendo l'inclusione di quelle più importanti dal punto di vista ornitologico e/o sensibili alle modificazioni ambientali.

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti coloro che hanno reso possibile il presente lavoro, in particolare il Direttore Rita Rufo e il personale della Riserva Naturale, l'Amministrazione comunale di Morino (AQ), Rita Cellini e Marta D'Amico.

Summary

The birds of the Natural Reserve of "Zompo lo Schioppo" and surrounding areas (Abruzzo)

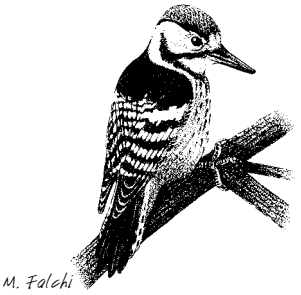
The present work is the result of investigations conducted between 2008 and 2010, as part of the monitoring activities on the wildlife of the Natural Reserve of "Zompo lo Schioppo", in the Municipality of Morino (L'Aquila). It includes data obtained during the monitoring activities carried out in 2004, while drafting a structure plan

for the protected area. The investigations covered the whole territory of the Municipality of Morino. There is evidence of a reduction of species associated with open environments and in particular with secondary grasslands, even though experimental results are lacking. Of the 8 nesting species included in the Birds Directive (2009/147/CE ex 79/409/CEE, Encl. 1), 5 species nest in open areas; if the species included in the Birds Directive are considered together with those in the Red List of Italian nesting birds, there are as many as 10 out of 19 which use open environments..

The work highlights how the vital populations of many priority nesting species within the Natural Reserve, and included in the Birds Directive or Red List of nesting birds in Italy, use suitable habitats out of the protected area. For this reason it is desirable that the habitats, which are more important from an ornithological point of view and/or more subject to environmental changes, be annexed.

BIBLIOGRAFIA

- Corsetti L., 2008. Gli uccelli del Parco Naturale dei Monti Aurunci (Lazio meridionale): preferenze ambientali e priorità di conservazione. Alula, XV (1-2): 153-164.
- Corsetti L., D'Orsi A., 2007. La Fauna: status, distribuzione, gestione e conservazione. 1. Uccelli e mammiferi della Provincia di Frosinone. Le scienze (3), Edizioni Belvedere, Latina, 288 pp.
- Di Bartolommeo F. E., Febbo D., Gigante M., Odoardi G. (a cura di), 2002. Piano di Assetto Naturalistico. Riserva Naturale Zompo lo Schioppo. Cogecstre Edizioni, 89 pp.
- Di Vittorio M., Seminara S., Mastrantonio E., Diliberto N & Spinnato A., 2005. Selezione dell'habitat di Aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco regionale dei Nebrodi (Sicilia), un'indagine preliminare, un approccio di gestione. In: De Filippo G. & Fulgione D., Gestione della fauna selvatica e conservazione della biodiversità: esperienze. Edizioni t-scrivo, Roma, 216 pp.
- D'orsi A., 2008. Monitoraggio faunistico della Riserva Naturale Zompo lo Schioppo. Comune di Morino (AQ). Relazione tecnica non pubblicata.
- D'Orsi A., Martullo S., 2004. La fauna della Riserva Regionale Zompo lo Schioppo: indicazioni per la gestione e la conservazione. Studio finalizzato alla redazione del Piano d'Assetto della Riserva. Relazione tecnica non pubblicata.
- Barbieri F., Bogliani G., Cesaris C., Fasola M., Prigioni C., 1978. Indicazioni sul censimento dell'Allocco *Strix aluco* e della Civetta *Athene noctua*. Avocetta, 2: 49-50.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. Bird Census Technique. Ed. Elsevier Academic Press, London.
- Spinetti M., Pelliccioni E.R., Locasciulli O. (a cura di), 2005. Una Riserva di… Ricerche - Vol. 1. Arti Grafiche Cantagallo, Penne (PE), 78 pp.


M. Falchi

L'UTILIZZO DI UN PARCO PUBBLICO ROMANO DA PARTE DELLA CORNACCHIA GRIGIA *Corvus cornix*

Fulvio Fraticelli

Fondazione Bioparco di Roma, SROPU – Viale del Giardino Zoologico, 20 – 00197 Roma (fulvio.fraticelli@bioparco.it)

INTRODUZONE

La Cornacchia grigia *Corvus cornix*, specie non abbondante nel Lazio all'inizio del XX secolo (Patrizi-Montoro, 1909), ha colonizzato negli ultimi decenni in maniera rapida e massiccia la città di Roma (Cignini & Zapparoli, 1996; De Santis & Fraticelli, 2003; De Santis, 2005), probabilmente sotto la spinta del forte aumento demografico avuto dalla specie in tutta Europa (BirdLife International, 2004) e in Italia (Fasola et al., 1996). La trasformazione di questa specie in un uccello sinantropico è avvenuta contemporaneamente in molte città europee a partire dalla prima metà dello scorso secolo (Konstantinov et al., 1982; Ilyichev et al., 1990; Vuorisalo et al., 2003). Mancano però per Roma dati sulla sua densità e sui ritmi circannuali nell'utilizzo dei vari ambienti urbani. Scopo del presente lavoro è quello di verificare i ritmi di presenza della Cornacchia grigia durante il corso dell'anno in un parco pubblico romano.

AREA DI STUDIO E METODI

Ho raccolto i dati da gennaio 2003 a dicembre 2008 lungo un transetto di 700 m all'interno di Villa Borghese, parco pubblico di circa 80 ha posto al centro di Roma. Per una descrizione dell'area di studio si veda Fraticelli (2005). Per quantificare la specie ho utilizzato il metodo del transetto (Merikallio, 1946; Järvinen & Väisänen, 1973), senza però limiti alla fascia laterale di osservazione (Bibby et al., 2000). Nei sei anni di studio, nelle prime ore del mattino e in assenza di pioggia e forte vento (scala Beaufort < 2), ho ripetuto il transetto 960 volte con una media di 13,3±3,0 transetti al mese, per un totale di 208 ore di raccolta dati e di 672 km percorsi. Nelle elaborazioni statistiche dei dati ho utilizzato il test Kolmogorov-Smirnov e il test del χ^2 (SPSS 16.0). Ho inoltre calcolato il valore del coefficiente di variazione, vale a dire la deviazione standard espressa come percentuale della media.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I valori dell'indice chilometrico di abbondanza mensile, (IKA = no. medio di individui/lunghezza in metri del transetto * 1000) (Ferry & Frochot, 1958) degli individui contattati lungo il transetto (Tab. 1) mostrano un andamento paragonabile da un anno a l'altro, non presentando differenze statisticamente significative tra un anno e il successivo (test Kolmogorov-Smirnov). Per verificare se ci potessero essere piccole

differenze che, accumulandosi anno dopo anno, potessero rendere i valori differenti a distanza di più anni, ho applicato il test Kolmogorov-Smirnov tra il 2003 e il 2008 senza riscontrare appunto nessuna significatività statistica (Tab. 2).
I valori del coefficiente di variazione non sono particolarmente elevati (Fig. 1), se si considera che sono riferiti ad una specie che mostra per un lungo periodo dell'anno un comportamento sociale non territoriale e che si può riunire in stormi formati da un numero molto variabile di individui.
In considerazione dei dati sopra riportati e per ammortizzare l'influenza di variabili difficilmente valutabili, ho elaborato i dati raccolti nei sei anni di campionamento in maniera cumulativa, mese per mese (Fig. 2).
L'analisi dell'andamento delle presenze medie della specie nell'area di studio nel corso dell'anno (Fig. 2) non presenta un andamento statisticamente significativo né complessivamente (χ^2 = 12,5; g.l. = 11; P < 0,327), né nel confronto tra coppie di mesi. Mostra comunque un netto calo durante la stagione riproduttiva, probabilmente da mettere in relazione al territorialismo delle coppie nidificanti che escludono dall'area individui non territoriali. Solamente al di fuori del periodo riproduttivo la

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
2003	17,4	12,7	11,6	5,1	4,6	5,1	13,3	16,7	8,9	17,4	14,1	14,3
2004	15,0	21,3	10,9	6,6	6,9	4,6	12,3	20,1	19,9	18,0	20,7	19,0
2005	20,6	16,9	21,7	10,7	9,9	6,9	8,1	15,9	12,4	23,3	24,4	18,4
2006	27,7	17,3	16,0	5,9	4,6	4,7	7,9	8,0	11,4	9,0	13,3	13,9
2007	11,3	13,9	9,4	6,0	6,0	7,1	7,7	13,7	11,3	18,7	17,6	14,1
2008	14,9	11,9	12,1	7,0	5,4	5,7	8,6	7,9	11,3	19,6	12,6	17,3

Tab. 1. Indice chilometrico di abbondanza (IKA) di individui di Cornacchia grigia contattati mensilmente lungo il transetto, anno per anno, dal 2003 al 2008. Monthly IKA values of Hooded Crow along the transect line for each year from 2003 to 2008.

	test Kolmogorov-Smirnov	P
2003 vs 2004	0,35	0,39
2004 vs 2005	0,17	0,81
2005 vs 2006	0,17	0,86
2006 vs 2007	0,08	1,00
2007 vs 2008	0,08	1,00
2003 vs 2008	0,13	0,99

Tab. 2. Test Kolmogorov-Smirnov tra i valori dell'indice chilometrico di abbondanza (IKA) di individui di Cornacchia grigia contattati mensilmente lungo il transetto tra un anno e il successivo e tra il 2003 e il 2008. Kolmogorov-Smirnov Test between monthly IKA values of Hooded Crow along the transect line from one year to the next and from 2003 to 2008.

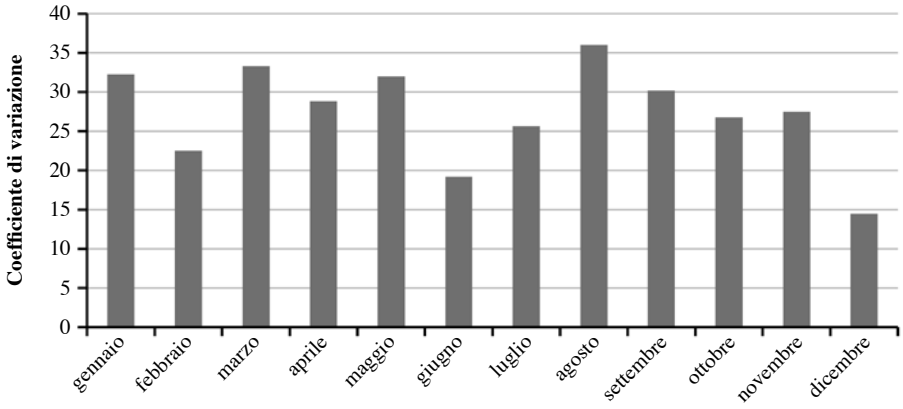


Fig. 1. Andamento mensile del coefficiente di variazione relativo al numero medio di individui di Cornacchia grigia contattati lungo il transetto dal 2003 al 2008. Monthly trend of the variation coefficient on the average number of Hooded Crow along the transect line from 2003 to 2008.

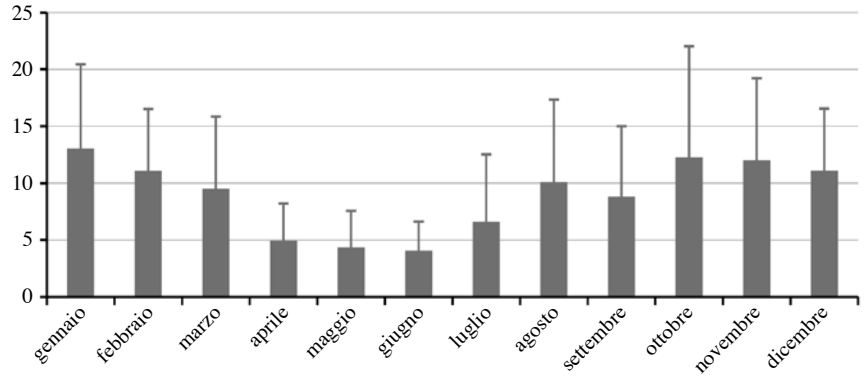


Fig. 2. Numero medio di individui di Cornacchia grigia (+d.s.) contattati mensilmente lungo il transetto, cumulando i dati mese per mese, dal 2003 al 2008. Monthly average number of Hooded Crow (+ sd) along the transect line, cumulating data for each month, from 2003 to 2008.

specie frequenta l'area anche in stormi formati da alcune decine d'individui (Fig. 3). Questi stormi si riferiscono sicuramente ad individui attratti nell'area da cause trofiche, perché le ore mattutine, utilizzate per il rilevamento, non coincidono con quelle che portano la specie ad assembrarsi in grossi stormi, preparatori per i roost notturni (Melde, 1984). La disponibilità trofica dell'area può essere considerata praticamente *ad libitum* e costante durante il corso dell'anno poiché le cornacchie hanno a disposizione, sia sottraendoli direttamente, sia sfruttandone gli avanzi, gli alimenti che vengono offerti agli animali del Bioparco, il giardino zoologico di Roma, situato all'interno di Villa Borghese.

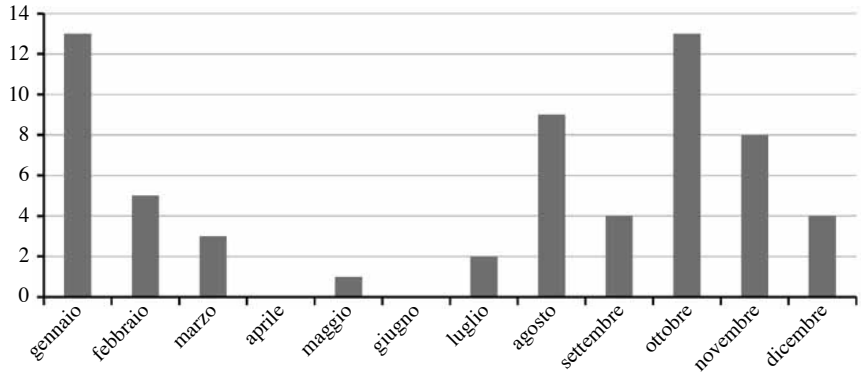


Fig. 3. Numero di stormi di Cornacchia grigia (no. individui > 20) contattati mensilmente lungo il transetto, cumulando i dati mese per mese, dal 2003 al 2008. Monthly flocks number of Hooded Crow (no. of individuals > 20) along the transect line, cumulating data for each month, from 2003 to 2008.

Considerando che la stagione riproduttiva della specie è principalmente concentrata nei mesi di aprile e maggio (Cramp, 1998) ho calcolato l'abbondanza media per chilometro, IKA; cumulando i dati dei sei anni di rilevamento. Il valore riscontrato 6,6 è particolarmente alto se paragonato a quelli riscontrati recentemente in alcune aree a Leccio *Quercus ilex* di parchi urbani di Roma (Arca et al., 2005) e in altre aree laziali a differente naturalità, ma, in questo caso, con dati raccolti negli anni '80 dello scorso secolo (Bernoni et al., 1989). Recentemente sono stati comunque riscontrati valori decisamente superiori in alcuni frammenti di bosco nel Lazio (Battisti et al., 2009; Battisti & Lorenzetti *com. pers.*). Durante la stagione invernale (dicembre e gennaio) il valore dell'IKA è risultato essere 17,4, ben più alto del valore 7,2 riscontrato complessivamente in vari ambienti della Lombardia (Fedrigo et al., 1989). In conclusione si può affermare che la Cornacchia grigia utilizza il parco in studio in modo continuativo, sempre con alte densità, per tutto il corso dell'anno. I valori maggiori si riscontrano comunque al di fuori della stagione riproduttiva, periodo per il quale si potrebbero teoricamente verificare in futuro ulteriori aumenti della popolazione.

Ringraziamenti. Ringrazio sentitamente Jacopo Cecere che, nel suo ruolo di referee, mi ha aiutato nella interpretazione dei dati.

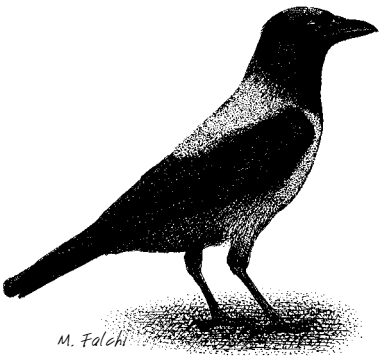
Summary

The use of an urban park of Rome by Hooded Crow *Corvus cornix*

The number of Hooded Crow, which frequents the urban park of Villa Borghese, has been studied over six years. The results show that the species used the park throughout the year, always with high density. The higher values were found during non-reproductive season; thus, it is possible to hypothesize further increase in population during reproductive stage for the future.

BIBLIOGRAFIA

- Arca E., Battisti C. & Fraticelli F., 2005. Analisi della frammentazione sulle popolazioni ornitiche forestali all'interno di Roma. Alula, 12: 9-22.
- Battisti C., Luiselli L., Frank B. & Lorenzetti E., 2009. Should fragment area reduction be considered a stress for forest bird assemblages? Evidence from diversity/dominance diagrams. Community Ecology 10: 189-195.
- Bernoni M., Ianniello L. & Plini P., 1989. Contributo alla conoscenza del popolamento ornitico in ambienti degradati e/o antropizzati del Lazio. Riv. ital. Orn., 59: 223-228.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- Cignini B. & Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi Editore, Roma.
- Cramp S., 1998. The complete birds of Western Palearctic on CDROM. Oxford University Press, Oxford.
- De Santis E., 2005. Nidificazione della Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* a Roma: come influisce la presenza umana? Alula, 12: 115-118.
- De Santis E. & Fraticelli F., 2003. Influenza del fiume Tevere sull'inurbamento della Cornacchia grigia *Corvus cornix* a Roma. Avocetta, 27: 63.
- Fasola M., Cacciavillani S., Movalli C. & Vigorita V., 1996. Changes in density distribution of the Hooded Crow *Corvus corone cornix* and the Magpie *Pica pica* in Northern Italy. Avocetta, 20: 125-131.
- Fedrigo A., Fornasari L., Bonaventura O., Vigorita V. & Massa R., 1989. The winter bird species and their abundance in Lombardy, Northern Italy. Ann. Zool. Finnici, 26: 291-295.
- Ferry C. & Frochot B., 1958. Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheur. Terre & Vie, 12 : 85-102.
- Fraticelli F. 2005. Gli uccelli di Villa Borghese, Roma: effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica. Alula, 12: 157-182.
- Ilyichev V.D., Konstantinov V.M. & Zvonov, B.M. 1990. The urbanized landscape as an arena for mutual relations between man and birds. In: Luniak M. (Ed.), Urban Ecological Studies in Central and Eastern Europe. Ossolineum, Wroclaw : 122-130.
- Järvinen O. & Väisänen R. A., 1973. Species diversity of Finnish birds: I Zoogeographical zonation based on land birds. Ornis Fenn., 50: 93-125.
- Konstantinov V.M., Babenko V.G. & Barysheva I.K. 1982. Numbers and some ecological features of synanthropic populations of the Corvidae under the conditions of intensive urbanization. Zoologiceskij Z., 61:1837–1845 (in russo con riassunto in inglese).
- Melde M., 1984. Raben- und Neubelkrähe. Die Neue Brehm-Bücherei, Vittenberg.
- Merikallio E., 1946. Uber regionale Verbreitung und Anzahl der Landvögel in Süd und mittel Finnland, besonders in deren östlichen Teilen, im Linkte von quantitativen Untersuchungungen. Ann. Zool. Soc. Vanano, 12: 1-143; 12: 1-120.
- Patrizi Montoro F., 1909. Materiali per un'avifauna della provincia di Roma. Boll. Soc. Zool. It., 10: 1-103.
- Vuorisalo T., Andersson H., Hugg T., Lahtinen R., Laaksonen H. & Lehikoinen E., 2003. Urban development from an avian perspective: causes of Hooded Crow (*Corvus corone cornix*) urbanization in two Finnish cities. Landscape and Urban Planning, 62: 69-87.


M. Falchi

DATI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL TARABUSINO *Ixobrychus minutus* NEL PARCO SOVRACOMUNALE DI SAN LORENZO (PEGOGNAGA, MANTOVA)

NUNZIO GRATTINI

Gruppo Ricerche Avifauna Mantovano – Via Piero Gobetti, 29 – 46020 Pegognaga (MN)

INTRODUZIONE

Il Tarabusino *Ixobrychus minutus* è specie politipica a corologia paleartico-paleotropicale-australasiana (Boano e Brichetti, 1989), considerata in Italia migratrice regolare e nidificante (Brichetti e Massa, 1998), con i massimi movimenti migratori in aprile-maggio e dalla metà di agosto alla fine di settembre (Spina e Volponi, 2009). A livello europeo la specie ha subìto un drastico declino nel periodo 1970-1990, seguito da stabilità nel periodo 1990-2000, con una popolazione che attualmente è stimata in 9400-15000 coppie (BirdLife International, 2004).

Il Tarabusino è incluso nella recente Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia e ritenuta a più basso rischio (Calvario et al., 1999), mentre secondo Brichetti e Gariboldi (1992), il "valore" nazionale risulta di 52,4 inferiore a quello medio generale di 50,4.

Sul territorio nazionale la consistenza numerica della specie negli anni '80 del secolo scorso era stimata in 700-1500 coppie (Brichetti, 1985), mentre attualmente è stimata in 1300-2300 coppie (Brichetti e Fracasso, 2003) distribuite prevalentemente nella Pianura Padana interna e lungo la fascia costiera nord-orientale; risulta quindi numericamente scarsa come nidificante a livello nazionale con una popolazione fluttuante. In Lombardia l'attuale popolazione nidificante è stimata in 250-500 coppie con tendenza alla diminuzione (Vigorita e Cucè, 2008).

Per la nidificazione predilige ambienti lentici d'acqua dolce caratterizzati da estesi canneti e altra vegetazione acquatica, inframmezzati da vegetazione igrofila arborea ed arbustiva (es. Salici e Ontani), dal livello del mare a circa 300-400 m (Brichetti e Fracasso, 2003; quota massima: 752 m nella palude di Colfiorito sull'Appennino Umbro; Magrini e Gambaro, 1997). Tende a colonizzare anche cave artificiali di modeste dimensioni purché bordate da abbondante vegetazione acquatica e, occasionalmente, risulta presente anche nelle risaie (Bogliani et al., 2007). Tra le specie strettamente legate ai canneti a *Phragmites australis* è comunque quella che mostra i valori più bassi di frequenza di incidenza (bassa percentuale di fragmiteti in aree frammentate (cfr. Benassi et al., 2009).

In generale, sono scarse e frammentarie le conoscenze su vari aspetti della biologia della specie e in particolare quelli legati alla riproduzione (Brichetti et al., 1992; LIPU, 2009). Lo scopo del presente lavoro è quindi di presentare e discutere alcuni dati sulla biologia riproduttiva e comportamentale del Tarabusino, al fine di aggiornare e

completare le poche informazioni esistenti e ottenute attraverso uno studio condotto tra il 1997 e il 2002 presso una piccola area umida del Basso Mantovano (Grattini, 2003).

AREA DI STUDIO E METODI

Il Parco San Lorenzo è situato nel territorio comunale di Pegognaga (MN) e ha un estensione di circa 56 ettari, di cui 12 sono adibiti ad oasi naturale, mentre i rimanenti 44 a parco pubblico.

L'area è caratterizzata dalla presenza di 4 laghi, originatisi in seguito ad attività di estrazione dell'argilla, terminate verso la metà degli anni '80 del secolo scorso. I bacini lacustri occupano una superficie complessiva di circa 21 ettari e presentano una profondità massima di circa 11 metri; le rive sono bordate non uniformemente da formazioni elofitiche costituite in prevalenza da *Phragmites australis* e, più sporadicamente, da *Typha latifolia* e *Typha angustifolia*, per una superficie complessiva di circa un ettaro.

Le fasce a canneto che contornano i bacini lacustri e gli altri habitat adatti per la nidificazione del Tarabusino sono stati ispezionati per 13 anni consecutivi (1997-2009) nel periodo compreso tra l'inizio di aprile e la fine di luglio, annotando il periodo di arrivo di maschi e femmine, l'attività comportamentale della specie e quanto ritenuto necessario alla stima del numero di coppie presenti. Nei casi in cui è stato possibile individuare i nidi, sono state controllate giornalmente deposizione e schiusa e sono state raccolte informazioni sulla covata ed il successo di schiusa; ne è stata inoltre misurata l'altezza dal suolo e la distanza da altri nidi attivi e sono state descritte le caratteristiche dell'habitat utilizzato. Sono state misurate anche le dimensioni delle uova e sono stati raccolti dati sulle cause naturali ed antropiche che hanno causato l'insuccesso riproduttivo.

RISULTATI

I primi maschi di Tarabusino arrivano nell'area nel periodo compreso tra il 13 e il 29 aprile anticipando le femmine di qualche giorno. L'attività canora dei maschi inizia poco dopo il loro arrivo e si svolge particolarmente al crepuscolo nel folto del canneto o sui rami dei Salici; anche se sono stati uditi dei maschi in attività canora in qualsiasi ora del giorno come riscontrato in Francia da Boileau e Barbier (1996). Nel 2008 un maschio in canto territoriale è stato udito tra il 23 e il 25 luglio e due maschi dal 25 luglio sino all'inizio di agosto; indagini successive non hanno però evidenziato nessuna attività riproduttiva. Occasionalmente sono stati localizzati dei nidi senza udire attività canora da parte del maschio in nessuna ora del giorno. Abbastanza rumoroso è risultato lo scambio della cova che avviene nel canneto tra maschio e femmina; in particolare il maschio che arriva verso il nido emette un caratteristico "guac" udibile a distanza (cfr. Bauer e Glutz, 1966).

Le prime deposizioni si sono verificate tra il 9 e il 25 maggio, le ultime tra il 6 e il 14 luglio. La schiusa è risultata asincrona, in quanto è stato deposto un uovo ogni

24 ore, così come l'incubazione che è stata accertata dopo la deposizione del primo uovo.
Complessivamente nel periodo di indagine è stata stimata la nidificazione di 45 coppie, con un numero medio di coppie per anno pari a 3.5 ± 2.0. Il maggior numero di coppie nidificanti è stato riscontrato nel 1997 (7), mentre nel 1999 la specie non si è riprodotta all'interno dell'area di studio (Fig. 1).
Il numero totale dei nidi accertati è stato di 38, in 6 dei quali i pulli erano già nati, mentre in 32 è stato possibile contare il numero di uova al termine della deposizione: complessivamente sono state deposte 144 uova, i nidi più frequenti sono risultati quelli con 5 uova e il numero medio di uova per nido è risultato di 4.5 ± 1.3. In 23 nidi, oltre alla regolare deposizione, sono state seguite durata dell'incubazione e schiusa, accertando la nascita di 96 pulli su 113 uova deposte, corrispondente a un successo di schiusa del 84 ± 20%. I nidi con il massimo successo di schiusa sono risultati quelli con 3 uova, seguiti da quelli con 6, 5 e 4 uova (Tab. 1). Al termine della schiusa non è stato possibile raccogliere dati sul successo riproduttivo (fino all'indipendenza dei giovani) in quanto i pulli a 6-8 giorni di età escono dal nido e si muovono liberamente nel canneto.
Per 12 nidi è stato possibile misurare le dimensioni di 54 uova: la lunghezza è risultata compresa tra 27,7 e 39,0 mm, con un valor medio di 33,7 ± 2,0 mm; mentre la larghezza è risultata compresa tra 24,4 e 29,0 mm, con un valor medio di 26,3 ± 1,0 mm . Il rapporto lunghezza:altezza è risultato compreso tra 1.04 e 1.45 e mediamente pari a 1.29 ± 0.08 (Fig. 2).
Su 38 nidi accertati (compresi quelli abbandonati/predati), 34 sono stati costruiti nel fragmiteto, mentre 4 erano ubicati su *Sambucus nigra*. L'altezza media dei nidi sul livello dell'acqua è risultata di 40 cm (range: 10-110 cm; n = 22 nidi); mentre quelli costruiti su *S. nigra* si trovavano a circa 90 cm dal suolo. Un nido, successivamente

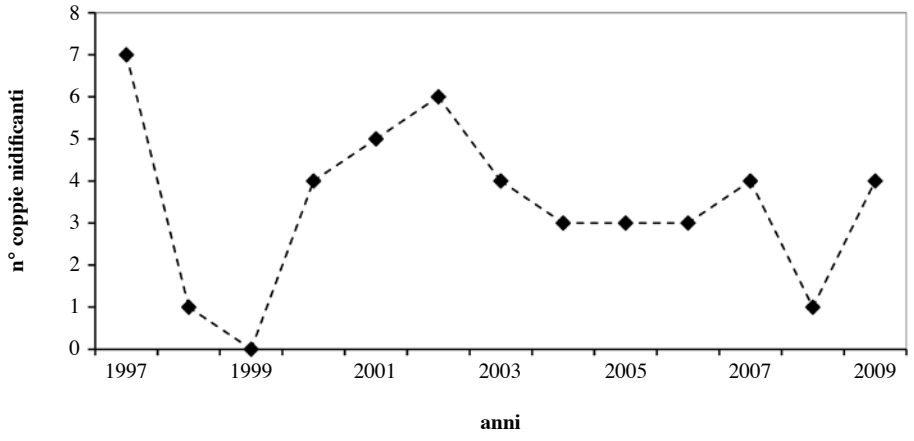


Fig. 1. Numero di coppie censite nel Parco San Lorenzo (Pegognaga, MN) dal 1997 al 2009.

n° nidi	**n° uova**	**successo riproduttivo** (media ± sd)
2	3	100 ± 0
4	4	63 ± 25
11	5	84 ± 20
6	6	94 ± 9

Tab. 1. Successo di schiusa in funzione del numero di uova deposte.

abbandonato senza deposizione di uova, è stato costruito ad un altezza insolita (circa 2,5 m) su di un arbusto isolato di *Berberis atropurpurea*.
Nel 1998 è stato trovato un nido in un canneto di soli 3 m^2. Nel 1997 sono stati individuati 5 nidi all'interno di una fascia di canneto lunga circa 110 m e larga circa 3 m, corrispondente ad una densità lineare di oltre 4.5 nidi/100 m. In quel caso la distanza minima tra due nidi attivi è risultata di soli 2,5 m e quella massima di circa 30 m.

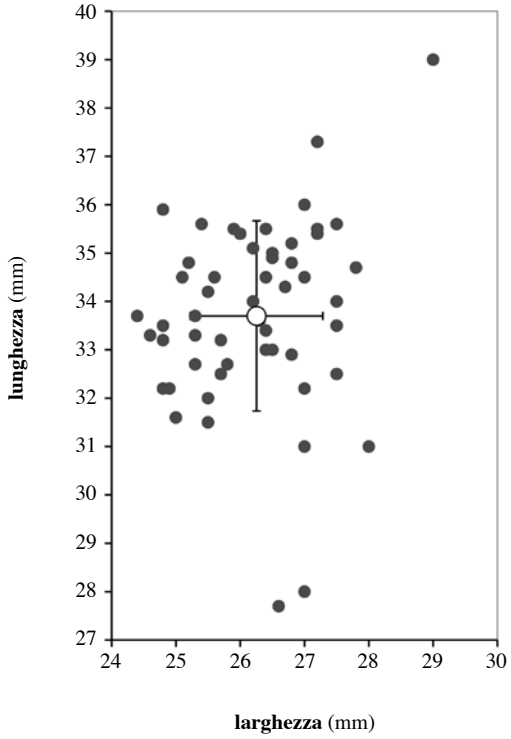


Fig. 2. Dimensioni (lunghezza x larghezza) delle 54 uova di Tarabusino appartenenti ai 12 nidi per i quali è stato possibile effettuare misurazioni. Viene riportato anche il valor medio ± deviazione standard.

anno	causa insuccesso	n° uova/pulli	predatore	covata di rimpiazzo
2000	abbandono	1		?
2002	predazione uova	5	*Natrix natrix*	5 uova
2002	predazione uova	1	*Natrix natrix*	?
2004	abbandono	4		?
2004	predazione pulli	6	?	?
2005	predazione uova	2	?	?

Tab. 2. Cause di insuccesso riproduttivo riscontrate nel corso dell'indagine.

Tale densità risulta relativamente alta se confrontata con quanto riportato in letteratura: Brichetti et al., (1992) riporta, per le zone più favorevoli, una distanza minima tra due nidi inferiore a 60-80 m; Pazzucconi (1997) cita che i nidi non sono localizzati a meno di 15-20 dal nido più vicino, mentre Velatta (2002), in uno studio del 1988, ha rilevato per il lago Trasimeno una densità lineare di 3.2 ind./km di sponda. L'ambiente riproduttivo ha quasi sempre coinciso con quello di *Acrocephalus arundinaceus*; sono stati infatti trovati nidi di *A. arundinaceus* a una distanza minima di circa 2 m da quelli di Tarabusino. Il 26 maggio 2002 è stato localizzato un nido a circa 60 cm di altezza costruito sopra un nido attivo di *Tachybabtus ruficollis*. Nello stesso anno una coppia ha riutilizzato un nido costruito l'anno precedente ed ancora in discreto stato di conservazione.
I casi in cui è stato riscontrato l'abbandono del nido sono risultati 2, entrambi per cause sconosciute, mentre i casi di predazione di uova sono risultati 3, di cui 2 ad opera di *Natrix natrix*. In uno di questi due casi, in seguito alla predazione avvenuta il 25 maggio 2002, la coppia ha costruito un nuovo nido a metà giugno a 3 m di distanza dal precedente, con rideposizione completa di 5 uova e nascita di 5 pulli. Nel 2004 è stata accertata la predazione anche di un nido con 6 pulli, avvenuta in seguito ad un intervento di sfalcio della canna palustre per la pulitura delle rive di un piccolo specchio d'acqua (Tab. 2).

DISCUSSIONE

Nel periodo di indagine il Tarabusino si è regolarmente riprodotto nell'area indagata ad esclusione del 1999. Per la nidificazione sono state utilizzate prevalentemente fasce di canneto di modeste dimensioni, portando, in alcuni casi, al raggiungimento di densità molto alte (Brichetti et al., 1992; Pazzucconi, 1997; Velatta, 2002).
Durante la ricerca sono stati localizzati alcuni nidi senza che si siano udite manifestazioni canore da parte di maschi e ciò potrebbe determinare, soprattutto in aree coperte da folta vegetazione, una sottostima della consistenza della popolazione nidificante.
Deposizione e schiusa sono avvenute in modo asincrono e l'incubazione, effettuata da ambo i sessi, è avvenuta per 16-21 giorni dopo la deposizione del primo uovo;

tali valori sono simili a quelli riscontrati in Europa (Cramp e Simmons, 1977; Harrison, 1988); anche se eccezionalmente può essere di 24 giorni (cfr. Cramp e Simmons, 1977). Nella maggior parte dei casi i nidi contenevano 5 uova e in generale un numero compreso tra 3 e 6 (covate complete), mentre non sono stati trovati nidi con più di 6 uova, contrariamente a quanto riportato in letteratura (Arrigoni degli Oddi, 1929; Bauer e Glutz, 1966; Harrison, 1988; Del Hoyo et al., 1992; Ravasini, 1995; Pazzucconi, 1997). Il successo di schiusa è risultato relativamente alto e indipendente dal numero di uova deposte.
Su un totale di 38 nidi individuati, in soli 5 casi (~13%) è stato verificato insuccesso riproduttivo a causa di abbandono o predazione, mentre in un caso, in seguito ad un evento di predazione, è stata verificata rideposizione con covata di rimpiazzo (Tab. 2). L'unico caso di predazione sui pulli è stato verificato in seguito ad un intervento meccanizzato di sfalcio del canneto. Rimane tuttavia sconosciuto il successo di involo a causa della mobilità dei pulli dopo la schiusa.
Al fine di favorire la riproduzione della specie e l'aumento della popolazione nidificante, appare comunque chiara l'importanza di evitare eccessivo disturbo antropico ai siti riproduttivi e in particolare interventi di manutenzione tardo-primaverili ed estivi sulle fasce di canneto che bordano rive di fossi, canali, stagni e cave artificiali (Tucker e Evans, 1997).
Considerando che molti degli aspetti legati alla biologia riproduttiva del Tarabusino in Italia rimangono ad oggi sconosciuti è auspicabile che in futuro vengano realizzati altri studi utili alla conservazione della specie sul nostro territorio (Brichetti et al., 1992; LIPU, 2009).

Ringraziamenti. Ringrazio per la collaborazione sul campo gli amici E. Bacchi, C. Inversi e Lorenzo Maffezzoli. M. Truzzi dell'Ufficio Ecologia del Comune di Pegognaga per avere consentito la ricerca all'interno del parco. Corrado Battisti, Daniela Campobello e Daniele Longhi per alcuni suggerimenti dati nella stesura del testo e per avere procurato parte del materiale bibliografico.

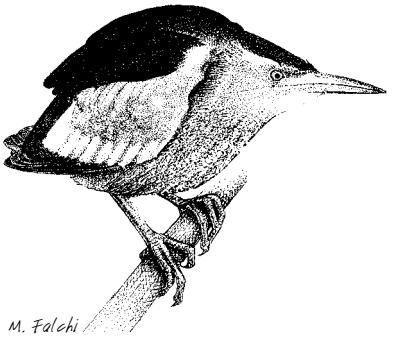
Summary

Some data on the reproductive biology of Little Bittern *Ixobrychus minutus* in the "San Lorenzo Park" (Pegognaga, Mantova, N Italy)

In the present work, the Author presents some data on the reproductive biology of Little Bittern *Ixobrychus minutus* in the "San Lorenzo Park" (Pegognaga, Mantova, N Italy). Data were collected in the years 1997-2009, during which period 45 pairs bred (3.5 ± 2.0 pairs/year; however, in the year 1999 no pairs bred). The Author monitored 38 nests, and counted eggs in 32 nests, tallying 144 eggs (4.5 ± 1.3 eggs/nest). Twenty-three nests were monitored till hatching; in these, 133 eggs were laid, and 96 chicks hatched (84%). Fifty-four eggs, belonging to 12 nests, were measured: their average size was 33.7 ± 2.0 X 26.3 ± 1.0 mm.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano.
- Bauer K.M. & Glutz von Blotzheim, U. N., 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band I. Akademische Verlagsgesellschaft, Frannkfurt am Main.
- Benassi G., Battisti C., Luiselli L., Boitani L., 2009. Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marshland fragments. Wetlands Ecol Management, 17:555–564.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge.
- Boano G., Brichetti P. 1989. Proposta per una classificazione corologica per l'avifauna italiana. I. Non Passeriformi. Riv. ital. Orn., 59: 141-158.
- Bogliani G., Agapito Ludovici A., Arduino S., Brambilla M., Casale F., Crovetto G.M., Falco R., Siccardi P. & Trivellin G., 2007. Aree prioritarie per la biodiversità nella Pianura Padana lombarda. Fondazione Lombardia per l'ambiente e Regione Lombardia, Milano.
- Boileau N. & Barbier L., 1996. Etude sur la reproduction et suivi d'une population nicheuse de Blongions nain, *Ixobrychus minutus*, sur les étangs du Romelaire (Pas-de-Calais, France) en 1996. Alauda, 65 (4), 1997.
- Brichetti P., 1992. Tarabusino, *Ixobrychus minutus*, in: Brichetti P. De Franceschi P e Baccetti N., Fauna d'Italia 29. Aves I. Calderini. Bologna pp. 137-143.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza degli uccelli italiani. Vol. 1 Gaviidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992. Un "valore" per le specie ornitiche nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 62: 73-87.
- Brichetti P. & Massa B., 1998. Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Riv. ital. Orn. 68: 129-152.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1977. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Grattini N., 2003. Biologia riproduttiva del Tarabusino, *Ixobrychus minutus*, in un'area protetta della pianura mantovana. Avocetta Num. Spec., 27:159.
- Harrison C., 1988. Nidi, Uova e Nidiacei degli Uccelli d'Europa (compresi il Nordafrica e il Medio Oriente). Muzzio, Editore.
- Hoyo (del) J., Elliott A., Sargatal J., 1992. Handbook of the Birds of the World. Vol. I. Ostrich to Ducks. Linx Edicions, Barcelona.
- LIPU e WWF., 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 69: 3-43.
- LIPU, 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Rapporto tecnico finale. Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare. Aprile, 2009.
- Magrini M. & Gambaro C., (eds), 1997. Atlante ornitologico dell'Umbria. Regione dell'Umbria.
- Pazzucconi A., 1997. Nidi e uova degli uccelli d'Italia. Calderini, Bologna.
- Ravasini M., (eds), 1995. L'avifauna nidificante nella Provincia di Parma (1980-1995). Editoria Tipolitotecnica, Sala Baganza.
- Spina F., Volponi S., 2009. Atlante della Migrazione degli uccelli in Italia. 1: Non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Roma.
- Tucker G. M. & Evans M.I., 1997. Habitats for Birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. BirdLife International, Cambridge.
- Velatta F., 2002. Atlante degli uccelli nidificanti nel comprensorio del Trasimeno (1989-1998). I Quaderni della Valle 3.
- Vigorita V. & Cucè L., 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia.
- Voisin C., 1991. The Herons of Europe. T. & A.D. Poyser, London.


M. Falchi

NIDIFICAZIONE DELL'ALBANELLA MINORE *Circus pygargus* IN MOLISE. MODELLO DI IDONEITÀ AMBIENTALE E PROPOSTE DI GESTIONE

Arianna Maddonni, Lorenzo De Lisio, Maria Laura Carranza & Anna Loy

EnviXlab, Dipartimento STAT, Università del Molise – Contrada Fonte Lappone 86090 Pesche (IS, Italy)

INTRODUZIONE

L'Albanella minore *Circus pygargus* è un rapace appartenente alla famiglia degli Accipitridi. È una specie a corologia paleartica (euroturanica), che in Italia è presente come nidificante e migratrice regolare. È una specie tipica di ambienti caratterizzati da quote basse, con morfologia poco accidentata e coperte da brughiere, terreni coltivati e colture cerealicole sufficientemente estese, che utilizza per costruire i nidi. Le nidificazioni avvengono sempre a quote basse, non oltre i 1000 metri (Boitani et al., 2002).

La IUCN ha inserito l'Albanella minore nella categoria di minaccia *Least Concern* (LC). La specie è tutelata dalle convenzioni internazionali di Berna (1979, allegato II), di Bonn (1979, Allegato II) e CITES (1973, Allegato I). A livello europeo attualmente la specie ha uno stato di conservazione "*secure* (S)" (Birdlife International, 2004; 2009) ed è inserita nell'allegato I della Direttiva Uccelli (79/409 CEE).

A livello nazionale è specie particolarmente protetta ai sensi della legge n. 157/1992 (art. 2), ed stata inserita nella categoria di minaccia "*vulnerabile*" (VU) nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Bulgarini et al., 1998).

L'areale attuale di riproduzione dell'Albanella minore in Italia (Fig. 1) è discontinuo ed è costituito da due grandi aree localizzate una nel bacino padano, nella zona del delta del Po, e l'altra nel versante tirrenico, lungo la fascia costiera di Lazio e Toscana. A queste vanno aggiunte alcune zone piccole e frammentate distribuite in Sardegna e nel versante adriatico (Spagnesi & Serra, 2004). Una di queste piccole porzioni adriatiche dell'areale si trova nella regione Molise. La specie, infatti, nidifica nel bacino idrografico destro del fiume Biferno (Battista et al., 1994; Boitani et al., 2002; De Lisio et al., 2006)), all'interno del quale sono stati censiti da un minimo di 2 ad un massimo di 5 coppie (Battista et al., 1994; 1998). Dai rilievi effettuati anche nelle regioni limitrofe, la popolazione, pur se piccola e isolata, risulta essere costante negli anni e abbastanza fedele ai siti riproduttivi; si tratta tuttavia di una situazione precaria, poiché questo piccolo nucleo potrebbe estinguersi qualora il suo habitat subisse modificazioni (Battista et al., 1994). Di recente inoltre si è riscontrata la presenza della specie in periodo riproduttivo anche a nord dell'areale nel comprensorio del bacino del torrente Sinarca (De Lisio, inedito).

L'apparente fragilità della popolazione molisana di Albanella minore, e la segnala-

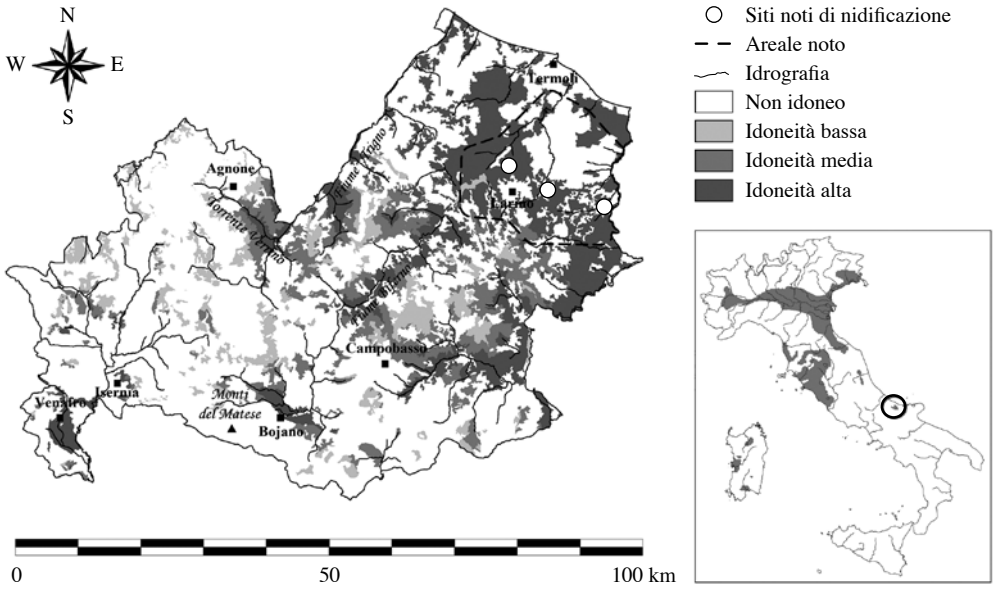


Fig. 1. Carta dell'idoneità ambientale per la nidificazione dell'Albanella minore in Molise. L'areale noto è tratto da Boitani et al. (2002) mentre i siti noti di nidificazione da Battista et al. (1998; 1994). A destra viene riportata la posizione dell'area di studio (cerchio nero) nell'areale di nidificazione di Circus pygargus *in Italia, secondo Spagnesi & Serra (2004).*

zione di qualche sito di nidificazione esterno al suo areale noto, sottolineano l'urgenza di allargare le indagini e di definire le potenzialità per l'incremento della popolazione nidificante entro un territorio più vasto di quello considerato fino ad oggi dalla Rete Ecologica Nazionale (Boitani et al., 2002). Uno degli strumenti più efficaci per definire le potenzialità di espansione di una specie è costituito dai modelli di idoneità ambientale (Corsi et al., 2000). I modelli d'idoneità ambientale permettono di integrare e sintetizzare le relazioni specie-ambiente e rappresentano un valido strumento di supporto alle indagini conoscitive e ai progetti relativi alla conservazione e alla gestione territoriale delle specie. I modelli di idoneità si basano su due approcci metodologici, uno deterministico e l'altro inferenziale; mentre nell'approccio deterministico la cartografia degli habitat idonei viene definita in base alle conoscenze degli esperti, nell'approccio inferenziale questa deriva dalla modellazione statistica dei dati ambientali relativi ai censimenti della specie (Corsi et al., 2000).
In questo lavoro viene proposto un modello deterministico di idoneità ambientale per l'Albanella minore nella regione Molise, che consente di verificare la presenza di aree potenzialmente adatte alla sua nidificazione al di fuori dell'areale noto per la specie. Per la realizzazione del modello e la creazione di una carta della idoneità per l'intero territorio della regione Molise, nel quale ricade il piccolo frammento meridionale dell'areale noto di nidificazione della specie, sono stati adottati i criteri

proposti dalla Rete Ecologica Nazionale (Boitani et al., 2002) utilizzando una cartografia aggiornata. Nell'approccio deterministico, utilizzato in questo lavoro, la costruzione del modello di idoneità si basa sulla conoscenza delle esigenze autoecologiche della specie e di quei parametri ambientali che ne discriminano la presenza o meno nel territorio.

METODI

Il modello di idoneità per l'Albanella minore è stato sviluppato in ambito GIS con l'uso del software *Arcview Gis 3.1* (ESRI), secondo la metodologia proposta per la *Rete Ecologica Nazionale* (REN - Boitani et al., 2002). Il modello REN si basa su un approccio deterministico o *expert-based* (Corsi et al., 2000), secondo il quale il valore di idoneità per ciascun parametro ambientale descritto da un tematismo cartografico (es. CORINE Land Cover, Modello Digitale del Terreno) viene attribuito sulla base della valutazione di un esperto e delle conoscenze pregresse. Ogni tematismo viene quindi codificato in termini di valori di idoneità per la specie. Le cartografie tematiche così codificate sono quindi integrate per produrre un indice sintetico di idoneità.

Il modello di idoneità per l'Albanella minore in Molise è stato prodotto considerando le stesse cartografie tematiche utilizzate da Boitani et al. (2002) nella REN: carta delle altimetrie (DEM con risoluzione di 20 metri) e CORINE Land Cover 3° livello in scala 1:250.000 (Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio, 2005), impiegando una versione risalente al 2000, più aggiornata rispetto a quella del 1990 adottata dalla REN.

Sono state utilizzate 4 classi di idoneità: non idoneo (valore 0) per gli ambienti che non soddisfano le esigenze ecologiche della specie, idoneità bassa (valore 1) per gli habitat che possono supportare la presenza della specie in maniera non stabile nel tempo, idoneità media (valore 2) per gli habitat che possono supportare la presenza stabile della specie, ma che nel complesso non risultano habitat ottimali, e idoneità alta (valore 3) per gli habitat ottimali per la presenza della specie.

L'attribuzione dei valori di idoneità alle diverse categorie di uso del suolo segue quanto indicato da Boitani et al. (2002) e viene presentata in Tabella 1.

Per le idoneità delle fasce altimetriche, è stata adottata come limite la quota di 1000 m (Boitani et al., 2002).

Per le idoneità delle fasce altimetriche, è stata adottata come limite massimo di distribuzione la quota di 1000 m (Boitani et al., 2002). In questo lavoro, considerando che l'optimum altitudinale della specie è tra 0 e 500 metri (Vigorita & Cucè, 2008), che sull'Appennino marchigiano la specie predilige le altimetrie tra 100-410 m (Brichetti & Fracasso, 2003) e che le presenze il Molise sono tutte a quote inferiori ai 500 metri, si è ritenuto utile aggiungere ai due livelli di idoneità alta e bassa definiti da Boitani et al. (2002), un terzo livello di idoneità media (2) corrispondente all'intervallo 500-700 metri.

Quindi, il massimo valore di idoneità (3) è stato assegnato all'intervallo altimetrico

compreso tra 0 e 500 metri; valore 2 tra 500 e 700 metri; valore 1 all'intervallo 700-1000 metri e valore 0 all'intervallo 1000-2100 metri.
Le cartografie dell'idoneità derivate dalla copertura del suolo e dal modello digitale del terreno sono state sovrapposte in ambito GIS ed attraverso un *minority filter* è stato derivato un unico strato cartografico riassuntivo dell'idoneità per l'Albanella minore. Vale a dire, dopo la sovrapposizione dei tematismi parziali di idoneità, per ogni porzione di territorio è stato sempre assegnato il valore più basso.
Il modello a scala regionale è stato validato confrontando la distribuzione delle aree idonee con i siti noti di nidificazione censiti nel periodo 1989-1992 e che si riferiscono ad un minimo di 2 e un massimo di 4 coppie in 3 siti riproduttivi (Battista et al., 1998, 1994; Società Botanica Italiana e Regione Molise, 2007).
Infine è stato effettuato un confronto tra la distribuzione delle aree idonee alla nidificazione potenziale dell'Albanella minore da noi modellizzata e la Rete Natura 2000 del Molise (Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio, 2008), per valutare il grado di tutela delle aree idonee alla specie.

	Categorie CORINE land cover livello 3	Idoneità
1.1.1	Tessuto urbano continuo	0
1.1.2	Tessuto urbano discontinuo	0
1.2.1	Aree industriali e/o commerciali	0
1.2.2	Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	0
1.3.1	Aree estrattive	0
2.1.1	Seminativi in aree non irrigue	3
2.1.2	Seminativi in aree irrigue	3
2.2.1	Vigneti	0
2.2.2	Frutteti e frutti minori	0
2.2.3	Oliveti	0
2.3.1	Pascoli e prati stabili	3
2.4.2	Sistemi colturali e particellari complessi	0
2.4.3	Culture agrarie e spazi naturali	0
3.1.1	Boschi di latifoglie	0
3.1.2	Boschi di conifere	0
3.1.3	Boschi misti	0
3.2.1	Praterie naturali	2
3.2.2	Brughiere	3
3.2.3	Vegetazione a sclerofille	2
3.3.1	Spiagge, dune, sabbie e ciottolami dei greti	0
3.3.2	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti	0
5.1.2	Corpi d'acqua	1
5.2.3	Mari e oceani	0

Tab. 1. Valori di idoneità per la nidificazione dell'Albanella minore delle categorie CORINE land cover III livello di dettaglio presenti nell'area indagata.

RISULTATI

La cartografia dell'idoneità alla nidificazione dell'Albanella minore nella regione Molise ha rivelato la presenza di 152.483 ha di aree potenzialmente idonee, che coprono il 35 % della superficie regionale (Fig. 1). Di questa, il 18% (pari a 80.684 ha) è risultato altamente idoneo (Tab. 2). Tutte le segnalazioni di siti di nidificazione per la regione Molise ricadono in porzioni di territorio ad idoneità alta.

La mappa dell'idoneità regionale mostra una chiara concentrazione delle aree ad alta idoneità nel basso Molise, caratterizzato da ampie aree cerealicole e da altimetrie modeste, ideali per la nidificazione della specie (Corbacho et al., 1997; Limiñana et al., 2006; Vigorita & Cucè, 2008). Le aree idonee seguono prevalentemente la distribuzione dei seminativi in aree non irrigue, e sono concentrate in particolare nelle valli dei fiumi Biferno e Fortore e del torrente Saccione. Altre aree ad alta idoneità si trovano nelle zone pedemontane del Matese, nelle piane di Venafro, Monteroduni e Bojano e nella valle del torrente Verrino.

Le aree a media idoneità sono maggiormente rappresentate nelle aree collinari dei monti Frentani, dove la copertura del suolo è costituita, in prevalenza, da terre arabili non irrigue e praterie naturali.

Dal confronto tra il modello di idoneità prodotto in questo lavoro e quello prodotto dalla REN (Boitani et al., 2002), nell'areale noto emergono alcune differenze (Fig. 2). In particolare, nel modello sviluppato si osserva una minore estensione delle aree ad alta idoneità (21704 ha contro i 23935 ha) rispetto al modello di Boitani ed altri (REN - 2002), ed una maggiore estensione di aree ad idoneità medio-bassa.

In Fig. 3 sono riportate le aree altamente idonee alla nidificazione e la rete Natura 2000 regionale. Il 22 % delle aree idonee per la nidificazione presenti nella regione Molise risulta compreso nella rete Natura 2000, mentre le aree esterne occupano una superficie di 118.229 ha e includono tutti i siti noti di nidificazione.

DISCUSSIONE

Il modello di idoneità per la nidificazione dell'Albanella minore in tutta la regione Molise ha messo in evidenza l'esistenza di aree dove la popolazione attuale può rinforzare la sua presenza e dei settori adatti ad una eventuale espansione naturale in fu-

Classe di idoneità	**Superficie** (ha)	**%**
Non idoneo	291.275	66
Idoneità bassa	29.027	7
Idoneità media	42.772	10
Idoneità alta	80.684	18
Totale	443758	100

Tab. 2. Estensione delle diverse categorie di idoneità per la nidificazione dell'Albanella minore in Molise.

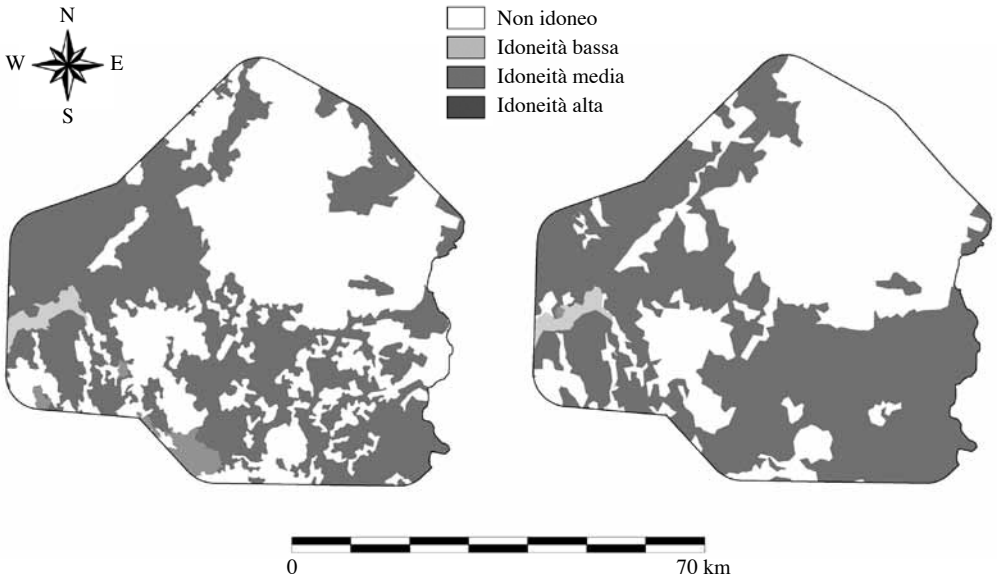


Fig. 2. Confronto, tra il modello di idoneità ambientale elaborato in questo lavoro (a sinistra) e la carta dell'idoneità ambientale prodotta da Boitani et al. (2002) (a destra). Le aree confrontate si riferiscono all'areale per l'Albanella minore in Molise descritto da Boitani et al. (2002).

turo. In particolare il modello proposto ha evidenziato la presenza di vaste estensioni idonee che superano ampiamente (circa 60.000 ha in più) le aree individuate dalla *Rete Ecologica Nazionale* (Boitani et al., 2002) per questo settore dell'areale italiano della specie. La maggior parte delle aree idonee identificate con questo modello (78%, Fig. 3) non rientra nella Rete Natura 2000 e sebbene la specie sia riportata come nidificante in tre SIC (IT7222254: "*Torrente Cigno*"; IT7222265: "*Torrente Tona*"; IT7222266: "*Boschi tra Fiume Saccione e Torrente Tona*" - Società Botanica Italiana e Regione Molise, 2007), esistono segnalazioni di nidificazione anche all'esterno di questi (Fig. 3). Alla luce di questi risultati, e nell'ottica di una ripresa numerica della popolazione, risulta evidente la necessità di implementare le misure di tutela su tutte le aree idonee che rientrano nella Rete Natura 2000 regionale e soprattutto sui siti certi di nidificazione esterni alla Rete Natura 2000, che non godono di nessuna forma di tutela.

È da sottolineare che il 41 % delle aree idonee da noi riscontrate si estendono su terreni agricoli, che occupano il 58 % del territorio regionale, e che le popolazioni nidificanti nelle colture cerealicole hanno bisogno dell'intervento umano per sopravvivere.

La forte dipendenza delle popolazioni mediterranee di Albanella minore dalle misure di conservazione in aree agricole (Corbacho et al., 1997) sottolineano la urgente necessità di attivare dei programmi di gestione mirati alla tutela dei nidi con inter-

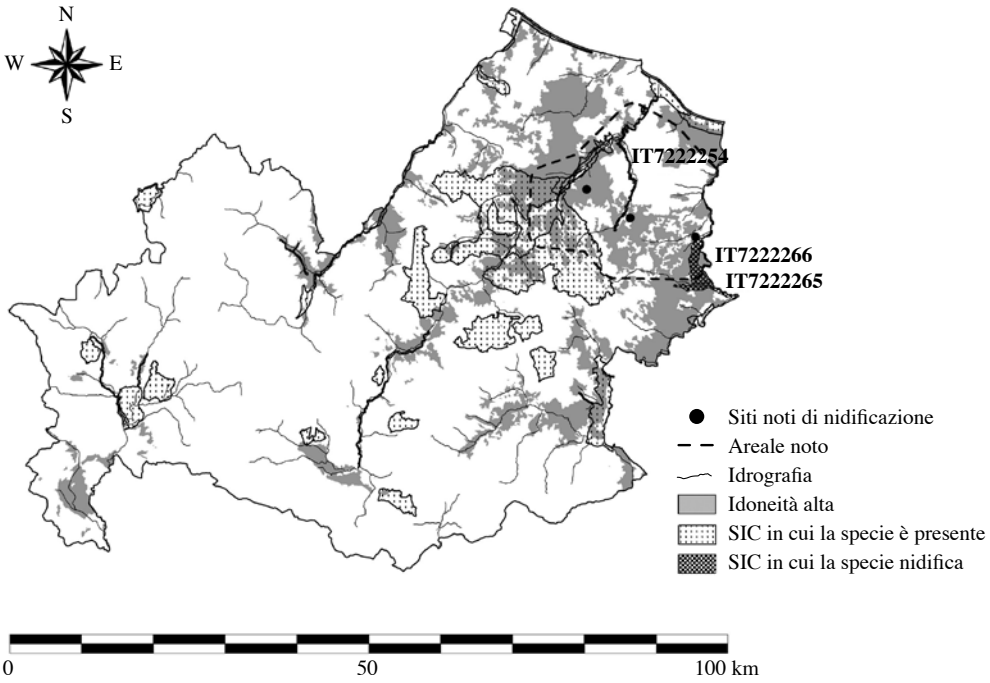


*Fig. 3. Aree altamente idonee alla nidificazione dell'Albanella minore in Molise. In evidenza (codici) i siti SIC in cui nidifica l'Albanella minore (Società Botanica Italiana e Regione Molise, 2007): IT7222254: "*Torrente Cigno*"; IT7222265: "*Torrente Tona*"; IT7222266: "*Boschi tra Fiume Saccione e Torrente Tona*". I punti neri indicano i siti noti di nidificazione (Battista et al., 1994; 1998).*

venti di salvaguardia di una fascia di coltivo non sfalciato, specie se protetto da strutture di recinzione (Giacchini et al., 1996). Invece, la buona riuscita riproduttiva in habitat naturali (Limiñana et al., 2006) sottolinea l'importanza di tutelare i calanchi, gli incolti e i prati-pascoli naturali presenti in Molise, che rappresentano gli habitat naturali ottimali per la nidificazione delle albanelle.

Gli ambienti agricoli del basso Molise sono attualmente in continua trasformazione anche in seguito allo sviluppo delle energie rinnovabili (eolico e fotovoltaico) che stanno, in numero sempre maggiore, occupando le aree idonee alla nidificazione dell'Albanella minore.

Le differenze rilevate tra il modello proposto e quello prodotto dalla REN (Boitani et al., 2002) per una stessa porzione del territorio regionale sono probabilmente dovute alle trasformazioni del territorio intercorse tra il 1990 (base CORINE utilizzata dalla REN) e il 2000 (base CORINE utilizzata per questo lavoro). In particolare, la riduzione delle superfici idonee sono imputabili ad un'espansione dei seminativi in aree irrigue, degli oliveti e dei vigneti a discapito dei seminativi in aree non irrigue, utilizzate dall'Albanella minore per nidificare. Infatti, a causa della distruzione e del

deterioramento di habitat come le steppe naturali, i prati e gli incolti, la specie si è adattata a nidificare nelle aree agricole e nei campi coltivati (Brichetti & Fracasso, 2003). Al contrario, i seminativi in aree irrigue, gli oliveti e i vigneti, rendono i nidi particolarmente vulnerabili alla predazione di mammiferi terrestri e corvidi (Giacchini et al., 1996; Limiñana et al., 2006), a causa di una copertura di vegetazione troppo rada. Le differenze riscontrate tra i modelli, derivati da carte relative ad un periodo così breve (10 anni), sottolineano l'importanza di aggiornare periodicamente le cartografie di base in modo di avere sempre dei modelli il più aderenti possibile alle realtà territoriali attuali.

Summary

Breeding of Montagus Harrier *Circus pygargus* in Molise (Central Italy). Model of environmental soundness and management proposals

The Montagu's Harrier *Circus pygargus* is a paleartic migratory bird of prey. It breeds in north central Europe, including Italy. The Molise region includes a small fragment of the Italian breeding range, which is located along the Biferno river valley. Extending this small breeding population is an important issue for the conservation of the breeding Italian population. Therefore a suitability model for the breeding sites of the species was developed for the whole Molise region using an GIS expert based approach. The model was developed from the digital elevation model and the CORINE land cover layers. The resulting map showed large suitable breeding areas extending over the actual breeding range, mostly in the lowlands. Most areas are found outside of the Natura 2000 network, highlighting the need of reconsidering the boundaries of the SAC IT7222254, IT7222266, and IT7222265 to include the known breeding sites and portions of potential new breeding areas.

BIBLIOGRAFIA

- Battista G., Carafa M., Colonna N., Dardes G. & De Lisio L., 1994. Nidificazione di Albanella minore, *Circus pygargus,* nel Molise. Riv. ital. Orn., Milano, 63 (2): 204-205.
- Battista G., De Lisio L., Carafa M., Colonna N., 1998. Check-list degli uccelli del Molise con note sullo status e sulla distribuzione. Riv. ital. Orn., Milano 68 (1): 11-26.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe, Population estimates, trends and conservation status. BirdLife international, Cambridge, UK. Birdlife Conservation Series no. 12.
- BirdLife International, 2009. *Circus pygargus*. In: IUCN 2009 - IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. www.iucnredlist.org. (web. mag-09).
- BirdLife International, 2009. Species factsheet: *Circus pygargus*. http://www.birdlife.org (web. mag-09).
- Boitani L., Corsi F., Falcucci A., Maiorano L., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D., Reggiani G., Rondinini C., 2002. Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. Università di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo; Ministero dell'Ambiente, Direzione per la Conservazione della Natura; Istituto di Ecologia Applicata. http://www.gisbau.uniroma1.it/REN.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (Eds.), 1998. Libro Rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Corbacho C., Sánchez J. M., Sánchez A., 1997. Breeding biology of Montagu's Harrier *Circus pygargus* L. in agricultural environments of southwest Spain; comparison with other populations in the western Palearctic. Bird Study, 44: 2, 166-175.
- Corsi F., de Leeuw J., Skidmore A.K., 2000. Modeling species distribution with GIS. In L. Boitani & T.K. Fuller (eds.). Research techniques in Animal Ecology: Controversies and consequences. Columbia Univ. Press, New York.
- De Lisio L., Carafa M., Antonucci A. 2006. Status e conservazione dei rapaci in Molise. Atti del Convegno "I rapaci del Matese. Gestione e Conservazione". Provincia di Campobasso, Parco Regionale del Matese, Oasi WWF di Guardiaregia, Campochiaro (CB).
- Environmental Systems Research Istitute, 2000. ArcView GIS 3.1. California. Usa.
- Farina A., 2001. Ecologia del Paesaggio. UTET, Torino.
- Giacchini P., Barocci A., Pandolfi M., 1996. Status di Albanella minore (*Circus pygargus*) nella fascia pedemontana adriatica. Alula III (1-2): 3-9.
- Legge 11 febbraio 1992 n.157 (legge sulla caccia). Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio. Gazzetta Ufficiale n. 46 del 25-2-1992 - Suppl. Ordinario n. 41.
- Limiñana R., Soutullo A., Urios V., Surroca M. (2006). Vegetation height selection in Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in a natural habitat. Ardea 94 (2): 280-284.
- LIPU & WWF (a cura di) Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo Orsi U., Bulgarini F., Fraticelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn. 69: 3-43.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Politecnico di Torino, 2005. GIS NATURA. Il GIS delle conoscenze naturalistiche in Italia.
- Primack R.E., Carotenuto L., 2003. Conservazione della Natura. Zanichelli, Bologna.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2008. Rete Natura 2000: elenco SIC e ZPS. ftp://ftp.scn.minambiente.it/Cartografie/Natura2000/schede_e_mappe
- Società Botanica Italiana, Regione Molise, 2007. Progetto di ricerca per la cartografia CORINE land cover e la distribuzione nei Siti Natura 2000 del Molise degli habitat e delle specie vegetali ed animali di interesse comunitario. http://www.regione.molise.it/web/grm/ambiente.nsf/0/4A4D333C181C6E63C125757C003EFE54?OpenDocument
- Spagnesi M., Serra L. (a cura di), 2004. Uccelli d'Italia (Falconiformes, Galliformes). Quaderni di Conservazione della Natura n. 21. Min. Ambiente. Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Vigorita V., Cucè L., 2008. La fauna selvatica in Lombardia - "Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia. 62.101.84.225/agrinet/fauna/pdf/052_RelFau08.pdf

L. Corsetti

L'USIGNOLO DEL GIAPPONE *Leiothrix lutea* NEL LAZIO *

Luca Puglisi [1], Ferdinando Corbi [2] & Paolo Sposimo [3]

[1] *Via S. Maria, 17 – 56011 Calci (PI)*
[2] *Gruppo Pontino Ricerche Ornitologiche – Via Ticino, 12 – 04100 Latina*
[3] *NEMO srl – P.za M. D'Azeglio, 11 – 50121 Firenze (sposimo@nemoambiente.com)*

INTRODUZIONE

L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* ha una distribuzione naturale che comprende Asia sud-orientale, Cina meridionale e India nord-orientale (Del Hoyo et al., 2007). È indicato come acclimatato o naturalizzato in Giappone, Isole Hawai, La Reunion, Spagna, Francia e Italia (Male et al., 1998; Eguchi & Amano, 2004a; Eguchi & Amano, 2004b; Dubois, 2007; Blackburn et al., 2009; Brichetti e Fracasso, 2010), mentre è stato introdotto senza successo in altre nazioni, come la Gran Bretagna (database DAISIE: http://www.europe-aliens.org) e la Svizzera, dove è stato segnalato anche un caso di nidificazione (Geroudet, 1977).

In Italia le prime segnalazioni di possibili casi di nidificazione risalgono al 1980 circa, quando in seguito alla fuga da cattività di un centinaio di individui un primo nucleo si insediò in provincia di Genova (ref. in Brichetti & Fracasso, 2010). Attualmente è indicato nella check-list italiana come specie introdotta dall'uomo o sfuggita dalla cattività, naturalizzata, presente e nidificante in modo regolare (presenza e nidificazione accertate in almeno 9 degli ultimi 10 anni) nel territorio nazionale (Fracasso et al., 2009). In particolare, è indicato come nidificante in Liguria, in Toscana e nel Veneto, con segnalazioni episodiche o presenze irregolari in altre regioni (Brichetti & Fracasso, 2010).

Nell'areale originario la specie predilige foreste umide con folto sottobosco, generalmente in versanti con notevole pendenza, a quote anche superiori ai 3.000 m s.l.m. (Del Hoyo et al., 2007). Per l'Italia, vi sono indicazioni sugli habitat utilizzati relative alla Toscana, dove l'Usignolo del Giappone frequenta ambienti con una folta copertura vegetale arbustiva e semi-arbustiva, generalmente in esposizioni fresche e umide, spesso negli impluvi. Sono note osservazioni realizzate presso boschetti di bambù (utilizzati in modo particolare per i dormitori), vegetazione ripariale, roveti (Puglisi et al., 2009).

Nel Lazio le prime segnalazioni provengono dal litorale romano, nel periodo com-

* Il presente studio è parte del progetto PASAL (Progetto Atlante Specie Alloctone del Lazio - Progetto n°13/a "Studi e censimenti nelle riserve del Lazio" - IV Accordo Integrativo dell'Accordo di Programma Quadro "Aree sensibili: parchi e riserve"). Il PASAL è stato realizzato dall'Agenzia Regionale Parchi - Regione Lazio e NEMO RTI, sotto la supervisione scientifica dell'Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale (ISPRA).

preso fra la fine degli anni ’90 e i primi anni del XXI Secolo; nelle zone interne della Provincia di Roma e in Provincia di Frosinone la specie è segnalata a partire dal 2003. Indicato sinora come occasionale, alcune segnalazioni comparse sulla mailing list EBN e altre sinora inedite inserite nell’archivio realizzato nell’ambito del progetto PASAL, facevano supporre che la specie fosse acclimatata, se non naturalizzata, nelle province di Roma (Colli Albani e Olevano Romano) e di Frosinone. In particolare, ripetute osservazioni in due siti distanti fra loro circa 5 km (in un sito osservati sino a 20 indd. insieme), e l’accertamento della nidificazione nel comune di Olevano Romano (Roma), unite alla probabilissima segnalazione di un gruppo numeroso a breve distanza (6-7 km) in Provincia di Frosinone, a La Selva di Paliano (ascolto di innumerevoli richiami provenienti da una folta boscaglia di bambù), potevano far supporre una possibile presenza di un nucleo consistente distribuito in un’area piuttosto estesa. Ripetute osservazioni effettuate in anni successivi poco a sud di Frosinone (ca. 35 km a sud da Paliano), sia in autunno (3-4 individui in alimentazione su frutti di caki) che in periodo riproduttivo (3-4 individui in canto), inoltre, potrebbero indicare la presenza stabile o in via di stabilizzazione di un altro nucleo, forse separato dal precedente. Sulla base di queste segnalazioni risultava difficile trarre conclusioni su diffusione e tipo di presenza dell’Usignolo del Giappone nel Lazio, potendo trattarsi sia di presenze puntuali e instabili, sia di una o più popolazioni ormai stabilmente insediate, o addirittura di una popolazione con una diffusione già relativamente ampia e continua nelle province di Roma e di Frosinone. Nel corso del recente atlante regionale (De Pisi, 2011) non sono state raccolte nuove informazioni e la specie è stata prudentemente inserita fra quelle “acclimatate”.

Data la scarsità di conoscenze relative a distribuzione e consistenza di una specie che potenzialmente potrebbe espandersi su gran parte del territorio regionale, con imprevedibili ripercussioni sulla biodiversità nativa, è stata condotta un’indagine di approfondimento volta a definire meglio il quadro distributivo almeno in alcuni settori del Lazio.

La difficoltà del rilevamento sul campo di questa specie, unita alla notevole dispersione degli avvistamenti sinora effettuati, alla grande diffusione e alla non semplice identificazione degli ambienti idonei, rendono estremamente complesso pianificare e realizzare indagini mirate ed estensive. Pertanto si è optato per:

1) cercare di ottenere informazioni relative a osservazioni occasionali effettuate da appassionati ornitologi e *bird watchers*;

2) effettuare sopralluoghi mirati nelle area di Olevano Romano e dei Colli Albani e presso Frosinone.

METODI

La ricerca di informazioni inedite è stata effettuata mediante l’invio di una e-mail di richiesta dati al “nodo” romano di EBN-Italia, GROB (Gruppo Romano Birdwatchers); è stata inoltre contattata direttamente l’Autrice della segnalazione relativa al sito presso Frosinone (G. Magliocco).

Le indagini nell'area di Olevano Romano - Selva di Paliano sono state compiute a partire dalle località in cui erano state compiute le osservazioni riproduttive ed autunnali nel corso degli ultimi cinque anni (Fig. 1), ricercando la specie negli ambienti ritenuti idonei: aree caratterizzate da una folta e continua copertura arbustiva in località fresche ed ombreggiate. Nel caso la specie venisse effettivamente osservata, ulteriori rilevamenti venivano eseguiti a distanze non inferiori a 1.5 km, in aree apparentemente idonee; qualora non venissero più rilevati Usignoli del Giappone in differenti località vicine tra loro, le ricerche proseguivano in altra direzione. Analoga metodologia è stata adottata nei Colli Albani, mentre in località Mincioni nel Comune di Torrice, 6 km a sud di Frosinone, ad oggi è stato indagato solo il luogo della segnalazione, un'area extra urbana caratterizzata da un mosaico di colture agrarie con vegetazione naturale e presenza di incolti, estesa su circa 2 ha.
Nella zona di Olevano Romano e nei Colli Albani la ricerca è stata condotta nei giorni 9-11 giugno 2010. Presso ciascuna località ritenuta apparentemente idonea, dopo circa un minuto di osservazione, venivano riprodotte le vocalizzazioni della specie utilizzando una sequenza di registrazioni così organizzata: vocalizzazioni di contatto (1 minuto), silenzio (1 minuto), canto (1 minuto), silenzio (1 minuto), vocalizzazioni

Fig. 1. Dati di presenza dell'Usignolo del Giappone nel Lazio riferiti agli anni 1998-2009 (quadrati: dati del periodo 1998-2001; triangoli: dati del periodo 2007-09). Le linee grigie indicano i confini provinciali mentre il riquadro individua l'area di cui è mostrato il dettaglio nella figura 2.

di contatto di tipo diverso (30 secondi), cui seguivano ulteriori 30 secondi di ascolto. In caso di concomitante elevato rumore di fondo, la sequenza di registrazioni veniva riprodotta una seconda volta. Nel sito in località Mincioni il sopralluogo è stato effettuato in data 29 luglio 2010.

RISULTATI

I rilievi standardizzati sono stati svolti in 64 località nelle aree di Olevano Romano e dei Colli Albani; la specie è stata rilevata in 17 di esse (27%). In sette di queste l'Usignolo del Giappone è stato rilevato in base all'attività canora spontanea mentre nelle restanti in base alla risposta al playback. Presso Frosinone è stata confermata la presenza nella località dove la specie era già stata osservata in passato (loc. Mincioni). Sono stati individuati tre nuclei di presenza (Fig. 2), apparentemente disgiunti. Quello dei Colli Albani è separato da quello di Olevano Romano da aree in cui pare poco probabile che la specie sia effettivamente presente, almeno in periodo riproduttivo, dal momento che tali aree sono caratterizzate da terreni poco rilevati ed una scarsa disponibilità di habitat apparentemente idonei. Nell'area posta tra il nucleo di Ole-

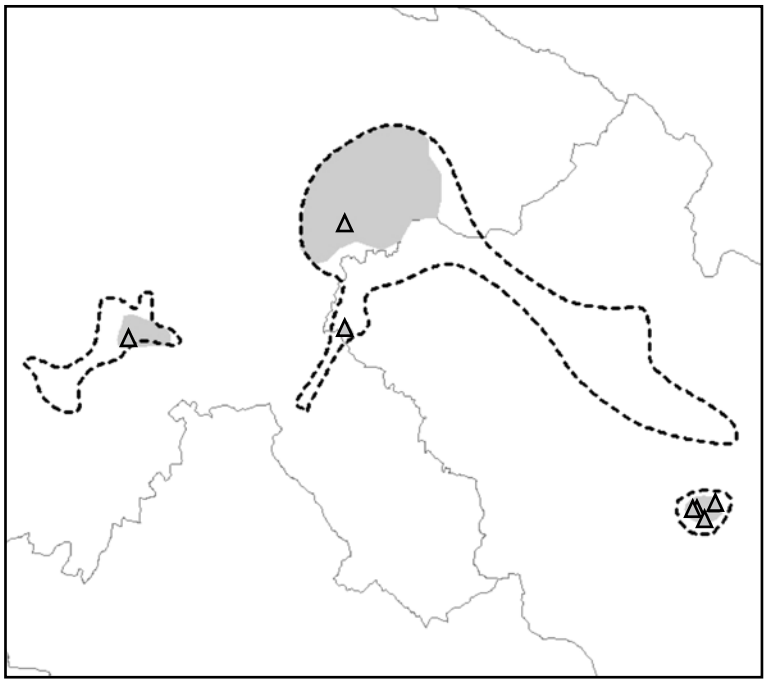


Fig. 2. Aree di presenza dell'Usignolo del Giappone nel Lazio centro-meridionale (si veda anche figura 1). Le linee tratteggiate individuano le aree al cui interno la specie è stata ricercata a partire dai punti di presenza recente noti (triangoli); in grigio le zone di presenza accertata; le linee grigie si riferiscono ai confini delle province di Roma, Latina e Frosinone.

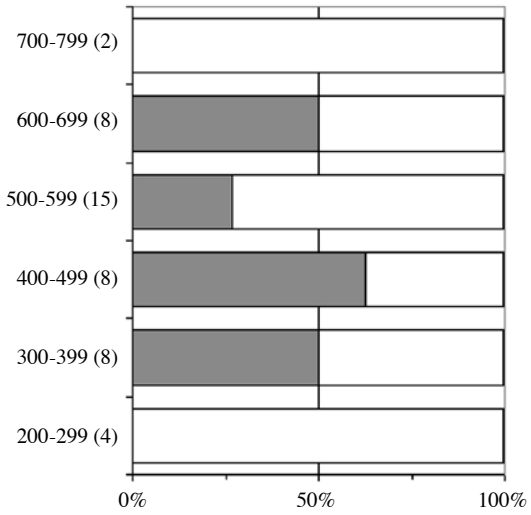


Fig. 3. Distribuzione altimetrica delle località di presenza dell'Usignolo del Giappone: le barre grigie indicano la percentuale di località occupate rispetto a quelle visitate poste entro un raggio di 3 km rispetto alle località effettivamente occupate, escludendo pertanto i punti probabilmente esterni all'attuale area di diffusione della specie. I dati sono suddivisi per fasce altimetriche di 100 m, per ognuna delle quali viene riportato tra parentesi il numero di località visitate.

vano Romano e quello di Frosinone, e cioè compresa tra i comuni di Paliano e Veroli, non sono stati ottenuti contatti, nonostante vi fossero situazioni ambientali apparentemente idonee.

Delle tre aree individuate, quella dei Colli Albani pare interamente circoscritta ai settori ad ovest del Monte Artemisio, sia nel versante settentrionale che in quello meridionale della piccola dorsale che chiude a sud il complesso dei Colli Albani, quella presso Frosinone non è stata sufficientemente indagata per stabilirne i limiti mentre intorno ad Olevano Romano la specie è stata rinvenuta diffusamente. Tuttavia dai rilievi eseguiti sembra che in periodo riproduttivo quest'ultima area di presenza non comprenda le colline più basse ed aperte verso la Valle del Sacco, né si inoltri verso i Monti Ernici e Simbruini. Non si può invece escludere che si estenda verso ovest e nord-ovest.

Relativamente alle aree dei Colli Albani e di Olevano Romano, l'Usignolo del Giappone è stato rilevato tra i 300 ed i 700 m (Fig. 3), mentre il sito di Mincioni si trova a 180 m s.l.m..

La specie è stata rilevata nell'area di Olevano Romano in corrispondenza di oliveti e frutteti abbandonati, boscaglie di robinia *Robinia pseudoacacia,* carpino nero *Ostrya carpinifolia* e querce *Quercus* spp.; nei Colli Albani in boschi di castagno *Castanea sativa* e a Mincioni in corrispondenza di un fosso con vegetazione dominata da robinia e pioppi *Populus* sp. In tutti i casi la vegetazione si presentava folta e pluristra-

tificata, con un denso strato arbustivo caratterizzato di volta in volta da prevalenza di rovi *Rubus* sp., biancospino *Crataegus monogyna*, ailanto *Ailanthus altissima* e sambuco *Sambucus nigra*. I siti di presenza erano inoltre caratterizzati da differenti gradi di antropizzazione, essendo situati sia in corrispondenza o in prossimità di aree abitate che in zone prive di costruzioni.
Complessivamente sono stati rilevati almeno 34 individui, riferibili, sulla base dell'osservazione di due individui che insieme rispondevano alla riproduzione delle vocalizzazioni e/o degli individui in canto sentiti, ad almeno 23 coppie, così suddivisi: Colli Albani 3 individui/2 coppie; Olevano Romano: 28 individui/19 coppie; Mincioni: 3 individui/2 coppie. Nella maggior parte dei casi in ciascuna località è stata individuata una singola coppia; in due casi, uno dei quali basato esclusivamente sul rilevamento dell'attività spontanea, si è ritenuto che fossero presenti due coppie; in un caso, alla riproduzione delle vocalizzazioni ha fatto seguito l'attività canora di tre differenti individui in canto e si è quindi ritenuto fossero presenti 3 coppie.
Attraverso l'inchiesta è stata raccolta una sola nuova segnalazione, riferita ad almeno 2-3 individui osservati nell'aprile 2008 presso la foce del fiume Arrone (M. Biondi, com. pers.), nei pressi di Fregene, a breve distanza, pertanto, da una precedente osservazione del 2001 già contenuta nell'archivio PASAL (localizzazione costiera più settentrionale in Fig. 1).

DISCUSSIONE

La presenza dell'Usignolo del Giappone nel Lazio è stata confermata: esso è stato rilevato in tre aree a sud di Roma (presso Olevano Romano, sui Colli Albani e a Mincioni presso Torrice) mentre è probabile che un ulteriore nucleo persista lungo la costa (presso Fregene). Nel caso del nucleo presente nei dintorni di Olevano Romano la specie si è dimostrata ben radicata, con una notevole diffusione negli ambienti idonei in un'area di più di 10 km di raggio. Pertanto, la specie è attualmente da considerarsi naturalizzata.
Sulla base del numero di coppie rilevate e dell'ampiezza dell'area occupata, è presumibile che complessivamente la sua popolazione nidificante all'interno dell'areale accertato sia di almeno alcune centinaia di coppie (100-500). Tuttavia non si può escludere che la specie occupi un'area più vasta di quanto rilevato, in particolare per i settori ad ovest e nord-ovest dei nuclei di Olevano Romano e Mincioni e per l'area nei pressi di Fregene, dove la sua persistenza andrebbe verificata, e sia pertanto ancor più numerosa.
Sembra inoltre che a oggi non sia presente una popolazione continua, ma le distanze relativamente limitate che separano i vari nuclei certi non permettono di escludere un'origine comune di questi oppure che al di fuori del periodo riproduttivo vi sia una sovrapposizione tra le aree frequentate dagli individui dei tre nuclei, determinata da una maggiore diffusione della specie. Un'indicazione in questo senso sembra venire dalla constatazione della presenza di Usignoli del Giappone presso la Selva di Paliano in periodo tardo estivo constatato nel 2008 e nel 2010 (L. Puglisi ed E. Mori, da-

ti inediti), dove la presenza di estese boscaglie di bambù (Fam. Bambuseae) sembra costituire un habitat particolarmente idoneo per la specie, che tuttavia non vi è stata rilevata durante la nidificazione nel corso della presente indagine.
I dati raccolti, per la stessa impostazione metodologica basata su una ricerca mirata in aree con una certa fisionomia ambientale piuttosto che su un campionamento randomizzato, confermano l'utilizzo da parte dell'Usignolo del Giappone di ambienti freschi ed umidi, caratterizzati da folta vegetazione negli strati bassi e da una copertura dominata da specie arboree differenti. Tali situazioni risultano largamente diffuse e pertanto ci si può attendere un'ulteriore espansione della specie: in Catalogna essa ha fatto registrare in meno di venti anni una marcata espansione che potrebbe rappresentare una fase intermedia verso l'insediamento in buona parte della regione (Herrando et al., 2010).
Rispetto alle possibili interazioni con altre specie di uccelli e con gli ecosistemi nativi, non sono state raccolte indicazioni, anche generiche, su possibili impatti. Alla luce di quanto sopra, la scelta gestionale che appare più opportuna sembra quella del monitoraggio e della definizione, di pari passo, di strategie per il contenimento della popolazione, in accordo con la politica di "prevenzione del rischio" nei confronti delle specie invasive, che è oggi quella di gran lunga più accreditata e raccomandata a vari livelli (Genovesi e Shine, 2004).

Ringraziamenti. Si ringrazia Andrea Monaco per la rilettura del manoscritto e per il costante supporto nello svolgimento dell'intero progetto "PASAL". Siamo inoltre grati a Massimo Biondi per il dato e le informazioni fornite ed a Gigliola Magliocco per i dati e l'assistenza nel sopralluogo presso la località Mincioni.

Summary

The Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Latium

Starting from a few observation collected in the years 1998-2009, we investigated the presence in Latium of the Red-billed Leiothrix, an Asiatic species successfully introduced in different parts of the world, including some Italian regions. The species was found in at least three different areas, apparently separated, in central Latium while according to a further recent observation one more nucleus is possibly established in a coastal area. The regional population size is estimated in about 100-500 pairs but it is possibly larger since we cannot exclude that the actual range is wider.

BIBLIOGRAFIA

- Blackburn T.M., Lockwood J.L. & Cassey P., 2009. Avian Invasions: The Ecology and Evolution of Exotic Birds, Oxford University Press, USA.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6 Sylviidae-Paradoxornithidae, Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Del Hoyo J., Eliott A., & Christie D.A. (eds), 2007. Handbook of the Birds of the World. Vol. 12. Picatarthes to Tits and Chickadees. Lynx Ediciones, Barcelona.

- De Pisi E., 2011. Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 402.
- Dubois P., 2007. Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. Ornithos, 6(14): 329-364.
- Eguchi K. & Amano, H., 2004a. Invasive Birds in Japan. Global Environmental Research, 8(1): 29-39.
- Eguchi K. & Amano H., 2004b. Spread of exotic birds in Japan. Ornithological Science, 3, 3-11.
- Fracasso G., Baccetti N., Serra L., 2009. La lista CISO-COI degli uccelli italiani - Parte prima: lista A, B e C. Avocetta, 33 (1): 5-24.
- Géroudet, P. 1977. Chronique ornithologique romande de l'été 1975 à l'hiver 1975-1976. Nos Oiseaux 34: 76-88.
- Genovesi P. & Shine C., 2004. European Strategy on Invasive Alien Species. Nature and Environment, n. 137. Council of Europe publishing, Strasbourg.
- Herrando S., Llimona F., Brotons L. & Quesada J., 2010. A new exotic bird in Europe: recent spread and potential range of Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). Bird Study 57: 226-235.
- Male T.D., Fancy S.G. & Ralph J., 1998. Red-billed Leiothrix. The Birds of North America, 359, 1-11.
- Puglisi L., Bosi E., Corsi I., Del Sere M., Pezzo F., Sposimo P. & Verducci D., 2009. Usignolo del Giappone, Bengalino & Co: alieni in Toscana. Alula, 16: 426-431.

NOTE SULLA DIMENSIONE DEI NIDI E SUCCESSO DELLE COVATE DI CANNAIOLA COMUNE *Acrocephalus scirpaceus* IN FRAGMITETI DEL LITORALE ROMANO (ITALIA CENTRALE)

Elisa Ranchelli [(1)], Francesca Boccacci [(1)], Giulia Sozio [(1)], Alessio Mortelliti [(1)], Corrado Battisti [(2)] & Luigi Boitani [(1)]

[(1)] *Dipartimento di Biologia e Biotecnologie Charles Darwin, Sapienza Università di Roma Viale dell'Università, 32 – 00185 Roma (elisa.ranchelli@libero.it; francesca.boccacci@gmail.com; alessio.mortelliti@uniroma1.it; giulia.sozio@uniroma1.it; luigi.boitani@uniroma1.it)*
[(2)] *Provincia di Roma, Servizio "Ambiente" (aree protette-parchi regionali) – Via Tiburtina, 691 00159 Roma (c.battisti@provincia.roma.it)*

INTRODUZIONE

La Cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus* è una specie a distribuzione euro-turanica-mediterranea, nidificante in tutto il Paleartico occidentale. L'areale di nidificazione risulta alquanto frammentato, in quanto questa specie è fortemente dipendente dalla presenza di zone umide sia per l'alimentazione che per la costruzione del nido, prediligendo ambienti caratterizzati dalla presenza di *Phragmites australis* (Cramp, 1992; Trnka et al., 2009; Brichetti e Fracasso, 2010). In Italia centrale, a causa delle vaste opere di bonifica avvenute nel secolo scorso, la specie è andata incontro ad una notevole riduzione e degradazione del suo habitat (Boano et al., 1995; Brunelli et al., 2011).

La biologia riproduttiva della Cannaiola comune è ancora poco indagata nell'area mediterranea (per l'Italia centrale, cfr. Quaglierini, 2004). Pertanto, scopo di questo breve contributo è quello di fornire alcuni dati sulla dimensione dei nidi e il successo delle covate di questa specie, attraverso l'analisi di una serie di caratteristiche strutturali di un campione di nidi, collocati lungo i canali di bonifica della Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (Roma, Italia centrale).

Il presente lavoro si inserisce all'interno del progetto FRAG-FRAG (*FRAGmitetum FRAGmentation*), che ha voluto indagare il ruolo indipendente dei processi di perdita e frammentazione *per se* dell'habitat nel determinare la presenza e l'abbondanza della Cannaiola comune in 355 fragmiteti lineari situati lungo i canali di bonifica della Riserva del Litorale Romano (gennaio-luglio 2010; Università degli studi "Sapienza" - Dipartimento di Biologia e Biotecnologie Charles Darwin; Provincia di Roma, Servizio "Ambiente").

AREA DI STUDIO

Lo studio è stato effettuato all'interno della Riserva Naturale Statale "Litorale Romano" (RNSLR; 17.243 ha; Lazio, Italia centrale; Important Bird Areas, cod: IT117; Brunner et al., 2002). La RNSLR è composta per lo più da aree agricole che si col-

locano su di un territorio in gran parte bonificato: una pianura livellata, solcata da un reticolo ortogonale di canali di drenaggio (Comune di Fiumicino, 1998; cfr. anche Bernoni, 1984).
In questo studio sono stati presi in esame 10 *patches* (frammenti di fragmiteto) ricadenti all'interno della RNSLR (Fig. 1) e situati lungo i canali di bonifica, bordati da filari di eucalipti (*Eucalyptus* sp.) e di pioppi (*Populus* sp.) e caratterizzati da consorzi a *Phragmites australis*, *Typha* sp. e *Schoenoplectus palustris*, che rientrano nell'alleanza *Phragmition australis* (Blasi, 1994). Alcuni dei fragmiteti esaminati erano collocati all'interno di scoline di campi coltivati a graminacee, altri lungo fossi naturali o canali di drenaggio, altri ancora lungo il litorale a ridosso della spiaggia.

MATERIALI E METODI

Nel periodo 10 giugno-12 luglio 2010 sono stati monitorati 20 nidi di Cannaiola comune distribuiti in 10 *patches*, dalla fase di costruzione del nido fino all'involo dei giovani. È stato valutato uno sforzo di ricerca pari a 80 ore complessive. Ogni nido è stato georeferenziato con GPS Garmin e-trex. Sono stati raccolti dati su alcuni parametri vegetazionali circostanti il nido (altezza e diametro delle canne; n. steli di *P. australis* sulle quali il nido veniva costruito), la dimensione della covata e il successo riproduttivo (n. uova/nido, n. *pulli*/nido)(cfr. Cramp, 1992).

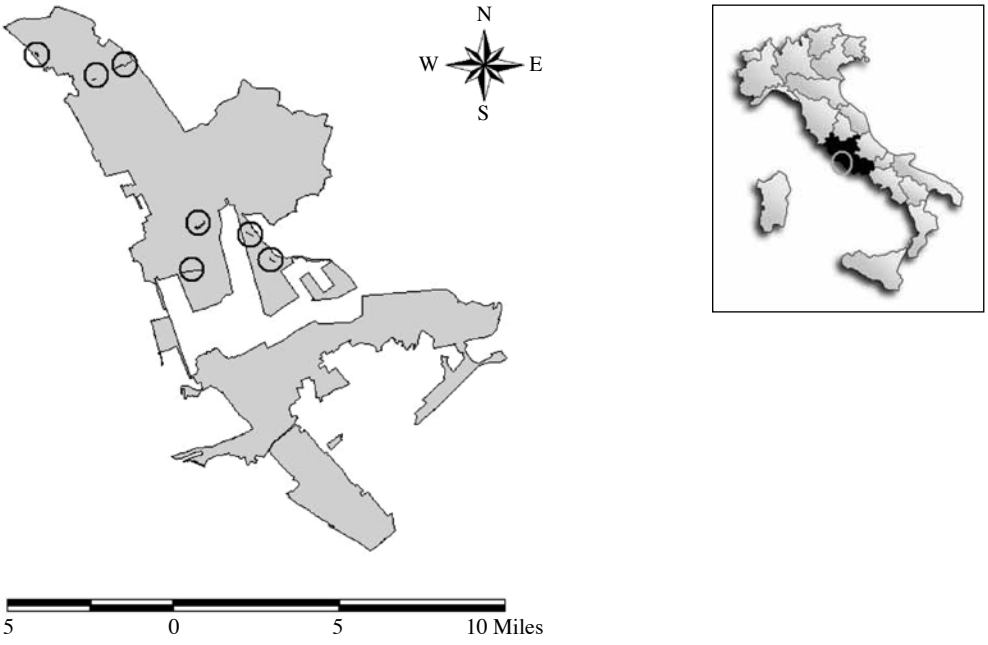


Fig.1. Area di studio e patches in cui sono stati monitorati i nidi di Cannaiola comune Acrocephalus scirpaceus. *I cerchi racchiudono i 10 fragmiteti esaminati.*

La dimensione delle covate complete è stata determinata solamente per i nidi nei quali sono state osservate la deposizione e le fasi successive. Per quanto riguarda le caratteristiche del nido, le misure sono state effettuate su nidi appena completati oppure nei quali era in corso la deposizione delle uova. La raccolta dei parametri ambientali presso ciascun nido ha richiesto, mediamente, circa un minuto, così da non recare disturbo alla coppia in nidificazione.

RISULTATI

Caratteristiche e ubicazione del nido

I 20 nidi di Cannaiola comune rinvenuti avevano tutti forma emisferica ed erano costruiti esclusivamente in fragmiteto puro, sia sopra o nelle vicinanze di acqua, sia su terreno asciutto. I nidi sono stati costruiti a 1,31 m di altezza (± 0,31; range: 0,70 - 2 m; n = 17), intorno a 3,06 steli (± 1,06; range: 2-5) di *Phragmites australis* aventi un diametro compreso tra 0,5 e 1 cm (Cramp, 1992).

Dimensione delle covate e numero di pulli

La presenza di uova è stata riscontrata su 12 nidi dei 20 rinvenuti e la dimensione media delle covata è stata di 3,75 uova (± 0,75; range: 2-5; n = 12). Sui 12 nidi con uova, è stato osservato il fallimento di una covata e tre casi di probabile predazione. Il successo di schiusa è stato del 70%, calcolato sui soli nidi in cui è stato possibile raccogliere dati sia sul numero di uova deposte sia sul numero di *pulli* (n = 8). Il numero medio di *pulli,* calcolato sui soli nidi in cui vi è stata la schiusa, è stato di 3,71 *pulli* (± 0,76; range: 3-5).

DISCUSSIONE

I risultati di questo lavoro, sebbene ottenuti da un campione ancora poco rappresentativo, confermano quanto presente in letteratura. I dati relativi ai parametri di nido e alla dimensione delle covate del presente lavoro, sono in accordo con i valori riscontrati da Quaglierini (2004) per aree analoghe dell'Italia centrale tirrenica (n. di steli utilizzati per l'ancoraggio del nido: 3,5 ± 1,0, n = 369; dimensione media della prima covata: 3,7 uova ± 0,6, n = 115; tasso di schiusa: 76,8%, n = 302).

La dimensione media delle covate rilevata in questo studio è risultata simile anche a quanto noto a livello europeo (in Gran Bretagna: 3,89 ± 0,70, n = 2015 covate; in Germania: 3,85 ± 0,66, n = 536 covate; cfr. i riferimenti in Cramp, 1992). Anche il successo di schiusa (70%) è risultato in accordo con i dati presenti in letteratura (Cramp, 1992). La specie preferisce gli steli giovani di *Phragmites australis* (diametro < 1 cm).

Gli studi sul successo riproduttivo di queste specie stenoecie, legate ad ambienti effimeri e disturbati (sfalcio, incendio, stress idrico), possono assumere una rilevanza conservazionistica, consentendo di fornire utili informazioni ai Consorzi di Bonifica, responsabili della gestione dei fragmiteti limitrofi ai canali di drenaggio.

Ringraziamenti. Questo lavoro è parte di tre tesi di laurea effettuate all'interno del progetto FRAG-FRAG (*FRAGmitetum FRAGmentation; Progetto Frammentazione Fragmiteti*) presso il Dipartimento di Biologia e Biotecnologie Charles Darwin dell'Università degli Studi di Roma "La Sapienza". Si ringrazia inoltre il Dr. Jacopo G. Cecere per aver permesso e guidato una parte della raccolta dati del progetto, e per la rilettura critica del testo.

Summary

Preliminary data on nesting structure and breeding biology of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in Central Italy

We report some nesting and breeding parameters of the reed warbler in reedbeds patches. The nests were found only in pure reedbeds characterised by young stems, above or near water or on dry ground. In average, each nests was built on 3.06 *Phragmites* stems (± 1.06, range: 2-5, n = 16), at 1.31 m of height (0.31 ± , range from 0.70 to 2; n = 17). The average size of broods observed was determined to be 3.75 (± 0.75, range 2-5, n = 12). We observed 2.89 chicks (± 1.76, range 0-5, n = 9) in the 12 nests in which eggs were found.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., 1984. Il metodo del mappaggio in una zona umida del Lazio: le vasche di Maccarese. Riv. ital. Orn., 54: 235-243.
- Blasi C., 1994. "Fitoclimatologia del Lazio". Fitosociologia 27: 22-25.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco A., Visentin M. (Eds.), 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, II (1-2): 1-224.
- Brichetti P., Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6. Sylviidae-Paridae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, pp. 464.
- Brunner, A., Celada, C., Rossi, P. & Gustin, M., 2002. Sviluppo di un sistema nazionale delle ZPS sulla base della rete delle IBA (Important Bird Areas). LIPU.
- Comune di Fiumicino, 1998. Il Litorale diventa Riserva Assessorato all'Ambiente e alla Gestione della Riserva naturale statale "Litorale Romano" (1998).
- Cramp, S. (ed.), 1992. The Birds of the Western Palearctic. Vol. VI. Oxford University Press, Oxford.
- Quaglierini A., 2004. Biologia riproduttiva della cannaiola *Acrocephalus scirpaceus* in una zona umida dell'Italia centrale. Avocetta, 28: 15-23.
- Trnka, A., Batàry P. & Prokop P., 2009. Interacting effects of vegetation structure and breeding patterns on the survival of Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* nests. Ardea, 97: 109-116.

SCELTA DEL SITO RIPRODUTTIVO E DENSITÀ DELLA RONDINE *Hirundo rustica* NEL COMUNE DI RENDE (CS, CALABRIA)

Roberto Santopaolo [1], Chiara Perri [1], Michele Puntillo [1], Maria Sapia [1], Giulia Miraglia [1], Gianluca Godino [1], Assunta Greco [1], Fernando Santopaolo [1] & Marco Gustin [2]

[1] *LIPU Sezione di Rende – Via Bertoni, snc – Arcavacata, 87030 Rende (CS) (info@lipurende.it)*
[2] *LIPU, Settore Conservazione – Via Trento, 49 – 43100 Parma (marco.gustin@lipu.it)*

INTRODUZIONE

In Italia la Rondine *Hirundo rustica* è specie migratrice, nidificante lungo la penisola, in Sardegna, Sicilia e alcune isole minori; più scarsa e localizzata nelle estreme regioni meridionali, dove si rilevano ampi vuoti di areale in Calabria e soprattutto in Puglia meridionale (Brichetti & Fracasso, 2007).

Il suo status di conservazione viene valutato sfavorevole a livello europeo e nell'UE (SPEC3). La popolazione nidificante in Europa e nell'Unione Europea è risultata complessivamente in declino sia nel periodo 1970-1990 che nel decennio 1990-2000, malgrado segnali di ripresa in alcuni Paesi nel corso dell'ultimo decennio (BirdLife International, 2004a,b).

La biologia riproduttiva della specie è stata analizzata in diversi settori della Padania (Selmi, 1982; Brichetti & Caffi, 1992; Ferro & Fasano, 1995; Cencetti et al., 1999, Bonvicini & Ornaghi, 1999; Selmi & Checchi, 2001; Bonvicini & Ornaghi, 2005), così come in Italia centrale (Fortuna & Sarrocco, 1994; Giacchini et al., 1999; Giacchini & Piangerelli, 2001; Lotti et al., 2001), Sicilia (Dimarca & Lo Valvo, 1987; Salvo, 2005) e Sardegna (Aresu et al., 1997).

Assenti sono invece le informazioni relative alla specie in Calabria sul successo riproduttivo, densità e scelta dei siti riproduttivi, considerata la minore abbondanza complessiva delle specie in Italia meridionale (Brichetti & Fracasso, 2007), sebbene in Sicilia appaia in aumento (AA.VV., 2008).

Alcune indagini, eseguite tra il 2006 e il 2007 con allevatori e agricoltori operanti nel comune di Rende, hanno evidenziato in questo territorio una diminuzione della Rondine negli ultimi 25-30 anni (Santopaolo ined.), che ha coinciso con una progressiva diminuzione delle zone agricole e con un aumento delle aree urbane. Anche il numero di stalle si è ridotto significativamente, passando in pochi anni da un tipo di allevamento tradizionale con pascolo all'aperto, verso una gestione di tipo industriale.

Il presente studio ha lo scopo di evidenziare in particolare le informazioni relative al numero dei nidi occupati in relazione alla tipologia del sito.

AREA DI STUDIO E METODI

Il territorio del comune di Rende (CS, Calabria) si estende su una superficie di 54,5 kmq, di cui 7,6 kmq (13,9%) sono occupati da insediamenti urbani, 9,2 kmq (16,9%) da aree boschive e 37,7 kmq (69,2%) da aree agricole.

Nel 2007 sono state effettuate circa 70 uscite (da aprile a luglio) per valutare la consistenza numerica della popolazione di Rondine all'interno del territorio comunale. Sono state accuratamente ispezionate tutte le fattorie, le stalle, le case rurali abbandonate, possibili siti di nidificazione della specie.

Tutti i siti sono stati visitati almeno due volte nel periodo riproduttivo rilevando solo la prima covata ed evitando di conteggiare una stessa coppia più di una volta. Per effettuare il censimento dei nidi, e differenziarli tra occupati e vuoti, è stata utilizzata un'asta estensibile con all'apice uno specchietto in grado di riflettere, verso gli osservatori, il contenuto interno del nido (nido con uova, nido con pulli e nido vuoto).

Il territorio comunale è stato suddiviso in tre aree.

La prima area (Località Lecco) è posta a Nord-est del territorio comunale. È un'area agricola discontinua e molto frammentata per la presenza di capannoni industriali. L'area è rimasta parzialmente agricola con ampi spazi aperti, coltivazioni di graminacee, erba medica, zone incolte, canali di irrigazione del fiume Crati e alcune stalle per bovini.

La seconda area (Località Monticello - Cucchiano - S. Biase), è prettamente agricola con presenza di pascoli, prati, siepi, aree coltivate alternate a zone incolte e alcune stalle di ovini, bovini ed equini.

La terza area (Località Maio-Linze), presenta caratteristiche simili alla prima, con presenza di capannoni industriali intervallati da ampi spazi agricoli dove sono presenti alcune stalle per bovini ed ovini. È posta nella parte centrale del comune di Rende.

RISULTATI

Sono stati ispezionati 180 siti ritenuti possibili luoghi di nidificazione della Rondine. In 62 siti (34,4%) è stata riscontrata la presenza della specie. Il numero totale di nidi censiti è risultato 340, di cui 142 (41,8%) occupati.

In Tab. 1 si evidenzia la diminuzione del numero di allevamenti bovini (anche un solo capo bovino è considerato allevamento) e del numero di capi complessivi nel comune di Rende dal 1982 al 2010.

Prendendo in considerazione la sola superficie agricola (37,7 kmq) escludendo cioè

	1982	**1991**	**1998**	**2004**	**2007**	**2010**
Numero allevamenti bovini	500	144	70	67	65	39
Numero capi bovini	10000	3000	2500	947	1076	1097

Tab. 1. Numero allevamenti bovini e numero capi dal 1982 al 2010 nel comune di Rende.

le aree urbane e boschive, la densità della Rondine nel comune di Rende è risultata di 3,76 coppie per kmq.
Il 44% dei nidi è risultato concentrato in siti con presenza di animali da stalla (massimo 14 nidi in un'unica stalla), il 30% dei nidi è risultato concentrato in siti con animali da stalla nelle immediate vicinanze, e il 26% dei nidi è risultato concentrato senza la presenza di animali da stalla ($gl = 2$, $\chi^2 = 7,94$, $P < 0,03$)(Tab. 2). Il numero medio di pulli/nido è risultato di $5,18 \pm 0,73$, $4,85 \pm 0,90$ e $4,92 \pm 0,90$ rispettivamente nei siti con animali da stalla, nei siti con animali da stalla nelle vicinanze e nei siti senza animali da stalla ($gl = 2$, $\chi^2 = 2,94$, $P = NS$). In totale, sul territorio comunale, i siti tradizionali (stalle attive) sono risultati in numero inferiore rispetto ai siti ritenuti inusuali per la specie (senza la presenza di animali) evidentemente per una carenza di stalle attive.
La maggior parte dei siti censiti con presenza di nidi è costituito da edifici chiusi in muratura (n = 52) di cui 48 presentavano travi costituiti da legno, ferro e muratura, legno (n = 2) e altri siti particolari (n = 10), costituiti da sottobalconi, tettoie e ponti (Tab. 3) e posizionati principalmente presso travi di sostegno (Tab. 4). In assenza

Zone	**nidi occupati in siti con animali da stalla**	**nidi occupati in siti con animali da stalla nelle immediate vicinanze***	**nidi occupati in siti senza animali da stalla**
Località Lecco	30 (n = 7)	26 (n = 7)	0
Località Monticello-Cucchiano-S. Biase	14 (n = 4)	11 (n = 8)	1
Località Maio-Linze	13 (n = 4)	1	1
Restante territorio comunale	6 (n = 4)	4 (n = 3)	35 (n = 22)
Totale	**63** (n = 19)	**42** (n = 19)	**37** (n = 24)

* presenza di animali da stalla nel raggio di 50 m.

Tab. 2. Numero di nidi occupati in relazione alla tipologia dei siti. Tra parentesi il numero di siti.

Tipologia siti nido	**N. Nidi**	**%**
Muratura con travi in legno	31	48,4
Muratura con travi in ferro	11	17,3
Muratura con travi in muratura	6	9,4
Muratura senza travi	4	6,2
Legno (magazzini, fienili)	2	3,1
Siti particolari	10	15,6
(ponti, cassette elettriche e plafoniere poste all'esterno di edifici, ecc)		
Totale	**64**	**100**

Tab. 3. Tipologia dei siti-nidi attivi della rondine nel comune di Rende

Localizzazione /Nidi	Numero	%
Parete	93	27,4
Trave	205	60,3
Angolo parete/trave	32	9,4
Altre allocazioni	10	2,9
Totale	**340**	**100**

Tab. 4. Scelta e localizzazione dei nidi totali (attivi e in disuso) nei siti.

di stalle attive o di locali con animali nelle immediate vicinanze, i siti occupati dalla specie sono risultati case abbandonate o in costruzione, androni, magazzini di varia tipologia, ponti. La specie è risultata invece totalmente assente nelle aree urbane. È stata inoltre rilevata la preferenza di allocazione dei nidi sui vari materiali, nonché la posizione per i nidi ad angolo; la specie ha maggiormente utilizzato le travi, con preferenza per quelle in legno e a seguire le pareti interne dell'edificio, ma anche appoggi particolari come plafoniere, cassette elettriche, portalampade (Tab. 4).

DISCUSSIONE

Si evidenzia come la rondine sia una specie strettamente legata agli ambienti agricoli tradizionali con presenza di prati-pascoli dove gli adulti cacciano gli insetti e le stalle attive sono usate come siti riproduttivi (Brichetti & Fracasso, 2007). Anche in Calabria come nel resto d'Italia (Bulgarini et al., 1999), le stalle con bovini costituiscono i siti preferenziali per l'attività riproduttiva della specie.

I siti riproduttivi ritenuti inusuali per la specie (case abbandonate o in costruzione), infatti, anche se inseriti in contesti ambientali favorevoli, ospitano generalmente uno, due, eccezionalmente tre nidi attivi, facendo ipotizzare come la specie stia probabilmente colonizzando siti diversi in conseguenza della diminuzione del numero di stalle tradizionali.

Negli ultimi anni in Calabria la specie è stata riscontrata in ambienti e siti in cui non era stata mai osservata (Santopaolo ined.). È possibile quindi che nel corso del tempo si assisterà ad una minor qualità dei siti riproduttivi della rondine in Italia, a causa della forte riduzione delle aziende agricole con allevamenti bovini, fenomeno già evidenziato al nord (Selmi, 1982; Selmi & Checchi, 2001) e comunque rilevabile anche nel comune di Rende (cfr. risultati) e con un maggior utilizzo per i siti meno idonei rappresentati negli ultimi anni da aree periferiche urbane (Demartini et al., 2007, Dinetti, 2009).

La densità della specie in Calabria appare minore rispetto all'area padana (Ravasini, 1995; Brichetti & Fracasso, 2007) o dell'Italia centrale (Dinetti, 2009), ma, superiore alla Sicilia (Salvo, 2005). Al nord è concentrata la maggior parte della popolazione italiana che attualmente risulta in declino (Selmi & Checchi, 2001; Ambrosini et al., 2002, Bonvicini & Ornaghi, 2005; Vigorita & Cucé, 2008).

Summary

Selection breeding site and density of Swallow *Hirundo rustica* in municipal of Rende (CS, Calabria)

In 2007 were carried about 70 controls (from April to July) to evaluate the number of Swallow in municipality of Rende (Calabria). The sites were visited at least two times in breeding period recording only the first brood. The municipality of Rende was divided in three areas. Were checked 80 sites possibly sites of breeding of Swallow. In 62 sites (34,4%) the presence of species was recorded. The total number of nests was 340, and 142 (41,8%) occupied. The density of swallow in Rende municipality was 3,76 pairs/km^2. 44% of nests was assembled in sites with presence of cattle shed (maximum 14 nests in only cattle shed), 30% of nests was assembled in sites with presence of cattle shed in nearness immediate and 26% of nests was assembled in sites without presence of cattle shed. Mostly of sites monitored with presence of nests was constituted from closed buildings in walling (n = 52) which 48 showed beams constituted to wood, iron and walling, wood (n = 2) and others sites (n = 10), constituted from under-balcony, roof, and bridges placed mainly near retaining beams.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosini R., Bolzern A.M., Canova L., Arieni S., Møller A.P. & Saino N., 2002. The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use J. Appl. Ecol., 39: 524-534.
- Aresu M., Caddeo G. & Schenk H., 1997. Primi dati sulla biologia riproduttiva della Rondine (*Hirundo rustica*) in Sardegna Avocetta, 21: 104.
- BirdLife International, 2004a. Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International, Wageningen.
- BirdLife International, 2004b. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (*BirdLife Conservation Series* N. 12).
- Bonvicini P. & Ornaghi F., 1999. Dati preliminari sulla biologia riproduttiva di una popolazione di Rondine *Hirundo rustica* negli anni 1986-1995 a Macherio (Milano). Avocetta, 23: 131.
- Bonvicini P. & Ornaghi F., 2005. Biologia riproduttiva di una popolazione di rondine *Hirundo rustica* negli anni 1986-2004 (Macherio, MI). Avocetta, 29: 174.
- Brichetti P. & Caffi M., 1992. Biologia riproduttiva di una popolazione di Rondine, *Hirundo rustica*, nidificante in un cascinale della Padania (*Aves, Hirundinidae*). Riv. Piem. St. Nat., 13: 73-87.
- Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 1995. Scelta del sito di nidificazione di Balestruccio *Delichon urbica* e Rondine *Hirundo rustica* in Italia: dati preliminari. Avocetta, 19: 40.
- Cencetti A., Ferro G. & Boano G., 1999. Successo riproduttivo di Rondine *Hirundo rustica* in relazione a parametri ambientali. Avocetta, 23: 127.
- Demartini L., Sorace A., Cecere J.G., Savo E. & Polinori A., 2006. Atlante degli uccelli nidificanti nel centro urbano del Lido di Ostia. Regione Lazio e Assoc. Centro Habitat Mediterraneo, 133 pp.
- Dimarca A. & Lo Valvo M., 1987. Dati sulla biologia riproduttiva della Rondine, *Hirundo rustica*, in Sicilia. Riv. ital. Orn., 57: 85-96.
- Dinetti M. (ed.), 2009. Atlante degli uccelli nidificanti nel Comune di Firenze. Terza edizione: 2007-2008. LIPU, Parma.
- Ferro G. & Fasano S., 1995. Fedeltà al sito riproduttivo e di nascita di una popolazione di Rondine (*Hirundo rustica*) nel Cuneese. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 139-140.

- Fortuna P. & Sarrocco S., 1994. Dati preliminari sulla biologia riproduttiva della Rondine *Hirundo rustica* in una località dell'Italia centrale (Roma). Atti Mus. reg. Sci. nat. Torino: 396.
- Giacchini P., Piangerelli M., Gambelli P. & Giusini U., 1999. Dati sull'ecologia della nidificazione della Rondine *Hirundo rustica* nella provincia di Ancona. Avocetta, 23: 136.
- Giacchini P. & Piangerelli M., 2001. Biologia riproduttiva della Rondine *Hirundo rustica* in provincia di Ancona. Avocetta, 25: 51.
- Lotti S., Altobelli A., Nistri A. & Barbagli F., 2001. Dati preliminari su alcuni aspetti di biologia riproduttiva della Rondine *Hirundo rustica* in due aree della provincia di Firenze. Avocetta, 25: 223.
- Ravasini M., 1995. L'avifauna nidificante nella Provincia di Parma (1980-1995). Editoria Tipolitotecnica. Sala Baganza: 266-268.
- Salvo G., 2005. Densità della rondine *Hirundo rustica* in un territorio della Sicilia. Avocetta, 29: 210.
- Selmi E., 1982. Nidificazione della Rondine *Hirundo rustica* presso Nonantola (Modena). Avocetta, 6: 183-186.
- Selmi E. & Checchi L., 2001. Nidificazione della Rondine *Hirundo rustica* presso Spilamberto (Modena). Avocetta, 25: 68.
- Vigorita V. & Cucè L., (a cura di) 2008. La fauna selvatica in Lombardia: Rondine. 107.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL FRINGUELLO ALPINO *Montifringilla nivalis* A CAMPO IMPERATORE NEL PARCO NAZIONALE DEL GRAN SASSO E MONTI DELLA LAGA (AQ)

Eliseo Strinella [1,2], Piera Vianale [3], Simone Pirrello [3] & Carlo Artese [4]

[1] *Ufficio territoriale per la biodiversità di L'Aquila – Corpo Forestale dello Stato*
[2] *Stazione Ornitologica d'Alta Quota – Campo Imperatore 2200 m*
[3] *Gruppo Ornitologico Snowfinch L'Aquila Onlus*
[4] *Servizio Scientifico Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga*

INTRODUZIONE

Il Fringuello alpino *Montifringilla nivalis* nidifica in cavità, occupando anfratti naturali situati tra le nevi residue (dirupi, costoni, pareti di roccia), ma anche strutture antropiche (rifugi, baite, impianti turistici, muraglie e para-valanghe) (Pazzucconi, 1997). In Italia è presente con due popolazioni separate localizzate su Alpi e Appennini (Meschini e Frugis, 1993; Cramp e Perrins, 1994), per una popolazione complessiva di 3000-6000 coppie (Meschini e Frugis, 1993), sebbene scarse risultano le conoscenze sulla reale consistenza delle due popolazioni (BirdLife International, 2004). In Appennino è presente su tutti i maggiori massicci montuosi di Abruzzo, Marche e Lazio e in periodo riproduttivo è localizzato dai 1900 m ai 2500 m di altitudine (Strinella, 2009).

A Campo Imperatore è presente una delle colonie più abbondanti in un'area antropizzata sul massiccio del Gran Sasso (Strinella e Artese, oss. pers.). Tale consistenza numerica è favorita dalla presenza di edifici e strutture recettive che forniscono cavità adatte per nidificare, fonti alimentari e protezione dai predatori (Strinella *et al*., 2007).

In questo lavoro si analizzano i risultati della biologia riproduttiva del Fringuello alpino nell'area di Campo Imperatore.

AREA DI STUDIO E METODI

L'area di studio è ubicata a Campo Imperatore (42°27' N - 13°33' E), in provincia di L'Aquila, a 2170 m s.l.m. all'interno del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Nell'area di studio vi sono alcune strutture recettive (albergo, rifugio, funivia, osservatorio astronomico e orto botanico) che assicurano sia fonti alimentari di origine antropica che cavità artificiali durante il periodo riproduttivo.

Nel 1996 presso l'area circostante l'albergo di Campo Imperatore sono stati installati i primi 6 nidi artificiali per Fringuello alpino (Bernoni et al., 1996). Successivamente, nella stessa area tra il 2003 e il 2010 sono stati individuati 26 siti riproduttivi, di cui 2 naturali, 13 seminaturali e 11 artificiali (cassette nido).

Nel 2003 e 2004 sono state installate altre cassette nido artificiali per un numero

complessivo di 14 cavità artificiali, realizzate in cemento, di dimensioni 30X25 e 25X25 cm. L'occupazione regolare negli anni dei nidi artificiali ci ha permesso di ottenere e analizzare l'andamento di occupazione e/o presenza della specie e raccogliere dati inediti sulla biologia riproduttiva e sull'ecologia del Fringuello alpino in un'area localizzata dell'Appennino centrale.
Nel periodo che va dalla formazione delle coppie alla costruzione dei nidi abbiamo effettuato osservazioni con cadenza regolare (circa ogni tre giorni) per monitorare i comportamenti degli adulti. In particolare abbiamo descritto il periodo in cui è avvenuta la formazione delle coppie, le interazioni tra i maschi e le fasi che hanno portato alla formazione dei nidi.
Ogni cinque giorni abbiamo effettuato il controllo delle 11 cassette nido per monitorare il numero di uova e/o pulcini e abbiamo misurato il tasso di involo, cioè il rapporto tra il numero di pulcini involati e il numero di uova schiuse.
Esclusivamente durante la stagione riproduttiva 2005 abbiamo effettuato osservazioni con binocolo e cannocchiale a 4 nidi per registrare la frequenza di imbeccata e trasporto delle sacche fecali.
In totale sono state effettuate 8 osservazioni della durata media di 229 min ± 13 ES (minimo 133 min-massimo 275 min) nelle quali abbiamo contato le imbeccate effettuate dai genitori e il numero di sacche fecali trasportate fuori dal nido. In concomitanza con ogni imbeccata si è provveduto a misurare l'intensità e la direzione del vento utilizzando un anemometro portatile. Ad intervalli di circa 5 minuti abbiamo registrato la temperatura ambientale dell'area di studio.
È stata misurata la frequenza di imbeccata e la frequenza di trasporto delle sacche fecali in relazione all'età dei pulcini; inoltre, é stata descritta la frequenza di imbeccata degli adulti sulla base della velocità del vento: debole (< 10 km/h), medio (10-30 km/h) e forte (> 30 km/h). Per le analisi statistiche abbiamo utilizzato il programma SPSS ver. 19.

RISULTATI

Complessivamente abbiamo rilevato 48 covate, di cui 29 effettuate all'interno dei nidi artificiali. Solo in 12 casi la seconda covata è stata realizzata nello stesso nido in cui era avvenuta la prima.

a) *Comportamenti che precedono la nidificazione e controllo dei nidi artificiali*
Tra i fringuelli alpini che hanno svernato nell'area di Campo Imperatore abbiamo individuato le prime coppie riproduttive già a partire dalla fine di dicembre, anche se le coppie isolate sono state osservate solo a partire dalla seconda decade di febbraio. Con l'avvicinarsi della stagione riproduttiva le visite alle cavità sono diventate sempre più frequenti. All'inizio di aprile i maschi hanno intensificato il canto e altre manifestazioni territoriali, come i voli canori. La fenologia delle attività che hanno preceduto la nidificazione (formazione delle coppie, visite alle cavità e voli canori) si è mantenuta costante nel corso delle stagioni riproduttive nonostante il variare delle

condizioni meteorologiche. In particolare l'estensione della copertura nevosa non ha influenzato tali attività. Ad esempio il materiale per la costruzione del nido è stato prelevato nelle aree con e senza neve.

b) *Caratteristiche dei nidi*
Le caratteristiche dei 26 nidi localizzati presso l'area albergo di Campo Imperatore sono riassunte in Tab. 1.
In genere i nidi sono stati costruiti sulle rimanenze di quelli utilizzati gli anni precedenti. I nidi "naturali" e "seminaturali" sono risultati voluminosi ma discretamente puliti, formati da materiale secco sia di origine naturale (fili d'erba e piccoli rametti) sia di origine antropica (fili di cotone, lana e sintetici di plastica e poliestere). La parte più interna del nido aveva un diametro di 8-11 cm ed era riempita con materiale soffice e isolante come peli, penne, lana, licheni e fili sintetici. La dimensione complessiva del nido era legata alle dimensioni della cavità che la coppia nidificante aveva a disposizione, mentre il diametro della coppa è risultato pressoché costante. Il peso secco del nido è risultato di 180-210 g.
Alcuni nidi storici su edificio controllati tutti gli anni dal 1998 sono stati occupati regolarmente anche per 13 anni consecutivi.

c) *biologia riproduttiva*
Tra il 2003 e il 2010 la prima deposizione è avvenuta tra il 28-30 aprile e il 19-21 maggio. La dimensione media della covata è stata di 4.4 ± 0.1 uova. Il periodo di incubazione è stato in media di 15-16 giorni; tutte le uova si sono schiuse contemporaneamente o al massimo in un paio di giorni.
I pulcini hanno abbandonato il nido 20-22 giorni dopo la schiusa, anche se sono rimasti dipendenti dai genitori per diversi giorni dopo l'involo. In tutte le stagioni riproduttive abbiamo osservato che i pulcini della prima covata hanno abbandonato il nido a giugno (*range* 11-30), mentre i pulcini della seconda covata si sono involati

	Tipologia di nido		
	Naturale (n 2)	**Seminaturale** (n 13)	**Artificiale** (n 11)
Altezza parete (m)	9.0 ± 6.0	5.1 ± 1.1	6.1 ± 0.3
Altezza cavità da terra (m)	6.8 ± 5.2	4.1 ± 1.1	4.9 ± 0.4
Distanza nido da ingresso cavità (cm)	15.0 ± 5.0	18.6 ± 2.3	5.7 ± 1.2
Profondità totale cavità (cm)	32.5 ± 17.5	32.2 ± 4.3	21.4 ± 1.0
Altezza ingresso cavità (cm)	9.0 ± 1.0	10.5 ± 2.1	5.3 ± 0.3
Larghezza ingresso cavità (cm)	16.0 ± 4.0	11.2 ± 1.0	10.4 ± 0.7
Distanza fonti di disturbo e sentieri (m)	17.5 ± 7.5	21.4 ± 4.4	18.8 ± 3.7

Tab. 1. Caratteristiche dei nidi occupati dal Fringuello alpino. I valori indicano la media ± l'errore standard.

nella prima decade di agosto (*range* 1-10). Il tasso d'involo dei nidi artificiali (n = 29) è risultato del 94%, con un calo registrato all'aumentare della dimensione della covata (Tab. 2).

d) *Frequenze di visita degli adulti e relazione con le condizioni meteorologiche*
Complessivamente gli adulti hanno effettuato un'imbeccata ogni quattro minuti (frequenza media di imbeccata = 14.7 ± 1.3 ES imbeccate/ora) e hanno trasportato una sacca fecale fuori dal nido in media ogni 16 minuti (frequenza media di trasporto sacche fecali = 3.5 ± 1.4 ES sacche fecali/ora) (Tab. 3).
Le frequenze di imbeccata e di trasporto delle sacche fecali sono risultate correlate con l'età dei pulcini (frequenza di imbeccata, $F = 6.428$, $p = 0.039$; frequenza di trasporto sacche fecali, $F = 5.746$, $p = 0.048$).
La maggior parte delle osservazioni (58.5%) sono avvenute in presenza di cielo sereno, mentre per circa un terzo del tempo il cielo è risultato nuvoloso o variabile. Più del 90% delle osservazioni sono avvenute in presenza di cielo sereno, nuvoloso o variabile. In caso di pioggia o grandine abbiamo registrato un calo della frequenza di imbeccata, mentre un incremento si è verificato in presenza di nebbia. Sono state misurate frequenze di imbeccata simili durante le osservazioni avvenute in presenza di vento debole o forte, mentre la massima frequenza di imbeccata è stata osservata quando la velocità del vento era compresa tra i 10 e i 30 km/h.
Non è risultata una differenza significativa tra la velocità del vento e la frequenza di imbeccata del pulcino ($F = 1.529$, $p = 0.395$) sebbene la massima frequenza sia stata registrata tra 10 e 30 km/h.

Dimensione media della covata	Nidi	Pulcini involati	Tasso di involo
3	1	3	100%
4	16	62	96%
5	12	54	89%

Tab. 2. Tassi di involo misurati in relazione alla dimensione della covata.

Classi di età pulcini (gg)	Osservazioni	Frequenza imbeccata pulcino (imbeccate pulcino/ora)	Frequenza sacche fecali pulcino (sacchefecali pulcino/ora)	Temperatura (°C)	Velocità del vento (km/h)
0 - 8	2	2.9 ± 0.7	0.5 ± 0.1	20.9 ± 2.7	6.6 ± 2.1
9 - 17	3	4.0 ± 0.3	0.9 ± 0.2	20.0 ± 2.9	7.8 ± 1.4
18 - 22	4	4.6 ± 0.9	1.2 ± 0.2	14.2 ± 1.2	36.0 ± 6.0

Tab. 3. Dati riassuntivi delle osservazioni effettuate ai nidi di Fringuello alpino nella stagione riproduttiva 2005. Tutte le misure indicano la media ± l'errore standard.

CONCLUSIONI

Il corteggiamento e le visite alle cavità non sono state influenzate dalle diverse condizioni meteorologiche verificatesi nel corso degli anni e questo può essere legato al fatto che generalmente l'inizio dell'attività riproduttiva è condizionata prevalentemente dal fotoperiodo, in particolare dall'aumento delle ore di luce nel corso dell'anno (Rowan, 1926). Nell'area di Campo Imperatore la stagione riproduttiva inizia prima dello scioglimento completo della coltre nevosa, che in genere avviene dalla primavera alla prima decade di luglio come periodo estremo (Strinella, oss. pers.).
All'aumentare del numero di uova deposte abbiamo osservato un tasso di involo via via più basso. Questa potrebbe essere un'indicazione delle crescenti difficoltà affrontate dagli adulti ad alimentare i pulcini in covate numerose. Ad ogni modo, viste anche le variazioni meteorologiche osservate nell'area di studio soprattutto dovuto ad innevamenti tardivi registrati tra la terza decade di maggio e la prima decade di giugno, sopratutto nel 2004, 2005 e 2007, con oltre 25 cm di neve (Strinella, oss. pers.), il successo riproduttivo dei fringuelli alpini che nidificano nelle cavità sollevate dal terreno, è superiore rispetto ad altre specie montane nidificanti nella stessa zona che costruiscono il nido a terra, come il Culbianco *Oenanthe oenanthe,* lo Spioncello *Anthus spinoletta,* Allodola *Alauda arvensis* e il Calandro *Anthus campestris*, che proprio a causa dell'innevamento nel pieno periodo riproduttivo in più occasioni si è registrata la perdita della covata (Strinella, oss. pers.).
Il disturbo antropico è stato il fattore limitante più rilevante riscontrato nelle otto stagioni riproduttive considerate: abbiamo osservato tre casi di abbandono della covata, in due circostanze la causa è stata di origine antropica e solo in un'occasione è stata di natura ambientale. Abbiamo registrato un aumento della frequenza delle imbeccate e del trasporto delle sacche fecali con l'incremento dell'età dei pulcini, probabilmente perché gli adulti hanno dovuto far fronte alla maggiore richiesta di cibo dei giovani prossimi all'involo. Durante gli eventi temporaleschi (pioggia e grandine) abbiamo registrato una diminuzione della frequenza di imbeccata, verosimilmente perché in tali circostanze la ricerca del cibo da parte degli adulti risulta più complicata. L'intensità del vento non pare abbia avuto un effetto sulla frequenza di imbeccata, in quanto anche in condizioni di vento forte (> 30 km/h) il tasso di visita degli adulti è risultato simile a quello misurato in condizioni di vento debole (< 10 km/h). Presumibilmente la maggior frequenza media di imbeccata riscontrata quando la velocità del vento era compresa tra i 10 e i 30 km/h era legata all'età media dei pulcini più elevata.
Questo studio ha permesso di ottenere informazioni inedite ed aggiornate sui parametri riproduttivi e sull'ecologia del Fringuello alpino nidificante in un'area dell'Italia centrale (Bernoni et al. 1996). Particolare rilevanza potrebbe risultare dall'approfondimento della strategia riproduttiva di questa specie a causa dei possibili effetti adattativi sui cambiamenti climatici nei confronti dell'ecologia della specie.

Ringraziamenti. Si ringrazia: Adriano De Faveri, Stefano De Ritis, Filomena Ricci,

Davide Ferretti, il Servizio Scientifico dell'Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, l'Ufficio territoriale per la biodiversità di L'Aquila del Corpo Forestale dello Stato, il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di L'Aquila, il C.T.A. di Assergi del Corpo Forestale dello Stato.

Summary

Breeding biology of the Snowfinch *Montifringilla nivalis* at Campo Imperatore (AQ), in the "Gran Sasso e Monti della Laga" National Park

In the present work we present results of a 8 years study (2003-2010) on the reproductive performances of a Snowfinch population breeding in a Central Apennines massif. This is one of the most relevant breeding population of a high altitude urbanized area. In the study period 26 reproductive sites have been localized and overall 48 clutches analyzed. Furthermore, in 2005 observations have been carried out in order to investigate how feeding rates are influenced by weather condition and clutch size. On average we observed two clutches per season (mean clutch size = 4.4 eggs ± 0.1 s.e.). Incubation period was on average of 15-16 days. Nestlings fledged 20-22 days after hatching (fledging period, first clutch = 11-30 June; second clutch = 1-10 August). Fledging success was on average of 94%, but decreased as clutch size increased. Overall 8 observations (mean observation time = 229 min ± 13 s.e.) have been carried out. Parents visited nestlings on average each 4 minutes (mean feeding rate = 14.7 visits/hour ± 1.3 s.e.), and increased feeding rates as nestlings grew. Wind speed did not influence feeding rates.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., Artese C., De Sanctis A., Strinella E., Caldoni R., De Ritis S., Biddau L., 1996. Il Fringuello alpino (*Montifringilla nivalis)* nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Centro Abruzzese di Ricerche Faunistiche.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Cramp S. & Perrins C.M., 1994. Birds of the Western Palearctic. Vol. VIII. Oxford University Press.
- Heiniger P., 1991b. Adaptations of the Snowfinch *Montifringilla Nivalis* to his cold-dominated alpine environment. Der Ornithologische Beobachter, 88 (3): 193-207. 1991.
- Meschini M., Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-344.
- Pazzucconi, 1997. Uova e nidi degli uccelli d'Italia. Edizioni Calderini
- Rowan W., 1926. On photoperiodism, reproductive periodicity and the annual migrations of birds and certain fishes. Proc. Boston Soc. Nat. Hist., 38: 147–189.
- Strinella E., Ricci F., Vianale P., 2007. Uso dell'habitat nel fringuello alpino *(montifringilla nivalis)* in periodo riproduttivo in un'area sub-antropizzata: Campo Imperatore (Gran Sasso - Abruzzo). Alula, XIV (1-2): 107-114.
- Strinella E., 2009. Studio della dispersione del Fringuello alpino *Montifringilla nivalis* attraverso l'uso di anelli colorati. Alula, XVI (1-2): 798-800.

ANALISI PRELIMINARE DEI PASSERIFORMI NIDIFICANTI IN PRATERIE D'ALTITUDINE APPENNINICHE: L'AREA DI CAMPO IMPERATORE (AQ)

ELISEO STRINELLA [1,4], ALBERTO SORACE [2,3], GIORGIO LALLI [1], DANIELE FERROSSI [1] & ENZO SAVO [1,3]

[1] *Gruppo Ornitologico Snowfinch L'Aquila – Onlus; eliseostrinella@aliceposta.it*
[2] *Associazione Parus – Via Roberto Crippa, 60 D/8 – 00125 Roma (Acilia); sorace@fastwebnet.it*
[3] *Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (SROPU) – Via Britannia, 36 – 00183 Roma*
[4] *Stazione Ornitologica d'Alta Quota – Campo Imperatore 2200 m*

Attività svolta con la supervisione del Servizio Scientifico dell'Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga

INTRODUZIONE

Pochi studi sono stati condotti sulle comunità di Passeriformi nidificanti in praterie d'altitudine appenniniche (Manzi & Perna, 1992; Calvario & Sarrocco, 1997; Vuerich et al., 2006; Mancinelli et al., 2009; Sorace in stampa).
Alcune delle specie di questi ambienti sono a priorità di conservazione (BirdLife International, 2004) e potrebbero risentire negativamente dei cambiamenti climatici in corso (Huntley et al., 2007).
Di conseguenza, é stato avviato un progetto di monitoraggio delle comunità ornitiche di questi ambienti nel territorio del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (Gran Sasso d'Italia). In questo contributo vengono riportati i risultati raccolti preliminarmente nell'area di Campo Imperatore (AQ).

AREA DI STUDIO

Il territorio é caratterizzato interamente da praterie primarie con esposizione prevalente ad Est. Il territorio é incluso nella regione bioclimatica Eurosiberiana e nel piano bioclimatico subalpino. Le variazioni delle tipologie vegetazionali sono dunque imputabili a variazioni relative alla disponibilità di suolo ed alle deboli differenze di pendenza.
Le tipologie di praterie riscontrate sono le seguenti:
- *Carici humilis-Seslerietum apenninae*
- *Luzulo italicae-Festucetum microphyllae*
- *Koelerio splendentis-Brometum erecti*
- *Poa alpinae-Festucetum circummediterraneae*.

Le prime due tipologie (*Carici humilis-Seslerietum apenninae* e *Luzulo italicae-Festucetum microphyllae*), sono tipiche di aree con suolo scarso e primitivo, e caratterizzate da pendenze abbastanza accentuate e presenti in genere oltre i 1700-1800 m

di quota su superfici soggette ad erosione. La copertura di queste tipologie vegetali é variabile tra il 60% e l'80%. Le altre due tipologie (*Koelerio splendentis-Brometum erecti* e *Poa alpinae-Festucetum circummediterraneae*) sono presenti su pendenze blande e necessitano di un suolo profondo e ben sviluppato. Sono proprio le blande pendenze che permettono l'accumulo di suolo e l'instaurarsi di queste comunità vegetali che coprono il suolo al 90%-100%.

METODI

I rilievi sono stati condotti su un'area di 1,8 km^2 posta sull'Altopiano di Campo Imperatore a una quota compresa tra 1640 m e 1810 m. I rilievi sono stati effettuati con il metodo del transetto *(*Järvinen & Väisänen, 1975, 1976; Bibby et al., 2000*)*.
Il 12 giugno 2010 è stato percorso un transetto di circa 3,7 km nell'area investigata. Durante il transetto venivano rilevati tutti gli uccelli osservati o sentiti sia all'interno che all'esterno di una fascia di 100 m dal rilevatore. Nelle analisi effettuate per questo contributo è stato attribuito un punteggio unitario sia agli individui osservati che a quelli in canto sommando per ogni specie tutti gli individui registrati entro e oltre i 100 m dal rilevatore.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Complessivamente sono state osservate 9 specie di cui due non Passeriformi (22,2%) e sette Passeriformi (77,8%). L'Allodola *Alauda arvensis*, il Culbianco *Oenanthe oenanthe*, il Calandro *Anthus campestris,* lo Spioncello *Anthus spinoletta*, il Fanello *Carduelis cannabina* e il Gracchio corallino *Pyrrhocorax pyrrhocorax* sono risultati le specie dominanti ($p_i > 0,05$) *(*Tab. 1*)*.
Il numero complessivo di specie censite (9) non è particolarmente elevato, ma simile a quanto osservato in altri pascoli appenninici dell'Italia centrale (Manzi & Perna, 1992; Calvario & Sarrocco, 1997; Vuerich et al., 2006). Solo su Monte Greco è stato rilevato un numero maggiore di specie, però i rilievi effettuati in quest'area hanno interessato una superficie di studio decisamente più ampia (Mancinelli et al., 2009). Cinque delle specie osservate (Allodola, Culbianco, Fanello, Spioncello, Codirosso spazzacamino) erano state rilevate anche nel corso delle indagini compiute in ambienti a pascolo sui Monti della Laga a meta degli anni 80' del precedente secolo (Calvario & Sarrocco, 1997). In quello studio erano stati osservati anche il Saltimpalo *Saxicola torquatus* e il Sordone *Prunella collaris* che non sono stati contattati nella presente indagine, ma non erano stati censiti la Quaglia *Coturnix coturnix*, il Calandro e il Gracchio corallino contrariamente a quanto ottenuto nel presente studio.
In accordo con l'indagine condotta negli anni 80, l'Allodola si conferma la specie più abbondante. In Italia, questo alaudide è tipico degli ambienti aperti con una preferenza per le aree a pascolo naturale e per le praterie poste a maggior quota che aumenta al diminuire della latitudine portando la specie a essere particolarmente abbondante nei pascoli dell'Appennino centro-meridionale (Londi et al., 2009; Sorace, 2010).

		Transetto 2 Ind/km	pi
Alllodola	*Alauda arvensis*	13,0	0,4
Culbianco	*Oenanthe oenanthe*	6,8	0,2
Calandro	*Anthus campestris*	3,8	0,1
Spioncello	*Anthus spinoletta*	3,0	0,1
Quaglia	*Coturnix coturnix*	0,8	0,0
Fanello	*Carduelis cannabina*	1,6	0,1
Codirosso spazzacamino	*Phoenicurus ochruros*	0,3	0,0
Gracchio corallino	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	2,4	0,1
Gheppio	*Falco tinnunculus*	0,5	0,0
Totale		**32,16**	
Numero di specie		**9**	

Come nella precedente indagine anche il Culbianco e lo Spioncello si confermano specie dominanti. I dati esposti indicherebbero che nel corso degli ultimi 25 anni, queste due specie e l'Allodola hanno mantenuto popolazioni abbondanti nelle praterie e i pascoli del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Ciò, nel caso di Allodola e Culbianco, sarebbe avvenuto a dispetto del fatto che queste due specie hanno uno stato di conservazione sfavorevole in Europa (SPEC 3, BirdLife International, 2004) dove risultano in moderato declino demografico nel periodo 1980-2009 (www.ebcc.info/pecbm.html).
L'inserimento di Allodola, Culbianco, Spioncello e Fanello tra le specie dominanti è stato osservato anche in altre aree appenniniche (Calvario & Sarrocco, 1997; Vuerich et al., 2006; Mancinelli et al., 2009) mentre la notevole abbondanza del Calandro trova conferma solo in quanto rilevato sul Monte Greco (Mancinelli et al., 2009) e, in aree preappenniniche, sul Monte Cairo (Sorace, 1996).
I dati qui esposti, raccolti in via preliminare, saranno la base per l'avvio di un monitoraggio pluriennale dell'area di Campo Imperatore e in altre aree appenniniche che permetterà di valutare l'andamento delle specie tipiche delle praterie e pascoli appenninici.

Ringraziamenti. Si ringrazia il Dott. *Carlo Catonica* per la preziosa collaborazione, il Servizio Scientifico dell'Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, l'Ufficio territoriale per la biodiversità di L'Aquila del Corpo Forestale dello Stato, il C.T.A. di Assergi del Corpo Forestale dello Stato.

Summary

Breeding bird community of grassland of Campo imperatore area in Gran Sasso e Monti della Laga National Park (Abruzzo, Central Italy)

In June 2010, breeding bird community of grassland was investigated by means of

transect method. A transect (3,7 km long) was carried out recording the individuals on both sides of the transect on unlimited distance. The richness of species (9) was similar to that of grasslands and pastures of other Apennine areas of Central Italy. Among the recorded species, *Alauda arvensis*, *Oenanthe oenanthe*, *Anthus spinoletta, Carduelis cannabina* and *Anthus campestris* were the most abundant. For the first four species, these data confirm the observations collected 25 years ago in other pastures of the Park (M. Laga area). On the contrary, *Anthus campestris* was not recorded in the previous study.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. Bird Census Tecniques. Second edition. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge.
- Calvario E., Sarrocco S., 1997. Censimenti delle comunità ornitiche degli ambienti a vegetazione erbacea del Lazio (Italia centrale). Alula 4: 87-92.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C., Willis S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- Järvinen O., Väisänen R.A., 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. Oikos, 26: 316-322.
- Järvinen O., Väisänen R.A., 1976. Finnish Line Transect Censuses. Ornis Fennica 53: 115-118.
- Londi G., Mini L., Tellini Florenzano G,. Sorace A., Campedelli T., 2009a. Explicit nation-wide habitat models for Italian larks (Alaudidae). In: Fornasari L, Tellini Florenzano G (eds.). 'Bird Numbers 2007 - Monitoring for conservation and management', Proceedings of the17th EBCC Conference, Chiavenna, 17-22 April 2007. Avocetta 33: 99-106.
- Magurran A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- Mancinelli A., De Castro G., De Sanctis A., Posillico M., 2009. La comunità ornitica delle praterie d'altitudine di Monte Greco, Appennino centrale. Alula 16: (1-2) 2009.
- Manzi A., Perna P., 1992. Influenza della vegetazione sulla comunità di uccelli nidificanti nei pascoli secondari in un'area dell'Appennino centrale. Alula 1: 90-95.
- Sorace A., in stampa. Le comunità ornitiche degli ambienti aperti della Sila Grande (Calabria) con note sull'apparente contrazione demografica di *Saxicola rubetra*, *Regulus regulus* e *Carduelis spinus*. Avocetta.
- Sorace A., 2010. Allodola *Alauda arvensis*. In Fornasari L, Londi G, Buvoli L, Tellini-Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Brichetti P., de Carli E. (red). Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia. 2000-2004 (dati del progetto MITO2000). Avocetta 34: 50-51.
- Vuerich V., Bologna M.A., Battisti C., 2006. Comunità ornitiche nidificanti in tre tipologie vegetazionali lungo un gradiente altitudinale nei Monti Simbruini (Lazio, Appennini centrali) (Aves). Aldrovandia 2: 49-53.

LE COMUNITÀ ORNITICHE SVERNANTI NELLE FORMAZIONI BOSCHIVE DELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA-MALAFEDE: ANALISI DEL BIENNIO 2009-2010

MARCO TROTTA

Via di Santa Felicola, 99 - 00134 Roma (marcotrot@gmail.com)

INTRODUZIONE

Le formazioni boschive della Riserva Naturale di Decima-Malafede, sono tra le più estese dell'Agro Romano e fanno parte del complesso Castel Porziano-Castelfusano-Decima che rappresenta una delle più vaste foreste planiziali del nostro paese. Negli ultimi dieci anni, l'avifauna della Riserva è stata oggetto di studi che hanno riguardato le specie nidificanti (Trotta, 2000a; Sarrocco et al., 2002; Trotta, 2003; Trotta, 2009), scarsi sono invece i dati sulla comunità di uccelli svernanti (Trotta, 2000b; Panuccio, 2009).

Scopo di questo studio è quello di fornire dati quantitativi sull'avifauna invernale nelle principali formazioni boschive della Riserva Naturale di Decima-Malafede. Le comunità ornitiche delle fitocenosi indagate, vengono analizzate attraverso l'utilizzo di alcuni indici di comunità.

AREA DI STUDIO E METODI

La Riserva Naturale di Decima-Malafede, situata alle porte di Roma, si estende per circa 62 Kmq ed è delimitata a nord dal Grande Raccordo Anulare e a sud dal Comune di Pomezia. Le aree boschive costituiscono circa il 14% della superficie della Riserva, i complessi residenziali occupano il 5% ed oltre 400 ettari sono costituiti da prati stabili; la restante parte del territorio è destinata ad uso agricolo (Sarrocco et al., 2002).

Nei mesi di gennaio 2009 e gennaio 2010, è stata censita la comunità ornitica in tre tipologie forestali: il bosco di latifoglie (Macchia di Capocotta), il bosco di sclerofille (Sughereta di Vallerano) e la macchia secondaria (Bosco di Catavanni). Le formazioni boschive indagate, ascrivibili all'associazione *Quercetum-frainetto-suberis* (Blasi et al., 1997), rappresentano i complessi forestali più estesi presenti nell'area.

Il metodo utilizzato è stato quello dei sentieri campione (Järvinen e Väisänen, 1976), i rilevamenti sono stati effettuati dalle ore 08.00 alle ore 11.00, in giornate senza pioggia e con vento assente. Per ogni tipologia ambientale è stato scelto un transetto che è stato ripetuto tre volte dal 10 al 31 gennaio, in fase di analisi dei dati sono stati considerati i valori più alti riscontrati per ogni specie. In ambiente mediterraneo, la vagilità delle comunità ornitiche svernanti rende necessario eseguire più rilevamenti per ottenere stime attendibili di abbondanza delle specie (Fraticelli e Petrella, 2000; Sorace, 2000).

Gli indici di comunità applicati sono stati i seguenti:
- ricchezza di specie, in cui S è il numero di specie;
- indice di diversità Shannon e Weaver (H'), dove H'=- Σ pi lnpi (Shannon e Weaver, 1963);
- indice di equiripartizione (J'), dove J'=H'/lnS (Lloyd e Ghelardi, 1964; Pielou, 1966);
- NP%= percentuale di specie non-Passeriformi;
- Nd = numero di specie dominanti: pi >=0,05 (Turcek, 1956) dove pi è la frequenza relativa di ogni specie;
- abbondanza per chilometro (IKA) = n/T dove T è la lunghezza del transetto.

Di seguito una descrizione delle formazioni boschive indagate:

Bosco di Catavanni (transetto di 1,160 Km. nella macchia secondaria)
Formazione di macchia mediterranea alta, con presenza di Sughera *Quercus suber*, Cerro *Quercus cerris* e Farnetto *Quercus frainetto*. Il grado di copertura delle chiome degli alberi è del 50%, quest'ultimi raggiungono un'altezza massima di 5 metri. Lo strato arbustivo è formato da essenze tipiche della macchia mediterranea: Corbezzolo *Arbutus unedo*, Fillirea *Phillyrea latifolia*, Mirto *Myrtus communis*, Erica arborea *Erica arborea* e Lentisco *Pistacia lentiscus*. L'area, estesa 538,4 ettari, è inclusa nel SIC IT6030053 "Sughereta di Castel di Decima".

Macchia di Capocotta (transetto di 1,460 Km. nel bosco di latifoglie)
Bosco di latifoglie ad alto fusto, esteso 140 ettari, in cui dominano Cerro e Farnetto. Il grado di copertura delle chiome degli alberi è dell'80%, quest'ultimi raggiungono un'altezza massima di 12 metri. Il sottobosco è formato principalmente da Pungitopo *Ruscus aculeatus*, Rovo *Rubus ulmifolius*, Prugnolo *Prunus spinosa*, Erica arborea, Fillirea e Biancospino *Crataegus monogyna*.

Sughereta di Vallerano (transetto di 0,940 Km. nel bosco di sclerofille).
Formazione boschiva a Sughera, fatta eccezione per alcune stazioni dove si osserva una consociazione con il Leccio *Quercus ilex* e con querce caducifoglie, quali la Roverella *Quercus pubescens* e il Farnetto *Quercus frainetto*. La struttura del bosco è coetaniforme. A causa della densità eccessiva, sono presenti numerose piante filate o sottoposte, con assenza di elementi arborei di grandi dimensioni. Il grado di copertura delle chiome degli alberi è dell'80%, quest'ultimi raggiungono un'altezza massima di 10 metri. Il sottobosco è caratterizzato da uno strato arbustivo costituito principalmente da Ligustro *Ligustrum vulgare*, Rovo, Edera comune *Hedera helix*, Prugnolo, Biancospino, Alloro *Laurus nobilis* e Vitalba *Clematis vitalba*. L'area boschiva è attraversata da una strada a doppio senso di marcia che divide i 100 ettari della parte settentrionale ad accesso libero, dai 150 ettari situati all'interno di una zona militare.

RISULTATI

Nel 2009 gli indici di diversità, di equiripartizione e di ricchezza sono simili in tutti gli ambienti; l'abbondanza fa registrare i valori massimi nel bosco di latifoglie e quelli minimi nella macchia secondaria (Tab.1). Nel 2010, si registra nelle tre formazioni boschive una sensibile diminuzione dell'abbondanza totale, il Pettirosso *Erithacus rubecula* è la specie che mostra il decremento più marcato in tutti gli ambienti. La ricchezza specifica è massima nel bosco di latifoglie e minima nella macchia secondaria, diversità ed equiripartizione fanno registrare valori simili all'anno precedente (Tab.1).

	S	**H'**	**J'**	**%NP**	**Nd**	**IKAtot**
macchia secondaria	16 - **12**	2,49 - **2,27**	0,90 - **0.91**	0,00 - **8,3**	7 - **10**	45,45 - **31,82**
bosco di latifoglie	18 - **18**	2,40 - **2,47**	0,85 - **0.85**	16,7 - **16,7**	9 - **8**	89,63 - **61,64**
bosco di sclerofille	**17 - 15**	2,43 - **2,40**	0,86 - **0.89**	0,00 - **6,7**	5 - **6**	72,34 - **54,46**

Tab. 1. Tabella riassuntiva degli indici di comunità registrati a gennaio 2009 e gennaio 2010 nelle formazioni boschive indagate; in grassetto i dati del 2010 (S=ricchezza; H'=diversità; J'=equiripartizione; NP=% non-Passeriformi; Nd=numero di specie dominanti; IKAtot=abbondanza totale per chilometro.

Specie	**2009**	**IKA**	**p_i**	**2010**	**IKA**	**pi**
Columba palumbus	0	0,00	0,00	2	1,82	**0,06**
Lullula arborea	1	0,91	0,02	0	0,00	0,00
Troglodytes troglodytes	2	1,82	0,04	2	1,82	**0,06**
Prunella modularis	1	0,91	0,02	2	1,82	**0,06**
Erithacus rubecula	6	5,45	**0,12**	1	0,91	0,03
Turdus merula	8	7,27	**0,16**	9	8,18	**0,26**
Turdus philomelos	1	0,91	0,02	0	0,00	0,00
Sylvia atricapilla	2	1,82	0,04	1	0,91	0,03
Sylvia undata	1	0,91	0,02	0	0,00	0,00
Sylvia melanocephala	6	5,45	**0,12**	3	2,73	**0,09**
Phylloscopus collybita	1	0,91	0,02	0	0,00	0,00
Aegithalos caudatus	5	4,55	**0,10**	5	4,55	**0,14**
Cyanistes caeruleus	6	5,45	**0,12**	4	3,64	**0,11**
Parus major	5	4,55	**0,10**	2	1,82	**0,06**
Garrulus glandarius	3	2,73	**0,06**	2	1,82	**0,06**
Fringilla coelebs	1	0,91	0,02	0	0,00	0,00
Emberiza cirlus	1	0,91	0,02	2	1,82	**0,06**
Totale	**50**	**45,45**	**1,00**	**35**	**31,82**	**1,00**

Tab. 2. Abbondanza per chilometro (IKA) e frequenza relativa (pi) delle specie osservate nella macchia secondaria (gennaio 2009 e gennaio 2010). In grassetto le specie dominanti (p_i >= 0,05).

Specie	2009	IKA	p_i	2010	IKA	pi
Columba palumbus	0	0,00	0,00	3	2,05	0,03
Picus viridis	1	0,68	0,01	1	0,68	0,01
Dendrocopos major	1	0,68	0,01	1	0,68	0,01
Dendrocopos minor	1	0,68	0,01	0	0,00	0,00
Troglodytes troglodytes	8	5,48	**0,06**	2	1,37	0,02
Prunella modularis	0	0,00	0,00	1	0,68	0,01
Erithacus rubecula	16	10,96	**0,12**	2	1,37	0,02
Turdus merula	31	21,23	**0,24**	13	8,90	**0,14**
Turdus philomelos	1	0,68	0,01	0	0,00	0,00
Sylvia atricapilla	19	13,01	**0,15**	3	2,05	0,03
Sylvia melanocephala	1	0,68	0,01	0	0,00	0,00
Phylloscopus collybita	1	0,68	0,01	0	0,00	0,00
Regulus ignicapilla	2	1,37	0,02	1	0,68	0,01
Aegithalos caudatus	6	4,11	**0,05**	6	4,11	**0,07**
Cyanistes caeruleus	11	7,53	**0,08**	16	10,96	**0,18**
Parus major	10	6,85	**0,08**	16	10,96	**0,18**
Periparus ater	0	0,00	0,00	1	0,68	0,01
Sitta europaea	4	2,74	0,03	5	3,42	**0,06**
Certhia brachydactyla	3	2,05	0,02	5	3,42	**0,06**
Garrulus glandarius	7	4,79	**0,05**	7	4,79	**0,08**
Corvus cornix	0	0,00	0,00	1	0,68	0,01
Fringilla coelebs	8	5,48	**0,06**	6	4,11	**0,07**
Totale	**131**	**89,73**	**1,00**	**90**	**61,64**	**1,00**

Tab. 3. Abbondanza per chilometro (IKA) e frequenza relativa (p_i) delle specie osservate nel bosco di latifoglie (gennaio 2009 e gennaio 2010). In grassetto le specie dominanti (p_i >= 0,05).

Le specie che risultano dominanti in tutti gli ambienti in entrambi gli anni sono: il Merlo *Turdus merula*, la Cinciarella *Cyanistes caeruleus* e la Cinciallegra *Parus major*.

Comunità ornitica della macchia secondaria (Bosco di Catavanni)

La macchia secondaria fa registrare i valori più bassi di ricchezza e abbondanza in entrambi gli anni (Tab. 1). La comunità ornitica svernante è caratterizzata nel 2009 dalla dominanza, nell'ordine, di Merlo, Pettirosso, Cinciarella, Occhiocotto *Sylvia melanocephala*, Cinciallegra, Codibugnolo *Aegithalos caudatus* e Ghiandaia *Garrulus glandarius*. I dati registrati nel 2010 evidenziano una un popolamento semplificato, con una bassa ricchezza specifica ed un numero elevato di specie dominanti (Tab. 2). Tra queste, rispetto all'anno precedente, manca il Pettirosso e si aggiungono il Colombaccio *Columba palumbus*, lo Scricciolo *Troglodytes troglodytes*, la Passera scopaiola *Prunella modularis* e lo Zigolo nero *Emberiza cirlus*. Nel 2009 la percen-

Specie	2009	IKA	p_i	2010	IKA	p_i
Turdus merula	10	10,64	**0,15**	8	8,51	**0,16**
Turdus philomelos	1	1,06	0,01	1	1,06	0,02
Sylvia atricapilla	1	1,06	0,01	3	3,40	**0,06**
Sylvia melanocephala	1	1,06	0,01	0	0,00	0,00
Phylloscopus collybita	3	3,19	0,04	2	2,13	0,04
Regulus regulus	0	0,00	0,00	1	1,06	0,02
Regulus ignicapilla	3	3,19	0,04	2	2,13	0,04
Aegithalos caudatus	3	3,19	0,04	6	6,38	**0,12**
Cyanistes caeruleus	7	7,45	**0,10**	9	9,57	**0,18**
Parus major	6	6,38	**0,09**	8	8,51	**0,16**
Certhia brachydactyla	3	3,19	0,04	1	1,06	0,02
Corvus cornix	1	1,06	0,01	0	0,00	0,00
Sturnus vulgaris	1	1,06	0,01	1	1,06	0,02
Fringilla coelebs	2	2,13	0,03	2	2,13	0,04
Coccothraustes coccothr.	1	1,06	0,01	0	0,00	0,00
Totale	**68**	**72,34**	**1,00**	**51**	**54,46**	**1,00**

Tab. 4. Abbondanza per chilometro (IKA) e frequenza relativa (p_i) delle specie osservate nel bosco di sclerofille (gennaio 2009 e gennaio 2010). In grassetto le specie dominanti ($p_i >= 0,05$).

tuale di specie non-Passeriformi è nulla, la presenza del Colombaccio nel 2010 fa salire il valore percentuale all'8,3.

Comunità ornitica del bosco di latifoglie (Macchia di Capocotta)
Il bosco di latifoglie fa registratre i valori più elevati di abbondanza, ricchezza e diversità (Tab. 1). La comunità ornitica svernante è caratterizzata nel 2009 dalla dominanza, nell'ordine, di Merlo, Capinera *Sylvia atricapilla*, Pettirosso, Cinciarella, Cinciallegra, Scricciolo, Fringuello *Fringilla coelebs*, Codibugnolo e Ghiandaia. Nel 2010, a queste specie, si aggiungono Picchio muratore *Sitta europaea* e Rampichino *Certhia brachydactyla* mentre non sono più dominanti Scricciolo, Pettirosso e Capinera (Tab. 3). La presenza del Colombaccio e di tre specie di Picidi, determina una percentuale di non-Passeriformi del 16,7% in entrambi gli anni.

Comunità ornitica del bosco di sclerofille (Sughereta di Vallerano)
Rispetto alle altre formazioni boschive, il bosco di sclerofille fa registrare valori intermedi di abbondanza e ricchezza specifica (Tab. 1). La comunità svernante è caratterizzata nel 2009 dalla dominanza, nell'ordine, di Scricciolo, Pettirosso, Merlo, Cinciarella e Cinciallegra. Nel 2010, a queste specie, si aggiungono Capinera e Codibugnolo mentre non è più dominante il Pettirosso (Tab. 4). La percentuale di specie non-Passeriformi nel 2009 è nulla, la presenza della Beccaccia *Scolopax rusticola* nel 2010 fa salire il valore percentuale al 6,7.

DISCUSSIONE

Il bosco di latifoglie della Macchia di Capocotta, è il biotopo di maggiore interesse tra quelli indagati, probabilmente in virtù dell'elevato grado di maturità di questa fitocenosi. Valori più alti di ricchezza e abbondanza nelle formazioni a latifoglie, sono stati registrati anche nel comprensorio dei Monti Lepini da Sorace et al. (2004) e, per le comunità ornitiche nidificanti, nella Riserva Naturale "Lago di Vico" da Sarrocco e Sorace (1997).

La ricchezza specifica è alta se confrontata con quella registrata in uno studio sulle comunità ornitiche svernanti nei boschi planiziali del Veneto (Semenzato e Amato, 1999). C'è da dire, comunque, che questi frammenti residuali delle grandi foreste Padane sono faunisticamente poveri a causa dell'isolamento e dell'effetto margine (Mason, 2001).

L'abbondanza totale per chilometro nel bosco di latifoglie è superiore a quella registrata in due giovani querceti nella Riserva Naturale di Monte Rufeno (Calvario et al., 1991), mentre risulta simile, limitatamente al 2009, a quella rilevata da Suarez e Muñoz-Cobo (1984) in un querceto misto della Spagna meridionale. Tra le specie dominanti, a differenza di quanto osservato nel comprensorio dei Monti Lepini (Sorace et al., 2004), è presente anche la Ghiandaia con valori d'abbondanza simili a quelli registrati in alcune aree protette dell'Alto Lazio (Scarfò e Zapparoli, 2004). Degna di nota inoltre, è la densità del Merlo registrata nel primo anno di censimento, quest'ultima risulta la più elevata se confrontata con altri lavori sulle comunità svernanti nel bacino del Mediterraneo (Farina, 1982, 1986; Jordano, 1985; Foschi e Gellini, 1992; Sorace, 2000). In questa formazione boschiva è da segnalare la presenza della Cincia mora *Periparus ater* e del Picchio rosso minore *Dendrocopos minor*, entrambi poco comuni in inverno lungo la fascia costiera del Lazio (Biondi et al., 1999).

La comunità ornitica del bosco di sclerofille è simile a quella registrata in Sardegna da Gustin e Sorace (1995) in ambiente di lecceta. Anche gli indici di comunità non differiscono, fatta eccezione per la ricchezza che è maggiore nel presente studio. La bassa percentuale di specie non-Passeriformi e l'assenza di taxa caratteristici degli stadi maturi della successione (Picidae e Sittidae), sono probabilmente da mettere in relazione all'assenza di alberi di grandi dimensioni. Da segnalare in questo ambiente alcune presenze ornitiche di rilievo: la Beccaccia e il Frosone *Coccothraustes coccothraustes*.

La Beccaccia è presente con una popolazione svernante consistente nella vicina Castel Porziano (Aradis et al., 2006); le ampie radure che si aprono all'interno della sughereta ed i pascoli che circondano l'area boschiva, rappresentano l'habitat elettivo per l'attività trofica di questo Caradriforme. Il Frosone, presente durante il periodo invernale in modo localizzato lungo la fascia costiera da Tolfa a Formia (Biondi et al., 1999), si osserva regolarmente nella Riserva di Decima-Malafede (Trotta, 2000b).

La formazione della macchia secondaria fa registrare i valori più bassi di abbondaza

e di ricchezza specifica, a testimonianza di una minore complessità dell'ambiente in esame. I due indici sono inferiori a quelli rilevati da Sorace (2000) in un ambiente simile nella Riserva di Monte Arcosu, risultano invece più elevati se confrontati con la comunità ornitica svernante in una macchia mediterranea a minore sviluppo verticale (Gustin e Sorace, 1995).
L'altezza della vegetazione aumenta la complessità ambientale, determinando nei rilevamenti svolti nel presente studio una ricchezza ed una densità più elevata di specie forestali come il Colombaccio, la Cinciarella, la Cinciallegra, il Codibugnolo e la Ghiandaia. Analizzando la comunità censita è da menzionare la presenza della Magnanina comune *Sylvia undata*, inserita tra le specie "in declino" da BirdLife International (2010), e della Tottavilla *Lullula arborea*, inserita nell'allegato 1 della Direttiva Uccelli (79/409/CEE).
I valori di ricchezza e diversità registrati a gennaio 2009 nel bosco di sclerofille e nella macchia secondaria, confermano l'importanza che rivestono queste formazione boschive mediterranee per la presenza di varie specie ornitiche. Il sensibile decremento dell'abbondanza rilevato in tutte le fitocenosi nel 2010, potrebbe essere dovuto alle temperature rigide registrate nella seconda metà di gennaio (con un minimo di 6 gradi sottozero il 22/1/10). In questo periodo, l'abbondanza complessiva del Pettirosso nelle tre formazioni boschive mostra un drastico calo, passando da 9,0 ind/km a 1,4 ind/km. Quando le basse temperature determinano delle condizioni ambientali sfavorevoli, gli individui di questa specie possono compiere spostamenti cospicui in aree dove la disponibilità di cibo è maggiore (Fornasari *et al*., 1992).
I valori degli indici di comunità, ricalcano fedelmente quelli registrati nelle stesse tipologie ambientali in periodo riproduttivo per la comunità nidificante della Riserva (Trotta, 2000a; Sarrocco *et al*., 2002). Il numero di specie censite complessivamente, alcune di esse a priorità di conservazione, rappresenta il 52,7% di quelle segnalate in inverno nell'area (escludendo le specie legate alle zone umide e quelle notturne) (Trotta, 2000b).
I risultati ottenuti, evidenziano l'importanza delle formazioni boschive indagate per l'avifauna forestale presente in inverno nella Riserva Naturale di Decima-Malafede.

Summary

The forest bird wintering communities of the Decima-Malafede Natural Reserve: biennial analysis 2009-2010

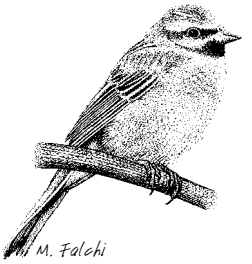
In January 2009 and January 2010 the bird communities were investigated in three forest types in the Decima-Malafede Natural Reserve: mediterranean maquis (Bosco di Catavanni), deciduous wood (Macchia di Capocotta) and *Quercus suber* wood (Sughereta di Vallerano). A transect was carried out for each type of wood, the transects were repeated three times a month. The deciduous wood showed highest values of richness, abundance and non-Passeriformes species. The Blackbird showed high value of abundance as compared to other Mediterranean areas. Although the mediterranean maquis was the poorest habitat, two species of conserva-

tion priority were found : Woodlark and Dartford warbler. The dominant species in all three forest types were: Blackbird, Blue tit and Great tit. The low winter temperatures registered in the second half of January 2010, probably determined a decrease of the abundance in all woods. The Robin showed greatest decrease. The woods investigated play a fundamental role for the forest birds wintering in the Decima-Malafede Natural Reserve.

BIBLIOGRAFIA

- Aradis A., G. Landucci, P. Ruda, S. Taddei & F. Spina., 2006. La beccaccia (Scolopax rusticola) nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano. MIPAF-INFS(eds).pg1-30.
- Biondi M., Guerrieri G., Pietrelli L., 1999. Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio (1992-95). Alula, VI (1-2): 3-124.
- BirdLife International, 2010. Species factsheet: Sylvia undata. Downloaded from http://www.birdlife.org on 22/11/2010.
- Blasi C., Filesi L., Fratini S., Stanisci A., 1997. Le cenosi con sughera nel paesaggio tirrenico laziale (Italia centrale). Ecologia mediterranea, 23(3-4): 21-32.
- Calvario E., Carere C., Gustin M., Ianiello L., Sarrocco S., Sorace A., 1991. Studio dell'avifauna della riserva naturale "Monte Rufeno". Atti V Conv. ital. Orn.: 401-404.
- Farina A., 1982. Bird community of Mediterranean Forest of Migliarino (Pisa - Central Italy). Avocetta, 6: 75-81.
- Farina A., 1986. Bird communities wintering in Northern Italian farmlands. Proc. First Conf. Birds Wintering in the Mediterranean Region. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 10: 123-135.
- Fornasari L., Bottoni L., Massa R., Fasola M., Brichetti P., Vigorita V., 1992. Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia. Milano, Regione Lombardia. Università degli Studi, 232-251.
- Foschi U.F. & Gellini S., 1992. Avifauna e ambiente in provincia di Forlì. Provincia di Forlì.
- Fraticelli F. & Petrella S., 2000. Problematiche nel rilevamento delle comunità ornitiche svernanti in ambiente mediterraneo. Alula, VII (1-2): 64-69.
- Gustin M. & Sorace A., 1995. Alcuni dati sulle comunità di uccelli svernanti in ambiente a macchia mediterranea di Monte Arcosu e di Monte Arci. Avocetta 19: 87.
- Järvinen O. & Väisänen R. A., 1976. Finnish line transect censuses. Ornis Fennica, 53: 115-118.
- Jordano P., 1985. El ciclo annual de los Passeriformes frugívoros en el matorral mediterráneo del sur de España: importancia de su invernada y variaciones interanuales. Ardeola, 32: 69-94.
- Lloyd M. & Ghelardi R., 1964. A table for calculating the "Equitability" component of species diversity. J. Animal Ecol., 33: 217-225.
- Mason F., 2001. Problematiche di conservazione e gestione. In: Ruffo S. (a cura di), 2001. Le foreste della Pianura Padana - Un labirinto dissolto. Quaderni habitat Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine.
- Panuccio M., 2009. Lo svernamento degli uccelli acquatici e dei rapaci nella RNR di Decima-Malafede. XV CIO, Sabaudia 14-18 Ottobre 2009.
- Pielou E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol., 1: 131-144.
- Sarrocco S. & Sorace A., 1997. La comunità di uccelli nidificanti in due ambienti forestali della Riserva Naturale "Lago di Vico" (Lazio, VT). Riv. Ital. Orn., 67: 71-74.
- Sarrocco S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M. & Bologna M., 2002. L'avifauna delle aree naturali protette del comune di Roma gestite dall'Ente RomaNatura. Alula, IX (1-2): 3-31.
- Scarfò F. & Zapparoli M., 2004. Densita invernale della ghiandaia Garrulus glandarius in boschi di cerro dell'Alto Lazio. Avocetta, 28: 91-93.

- Semenzato M. & Amato A., 1999. Comunità di uccelli nidificanti e svernanti nei boschi planiziali del Veneto centro-orientale. Bollettino Museo Civico Storia Naturale. Venezia, 48 Suppl. 1998 (1999): 54-62.
- Shannon C. E. e Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana.
- Sorace A., 2000. L'avifauna svernante nella Riserva WWF di Monte Arcosu (Sardegna). Riv. Ital. Orn., 70: 149-158.
- Sorace A., Corsetti L., Lanzuisi E., 2004. Le comunità ornitiche svernanti nel comprensorio dei Monti Lepini. Alula, XI (1-2): 119-133.
- Suarez F. & Muñoz-Cobo J. 1984. Las comunidades de aves invernantes en cuatro medios diferentes de la provincia de Córdoba. Doñana, Acta vertebrata, 11: 45-63.
- Trotta M., 2000a. Analisi quantitativa dell'avifauna nidificante nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (Lazio). Uccelli d'Italia, XXV (1-2): 43-48.
- Trotta M., 2000b. Avifauna della Riserva Naturale di Decima-Malafede. Picus, 27: 91-94.
- Trotta M., 2003. Variazione stagionale dell'alimentazione del Barbagianni *Tyto alba* nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (Roma). Alula, X (1-2): 56-63.
- Trotta M., 2009. Effetti delle pratiche agricole sulla presenza di *Alaudidae* e *Phasianidae* in periodo riproduttivo nella Riserva Naturale di Decima-Malafede. XV CIO, Sabaudia 14-18 Ottobre 2009.
- Turcek F. J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. Waldhygiene, 8: 249-257.


M. Falchi

ANALISI DELLE COMUNITÀ ORNITICHE NIDIFICANTI DI ALCUNI SITI DI IMPORTANZA COMUNITARIA DEL COMPRENSORIO PERUGINO-TRASIMENO (UMBRIA, ITALIA CENTRALE)

Francesco Velatta & Monica Montefameglio

Provincia di Perugia, Area Ambiente e Territorio – Via M. Angelucci, 8 – 06128 Perugia (francesco.velatta@provincia.perugia.it) (monica.montefameglio@provincia.perugia.it)

INTRODUZIONE

Nell'ambito della redazione dei piani di gestione dei Siti di Importanza Comunitaria (SIC) del comprensorio Perugino-Trasimeno, sono state indagate le comunità ornitiche nidificanti di alcuni di tali ambiti. Scopo dell'indagine è stato quello di ottenere dati qualitativi e semi-quantitativi che consentissero di definire lo stato dell'avifauna. Le linee guida nazionali per la redazione dei piani di gestione dei siti della Rete Natura 2000 (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, senza data) pongono infatti grande enfasi sullo studio delle comunità ornitiche nidificanti, in quanto considerate buone indicatrici della valenza naturalistica dell'ambiente che le ospita (vedi ad esempio Santolini e Pasini, 2007). Le comunità di Uccelli sono inoltre dotate di una notevole sensibilità alle variazioni ambientali (Furness e Greenwood, 1993), per cui l'auspicabile periodica ripetizione dei rilevamenti potrà fornire un notevole contributo al monitoraggio dello stato di conservazione dei SIC indagati ed in definitiva alla futura valutazione dell'efficacia dei piani di gestione che stanno per essere attivati.

AREA DI STUDIO

Sono stati presi in considerazione i seguenti sette ambiti:

- *Boschi dell'Alta Valle del Nestore* (codice sito: IT5210040; superficie: 2826 ha; intervallo altitudinale: 303-527 m s.l.m.),
- *Boschi di Castel Rigone* (IT5210016; 866 ha; 401-798 m s.l.m.),
- *Boschi di Ferretto e Pozzuolo* (IT5210020; 1918 ha; 268-317 m s.l.m.),
- *Boschi di Pischiello e Torre Civitella* (IT5210017; 1314 ha; 316-750 m s.l.m.),
- *Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto* (IT5210029; 326 ha; 252-347 m s.l.m.),
- *Monte Malbe* (IT5210021; 983 ha; 368-646 m s.l.m.),
- *Monti Marzolana e Montali* (IT5210026; 747 ha; 300-586 m s.l.m.).

Si tratta per lo più di territori collinari e basso montani, tranne nel caso di IT5210020 e IT5210029 che hanno morfologia essenzialmente planiziale. L'uso del suolo, desunto dalla Carta Geobotanica della Rete Ecologica Regionale (Orsomando et al.,

2004b), è caratterizzato da una netta prevalenza di ambienti forestali (Tab. 1), fatta eccezione per IT5210020 che comprende al suo interno anche ampie aree coltivate. Gli habitat della Direttiva 92/43/CEE rappresentati nei diversi SIC sono riportati in Tab. 2. Ulteriori approfondimenti sulle caratteristiche floristico-vegetazionali dei siti indagati sono riportate in Orsomando et al. (2004a) e in Venanzoni et al. (2007).

METODI

L'indagine semi-quantitativa sulle comunità è stata condotta nella stagione riproduttiva 2006 (mesi di maggio e giugno) applicando la metodologia EFP (Blondel, 1975), già adottata in un'analoga ricerca effettuata in un altro SIC dell'Italia centrale (Ukmar et al., 2007).

Il metodo prevede la raccolta di dati sulla presenza delle specie ornitiche (senza conteggio degli individui) in un campione di stazioni di osservazione-ascolto eseguite senza limite di distanza dal rilevatore. Il dato che si ottiene è quindi la sola lista di specie relativa a ciascuna delle stazioni indagate; a partire da tali liste, è possibile calcolare la frequenza di ciascuna specie nel campione di stazioni, ossia la proporzione di stazioni in cui la specie è presente. Blondel (op. cit.), prendendo in esame diversi popolamenti ornitici, aveva osservato una correlazione altamente significativa fra la frequenza delle specie reperite ed il logaritmo della loro densità. Egli pertanto propose l'utilizzo dei dati di frequenza (anziché di densità, più difficili da ricavare)

CLASSE	Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali
boschi di sclerofille sempreverdi mediterranee	0,0	0,0	0,0	16,2	5,3	60,9	57,5
boschi di caducifoglie planiziali, collinari e submontane	73,9	78,1	40,3	58,3	71,2	19,7	20,3
arbusteti collinari e montani	0,2	0,0	0,2	0,5	0,2	0,3	0,2
praterie secondarie	4,3	12,8	0,6	17,9	2,4	7,3	3,6
popolamenti idrofitici	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
rimboschimenti	0,9	0,0	0,1	2,8	0,0	0,0	0,0
seminativi semplici	14,3	4,5	44,6	1,2	14,2	2,1	9,6
seminativi arborati	2,0	1,4	2,2	0,6	3,0	0,9	1,6
oliveti	2,0	2,0	0,2	1,7	2,7	7,9	3,1
vigneti	0,6	0,1	5,3	0,0	0,8	0,2	0,1
pioppeti	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aree urbanizzate	1,6	1,1	3,3	0,7	0,3	0,8	3,9

Tab. 1. Copertura % delle principali classi di uso del suolo nei SIC indagati - Percent coverage of the main land-use categories in the investigated SCI.

HABITAT	Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali
3170* - Stagni temporanei mediterranei	+		+				
4030 - Lande secche europee	+	+	+	+	+	+	+
6420 - Praterie umide mediterranee con piante erbacee alte del *Molinio-Holoschoenion*	+		+				
6430 - Bordure planiziali, montane e alpine di megaforbie igrofile	+						
91E0* - Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)	+						
91L0 - Querceti di rovere illirici (*Erythronio-Carpinion*)	+	+				+	
91M0 - Foreste pannonico-balcaniche di cerro e rovere	+	+	+	+	+	+	+
9260 - Boschi di *Castanea sativa*	+	+				+	
92A0 - Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*	+	+	+	+			
5130 - Formazioni a *Juniperus communis* su lande o prati calcicoli		+		+			
6210 - Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*)		+		+		+	
6220* - Percorsi substeppici di graminacee e piante annue dei *Thero-Brachypodietea*		+		+			+
5210 - Matorral arborescenti di *Juniperus* spp.						+	
9340 - Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*				+	+	+	+

Tab. 2. Habitat della Direttiva 92/43/CEE presenti nei SIC indagati (fonte: Venanzoni et alii*, 2007)* - Occurrence of Habitat of the Directive 92/43/EEC in the investigated SCI (from Venanzoni *et alii*, 2007).

per descrivere la struttura dei popolamenti ornitici; in altri termini, nella metodica EFP è la frequenza, anziché l'abbondanza, ad essere utilizzata per il calcolo dei valori di dominanza specifici e dei parametri di comunità che ne derivano.
In ciascun SIC, l'individuazione dei punti di rilevamento è stata effettuata distribuendo le stazioni in misura proporzionale alla copertura delle diverse categorie ambientali individuate dalla Carta Geobotanica della Rete Ecologica Regionale (Orsomando et al., 2004b), in modo che il territorio campionato in ciascuna area di studio fosse sufficientemente rappresentativo delle sue caratteristiche. Il tempo di permanenza nelle singole stazioni (in totale 149) è stato di 10', anziché 20' come nella ver-

sione originale del metodo EFP; i rilievi sono stati eseguiti fra l'alba e le 10.00 del mattino, evitando giornate di pioggia o forte vento.
A partire dai dati raccolti, si è proceduto a determinare per ciascun SIC i seguenti parametri:

- frequenza percentuale (F%) delle specie presenti, cioè la percentuale di stazioni in cui è stata riscontrata la presenza di una determinata specie;
- valore di dominanza (pi) delle specie presenti, ottenuto (come prevede la metodica EFP) dividendo il valore F% specifico per la sommatoria di F% di tutte le specie. Sono state considerate dominanti le specie con pi>0,05 (Turcek, 1956);
- diversità (H'), calcolata mediante la formula: $H' = -\Sigma (pi * \ln pi)$ (Shannon & Weaver, 1963);
- indice di rarità (IR - Blana, 1980), calcolato mediante la formula: $IR = \Sigma (Fi\% / Qi\%)$, dove:
- Fi% = frequenza percentuale della specie i-esima nel SIC indagato;
- Qi% = frequenza percentuale della specie i-esima in un campione di 9971 rilievi puntiformi rappresentativi di tutto il territorio regionale (Velatta et al., 2010).
  L'indice di rarità attribuisce punteggi tanto più elevati ad un ambito territoriale, quanto più sono rare a livello regionale le specie che ospita e quanto più quelle specie sono frequenti al suo interno.
- ricchezza media (S_{med}: numero medio di specie reperite per stazione);
- ricchezza di specie (S: numero di specie reperite per SIC). Per il calcolo di questo parametro si è fatto ricorso anche a dati di presenza ottenuti al di fuori del protocollo EFP, nel corso di sopralluoghi speditivi effettuati nel decennio 2000-09 (quadrimestre aprile-luglio).

Lo sforzo di campionamento applicato a ciascun SIC è riportato in Tab. 3.

	Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali
numero stazioni	30	20	23	24	14	18	20
stazioni / 100 ha	1,1	2,3	1,2	1,8	4,3	1,8	2,7
visite EFP	4	3	2	5	1	2	3
visite extra-EFP	23	7	16	34	11	9	23
TOTALE visite	**27**	**10**	**18**	**39**	**12**	**11**	**26**

Tab. 3. Sforzo di campionamento - Sampling effort.

RISULTATI

La Tab. 4 riporta la lista delle specie rinvenute, comprensiva dei dati integrativi. È probabile che alcune delle specie elencate non siano effettivamente nidificanti nel SIC in cui sono state segnalate, ma che piuttosto lo frequentino durante i loro movimenti stagionali, dispersivi o giornalieri; la presenza di Pernice rossa *Alectoris rufa* e Starna *Perdix perdix* è poi quasi certamente dovuta ad immissioni legate all'attività venatoria, piuttosto che alla presenza di popolazioni stabilmente insediate.

I parametri delle sette comunità indagate sono mostrati in Tab. 5. La ricchezza di specie è compresa fra un minimo di 43 specie nei *Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto* ed un massimo di 67 nei *Boschi di Ferretto e Pozzuolo*. I dati integrativi risultano di fondamentale importanza nell'accrescere l'accuratezza dell'informazione: il numero di specie nidificanti rinvenute al di fuori del protocollo EFP è infatti compreso fra il 22,6 e il 40,3% del numero totale di specie reperite. La ricchezza di specie è risultata positivamente correlata con il numero di stazioni indagate in ciascun ambito (Tab. 6), grandezza peraltro dipendente dall'estensione delle diverse aree di studio.

La ricchezza media è compresa fra 10,3 (*Monte Malbe*) e 12,9 (*Boschi di Castel Rigone*).

La diversità varia fra 3,14 (*Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto*) e 3,48 (*Boschi di Ferretto e Pozzuolo*) e mostra una buona correlazione con la ricchezza di specie (Tab. 6); quest'ultimo risultato è di un certo interesse applicativo, in quanto suggerisce come la diversità ricavata da un campione di stazioni sia un buon indicatore della complessità della comunità desunta da indagini ben più approfondite e protratte nel tempo. In altri termini, una valutazione della complessità dell'ornitocenosi sembrerebbe possibile anche non disponendo della lista di tutte le specie effettivamente presenti; lista che può essere considerata completa soltanto quando la curva di accumulazione (che riporta il numero cumulato di specie rinvenute in funzione del progredire del campionamento) tende asintoticamente a zero (Smith e Smith, 2007).

L'indice di rarità di Blana è nettamente più elevato nei *Boschi di Castel Rigone*, soprattutto a causa della buona diffusione del Picchio rosso minore *Dendrocopos minor* (reperito nel 10% delle stazioni), che a scala regionale è specie estremamente rara e localizzata.

Quindici specie sono incluse nella Lista Rossa nazionale (Calvario et al., 1999): Pernice rossa, Starna, Quaglia *Coturnix coturnix*, Airone rosso *Ardea purpurea*, Airone guardabuoi *Bubulcus ibis*, Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Biancone *Circaetus gallicus*, Albanella minore *Circus pygargus*, Lodolaio *Falco subbuteo*, Falco pellegrino *Falco peregrinus*, Barbagianni *Tyto alba*, Succiacapre *Caprimulgus europaeus*, Picchio rosso minore, Picchio verde *Picus viridis*, Averla capirossa *Lanius senator*. Il maggior numero di esse (10) è stato rinvenuto nel SIC *Boschi di Pischiello e Torre Civitella*, mentre una sola specie è stata reperita nel SIC *Monte Malbe* (Tab. 5).

		Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali	Lista Rossa nazionale
Germano reale	*Anas plathyrhynchos*	+		+	+			+	
Pernice rossa	*Alectoris rufa*			+				+	LR
Starna	*Perdix perdix*			+					LR
Quaglia	*Coturnix coturnix*			+				+	LR
Fagiano comune	*Phasianus colchicus*	13,3	35,0	47,8	20,8	35,7	22,2	**70,0**	
Nitticora	*Nycticorax nycticorax*			+					
Airone guardabuoi	*Bubulcus ibis*	+		+	+				VU
Garzetta	*Egretta garzetta*			+					
Airone rosso	*Ardea purpurea*			+					LR
Falco pecchiaiolo	*Pernis apivorus*	+			+			+	VU
Biancone	*Circaetus gallicus*	+	5,0	+	+	+		+	EN
Albanella minore	*Circus pygargus*				+			+	VU
Sparviere	*Accipiter nisus*	+	+						
Poiana	*Buteo buteo*	6,7	+	+	4,2		5,6	10,0	
Gheppio	*Falco tinnunculus*	3,3	5,0	8,7	8,3	+		+	
Lodolaio	*Falco subbuteo*	3,3			+			+	VU
Falco pellegrino	*Falco peregrinus*				+				VU
Gallinella d'acqua	*Gallinula chloropus*	+		+					
Colombaccio	*Columba palumbus*	60,0	60,0	43,5	41,7	**57,1**	**55,6**	**85,0**	
Tortora dal collare	*Streptopelia decaocto*			13,0			+	+	
Tortora selvatica	*Streptopelia turtur*	60,0	45,0	52,2	29,2	**57,1**	50,0	50,0	
Cuculo	*Cuculus canorus*	46,7	60,0	43,5	50,0	14,3	44,4	45,0	
Barbagianni	*Tyto alba*				+				LR
Civetta	*Athene noctua*			+		+		+	
Allocco	*Strix aluco*		+				+		
Succiacapre	*Caprimulgus europaeus*					+		+	LR
Rondone comune	*Apus apus*	13,3	5,0	13,0	25,0	21,4	11,1	20,0	
Gruccione	*Merops apiaster*	+			+			+	
Upupa	*Upupa epops*	3,3	30,0	4,3	37,5	7,1	+	20,0	
Torcicollo	*Jynx torquilla*	+		4,3			+	+	
Picchio verde	*Picus viridis*	40,0	35,0	**65,2**	20,8	**57,1**	50,0	45,0	LR
Picchio rosso maggiore	*Dendrocopos major*	13,3	35,0	13,0	4,2	7,1	+	5,0	

continua

Tab. 4. Specie reperite e relativi valori di frequenza percentuale (F%). Il simbolo "+" si riferisce alle specie rinvenute al di fuori del protocollo EFP. In grassetto le specie dominanti - List of the species and their percent frequencies (F%) in each SCI. The symbol "+" indicates species recorded out of the EFP surveys. Dominant species are shown in bold.

		Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali	Lista Rossa nazionale
Picchio rosso minore	*Dendrocopos minor*		10,0		+				LR
Cappellaccia	*Galerida cristata*	+		+					
Tottavilla	*Lullula arborea*	26,7	20,0	+	25,0	21,4	27,8	10,0	
Allodola	*Alauda arvensis*	3,3		8,7		+			
Rondine	*Hirundo rustica*	10,0	10,0	52,2	12,5	7,1	11,0	10,0	
Balestruccio	*Delichon urbicum*	3,3	+	26,1	8,3	+	+	+	
Calandro	*Anthus campestris*				4,2				
Cutrettola	*Motacilla flava*			+					
Ballerina gialla	*Motacilla cinerea*	+							
Ballerina bianca	*Motacilla alba*	3,3	+	+	+		+	+	
Scricciolo	*Troglodytes troglodytes*	50,0	50,0	26,1	37,5	**78,6**	11,1	30,0	
Pettirosso	*Erithacus rubecula*	**80,0**	**80,0**	56,5	**79,2**	**100,0**	**88,9**	**80,0**	
Usignolo	*Luscinia megarhynchos*	+	20,0	**78,3**	25,0	7,1	11,1	20,0	
Codirosso comune	*Phoenicurus phoenicurus*	+							
Saltimpalo	*Saxicola torquatus*	3,3	+	21,7	12,5	7,1	+	10,0	
Merlo	*Turdus merula*	**83,3**	**90,0**	56,5	**100,0**	42,9	**77,8**	**85,0**	
Tordo bottaccio	*Turdus philomelos*	3,3	30,0		4,2		+		
Tordela	*Turdus viscivorus*	13,3	+		+				
Usignolo di fiume	*Cettia cetti*			+					
Beccamoschino	*Cisticola juncidis*	+		26,1				+	
Canapino comune	*Hippolais polyglotta*	3,3		+	+			+	
Capinera	*Sylvia atricapilla*	**93,3**	**95,0**	**65,2**	**70,8**	**92,9**	**61,1**	**90,0**	
Sterpazzola	*Sylvia communis*		5,0	+	4,2				
Magnanina comune	*Sylvia undata*				+				
Sterpazzolina comune	*Sylvia cantillans*	23,3	30,0	+	29,2	+	16,7	35,0	
Occhiocotto	*Sylvia melanocephala*	6,7	10,0	+	25,0		5,6	35,0	
Luì bianco	*Phylloscopus bonelli*		+	+	+		+		
Luì piccolo	*Phylloscopus collybita*	50,0	45,0	13,0	37,5	50,0	11,1	30,0	
Fiorrancino	*Regulus ignicapilla*	10,0	10,0	8,7	8,3	7,1	11,1	10,0	
Pigliamosche	*Muscicapa striata*		+	+	+		+		
Codibugnolo	*Aegithalos caudatus*	10,0	10,0	30,4	8,3	28,6	16,7	25,0	
Cinciarella	*Cyanistes caeruleus*	**63,3**	**65,0**	17,4	50,0	42,9	50,0	**75,0**	
Cinciallegra	*Parus major*	50,0	**85,0**	34,8	**70,8**	35,7	**61,1**	**80,0**	
Cincia mora	*Periparus ater*		+		8,3				
Cincia bigia	*Poecile palustris*	+	+				+		
Picchio muratore	*Sitta europaea*	10,0	20,0		+	14,3	16,7	10,0	

continua

		Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali	Lista Rossa nazionale
Rampichino comune	*Certhia brachydactyla*	13,3	10,0	21,7	16,7	14,3	44,4	15,0	
Pendolino	*Remiz pendulinus*			4,3					
Rigogolo	*Oriolus oriolus*	40,0	20,0	47,8	20,8	**78,6**	**61,1**	10,0	
Averla piccola	*Lanius collurio*	+	5,0	+	4,2		+	+	
Averla capirossa	*Lanius senator*			+	+			+	LR
Ghiandaia	*Garrulus glandarius*	46,7	25,0	47,8	**62,5**	**57,1**	44,4	50,0	
Gazza	*Pica pica*			34,8	+	+		5,0	
Taccola	*Corvus monedula*	3,3		+			5,6	5,0	
Cornacchia grigia	*Corvus cornix*	56,7	**70,0**	52,2	58,3	21,4	38,9	10,0	
Storno	*Sturnus vulgaris*	6,7	15,0	43,5	8,3	35,7	11,1	10,0	
Passera europea	*Passer domesticus*	6,7	5,0	34,8	+	+	+	+	
Passera mattugia	*Passer montanus*	3,3	5,0	4,3	4,2	+	+	5,0	
Fringuello	*Fringilla coelebs*	**90,0**	**75,0**	30,4	**70,8**	**78,6**	**72,2**	60,0	
Verzellino	*Serinus serinus*	13,3	5,0	34,8	+	+	5,6	15,0	
Verdone	*Carduelis chloris*	10,0	+	+	8,3	+	5,6	5,0	
Cardellino	*Carduelis carduelis*	30,0	10,0	34,8	16,7	21,4	11,1	20,0	
Zigolo nero	*Emberiza cirlus*	36,7	35,0	17,4	33,3	28,6	11,1	25,0	
Strillozzo	*Emberiza calandra*	10,0	10,0	8,7	8,3	+	+	+	

PARAMETRI	Boschi dell'Alta Valle del Nestore	Boschi di Castel Rigone	Boschi di Ferretto e Pozzuolo	Boschi di Pischiello e Torre Civitella	Boschi e brughiere di Pod. Pianello e Farneto	Monte Malbe	Monti Marzolana e Montali
S	61	53	67	63	43	49	59
S_{med}	12,3	12,9	12,5	11,8	11,3	10,3	12,2
H'	3,37	3,36	3,48	3,39	3,14	3,19	3,30
IR	71	367	66	64	49	49	57
numero nidificanti Lista Rossa	5	3	8	10	3	1	9

Tab. 5. Parametri delle comunità ornitiche nidificanti - Parameters of the breeding Bird communities.

DISCUSSIONE

Esprimere un giudizio sul "valore ornitologico" dei SIC analizzati risulta al momento difficile, in quanto una valutazione del genere richiederebbe l'analisi comparata di numerosi biotopi, per la quale non vi è sufficiente disponibilità di dati raccolti con la metodica da noi adottata. È tuttavia possibile effettuare un paragone con i risultati di una recente indagine condotta a scala regionale con identica metodologia EFP, che ha previsto la copertura di circa 1600 stazioni distribuite nell'intero territorio umbro (Velatta, 2004); queste sono state raggruppate in gruppi omogenei sotto il profilo dell'uso del suolo, per ognuno dei quali sono stati calcolati i valori di ricchezza media e diversità.

La ricchezza media per stazione dei SIC indagati (compresa fra 10,3 e 12,9) risulta paragonabile a quella ricavata nel campione regionale per le tipologie ambientali prevalenti nelle nostre aree di studio (boschi, praterie, coltivazioni e relativi ecotoni) che varia fra 10,9 e 13 (Tab. 7); la diversità (compresa nei SIC fra 3,14 e 3,48) è invece sempre inferiore al *range* osservato nel campione regionale (3,53-3,74). Sembrerebbe dunque che le comunità ornitiche dei 7 SIC presi in considerazione siano caratterizzate da un grado di complessità certamente non superiore rispetto alla "media" del territorio agro-silvo-pastorale umbro.

		stazioni coperte	**visite effettuate**	**S**	**S_{med}**	**H'**	**IR**
superficie SIC	r di Pearson	0,932	0,395	0,681	0,333	0,644	-0,156
	P (2 code)	**0,002**	0,381	0,092	0,465	0,119	0,738
	N	7	7	7	7	7	7
stazioni coperte	r di Pearson		0,620	0,776	0,459	0,725	-0,046
	P (2 code)		0,138	**0,040**	0,301	0,065	0,922
	N		7	7	7	7	7
visite effettuate	r di Pearson			0,659	0,179	0,442	-0,386
	P (2 code)			0,108	0,700	0,321	0,393
	N			7	7	7	7
S	r di Pearson				0,552	0,921	-0,117
	P (2 code)				0,198	**0,003**	0,802
	N				7	7	7
S_{med}	r di Pearson					0,742	0,558
	P (2 code)					0,056	0,193
	N					7	7
H'	r di Pearson						0,231
	P (2 code)						0,619
	N						7

Tab. 6. Analisi delle correlazioni fra estensione dei SIC, sforzo di campionamento e alcuni parametri di comunità (correlazioni significative in grassetto) - Correlation analysis between SCI's area, sampling effort and some community parameters (significant correlations are shown in bold).

AMBIENTE O AMBITO	FONTE	S_{med}	H'
Boschi dell'Alta Valle del Nestore	presente indagine	12,3	3,37
Boschi di Castel Rigone	presente indagine	12,9	3,36
Boschi di Ferretto e Pozzuolo	presente indagine	12,5	3,48
Boschi di Pischiello e Torre Civitella	presente indagine	11,8	3,39
Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto	presente indagine	11,3	3,14
Monte Malbe	presente indagine	10,3	3,19
Monti Marzolana e Montali	presente indagine	12,2	3,30
boschi (Umbria)	Velatta, 2004	11,0	3,53
coltivazioni (Umbria)	Velatta, 2004	12,9	3,70
praterie (Umbria)	Velatta, 2004	10,9	3,73
ecotoni boschi-coltivazioni (Umbria)	Velatta, 2004	12,8	3,66
ecotoni boschi-praterie (Umbria)	Velatta, 2004	11,2	3,63
ecotoni praterie-coltivazioni (Umbria)	Velatta, 2004	13,0	3,74

Tab. 7. Confronto fra i valori di ricchezza media e diversità dei SIC indagati e di campioni di riferimento relativi ad ambienti simili ottenuti nell'intero territorio regionale (Velatta, 2004) - Comparison of S_{med} and H' between the investigated SCI and samples collected in similar habitats in the whole Umbria (Velatta, 2004).

Per quanto riguarda le differenze esistenti fra i vari SIC, l'espressione di un giudizio richiede innanzitutto di stabilire quali siano i parametri più appropriati per esprimere il "valore" delle diverse comunità. Le già menzionate linee guida nazionali individuano a tal fine due elementi di maggiore rilevanza: la complessità strutturale delle zoocenosi (che può essere espressa dalla diversità, H') e la presenza di specie rare e vulnerabili.

L'integrazione dei due criteri può essere ottenuta utilizzando indici compositi che tengano conto di entrambi gli aspetti: Casini e Gellini (1999) hanno ad esempio utilizzato un indice che tiene conto sia dei valori di diversità, che della rarità delle specie presenti, come pure della "originalità" (nel senso di scarso grado di somiglianza) di una comunità rispetto alle altre presenti nella stessa area geografica. Nel nostro caso abbiamo tentato un approccio simile, assegnando un "punteggio" a ciascun SIC in base ai valori dei seguenti parametri: diversità, indice di rarità, specie inserite nella Lista Rossa nazionale. Quest'ultima valutazione è stata effettuata attribuendo alle diverse specie un "valore" tanto maggiore quanto più elevato è il loro stato di minaccia: specie *Lower Risk* = 0,25; *Vulnerable* = 0,50; *Endangered* = 0,75; *Critically Endangered* =1,00; il punteggio di ciascun SIC è stato infine ottenuto come somma dei valori delle specie segnalate al suo interno.

L'integrazione fra i tre criteri di valutazione (diversità, rarità, Lista Rossa) è stata realizzata secondo il seguente procedimento:

- per ogni criterio, il punteggio assegnato ad un determinato SIC è dato dal rapporto fra il valore ricavato per il SIC ed il più elevato dei valori dei sette SIC posti a

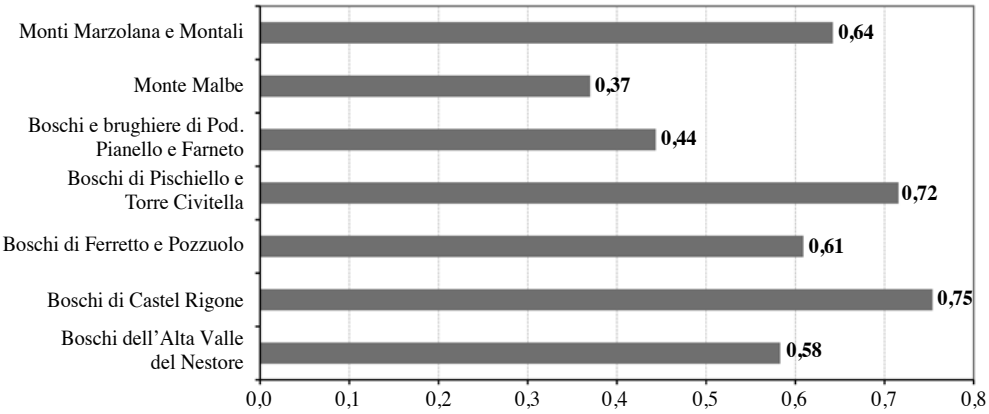


Fig. 1. Punteggio "ornitologico" assegnato a ciascun SIC - "Ornithological" score by SCI.

confronto (cosicché il SIC in cui è stato rilevato il valore massimo ha punteggio pari ad 1);
- il punteggio finale di ciascun SIC è dato dalla media dei punteggi relativi a ciascuno dei tre criteri considerati.

In base al procedimento descritto, le comunità ornitiche di maggior pregio risultano essere quelle dei SIC *Boschi di Castel Rigone* e *Boschi di Pischiello e Torre Civitella*, mentre i punteggi più bassi (notevolmente al di sotto di quelli degli altri siti) si osservano nei SIC *Monte Malbe* e *Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto* (Fig. 1).
Nel caso di *Monte Malbe* è possibile che il basso punteggio dipenda almeno in parte dal tipo di ambiente predominante (bosco di sclerofille), che a scala regionale è risultato in media di scarso interesse ornitologico (Velatta et al., 2010); un bosco molto simile (sia per composizione specifica che per struttura) caratterizza tuttavia anche il SIC *Monti Marzolana e Montali*, la cui "qualità ornitologica" è nettamente superiore.
Un carattere in comune ai due SIC *Monte Malbe* e *Boschi e brughiere di Podere Pianello e Farneto* è quello dell'elevato disturbo antropico, in quanto entrambi gli ambiti sono intensamente fruiti per scopi ricreativi: è pertanto ipotizzabile che sia proprio l'eccessivo carico di presenze umane a limitare la potenzialità dei due SIC, probabilmente ostacolando l'insediamento di specie particolarmente sensibili.

Ringraziamenti. Ringraziamo: la Dott.ssa Daniela Gigante (Università degli Studi di Perugia, Dipartimento di Biologia Applicata, Sezione di Biologia Vegetale e Geobotanica) per le informazioni relative agli habitat di interesse comunitario presenti all'interno delle aree di studio; il Dott. Corrado Battisti (Provincia di Roma,

Servizio Ambiente) per i preziosi suggerimenti che ci hanno consentito di migliorare il lavoro.

Summary

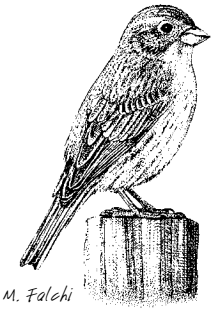
Analysis of the breeding Bird communities of some Sites of Community Importance of the Perugino-Trasimeno District (Umbria, Central Italy)

The breeding Bird communities of seven SCI were investigated in 2006 by means of the EFP method (10 minutes each point). In order to better assess the list of species occurring at each site, EFP data were integrated with observations collected in the breeding seasons 2000-09 during non-methodical surveys. The values of the community parameters turned out to be included in the following ranges: richness (S) = 43-67; mean number of species by point (S_{med}) = 10,3-12,9; Shannon diversity (H') = 3,14-3,48; rarity index of Blana (IR, giving relevance to sites supporting rare species at high frequencies) = 49-367. The contribution of the extra-EFP data to the definition of S was high (22,6 – 40,3%). Significant correlations were found between S and the number of sampling points (the last being broadly proportional to the SCI's area) and between S and H'. It's noteworthy that whilst S takes into account also data collected in several years out of the EFP protocol, H' is exclusively based on it. Such a result suggests that surveys carried out with the EFP method are suitable to represent the complexity of the breeding communities instead of more time-consuming investigations. In the seven SCI, S_{med} and H' were not higher than in samples collected in similar habitats in the whole Umbria.

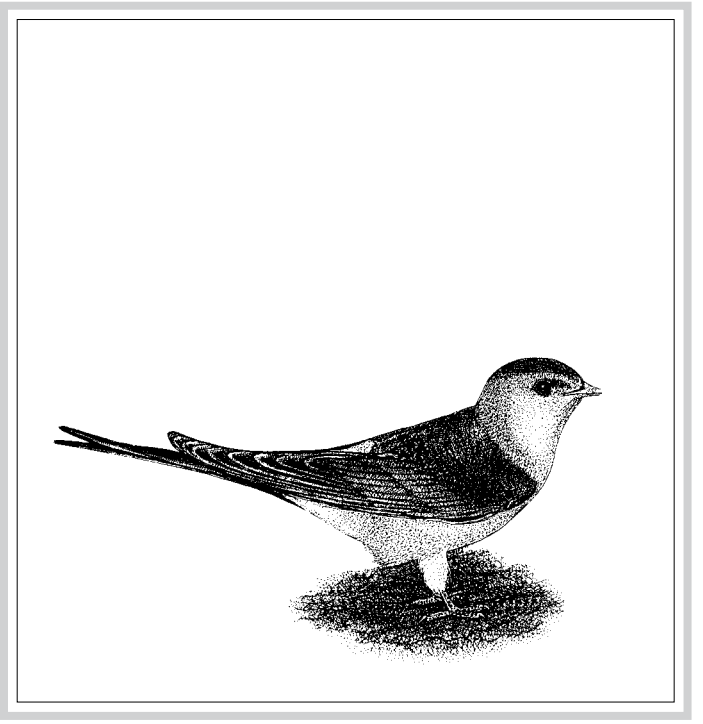
BIBLIOGRAFIA

- Blana H., 1980. Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvogeln als Grudlage fur die Landschafsplanung-ein Vergleich beider Methoden in selben Untersuchungsgebiet. Pp.32-54 in Oelke H. (ed): Bird Census Work and nature Conservation. Gottingen.
- Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F., 1999 - Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia - Riv. Ital. Orn. 69 (1): 3-43.
- Casini L. & Gellini S., 1999. Valutazione ecologica del territorio regionale tramite analisi delle comunità di Uccelli nidificanti. In: Toso S., Turra T., Gellini S., Matteucci C., Benassi M.C., Zanni M.L. (Eds.), Carta delle vocazioni faunistiche della Regione Emilia-Romagna. Regione Emilia-Romagna, Assessorato Agricoltura: 263-286.
- Furness R.W. & Greenwood J.J.D. 1993. Birds as monitor of environmental change. Chapman & Hall, London.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, senza data. Manuale per la gestione dei Siti Natura 2000 - http://www.minambiente.it/export/sites/default/archivio/allegati/rete natura 2000/manuale gestione siti natura2000.pdf (consultato il 4 febbraio 2011).
- Orsomando E., Ragni B. & Segatori R., 2004a. Siti Natura 2000 in Umbria. Manuale per la conoscenza e l'uso. Regione dell'Umbria, Perugia.
- Orsomando E., Raponi M. & Vizzari M., 2004b. Realizzazione della Carta Geobotanica per la RERU. (Elaborato prodotto dal Gruppo Geobotanico nell'ambito del Progetto Rete Ecologica della Regione dell'Umbria).
- Santolini R. & Pasini G., 2007. Applicazione di un modello geostatistico per la valutazione del siste-

ma ambientale. In: Battisti C., Romano B. (eds). Frammentazione e connettività. Dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. Città Studi, Torino: 257-261.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana.
- Smith T.M. & Smith R.L., 2007. Elementi di Ecologia. Edizioni Pearson Paravia Bruno Mondadori, Milano.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. Waldhygiene 8: 249-257.
- Ukmar E., Lorenzetti E. & Battisti C., 2007. Un contributo alla conoscenza della comunità ornitica nidificante del Monte Soratte (Lazio, Italia centrale). Alula XIV (1-2): 115-119.
- Velatta F., 2004. Progetto per il monitoraggio dell'Avifauna umbra. Risultati relativi allo studio delle comunità ed alla scelta dell'habitat delle specie. Osservatorio Faunistico Regionale, rapporto inedito.
- Velatta F., Lombardi G., Sergiacomi U. & Viali P. (eds), 2010. Monitoraggio dell'Avifauna umbra (2000-2005). Trend e distribuzione ambientale delle specie comuni - Regione dell'Umbria, Serie "I Quaderni dell'Osservatorio", numero speciale.
- Venanzoni R., Gigante D. & Maneli F., 2007. Piani di Gestione della Rete Natura 2000 - Quadro Conoscitivo ed Analitico e Indicazioni Gestionali finalizzate alla conservazione delle Specie vegetali e degli Habitat dell'All. 1 alla Dir. 92/43/EEC dei Siti della Comunità Montana-Associazione dei Comuni Trasimeno-Medio Tevere - Settore: Flora, Vegetazione e Habitat - Allegati: Cartografie degli Habitat, della vegetazione e delle Serie di vegetazione; Cartografie della distribuzione delle specie floristiche. Pubblicazione interna all'Ente.


M. Falchi

Brevi note



Rondine rossiccia *(Cecropis daurica) (Disegno: M. Falchi)*

CONSIDERAZIONI SULL'ATTIVITÀ DI RICOVERO DELLA CIVETTA *Athene noctua* NEI CRAS IN ITALIA*

Giuseppe Arcidiacono, Stefano Costa, Claudia Donati, Riccardo Gherardi, Marika Maestri & Marco Mastrorilli

Gruppo Italiano Civette - Via Carducci 7 - 24040 Boltiere (BG)
* Poster presentato al XV CIO - Sabaudia, 14/18 ottobre 2009

In Italia esistono circa 100 Centri Recupero per Animali Selvatici (CRAS) in ciascuno dei quali sono ricoverati una media di 500 animali l'anno, appartenenti ad oltre 50 specie (A.Mariacher, com. pers.). Gli Strigiformi più di frequente ricoverati sono la Civetta *Athene noctua* e l'Allocco *Strix aluco*.
Non esiste una legge che regoli le attività dei CRAS, che non lavorano quindi come rete coordinata tranne rari casi legati a iniziative di amministrazioni locali e questo ha sinora impedito di ottenere lavori di gruppo su informazioni ornitologiche. I dati raccolti nei CRAS se adeguatamente gestiti e coordinati in un network di collaborazioni potrebbero essere di grande importanza per valutare lo status distributivo e il trend di molte specie (Brichetti & Fracasso, 2006)
Lo studio e l'analisi dei dati di ricovero nei Centri di Recupero costituiscono un campione significativo delle presenze dei rapaci presenti in un certo comprensorio e questo aspetto ha favorito svariati studi realizzati in Italia (Dinetti, 1996; Mastrorilli & Festari, 2001; Mastrorilli, 2005).
Tuttavia, il crescente impegno e aumento di Centri di Recupero della Fauna Selvatica in tutto il Paese, permette di poter raccogliere potenzialmente campioni molto significativi su trend demografici, su aspetti eco-etologici e sul rapporto sin antropico tra le varie specie e l'uomo.
Il presente studio analizza i dati dei ricoveri di Civetta presso 7 tra i più grandi Centri di Recupero Animali Selvatici, nel periodo 1991-2003 (compreso lo storico dei dati del primo centro italiano di Sala Baganza della LIPU) e addirittura questo campione costituisce in assoluto il più vasto campione mai realizzato e analizzato in Italia per una specie ricoverata in centri di recupero. In tale intervallo di tempo sono stati analizzati i recuperi di 2891 soggetti, provenienti da 65 province diverse.
Per realizzare questa analisi è stata necessaria una attenta opera di uniformità del campione statistico, poiché ogni Centro opera e registra i dati in modo diverso ed anzi si potrebbe auspicare che in futuro si possa uniformare tale lavoro creando una scheda di registrazione uguale per tutti. La valutazione delle classi di età dei soggetti ricoverati permette di evidenziare che vi è una netta prevalenza di pulli che rappresentano il 56% del campione; questo è in linea con quanto ci si poteva aspettare considerando l'abitudine delle giovani civette ad uscire dal nido ed alla conseguente facilità delle gente comune di trovare questi animali in libertà o al peggio di finire morti sulle strade (Galeotti et al., 2001).

In questo senso, tali dati si allineano con la situazione registrata in Germania, Francia e Belgio ove sono stati documentati dati di mortalità giovanile (1° anno di vita) molto elevata e superiore mediamente al 70% (Genot & Lecomte, 2002; Génot & Van Nieuwenhuyse, 2002). Questo significa che le giovani civette uscendo dal nido sono molto esposte a situazioni di pericolo che possono portare alla morte o a problemi che poi le conducono nei Centri di Recupero. Gli adulti, tuttavia, costituiscono una quota significativa (33%) e in questo orientamento significa che anche allo stadio adulto la civetta soffre comunque di numerosi problemi di convivenza con l'uomo (vedi alcune patologie quali impatti con superfici antropiche, colle topicida, ecc) e con le loro attività biologiche che comportano molteplici rischi. Il rimanente 11% dei dati esaminati non permette uno screening dell'età.
Le principali cause di ricovero risultano essere il ritrovamento di nidiacei (38,4%) e i traumi da impatto (28,1%), che coinvolgono maggiormente i soggetti adulti e giovani al primo anno.
La causa principale permette di rilevare che molti di questi animali non feriti e solo ancora non emancipati, possono essere recuperati con successo e poi rilasciati, sebbene gli studi condotti in Italia e all'estero evidenziano che le liberazioni spesso non portano ad eclatanti successi di vita prolungata allo stato selvatico.
Tra le altre cause rilevate emergono quote minime di soggetti con lesioni oculari (2,2%), debilitati (6,6%) e che presentano diverse patologie (1,2%); inoltre, abbiamo riscontrato casi di ricovero correlati con la vita sinantropica delle civette: individui impallinati (0,7%), animali detenuti illegalmente (1,5%), imbrattamento (1,8%), predazioni da parte di animali domestici (0,6%) e intossicazioni (0,8%).
Come traspare da questi dati, molteplici cause di ricovero sono correlate con la sinantropia della civetta tuttavia alcune problematiche quali la pressione venatoria e la detenzione i cattività appaiono poco rilevanti specie se confrontate (cacciai n particolare) con alcune realtà legate ai rapaci diurni.
L'analisi del periodo di ricovero permette di evidenziare il picco dei ricoveri legati ai pulli che si concentrano nel periodo quando i giovani non ancora emancipati lasciano il nido cercando di fare nuove esperienze e divengono facili "ritrovamenti" per la gente comune che crede di salvare degli orfani. Per agevolare la lettura dei dati abbiamo diviso i ricoveri in decadi come in un precedentre lavoro sul Gufo di palude *Asio flammeus* (Mastrorilli & Festari, 2001).
Analizzando le decadi di ricovero delle civette si registra una fase intensa tra la I decade di giugno e la II di agosto (73%) con un picco tra la III decade di giugno e la seconda di luglio (39%). I periodi con meno ricoveri sono invece concentrati a fine inverno e inizio primavera (la II decade di gennaio e la I di marzo, registrano lo 0,6% del totale).
Questa tipologia di ricerca permette di avere indicazioni generali anche sul trend della specie nel corso degli anni; i risultati raccolti dimostrano che le civette sono state recuperate nel corso degli anni con grande regolarità e frequenza senza differenze per aree geografiche. Tuttavia tale strumento di monitoraggio indiretto potrebbe con-

sentire in futuro di avere informazioni precise sul trend demografico di alcune specie rare, nonché eventuali problematiche di conservazione pertanto riteniamo auspicabile che tale progetto possa vedere coinvolti progressivamente un numero di CRAS sempre crescente. La creazione di un network unico potrebbe costituire una soluzione e questo lavoro evidenzia che questa realtà potrebbe distribuire masse di dati e informazioni molto consistenti.

Ringraziamenti. Il Gruppo Italiano Civette ringraziano pubblicamente le associazioni e i centri di recupero che hanno fornito i dati permettendo la realizzazione di questo lavoro. Ringraziamo inoltre Alessia Mariacher di recupero .selvatici.it per alcune informazioni generali. Centro Recupero Racconigi LIPU; Centro Recupero Rapaci LIPU di Sala Baganza; Centro Recupero Parco dello Stirone; Centro Recupero WWF l'Assiolo; Centro CRUMA LIPU Livorno; Centro Recupero LIPU Roma; Centro WWF Castelleone (Cremona).

Summary

Considerations on the activity of hospitalization the Little Owl *Athene noctua* in Italy in the Italian Raptor Centers

This study deals with data on Little Owl *Athene noctua* from 7 main Italian Raptor Centres from 1991 to 2003. 2891 Little Owls - mainly nestlings (38 percent) and individuals injured after car collisions (28.1 percent) - have been analysed, coming from 65 districts (Province).

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. Vol. 3. Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Dinetti M., 1996. Ricatture di rapaci curati e liberati dal Centro Recupero Rapaci LIPU di Sala Baganza (Parma). Picus, 22: 59-71.
- Galeotti P., Bernini F., Boano G. & Pucci A., 2001. Progetto "Gufi & Strade": risultati conclusivi 1996-2000. Avocetta, 25: 29
- Genot J. C. & Lecomte P., 2002. La Chevêche d'Athena. Delachaux et Niestlè, Paris, pp. 144.
- Génot J.C. & Van Nieuwenhuyse, D., 2002. Little Owl *Athene noctua*. Update of the Birds of the Western Palearctic, 4: 35-63. Oxford University Press, Oxford.
- Mastrorilli M., 2005. La Civetta in Italia. Ara Spix, Editrice, pp.96.
- Mastrorilli M. & Festari L., 2001. Trend demografico ed ecologia del Gufo di palude *Asio flammeus* nei dati dei Centri di Recupero Rapaci (C.R.R.) in Italia. Avocetta, 25:61

A MOBBING EVENT OF BARN SWALLOWS *Hirundo rustica* ON SPARROWHAWK *Accipiter nisus* IN ROME (CENTRAL ITALY)

CORRADO BATTISTI

Servizio "Ambiente" (aree protette/parchi regionali), Provincia di Roma – Via Tiburtina, 691 00159 Roma; Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (cbattisti@inwind.it)

In May, 1, 2011 (late morning) in a Western suburban area of Rome (central Italy) between Casetta Mattei and Pisana roads (near the "Tenuta Massimi" nature reserve; a mosaic of mature and isolated *Quercus suber* oak wood fragments and uncultivated fields) I observed a Sparrowhawk (*Accipiter nisus*), presumable a female, who was flying about 10 m above the ground, mobbed by 2-4 Barn Swallows (*Hirundo rustica*)("active mobbers", see Shields, 1984), these last emitting a series of intense alarm calls. An indeterminate number of "passive mobbers" (which were silent and flew in circles at greater distances from the predator; see Shields, 1984) were also present in the surrounding.

Many colonial birds mob potential predators (Curio, 1978; Dugatkin and Godin, 1992; Caro, 2005). Mobbing may reduce the impact of predation, distracting the potential predator and conveying information about risks to conspecifics (Pavey and Smith, 1998; Graw and Manser, 2007; Griesser, 2009). Shields (1984) and Maklakov (2002) hypothesized that the mobbing behaviour may be also considered as a form of parental care as well as a self-defence and mate defence, increasing fitness in mobbers. Nevertheless, other hypotheses have been also formulated (see Zahavi, 1995). During the mobbing, prey may also alter rate calls and/or use differing type of calls (Griesser, 2009).

Barn Swallow is said to be an aggressive mobber in comparisons to other colonial swallows (Snapp, 1976). Mobbing behaviour of Barn Swallow has been reported against raptors (owls, hawks, included Sparrowhawk) and other species (e.g., Starling, *Sturnus vulgaris*; Snapp, 1976). Barn Swallows may be captured during mobbing events by Sparrowhawk (Möller and Nielsen, 1997), that appear act as a factor of sexual selection on males with longer tails (Möller et al., 2008).

In swallows has been observed that mobbing rate against predators change during the breeding season, depending on the reproductive phase (Smith and Graves, 1978; Shields, 1984). Moreover, mobbing group sizes varied positively with local nest densities (Shields, 1984). Snapp (1976) showed as, in the Barn Swallow colonies, the only pairs that responded with mobbing events to the presence of a predator were those possessing nests in the surrounding. In our area, Barn Swallows use actively the uncultivated lands as foraging areas, but we did not observed nests in the immediate surrounding. Therefore, is possible that their aggressive mobbing behaviour may be extended also to considerable distance from nests.

This is the second documented occurrence of the Sparrowhawk in Rome during the breeding season (the first: Gattabria and Marangoni, 2002). This species is considered migrant in Rome and surrounding areas (Dinetti and Fraissinet, 2001; Guerrieri et al., 2009). Therefore, further studies should investigate the possible nesting in forest suburban patches of Rome, as observed for other urban areas (e.g., Naples; Guglielmi et al., 2005).

Acknowledgments. Thanks to Fulvio Fraticelli who stimulated this short note, suggesting many references on this topic.

Riassunto

Un evento di mobbing di Rondine *Hirundo rustica* su Sparviere *Accipiter nisus* a Roma (Italia centrale)

Il 1° maggio 2011 nei pressi della Riserva naturale "Tenuta dei Massimi" (Bravetta-Pisana; Roma) è stato rilevato un evento di mobbing di Rondine (*Hirundo rustica*) su Sparviere (*Accipiter nisus*). In letteratura sono note relazioni tra queste due specie, soprattutto nei pressi di nidi attivi di Rondine. In questo caso, non abbiamo riscontrato nidi nelle aree limitrofe e si può ipotizzare che tale comportamento possa avvenire anche nelle aree di foraggiamento non prossime ai siti di nidificazione. Le segnalazioni di Sparviere in periodo riproduttivo a Roma sono sporadiche e andrebbe accertata l'eventuale nidificazione nelle aree suburbane della città.

REFERENCES

- Caro T., 2005 Antipredator defenses in birds and mammals. Chicago, IL: Chicago University Press.
- Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Edagricole, Bologna.
- Curio E., 1978. The adaptive significante of avian mobbing. I. Teleonomic hypothesis and predictions. Z. Tierpsychol., 48: 175-183.
- Digatkin L.A. & Godin J.-G.J., 1992. Prey approaching predators: a cost-benefit perspective. Ann. Zool. Fennici, 29: 233-252.
- Gattabria M. & Marangoni G., 2002. Nidificazione di Sparviere *Accipiter nisus* (Linnaeus, 1758) a Roma. Alula, 9: 113-114.
- Graw B. & Manser M. B., 2007 The function of mobbing in cooperative meerkats. Anim. Behav., 74: 507-517.
- Griesser M., 2009. Mobbing calls signal predator category in a kin group-living bird species. Proc. R. Soc. London B., 276: 2887-2892.
- Guerrieri G., De Giacomo U. & Fanfani A., 2009. Uso dell'habitat e fenologia dello Sparviere *Accipiter nisus* nella Tenuta presidenziale di Castelporziano (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, 34 (n.s.): 89-94.
- Guglielmi R., Balestrieri R., Giannotti M. & Nappi A., 2005. Dati sulla presenza dello Sparviere (*Accipiter nisus*) a Napoli. Aldrovandia, 1: 117-119.
- Makaklov A.A., 2002. Snake-directed mobbing in a cooperative breeder: anti-predator behaviour or self-advertisement for the formation of dispersa coalition? Behav. Ecol. Sociobiol., 52: 372-378.
- Möller A.P., Barbosa A., Cuervo J.J., de Lope F. Merino S. & Saino N., 1998. Sexual selection and tail streamers in the barn swallow. Proc. R. Soc. Lond. B, 265: 409-414.
- Möller A. P. & Nielsen J.T., 1997. Differential predation cost of a secondary sexual character: Sparrowhawk predation on barn swallows. Anim. Behav., 54: 1545-1551.

- Pavey C. R. & Smyth A. K., 1998 Effects of avian mobbing on roost use and diet of powerful owls, *Ninox strenua*. Anim. Behav., 55: 313-318.
- Shields W.M., 1984. Barn swallow mobbing: Self-defence, collateral kin defence, group defence, or parental care? Animal Behaviour, 32: 132-148
- Smith M. J. & Graves H. B., 1978. Some factors influencing mobbing behavior in barn swallows (*Hirundo rustica*). Behavioral & Neural Biology, 23: 355-372.
- Snapp B. D., 1976. Colonial breeding in the Barn Swallow (*Hirundo rustica*) and its adaptive significance. The Condor 78: 471-480.
- Zahavi A., 1995. Altruism as a handicap - limitations of kin selection and reciprocity. J. Avian. Biol., 26: 1-3.

Alula XVIII (1-2): 136-137 (2011)

NIDIFICAZIONE DI FISTIONE TURCO *Netta rufina* AL LAGO DI BOLSENA (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

Massimo Brunelli [(1)], Enrico Calvario [(1)], Luciana Carotenuto [(2)] & Stefano Sarrocco [(3)]

[(1)] *S.R.O.P.U. – Via Britannia, 36 – 00183 Roma (mss.brunelli@tin.it; calvarix@libero.it)*
[(2)] *R.N.R. Selva del Lamone – Località Bottino, s.n.c – 01010 Farnese (VT) (luciana_carotenuto@yhaoo.it)*
[(3)] *Agenzia Regionale Parchi – Via del Pescaccio, 96 – 00166 Roma (sarrocco.arp@parchilazio.it)*

Il 21 maggio 2011 durante un sopralluogo al Lago di Bolsena (VT), nei pressi dell'isola Bisentina, abbiamo osservato due maschi e tre femmine di Fistione turco *Netta rufina*, seguiti da due gruppi di pulli di due classi di età, rispettivamente composti da sei e nove individui. In data 26 agosto 2011 veniva inoltre osservata nel tratto lacustre prospiciente la foce di un torrente situato nel settore settentrionale del lago, una femmina con otto pulli in attività di alimentazione, con buona probabilità da attribuirsi ad una coppia distinta dalle precedenti, vista la distanza dall'isola e viste le piccole dimensioni dei pulli, che fanno pensare ad una deposizione tardiva rispetto a quanto riportato in Brichetti & Fracasso, (2003).

La specie nel Lazio è conosciuta come nidificante in un solo sito, nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano, presso Ostia (RM). Nel 2005 in questa area sono stati rinvenuti due nidi con uova, ma entrambe le covate sono state abbandonate, una probabilmente a seguito della predazione delle uova da parte di *Rattus* sp.; nel 2006, nella stessa località, in periodo riproduttivo, è stata osservata una analoga coppia che ha fatto ritenere possibile la nidificazione (Biondi & De Vita, 2005; Biondi, 2011). In precedenza, negli anni '90 del Novecento, la specie nel Lazio si è riprodotta irregolarmente nella Riserva Naturale Regionale di Macchiatonda, probabilmente a seguito dell'immissione di individui (Cauli & Ceccarelli, 1997).

In considerazione del fatto che la specie viene frequentemente allevata per scopi ornamentali, l'origine selvatica degli individui osservati nel lago di Bolsena andrebbe confermata. Va tuttavia sottolineato che questi recenti casi di nidificazione sono stati registrati dopo un periodo di costante e deciso incremento della popolazione svernante laziale che, nei bacini vulcanici del settore settentrionale, risulta tra le più importanti a livello nazionale (Brunelli et al., 2009).
Va infine ricordato che in Italia la popolazione nidificante di Fistione turco è stimata in sole 40-60 coppie di cui circa la metà localizzate in Sardegna, mentre le altre sono distribuite in alcuni laghi Lombardi e in alcune zone umide della Pianura Padana (Brichetti & Fracasso, 2003).

Summary

New regional breeding site of Red-Crested Pochard *Netta rufina* in Latium (Central Italy)

A new regional breeding site of Red-Crested Pochard was discovered in Lake of Bolsena in May 2011. Three pairs of this rare diving duck were observed in the lake, accompanied by offspring.

BIBLIOGRAFIA

- Biondi M., 2011. Fistione turco *Netta rufina*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 76.
- Biondi M. & De Vita S., 2005. Primo tentativo di riproduzione del Fistione turco *Netta rufina* nel Lazio costiero (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, 30: 70-72.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma - Edizioni Belvedere, Latina.
- Cauli F. & Ceccarelli W., 1997. Macchiatonda. Una Riserva sulla Costa degli Etruschi. Edizioni Cine Teulada, Roma.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI AIRONE CENERINO *Ardea cinerea* IN CAMPANIA

GIOVANNI CAPOBIANCO, ROSARIO BALESTRIERI & OTTAVIO JANNI

Ardea Onlus – Via Ventilabro, 6 – 80126 Napoli

L'Airone cenerino *Ardea cinerea* è considerato per la Campania migratore regolare, svernante ed estivante (Fraissinet et al., 2007). Nel corso delle ricerche sullo stato dell'avifauna dell'alto casertano, il 4 marzo 2011 è stata rinvenuta una garzaia di Airone cenerino in località Lago dei Cigni, un piccolo lago artificiale in sinistra orografica del fiume Volturno nel territorio comunale di Ciorlano (CE) (coord, X 424514 Y 4587095). Sono stati osservati sette nidi con alcuni individui in corteggiamento ed altri in copula. Dalla prima decade di marzo è stato effettuato un monitoraggio della colonia con visite settimanali della durata media di 2 ore. Le ceste sono collocate ad un altezza variabile tra i 4 e i 15 m e la vegetazione dominante sulla quale sono stati realizzati è composta da filari di Pioppo bianco *Populus alba*. Sono stati censiti in una prima fase 14 nidi, successivamente l'accrescimento fogliare ne ha nascosti alcuni per cui i nidi monitorati costantemente sono stati 10. Nonostante il lieve disturbo arrecato dalla presenza di barche per la pesca sportiva, dalla seconda metà di maggio alla prima di giugno, si è seguito l'involo di 38 individui.

Summary

First breeding record of Grey Heron *Ardea cinerea* in Campania (South Italy)

We document the first breeding record of Grey Heron (Ardea cinerea) in Campania, southern Italy. In March 2011, fourteen nests were found in a poplar grove adjacent to a man-made pond. Ten of the nests were monitored throughout the breeding season, and a total of 38 juveniles fledged.

BIBLIOGRAFIA

- Fraissinet M., Cavaliere V., Janni O. & Mancuso C., 2007. Check-list degli uccelli della Campania, aggiornata al 31 gennaio 2007. Riv. ital. Orn., 77: 3-16.
- Brichetti P. & Fracasso. G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

NUOVI SITI RIPRODUTTIVI DI PASSERA LAGIA *Petronia petronia* IN PROVINCIA DI RIETI (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

Michele Cento

SROPU – Via G. V. Englen, 35 – 00165 Roma (michi.100@libero.it)

La Passera lagia *Petronia petronia* è migratrice e svernante irregolare, sedentaria e nidificante nel Lazio (Brunelli & Fraticelli, 2010). In questa regione nel periodo 1983-1986 era ritenuta certamente nidificante in diverse zone della Provincia di Rieti (Carere, 1995), ma in anni successivi questo status non era stato in essa confermato (Fraticelli & Sorace, 1992). Recentemente la specie è risultata avere distribuzione molto ristretta e presenza estremamente localizzata nel Lazio, con un unico sito di nidificazione certa conosciuto, presso Borgorose (RI) (Bernoni & Brunelli, 2011). Il sito, già noto (cfr. Carere, 1995), è stato confermato nel 2006 (Bernoni & Brunelli, 2011) e nel 2010 (oss. pers.). In altri due siti del reatino ad esso vicini la nidificazione è risultata possibile (Bernoni & Brunelli, 2011). In periodo riproduttivo, al di fuori della Provincia di Rieti, vi erano segnalazioni in singole aree della Provincia di Viterbo, dei Monti Simbruini in Provincia di Roma e dei Monti Lepini in Provincia di Latina (Corsetti, 1989; Fraticelli & Sorace, 1992; Carere, 1995), mentre di recente la specie è stata segnalata in una località appenninica in Provincia di Frosinone (Bernoni & Brunelli, 2011). La Passera lagia è assente dalla Lista Rossa nazionale (LIPU & WWF, 1999), ma è considerata "vulnerabile" in quella del Lazio (Calvario et al., 2010); il suo stato di conservazione in Europa è "favorevole" (Non-SPEC, status "sicuro"; BirdLife International, 2004).

Nel giugno 2011, durante rilevamenti per il Progetto MITO (Monitoraggio ITaliano Ornitologico; cfr. ad es. Fornasari & de Carli, 2002), ho individuato quattro siti di nidificazione, nuovi o non confermati negli ultimi decenni, in Provincia di Rieti. Il 28 giugno in un sito a 1050 m s.l.m. nel Comune di Posta ho osservato almeno due individui, uno dei quali al nido con imbeccata, e in un secondo sito nel Comune di Borbona, ad 1,3 km dal primo e a 1090 m s.l.m., ho visto almeno tre individui utilizzare uno o due nidi. Il 30 giugno nel Comune di Leonessa ho osservato almeno due individui presso un probabile nido in ciascuno di due siti distanti tra loro 3,7 km e posti a 880 e 920 m s.l.m. La distanza minima tra i siti di Leonessa e quelli di Posta e Borbona è di circa 12 km. Durante brevi visite serali (rispettivamente circa 15 e 150 min) effettuate il 31 luglio ai siti di Posta e Borbona ho contattato per pochi minuti almeno quattro Passere lagie nel secondo sito. In tutti i siti le Passere lagie utilizzavano tralicci di identica struttura delle linee elettriche di media tensione, di cui almeno nei primi due siti occupavano lo scatolato metallico. Gli stessi tralicci, o altri vicini, erano in tutti e quattro i casi utilizzati anche da individui di Passera d'Italia *Passera italiae* e in un caso di Passera mattugia *Passer montanus*, probabilmente nidificanti anch'essi all'interno dei bracci metallici orizzontali di quelle strutture. Le quattro

aree sono caratterizzate da colture estensive alternate a pascoli ed incolti inframmezzati da scarse coperture arboree ed arbustive. Il solo sito di Posta è su un leggero pendio esposto a SSO, mentre negli altri casi le pendenze sono molto modeste.
La nidificazione, certa nei siti di Posta e Borbona, è da ritenere probabile in quelli di Leonessa, data la similarità degli ambienti e l'utilizzo da parte delle Passere lagie di identiche strutture atte a nidificare. La breve permanenza delle Passere lagie nel sito di nidificazione il 31 luglio, indica verosimilmente l'assenza di covata in quel periodo, in accordo con quanto già noto in Europa, dove generalmente la stagione riproduttiva termina prima di agosto (Cramp & Perrins, 1994). Tipologia ambientale e quote dei quattro nuovi siti sono simili a quelle dei casi laziali già noti. Nei pochi siti di riproduzione certa o probabile attualmente conosciuti nel reatino la nidificazione avviene in pali delle linee elettriche (cfr. Bernoni & Brunelli, 2011). L'utilizzo di pali elettrici in coabitazione con la Passera d'Italia è già noto per l'Umbria (Laurenti & Inverni, 1997), mentre in siti abruzzesi (Comune di Cagnano Amiterno, AQ) a soli 7,4 km da quello di Borbona le due specie utilizzano insieme tetti di edifici (oss. pers.). L'occasionalità delle mie osservazioni e lo stato di conservazione sfavorevole della specie nel Lazio inducono a ritenere opportune future indagini mirate in ambienti idonei del reatino, dove la Passera lagia, pur rimanendo a bassissime densità e probabilmente soggetta a fluttuazioni numeriche (Fraticelli & Sorace, 1992), potrebbe essere più diffusa di quanto attualmente noto (v. anche Carere, 1995; Bernoni & Brunelli, 2011).

Ringraziamenti. Ringrazio Massimo Brunelli, Paul Harris e Stefano Sarrocco per l'aiuto fornito.

Summary

New breeding sites of Rock Sparrow *Petronia petronia* in the Province of Rieti (Latium, Central Italy)

During the 2011 breeding season I recorded four new breeding sites of Rock Sparrow in the Province of Rieti. Only four sites were previously confirmed in recent years for Latium.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M. & Brunelli M., 2011. Passera lagia *Petronia petronia*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 368-369.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Calvario E., Brunelli M., Sarrocco S., Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 2010. Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2010). In Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.

- Carere C., 1995. Passera lagia *Petronia petronia*. In: Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2 (1-2): 176-177.
- Corsetti L., 1990. Atlante Ornitologico dei Monti Lepini. Ypothèkai, Boll. Cons. Biblioteche dei Monti Lepini, Anno V, Gennaio-Dicembre 1989, Cori (LT), 224 pp.
- Cramp S. & Perrins C. M. (eds.), 1994. The Birds of the Western Palearctic, Vol. VIII. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Fornasari L. & de Carli E., 2002. A new project on breeding bird monitoring in Italy. Birds Census News, 12: 42-54.
- Fraticelli F. & Sorace A., 1992. La Passera lagia *Petronia petronia* nel Lazio. Alula, 1 (1-2): 165-166.
- Laurenti S. & Inverni A., 1997. La Passera lagia *Petronia petronia* in Umbria. Alula, 4 (1-2): 84-86.
- LIPU & WWF (a cura di), 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 69 (1): 3-43.

Alula XVIII (1-2): 141-144 (2011)

SVERNAMENTI DI NITTICORA *Nycticorax nycticorax*, RONDINE *Hirundo rustica* E AVERLA MAGGIORE *Lanius excubitor* A ROMA

MICHELE CENTO [1], ALBERTO CARDILLO [2] & STEVEN HUETING [3]

[1] *SROPU – Via G. V. Englen, 35 – 00165 Roma (michi.100@libero.it)*
[2] *SROPU – Via San Godenzo, 101 – 00189 Roma (alberto.cardillo@yahoo.it)*
[3] *Via C. Beltrami, 10A – 00154 Roma (s.hueting@libero.it)*

La Nitticora *Nycticorax nycticorax* è migratrice regolare, nidificante e svernante in Italia e nel Lazio, con una popolazione svernante nazionale stimata in 300-500 individui ed una media regionale di 18,8 individui nel periodo 1991-2008 (Brichetti & Fracasso, 2003; Brunelli et al., 2009; Brunelli & Fraticelli, 2010). Lo svernamento è stato segnalato in passato a Roma in cinque inverni consecutivi tra il 1993 ed il 1998 nel tratto centrale del Fiume Tevere compreso tra Ponte Duca d'Aosta e Ponte Matteotti, con massimi stagionali tra 12 e 24 individui (Sommani, 1997). Segnalazioni isolate negli inverni 1993-1994 e 2001-2002 sono relative ad un tratto urbano del fiume presso Castel Giubileo, nella periferia settentrionale della Capitale (M. Biondi com. pers.). Relativamente ad altre città italiane, lo svernamento della specie è confermato dal 2003-2004 a Pontedera (PI) (S. Spinelli com. pers.).

La Rondine *Hirundo rustica* è migratrice regolare, nidificante e svernante in Italia, mentre è migratrice regolare, nidificante e svernante irregolare nel Lazio, con una popolazione svernante nazionale stimata in meno di 50 individui e un massimo regionale di 21 registrato nel Parco Nazionale del Circeo (LT) nell'inverno 1988-1989

(Guerrieri et al., 1990; Brichetti & Fracasso, 2007; Brunelli & Fraticelli, 2010). Non risultano osservazioni invernali della specie a Roma. La presenza di un individuo maschio nel centro abitato del Lido di Ostia (nel Comune di Roma, ma al di fuori del Grande Raccordo Anulare [GRA]) l'8 febbraio 2010 è da attribuire con ogni probabilità ad un migratore precoce (M. Biondi com. pers.).

L'Averla maggiore *Lanius excubitor* è migratrice regolare e svernante in Italia (ove è dubitativamente nidificante sulle Alpi) e nel Lazio (Brichetti & Massa, 1998; Brunelli & Fraticelli, 2010). La specie era occasionalmente osservata in inverno a fine anni '50-inizio anni '60 nella zona dell'attuale Parco Regionale Urbano del Pineto (G. Guerrieri com. pers.; R. Scrocca com. pers.), ma non vi sono segnalazioni recenti nell'area urbana di Roma.

Lo stato di conservazione delle tre specie in Europa è sfavorevole (SPEC 3, status "depauperato"), a causa di un moderato declino negli anni 1970-1990, mai recuperato (BirdLife International, 2004); la Nitticora è inclusa nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE).

Negli inverni 2009-2010 e 2010-2011, nel corso di rilevamenti per la realizzazione dell'Atlante degli Uccelli di Roma in inverno (2007-2011) (cfr. Cardillo et al., in stampa), abbiamo seguito dei casi di svernamento di Nitticora, Rondine e Averla maggiore in aree interne al GRA. Il 19 ed il 29 gennaio 2010 abbiamo osservato tre Nitticore posate tra la vegetazione ripariale a prevalenza di pioppi e platani del Tevere subito a monte di Ponte Flaminio (settore N di Roma), in un tratto fluviale interessato dalla presenza di impianti sportivi che limitano lo sviluppo della vegetazione naturale. La specie non è stata ricontattata nel corso delle visite condotte nello stesso inverno e nel successivo in quello e in altri tratti urbani del fiume.

Il 21 dicembre 2009 abbiamo seguito per oltre 15 min una Rondine in caccia sul Fiume Aniene, all'altezza di Ponte Mammolo (settore NE di Roma), nella Riserva Naturale Regionale Valle dell'Aniene. In seguito abbiamo riavvistato l'individuo, probabilmente maschio, il 22 e il 28 dicembre ed il 22 gennaio 2010, nello stesso tratto fluviale, caratterizzato da vegetazione arborea ripariale e presenza di piccoli orti e lembi di incolto. Il 1° ed il 3 dicembre 2010 abbiamo osservato un individuo, in seguito non ricontattato, lungo il Fiume Almone, nel Parco della Caffarella (settore centrale di Roma), in ambiente ripariale analogo a quello del caso precedente, ma contiguo ad un ampio prato-pascolo e sito nel Parco Naturale Regionale Appia Antica.

Il 16 gennaio 2010 abbiamo osservato un'Averla maggiore in caccia nella Tenuta Magliana Vecchia (settore SO di Roma). L'individuo è stato ricontattato in altre quattro date in gennaio e in cinque in febbraio, l'ultima il 21 febbraio 2011. Nello stesso sito abbiamo osservato nuovamente un'Averla maggiore il 5 dicembre 2010. L'individuo, visto almeno due volte per mese tra dicembre e febbraio, occupava lo stesso territorio utilizzato dalla specie l'inverno precedente. L'ultima segnalazione è del 19 febbraio 2011. L'area delle osservazioni, a ridosso del GRA e interna alla Riserva Naturale Statale Litorale Romano, è caratterizzata dalla presenza di due stagni costituenti un relitto di una vecchia ansa (meandro abbandonato) del Tevere, distan-

te meno di 1 km. Gli stagni sono bordati da canneto, rovi e salici e circondati da un campo da golf, dal quale sono separati da un filare di grandi pioppi, e da ampi incolti, parzialmente interessati dalla piantumazione di giovani alberi sostenuti da pali. La zona è tra le più ricche della città dal punto di vista avifaunistico, sia in periodo riproduttivo (Cignini & Zapparoli, 1996) che in inverno (dati non pubblicati). L'Averla maggiore usava abitualmente gli incolti come territori di caccia, i pali e gli alberelli come posatoi ed i rovi come rifugi. Prima dell'inverno 2010-2011 gran parte del canneto e dei rovi è stata tagliata. In tutti i casi gli ambienti delle nostre osservazioni mantenevano buone caratteristiche di naturalità e disturbo antropico relativamente contenuto per un contesto urbano, pur essendo assai prossimi ad aree densamente abitate o intensamente trafficate. Quelli qui riportati sono risultati i primi casi noti di svernamento, rispettivamente in assoluto e negli ultimi 60 anni circa, per Rondine e Averla maggiore a Roma. Tra le aree urbane italiane quella di Roma è l'unica in cui siano noti casi di svernamento di queste due specie (cfr. Dinetti & Fraissinet, 2001; M. Fraissinet com. pers.). I piccoli nuclei di Nitticora svernanti irregolarmente nella Capitale rappresentano una frazione talvolta significativa della popolazione regionale in inverno (cfr. Brunelli et al., 2009). Questo Ardeide è uno svernante raro in ambiente urbano in Italia. Non possiamo escludere che altri individui delle tre specie fossero presenti a Roma nel periodo del nostro studio, né che analoghi casi di svernamento fossero già avvenuti in anni recenti. In particolare ciò potrebbe valere per la Nitticora, che in inverno ha abitudini esclusivamente notturne ed è difficile da rilevare (es. Fasola, 1984 in Fasola & Villa, 2002; Brunelli et al., 1999). In questi casi le tre specie hanno dimostrato di tollerare bene la vicinanza di contesti fortemente antropizzati e disturbati, purché in presenza di ambienti idonei per disponibilità trofiche, di ripari, posatoi, ecc. In particolare l'Averla maggiore (probabilmente lo stesso individuo nei due inverni) ha mostrato di adattarsi anche alle trasformazioni che hanno ridotto la qualità del suo ambiente. Questi svernamenti sono avvenuti in aree protette o zone limitrofe, a conferma del fatto che la salvaguardia di ambienti naturali inseriti in ambito urbano può portare un contributo alla tutela di specie con stato di conservazione sfavorevole (cfr. Dinetti & Fraissinet, 2001).

Ringraziamenti. Ringraziamo Brendan Doe, Gaspare Guerrieri, Marco Dinetti, Massimo Biondi Maurizio Fraissinet, Roberto Scrocca, Stefano Risa e Stefano Spinelli per le informazioni fornite e Fulvio Fraticelli per averci stimolato, dando vita al Progetto Atlante degli Uccelli di Roma in inverno, ad intraprendere le nostre indagini urbane. Un ringraziamento anche agli amici che ci hanno accompagnato nelle fredde uscite urbane invernali alla ricerca dell'Averla maggiore.

Summary

Wintering of Black-crowned Night Heron *Nycticorax nycticorax*, Barn Swallow *Hirundo rustica*, and Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in Rome

During the winter of 2009-2010 in the urban area of Rome we recorded the wintering

of three individuals of Black-crowned Night Heron and one individual each of Barn Swallow and Great Grey Shrike. The wintering in Rome of one individual of the latter species was repeated in 2010-2011. These represented the first wintering records, respectively in absolute and in the last 60 years, of Barn Swallow and Great Grey Shrike in Rome. Black-crowned Night Heron is a rare wintering species in Latium and in the urban areas of Italy.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Massa B., 1998. Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Riv. ital. Orn., 68 (2): 129-152.
- Brunelli M., Calvario E., Cascianelli D., Corbi F. & Sarrocco S., 1999. Lo svernamento degli Ardeidae nel Lazio: 1993-1999. Avocetta, 23: 19.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma - Edizioni Belvedere, Latina.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Cardillo A., Cento M., Hueting S. & Fraticelli F., in stampa. Atlante degli uccelli in inverno a Roma: 2007-2011. Atti del XVI Convegno Italiano di Ornitologia, 21-25 Settembre 2011, Cervia (RA).
- Cignini B. & Zapparoli M. (a cura di), 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi, Roma.
- Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Edagricole, Bologna.
- Fasola M., 1984. Activity rhythm and feeding success of nesting Night Herons *Nycticorax nycticorax*. Ardea,72: 217-222.
- Fasola M. & Villa M., 2002. La conservazione delle colonie di Ardeidae. L'esempio della Lombardia. Pp. 235-261 in Brichetti P. & Gariboldi A. Manuale di Ornitologia. Vol. 3. Edagricole, Bologna.
- Guerrieri G., Biondi M. & Pietrelli L., 1990. Influenza di parametri meteorologici ed ambientali sullo svernamento della Rondine, *Hirundo rustica*, nell'Italia centrale. Riv. ital. Orn., 60 (3-4): 137-146.
- Sommani E., 1998. Svernamento di Nitticora *Nycticorax nycticorax* in Roma. Alula, 5: 150-151.

UN GHEPPIO *Falco tinnunculus* CON PIUMAGGIO ANOMALO

Fulvio Fraticelli [1] & Francesca Manzia [2]

[1] *Fondazione Bioparco di Roma, Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (fulvio.fraticelli@bioparco.it)*
[2] *Centro Recupero Fauna Selvatica LIPU (crfs.roma@lipu.it)*

Il 16 giugno 2010 venne consegnata da un cittadino al Centro Recupero Fauna Selvatica della Lipu presso il Bioparco un covata di tre *pulli* di Gheppio *Falco tinnunculus* rinvenuta a Roma in via Cola di Rienzo, e rimossa perché sarebbe andata distrutta per lavori di ristrutturazione sull'immobile. L'età dei *pulli* era di almeno 25 giorni. Da subito fu notato che uno dei *pulli* si discostava notevolmente dagli altri per i seguenti caratteri della colorazione che furono ancora più evidenti una volta che il piumaggio si sviluppò completamente, permettendo così il rilascio in natura.
Le timoniere viste superiormente non presentavano nessuna barratura ad esclusione di quella sub terminale scura e di quella distale chiara; inferiormente apparivano molto chiare, quasi bianche. Solo le remiganti primarie e le cinque secondarie più esterne possedevano superiormente una colorazione normale, come le relative copritrici primarie e grandi copritrici. Le altre penne, mantenendo la colorazione di base rossastra, anche se di tonalità più chiara del solito, non mostravano nessuna barratura, ma solamente una leggera stria scura lungo il calamo. Il sopraccoda era di un rossastro chiaro tendente al cannella, senza nessuna barra scura che avrebbe potuto permettere la determinazione del sesso (Bijlmsa, 1997). La pagina inferiore delle ali era particolarmente chiara, con le remiganti secondarie biancastre e le copritrici, anch'esse biancastre, con una leggera stria longitudinale scura. Il petto e l'addome erano fulvo molto chiaro con leggere strie longitudinali scure. Sul capo si notava un leggerissimo accenno di mustacchio, ma nessuna stria post oculare. La cera e la pelle nuda intorno agli occhi erano biancastre. Le zampe erano gialle con le unghie nere, ad eccezione di quella del dito mediano della zampa destra che era bianca.
In conclusione l'individuo in questione presentava un leucismo parziale più marcato, oltre che in alcune parti del piumaggio, anche in alcune aree delle singole penne e piume. Per questa specie sono noti sia casi di albinismo, sia di melanismo (Sage, 1962). Il caso descritto potrebbe essere imputato ad una scarsa presenza di carotenoidi nel piumaggio, derivante dalla bassa qualità dell'ambiente urbano (Casagrande et al., 2006, 2007).
In natura un individuo come quello descritto potrebbe dare problemi di determinazione, specialmente nei confronti del Grillaio *Falco naumanni*.

Summary

Abnormal color in Kestrel *Falco tinnunculus*

The authors describe a young kestrel with diluted color plumage.

BIBLIOGRAFIA

- Bijlsma R.G., 1997. Handleigding veldonderzoek Roofvogels. KNNV, Uitgeverij, Utrecht.
- Casagrande S., Csermely D., Pini E., Bertacche V. & Tagliavini J., 2006. Skin carotenoid concentration correlates with male hunting skill and territory quality in the kestrel *Falco tinnunculus*. Journal of Avian Biology 37: 190-196.
- Casagrande S., Costantini D., Fanfani A., Tagliavini J. & Dell'Omo G., 2007. Patterns of serum carotenoid accumulation and skin colour variation in kestrel nestlings in relation to breeding conditions and different terms of carotenoid supplementation. Journal of Comparative Physiology B 177: 237-245.
- Sage B.L., 1962. Albinism and melanism in birds. British Birds 55: 201-225.

Alula XVIII (1-2): 146-147 (2011)

NIDIFICAZIONE DI GRILLAIO *Falco naumanni* NEL LAZIO

STEVEN HUETING [1] & RICCARDO MOLAJOLI [2]

[1] *Via C. Beltrami 10A – 00154 Roma*
[2] *Via Britannia 54 – 00183 Roma*

In Italia il Grillaio *Falco naumanni* è specie migratrice e nidificante in Basilicata, Puglia e nelle due isole maggiori (Brichetti e Fracasso, 2003). A partire dal 1997 sono state riscontrate nuove nidificazioni in Emilia Romagna, nelle province di Parma e Modena (Roscelli e Ravasini 2009).

Nel Lazio è considerato migratore regolare e estivante (Brunelli e Fraticelli, 2011) ma nei primi anni del Novecento la specie era nidificante nella Campagna Romana (Patrizi Montoro, 1909) e, più recentemente, Corsetti (1990) riporta la presenza di una piccola colonia nei pressi Patrica (FR) presente fino agli anni '70 del Novecento, poi scomparsa in seguito alla sistematica depredazione dei nidi.

Dal 2009 ci sono state numerose osservazioni, anche di giovani, in periodo estivo principalmente nel comprensorio dei Monti della Tolfa (mailing-list GRoB!), in cui sono presenti ambienti a pseudo-steppa similari a quelli dei siti di riproduzione nell'Italia meridionale.

Nella primavera del 2011 una serie di osservazioni consecutive nel mese di maggio e giugno in località Montericcio (Tarquinia, VT) ci hanno permesso di individuare un sito di nidificazione e di seguirne il periodo terminale dell'allevamento fino all'involo dei giovani. Il ritrovamento è stato preceduto da una serie di avvistamenti sempre nel medesimo sito: l'8 maggio due individui di cui uno maschio adulto (Hueting S., oss. pers.), il 10 maggio sette individui (Gildi R., mailing-list *GRoB!*), il 22 maggio un maschio subadulto, il 4 giugno una femmina e due maschi di cui uno adulto (Hueting S., oss. pers.) In seguito a mirate visite in postazione fissa, durante le quali si rilevano regolari e frequenti voli di due maschi nel retro di un casale in ristruttu-

razione o posati nelle vicinanze di questo, il 19 giugno due adulti vengono osservati trasportare prede in una fessura nella parete esterna del casale. Il nido è posto in una cavità interna con ingresso tra le pietre di una facciata non intonacata, ad un'altezza da terra di circa 4,00 m. È stato possibile osservare adulti catturare le prede sia nei campi adiacenti all'edificio, con una frequenza massima di trasporto al nido di circa una ogni due minuti, sia ad una distanza di circa 1.300 m.
L'ambiente circostante ricade nella bassa valle del fiume Mignone ed è costituito prevalentemente da aree agricole a cereali con zone ad ambienti pseudo steppici.
Il 3 luglio, mediante sequenza fotografica, si comprende che le imbeccate vengono portate anche da un secondo maschio (subadulto nato l'anno prima) osservato nel sito precedentemente in diverse occasioni. Immaturi che aiutano nell'allevamento dei nidiacei è un evento raro ma accertato per l'Italia, addirittura in Spagna formano coppie miste nel 12% dei casi (Palumbo, 1997).
Il 10 luglio vengono osservati 2 giovani fuori dalla cavità sul terreno sottostante di cui 1 tenta di rientrare senza riuscirci. Lo stesso giorno dopo un incontro con il proprietario del casale si è potuto accertare, con indagine diretta nella cavità, la presenza di 4 giovani. Considerando questa come data d'involo e secondo quanto riportato da Snow e Perrins (1998) sui periodi di cova e allevamento, la deposizione dovrebbe essere avvenuta intorno al 15 maggio. Il 17 luglio vengono osservati contemporaneamente negli immediati pressi del sito di nidificazione, minimo 3 adulti o subadulti e 7 giovani. In bibliografia è riscontrato una media di 3-5 (2-8) giovani per nido. L'alto numero di giovani farebbe pensare ad una possibile altra nidificazione in zona, con aggregazione immediatamente successiva all'involo.
L'eventuale colonizzazione dei Monti della Tolfa da parte di questa specie globalmente minacciata (SPEC 1; All. I Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE) sarebbe particolarmente significativa per questo territorio ora solo parzialmente protetto (ZPS Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate IT6030005).

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1. Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2011. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Corsetti L., 1990. Atlante Ornitologico dei Monti Lepini. Ypothèkai, Boll. Cons. Biblioteche dei Monti Lepini, Anno V, Gennaio-Dicembre 1989, Cori (LT), 224 pp.
- GRoB!. Gruppo Romano di Birdwatching - http://www.grob.altervista.org/
- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia Editore., Matera.
- Patrizi Montoro F., 1909. Materiali per un'avifauna della provincia di Roma. Boll. Soc. Zool. It., 10: 1-103.
- Roscelli F. & Ravasini M., 2009. Biologia riproduttiva del Grillaio *Falco naumanni* in provincia di Parma. In : Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F.,Gustin M.,Sarrocco S.& Sorace A. (a cura di). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2):23-28.
- Snow D.W. & Perrins C.M., 1998. The Bird of Western Palearctic, Concise Edition. Oxford University Press.

PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI CICOGNA BIANCA *Ciconia Ciconia* IN UMBRIA

STEFANO LAURENTI [1], MASSIMO BRUNELLI [2] & FULVIO FRATICELLI [2]

[1] *Via della Palazzetta, 6 – 05035 Montoro (TR)*
[2] *S.R.O.P.U. - Via Britannia, 36 – 00183 Roma (RM)*

Verso la fine dell'aprile 2010 è stato rinvenuto l'insediamento di una coppia di *Ciconia ciconia* sulla sommità di un traliccio dell'alta tensione, in prossimità del casello autostradale di Attigliano nel comune di Giove (TR). La coppia di uccelli aveva costruito un nido di rami secchi sopra un traliccio dell'Enel (Fig. 1), posto tra l'autostrada A1 e la vicina direttissima FFSS Roma-Firenze (coord. 42°30'17, 47"N - 12°17'57,58"E) a circa 58 m s.l.m.
Gli uccelli sono stati seguiti nelle varie fasi della riproduzione, dall'accoppiamento osservato il 25-04-2010 fino alla nascita dei pulcini, avvenuta ai primi del mese di giugno.
La femmina era provvista sulla zampa destra di anello di materiale plastico riportante la sigla B11, di incerta origine, e si alternava alla cova col maschio.
Sono state ripetutamente osservate cibarsi di lombrichi in una pozza temporanea in un prato-pascolo adiacente alla zona industriale presente nei pressi del casello autostradale. Notate in attività trofica anche lungo un torrente nei pressi del nido, in al-

Fig. 1. La coppia di cicogne bianche al nido (Foto S. Laurenti).

cuni laghetti artificiali di cava e nei campi della valle del Tevere, a poche centinaia di metri dall'insediamento.
Almeno in un paio di occasioni, il titolare di uno di questi insediamenti ha allertato la vigilanza ed i volontari del WWF dell'Oasi di Alviano a causa della collisione del maschio contro le vetrate dello stabilimento. Entrambe le circostanze sono state fortunatamente senza conseguenze per l'adulto. Ovviamente la presenza della coppia di cicogne non è passata inosservata, tanto che ne ha dato ampia notizia la stampa locale. La coppia in riproduzione è stata infatti accettata positivamente da molte categorie di persone soprattutto dai bambini delle scuole locali, tanto che la sorvegliavano a distanza e ne seguivano i comportamenti e gli spostamenti. Purtroppo, per cause non accertate, intorno al 12 giugno, a circa una settimana dalla nascita di almeno due pulcini, la femmina è scomparsa. Per altri due giorni il maschio è tornato al nido, senza peraltro essere capace di accudire alla prole, poi si è allontanato abbandonando il nido definitivamente.
In Umbria la specie risulta migratrice regolare e svernante irregolare (Laurenti & Paci, 2006) e la presente nidificazione rappresenta il primo caso accertato per la Regione. Questo episodio potrebbe essere ricondotto all'espansione che la specie sta avendo in Italia, sia in conseguenza dei rilasci di individui allevati in vari centri di riproduzione nelle regioni settentrionali, sia all'incremento spontaneo della popolazione meridionale (Brichetti & Fracasso, 2003; Gustin & Tallone, 2005).

Summary

First breeding record of White Stork *Ciconia ciconia* in Umbria Region (Central Italy)

In 2010 spring a pair of White Stork has bred near Giove (TR). Around the middle of June the female disappeared when there were two chicks a week old about in the nest. Also the male has left the area after a few days.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Gustin M. & Tallone G., 2005. Censimento della cicogna bianca *Ciconia ciconia* nidificante in Italia nel 2004. Avocetta, 29: 114.
- Laurenti S. & Paci A.M., 2006. Check-list degli uccelli dell'Umbria aggiornata al 2006. Gli Uccelli d'Italia, 31:5-25.

OSSERVAZIONE DI UN CULBIANCO *Oenanthe oenanthe* IN PROVINCIA DI GROSSETO A FEBBRAIO

Emiliano Mori [1] & Ivan Maggini [2]

[1] *Dipartimento di Scienze Ambientali – Via T. Pendola, 62 – 53100 Siena (Italia)*
[2] *Institute of Avian Research "Vogelwarte Helgoland" – An der Vogelwarte, 21 26386 Wilhelmshaven (Germania)*

In data 18 febbraio 2011, un esemplare di Culbianco *Oenanthe oenanthe* è stato osservato da E.M. nei pressi della località Ribolla, nel comune di Roccastrada (Grosseto). L'individuo, molto probabilmente di sesso femminile, visto il colore brunastro del dorso e l'assenza di un'evidente maschera facciale nera, si trovava posato su di un paletto di legno, al margine di un prato a fianco della strada asfaltata ed è stato determinato come appartenente a questa e non ad altre specie congeneriche in quanto evidenti sia il caratteristico sopracciglio bianco, sia la coda bianca con banda subterminale nera.

Il Culbianco è un migratore transahariano distribuito in tutto l'Olartico. Se si escludono pochi individui che svernano in Iraq, la popolazione mondiale sverna tutta nell'Africa a sud del Sahara (Cramp, 1988; Glutz von Blotzheim, 1988; Maggini, 2009). In Italia, come del resto in tutta Europa e nel bacino del Mediterraneo (Glutz von Blotzheim, 1988), è considerato migratore regolare, nidificante e svernante accidentale (Brichetti & Massa, 1998; quattro segnalazioni invernali registrate in Italia nell'ultimo secolo: Brichetti & Fracasso, 2008). In particolare, per la Toscana, l'unica precedente segnalazione in periodo invernale risale ad un singolo individuo nel Mugello nel 1889 (Giglioli, 1907). Le altre segnalazioni sono relative ad un individuo ad Ischia, in Campania, nel 1968 e a due individui in Sardegna nel 1997, a cui si aggiunge un individuo osservato in Corsica a dicembre 1996 (referenze in Brichetti e Fracasso, 2008). Questo individuo può dunque essere classificato come svernante, analogamente a quelli registrati nelle isole Britanniche (Hudson, 1973: 5 *records* in dicembre e uno in gennaio tra il 1996 e il 2011: D. Balmer, BTO, com. pers., 2011) e nel bacino del Mediterraneo, segnatamente in Marocco (Dubois & Duhautois, 1977), o, più probabilmente, come migratore primaverile precoce, analogamente a precedenti osservazioni nel mese di febbraio come p.es. in Olanda, Francia e nelle isole Britanniche (referenze in Glutz von Blotzheim, 1988).

Summary

Observation of a Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe* in the province of Grosseto in February

A female Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe* has been sighted in February in the countryside of Ribolla (Grosseto, Southern Tuscany). Scientific literature reports only a few winter records for this species in Italy. The present observation may be regarded as an early spring migrant.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Massa B., 1998. Check-list degli Uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Riv. ital. Orn., 68 (2): 129-152.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cramp S. (ed.), 1988. The Birds of the Western Palearctic, Vol. 5. Oxford Universtiy Press, Oxford.
- Dubois P. & Duhautois L., 1977. Notes sur l'ornithologie marocaine. Alauda, 45: 285-291.
- Giglioli H.E., 1907. Secondo resoconto dei risultati dell'Inchiesta Ornitologica in Italia. Avifauna Italica. Tipografia S. Giuseppe, Firenze.
- Glutz von Blotzheim U.N., 1988. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 11/2.1 Turdidae, Aula Verlag Wiesbaden.
- Hudson R., 1973. Early and late dates for summer migrants. BTO. Guide 15. British Trust for Ornithology, Tring.
- Maggini I., 2009. Migration strategies in the Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*. Ph.D. Dissertation, Carl von Ossietsky Universität, Oldenburg.

Alula XVIII (1-2): 151-153 (2011)

NUOVO SITO DI NIDIFICAZIONE DI RONDINE ROSSICCIA *Cecropis daurica* SUI MONTI DELLA TOLFA (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

ROBERTO SCROCCA [1], ALBERTO MANGANARO [2], LORIS PIETRELLI [3] & MICHELE CENTO [4]

[1] *ALV, Associazione Litorale Romano e Vasche di Maccarese – Via R. Conforti, 90 – 00166 Roma (pettazzurro@tiscali.it)*
[2] *Via degli Aceri, 7 – 00062 Bracciano (RM) (manganaro.alberto@libero.it)*
[3] *GAROL, Gruppo Attività e Ricerche Ornitologiche del Litorale – Via del Castello, 17 00119 Roma (lpietrelli@gmail.com)*
[4] *SROPU – Via G. V. Englen, 35 – 00165 Roma (michi.100@libero.it)*

La Rondine rossiccia *Cecropis daurica* è migratrice regolare e nidificante localizzata in Italia (Brichetti & Fracasso, 2007), migratrice regolare e nidificante irregolare nel Lazio (Brunelli & Fraticelli, 2010). In questa regione sono note sette nidificazioni certe tra il 1989 ed il 2009, tre delle quali avvenute sui Monti della Tolfa (RM) (Scrocca et al., 2010; Battisti, 2011). La specie è considerata "in pericolo in modo critico" nella Lista Rossa nazionale (LIPU & WWF, 1999), mentre in quella del Lazio è inserita nella categoria "non applicabile" (Calvario et al., 2010). Lo stato di conservazione in Europa è "favorevole" (Non-SPEC, status "sicuro"; BirdLife International, 2004).

Nell'agosto 2011 abbiamo accertato la nidificazione di una coppia di Rondini rossicce sui Monti della Tolfa (RM, VT; 12°00'E, 42°09'N), all'interno della Zona di Protezione Speciale "Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate".

L'11 agosto abbiamo osservato in volo ed udito richiamare due individui lungo un tratto del Fiume Mignone (Comune di Tolfa, RM; 106 m s.l.m.). La mattina del 13 agosto nello stesso sito abbiamo seguito per circa 1 h due adulti che imbeccavano ripetutamente quattro giovani presumibilmente involati da pochi giorni e in compagnia di altri tre individui, osservando complessivamente nove Rondini rossicce. Nel tardo pomeriggio dello stesso giorno erano ancora presenti alcuni individui. Durante visite successive condotte fino al 3 settembre, abbiamo contattato un esemplare a circa 3 km dal sito il 16 agosto e quattro nel sito stesso il 19 agosto. Il 17 agosto abbiamo rinvenuto un nido di Rondine rossiccia di recente costruzione sotto un ponte sul Fiume Mignone, nella località dei precedenti avvistamenti. Il nido, collocato ad angolo tra il soffitto ed una trave, sulla verticale della sponda fluviale a circa 7,0 m dal terreno, aveva struttura classica a coppa di fango con ingresso costituito da un tunnel laterale fissati ad un tetto, ma era di tipologia particolare per forma allungata della coppa e brevità dell'ingresso tubolare (Fig. 1) (cfr. Brichetti & Fracasso, 2007). Sotto lo stesso ponte abbiamo individuato anche nidi di Rondine *Hirundo rustica* utilizzati in anni precedenti. In quel tratto il fiume ha acque poco profonde, greto sassoso e rive sabbiose. L'area circostante è caratterizzata da estese formazioni boschive alternate ad aree aperte destinate al pascolo brado. Le attività agro-silvo-pastorali e ricreative determinano, anche nelle immediate vicinanze del nido, un moderato, seppur discontinuo, disturbo antropico. Controlli eseguiti su altri ponti e costruzioni abbandonate presenti nella zona non hanno consentito di reperire altri nidi, se non di Rondine.

Ambiente del sito di nidificazione, collocazione del nido sotto un ponte e in vicinanza dell'acqua, numero di giovani involati, sono risultati in accordo con quanto già noto, mentre l'altezza da terra del nido è risultata sopra la media relativa a casi di nidi ubicati sotto ponti (cfr. Cramp, 1988; Brichetti & Fracasso, 2007) e ciò può aver

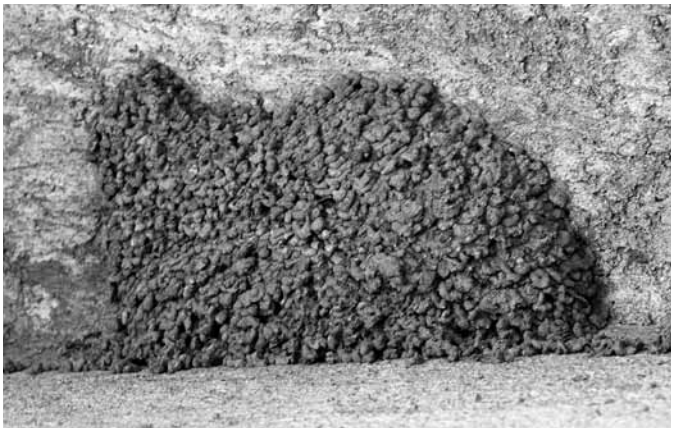


Fig. 1. Il nido di Rondine rossiccia rinvenuto sui Monti della Tolfa (Foto di R. Scrocca).

determinato il successo della nidificazione nonostante il disturbo antropico. Da sottolineare la facile reperibilità, sulle sponde del fiume, di fango e sabbia per la costruzione del nido, nonché il fatto che non sono stati utilizzati siti idonei (ponti, edifici, ecc.) poco distanti con minore disturbo antropico. I tre individui presenti il 13 agosto insieme ai due adulti ed ai quattro giovani potrebbero essere frutto di una precedente covata della stessa coppia. Le date delle nostre osservazioni sono infatti compatibili con i tempi necessari per completare la costruzione del nido ed allevare due nidiate (cfr. Cramp, 1988; Brichetti & Fracasso, 2007; Scrocca et al., 2010). Il sito, distante circa 12 km da quello in cui sono stati riscontrati i precedenti casi di riproduzione sui Monti della Tolfa, non risultava in passato utilizzato dalla specie. La presente nidificazione è l'ottava nota per il Lazio (cfr. Battisti, 2011).
La frequente rioccupazione dei siti di nidificazione (es. Brichetti & Fracasso, 2007) e lo stato di conservazione sfavorevole della specie in Italia suggeriscono la tutela dell'area delle nostre osservazioni e il monitoraggio delle eventuali future coppie nidificanti (cfr. LIPU & WWF, 1999).

Ringraziamenti. Ringraziamo Francesco Petretti e Massimo Brunelli per l'aiuto fornito.

Summary

Nesting of Red-rumped Swallow *Cecropis daurica* in the Tolfa Mountains (Latium, Central Italy)

During the 2011 breeding season we recorded a pair of Red-rumped Swallows breeding in the Tolfa Mountains (in the Province of Rome). This is the fourth breeding record for the area and the eighth for Latium.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., 2011. Rondine rossiccia *Cecropis daurica*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 232-233.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn. 80 (1): 3-20.
- Calvario E., Brunelli M., Sarrocco S., Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 2010. Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2010). In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.
- Cramp S. (ed.), 1988. The Birds of the Western Palearctic, Vol. V. Oxford University Press, Oxford, UK.
- LIPU & WWF (a cura di), 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn. 69 (1): 3-43.
- Scrocca R., Cento M. & Biondi M., 2010. Nidificazione di Rondine rossiccia *Cecropis daurica* nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (Lazio, Italia Centrale). Gli Uccelli d'Italia 35: 93-96.

NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI FALCO PECCHIAIOLO *Pernis apivorus* IN PROVINCIA DI COSENZA

Francesco Sottile

GRAC, Gruppo di Ricerca Avifauna Calabra (info@avifaunacalabra.it)

Il Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* è specie monotipica a distribuzione europea. In Italia è migratrice regolare e nidificante, diffusa soprattutto su Alpi e Appennino settentrionale, più scarsa o localizzata in quello centro-meridionale (Brichetti & Fracasso, 2003). In Calabria è considerata migratrice e nidificante irregolare (Scebba et al., 1993). Nonostante diversi studi sulla sua migrazione (Agostini et al., 1994; Agostini & Logozzo, 1995; Gustin et al., 2005) e osservazioni in periodo riproduttivo, non risultano in bibliografia segnalazioni che ne accertino la riproduzione in questa regione (Brichetti, 2007).

In Sila, il 30 giugno 2002 osservai due individui frequentare delle radure poste a circa 1000 m slm. Da questo primo avvistamento, la specie è stata osservata con regolarità tutti gli anni fino a oggi sempre in periodo riproduttivo; pertanto, nel 2008 ho avviato una ricerca specifica per accertarne la riproduzione. La suddetta zona è ricca di aree boscate d'alto fusto frammentate da radure destinate al pascolo brado e a coltivazioni di foraggio. La regolare osservazione della specie ha permesso di rivelare: una graduale scoperta dei territori di caccia preferenziali; voli territoriali con il tipico "applauso" e individui che trasportavano favi. Inoltre, la presenza di diversi adulti nella stessa area, dimostra, in accordo con Cauli (2000), che le coppie si spostano su territori ampiamente sovrapposti. Nella presente nota sono riportate due nidificazioni di Falco pecchiaiolo avvenute nel biennio 2010-2011, entrambe nel territorio di Bocchigliero (CS).

La prima, accertata il 28 agosto 2010, mi è stata indicata da De Nale (com. pers.). Da un sopralluogo ho potuto verificare che si trattava di un nido di vecchia costruzione della suddetta specie. Il sito (1100 m slm) è adiacente a una strada asfaltata a bassa circolazione con esposizione NE. Il nido è stato collocato sulla biforcazione (terzo superiore) di *Pinus nigra ssp. laricio* dell'età di circa 30 anni a 13 m dal suolo. È una piattaforma di circa 60 cm di diametro realizzata con diversi rametti secchi a cui sono state aggiunte numerose fronde di latifoglie. Alla base del tronco sono stati rinvenuti decine di favi di dimensioni variabili, appartenenti a Vespidi sociali. Durante il sopralluogo il nido non era occupato, ma al momento del ritrovamento, erano presenti due individui che si sono allontanati poco dopo; è probabile che i giovani utilizzassero ancora il nido dopo il loro involo. Il luogo dista circa 1 km in linea d'aria dal versante E del Parco Nazionale della Sila e l'habitat riproduttivo è costituito da un bosco ceduo di conifere e latifoglie (95% - 5%).

Per quanto riguarda la seconda nidificazione, l'11 luglio 2011 ho scoperto un nido della specie in un bosco monospecifico di *Quercus frainetto* a una distanza lineare di

4,4 km dal primo; al momento del ritrovamento era presente sul nido una femmina adulta. Il sito è posto a 945 m slm su di un pendio con esposizione S. Il nido è stato costruito a 14 m dal suolo e a circa 3 m sotto la chioma; la distanza dalla strada asfaltata è di 215 m e 140 m dal fondovalle. In un successivo sopralluogo del 24 luglio sul nido era presente un pullus dell'età di circa 2-3 settimane (Fig. 1). Nei successivi sopralluoghi, a partire dal 6 agosto, il giovane non è stato più rivisto. Un forte nubifragio di alcuni giorni prima ne ha causato la caduta e la sua successiva predazione. Queste nidificazioni, in provincia di Cosenza, sono di una certa valenza faunistica e biogeografia in quanto si trovano agli estremi limiti sud dell'areale riproduttivo peninsulare.

Considerando le segnalazioni storiche di Moltoni (1964), Dessì Fulgheri et al. (1972) e quelle recenti degli anni '90-'00 nella provincia di Crotone (G. Monterosso, com. pers.) e Catanzaro (D. Bevacqua, com. pers.); inoltre, le numerose osservazioni effettuate durante la mia ricerca, sia all'interno del Parco Nazionale della Sila che in altre zone della provincia di Cosenza, viene confermata la costante presenza della

Fig. 1. Pullus di Pernis apivorus *(Foto F. Sottile, 24.07.2011).*

specie in periodo riproduttivo. Pertanto, nonostante la sua grande elusività, si può affermare che il Falco pecchiaiolo in Calabria sia nidificante regolare.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare la famiglia Ottavio Funaro per l'ospitalità offerta e mia moglie Anna per la preziosa collaborazione sul campo; Giuliano Monterosso e Domenico Bevacqua per le notizie inedite fornite; Giorgio De Nale e Pino Morrone per aver collaborato alla ricerca. Inoltre, Fulvio Zanardini e Pierandrea Brichetti per i suggerimenti e le informazioni bibliografiche.

Summary

Breeding of Honey Buzzard *Pernis apivorus* in the Cosenza Province (S. Italy)

In the Province of Cosenza I have noticed a certain breeding of the Honey Buzzard. On 28th August 2010 I found a nest in a coniferous wood situated near the Sila National Park. The nest was built on a pine at a high of 13 metres and at its base there was a lot of favus of social wasps. On 11th of July 2011, 4 kilometers far from the first nest, I found within an oaks wood another nest at a high of 14 metres.

BIBLIOGRAFIA

- Agostini N. & Logozzo D., 1995. La migrazione autunnale del Falco pecchiaiolo sull'Appennino calabrese. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 511-512.
- Agostini N., Malara G., Neri F. & Mollicone D., 1994. La migrazione primaverile del Falco pecchiaiolo, *Pernis apivorus*, sullo Stretto di Messina: problemi di protezione. Riv. ital. Orn., 63 (2): 187-192.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna, pp. 294-298.
- Brichetti P., 2007. Banca Dati Ornitologica 1900-2007. Versione elettronica su CD-Rom.
- Cauli F., 2000. Note su ecologia e comportamento del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nei monti della Tolfa (Lazio). Alula, VII (1-2): 47-56.
- Dessì Fulgheri F., Mirabelli P. e Simonetta A. M., 1972. Osservazioni preliminari sui Falconidi della Sila Grande. Una vita per la natura. WWF. Camerino.
- Gustin M., Agostini A., Cardelli C. & Corso A., 2005. La migrazione del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nel Mediterraneo centrale: primo anno di attività del progetto LIPU "Rapaci migratori". Avocetta, 29: 26.
- Moltoni E., 1964. L'ornitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 1-183.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P., Di Giorgio A., 1992/93. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.

NIDIFICAZIONE DI AIRONE CENERINO *Ardea cinerea* NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE DEI LAGHI LUNGO E RIPASOTTILE (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

Claudio Zanotti [1], Carlo Peron [2] & Michele Cento [3]

[1] *clzanotti@tiscali.it*
[2] *carloperon@teletu.it*
[3] *SROPU – Via G. V. Englen, 35 – 00165 Roma (michi.100@libero.it)*

L'Airone cenerino *Ardea cinerea* è parzialmente sedentario e nidificante, migratore regolare e svernante in Italia, con oltre 13.300 coppie censite nel 2002 e concentrate in Piemonte e Lombardia, buone presenze in Emilia-Romagna, Veneto e Toscana e forte incremento con espansione territoriale a partire dagli anni '90 (Brichetti & Fracasso, 2003; Fasola et al., 2007). La specie è migratrice regolare, svernante, estivante e nidificante irregolare nel Lazio (Brunelli & Fraticelli, 2010). In questa regione la prima nidificazione, di una singola coppia, è stata accertata nel 2007 nella Riserva Naturale Regionale di Nazzano Tevere-Farfa (RM), sito in cui è stata anche confermata, con due coppie nel 2008, otto nel 2009, sei nel 2010 e quattro nel 2011 (Angelici & Brunelli, 2007, 2008; Angelici et al., 2009; C. Angelici com. pers.). L'Airone cenerino è ritenuto migratore regolare, svernante ed estivante nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RNRLLR) (RI), che per lo svernamento della specie costituisce l'area principale del Lazio (ad es. media annuale di 314 individui nel periodo 2000-2003), nonché l'unico sito regionale d'importanza nazionale (Baccetti et al., 2002; Brunelli et al., 2004; Rossi et al., 2006). Almeno nell'ultimo decennio fino a 30-40 individui, compresi adulti in abito nuziale e giovani, erano presenti nella RNRLLR in ogni stagione riproduttiva (Rossi et al., 2006; oss. pers.) e il 10 giugno 2009 abbiamo visto un adulto in volo con un rametto nel becco, senza però rilevare ulteriori indizi di nidificazione. La specie è considerata "a più basso rischio" nella Lista Rossa nazionale (LIPU & WWF, 1999), mentre in quella del Lazio è inserita nella categoria "non applicabile" (Calvario et al., 2010); il suo stato di conservazione in Europa è "favorevole" (Non-SPEC, status "sicuro"; BirdLife International, 2004).

Tra aprile e agosto 2011 abbiamo seguito la nidificazione di una coppia di Airone cenerino nella RNRLLR (12°48'E, 42°28'N) e in particolare all'interno della Zona di Protezione Speciale "Laghi Lungo e Ripasottile" in essa compresa. Per una descrizione dell'area rimandiamo a Di Carlo & Castiglia (1981), Bonomi et al. (1992) e AA. VV. (2009). Il 13 aprile ed il 5 maggio 2011 abbiamo osservato un adulto in cova su un nido a circa 1,5 m dalla superficie dell'acqua, al margine del canneto dell'isolotto centrale del Lago Ripasottile (371 m s.l.m.; Comune di Rieti), dove il disturbo antropico e dei predatori terrestri è minimo. Il 10 giugno nel nido vi erano un adulto e tre giovani. Questi ultimi erano presenti anche in occasione delle nostre

visite successive. L'8 luglio abbiamo osservato per la prima volta i giovani uscire dal nido, che il 4 ed il 10 agosto era occupato da uno solo di essi. Durante le visite seguenti non abbiamo più visto i giovani al nido.
Questo è il primo caso accertato di nidificazione di Airone cenerino nella RNRLLR e in Provincia di Rieti ed il sito è il secondo noto nel Lazio ove la specie si è sicuramente riprodotta (cfr. Angelici, 2011; M. Brunelli com. pers.), nonché uno dei più meridionali dell'Italia peninsulare (cfr. Brichetti & Fracasso, 2003). Non possiamo escludere che la nidificazione vi sia già avvenuta in passato, come ipotizzato da Rossi et al. (2006), né che altre coppie nidifichino nella RNRLLR, alcune porzioni della quale sono difficilmente accessibili e potenzialmente idonee per la riproduzione della specie. Questa nidificazione segue ad una fase di forte incremento della popolazione svernante locale favorito dalla diffusione della piscicoltura (Brunelli et al., 2004, 2009).
I due siti riproduttivi laziali sono entrambi in aree protette, a parziale conferma del legame tra tutela dell'area e insediamento, permanenza ed accrescimento delle garzaie (cfr. Fasola et al., 2003).
Il processo di espansione d'areale ancora in atto è confermato, oltre che dal presente caso, dal recente primo accertamento della nidificazione dell'Airone cenerino in Campania (Capobianco, Balestrieri & Janni, 2011).
La fedeltà degli Ardeidi ai siti riproduttivi e la tendenza all'instaurarsi di colonie plurispecifiche (es. Fasola et al., 2003) suggeriscono l'opportunità di futuri monitoraggi nell'area della RNRLLR, in cui questa nidificazione e quella ormai regolare di alcune coppie di Nitticora *Nycticorax nycticorax* (cfr. ad es. Angelici et al., 2009) potrebbero preludere ad un incremento del numero di coppie di Airone cenerino, all'insediamento di una garzaia mista e alla nidificazione di specie finora solo estivanti, regolarmente o occasionalmente, come la Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides*, la Garzetta *Egretta garzetta*, l'Airone bianco maggiore *Casmerodius albus* e l'Airone rosso *Ardea purpurea* (cfr. Rossi et al., 2006; oss. pers.).

Ringraziamenti. Ringraziamo Christian Angelici, Giovanni Capobianco, Massimo Brunelli, Maurizio Sterpi e Paul Harris per l'aiuto fornito.

Summary

Nesting of Grey Heron *Ardea cinerea* in the Lungo and Ripasottile Lakes Regional Nature Reserve (Latium, Central Italy)

During the 2011 breeding season, for the first time we recorded a pair of Grey Herons breeding in the Lungo and Ripasottile Lakes Regional Nature Reserve (in the Province of Rieti). This is the second record of a breeding site in Latium for this species.

BIBLIOGRAFIA

• AA. VV., 2009. La Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile. Conoscenza e pianificazione. Studi e materiali per le norme di salvaguardia della ZPS IT6020011. Regione Lazio, Assessorato

all'Ambiente e Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio, Roma e Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile, Rieti.
- Angelici C., 2011. Airone cenerino *Ardea cinerea*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 101.
- Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Calvario E., Cento M., Corbi F., Demartini L., Pietrelli L., Roma S. & Sarrocco S., 2009. Consistenza e distribuzione del Cormorano e degli Ardeidi nidificanti nel Lazio (2009). Alula, 16 (1-2): 700-702.
- Angelici C. & Brunelli M., 2007. Prima nidificazione accertata di Airone cenerino *Ardea cinerea* nel Lazio. Alula, 14 (1-2): 123-124.
- Angelici C. & Brunelli M., 2008. Gli uccelli della Riserva Naturale Tevere-Farfa. Edizioni Belvedere, Latina.
- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C. & Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna, 111: 1-240.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bonomi R., Colantoni G., Grillo S., Landi S., Ludovisi L. & Sarrocco S., 1992. La Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile - La Natura e l'Uomo. Consorzio di Gestione della Riserva Parziale Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile, Rieti.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Calvario E., Corbi F., Roma S. & Sarrocco S., 2004. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-2004. Alula, 11 (1-2): 3-85.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma - Edizioni Belvedere, Latina.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Calvario E., Brunelli M., Sarrocco S., Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 2010. Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2010). In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.
- Capobianco G., Balestrieri R. & Janni O., 2011. Prima nidificazione accertata di Airone cenerino *Ardea cinerea* in Campania. Alula, 18 (1-2): 138.
- Di Carlo E. A. & Castiglia G., 1981. Risultati di ricerche ornitologiche effettuate nell'area dei laghi Velini (Piana Reatina, Rieti, Lazio). Gli Uccelli d'Italia, 6 (3): 127-170.
- Fasola M., Albanese G., AsOER, Boano G., Boncompagni E., Bressan U., Brunelli M., Ciaccio A., Floris G., Grussu M., Guglielmi R., Guzzon C., Mezzavilla F., Paesani G., Sacchetti A., Sanna M., Scarton F., Scoccianti C., Utmar P., Vaschetti G. & Velatta F., 2007. Le Garzaie in Italia, 2002. Avocetta, 31: 5-46.
- Fasola M., Villa M. & Canova L., 2003. Le zone umide. Colonie di aironi e biodiversità nella pianura lombarda. Regione Lombardia e Provincia di Pavia.
- LIPU & WWF (a cura di), 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 69 (1): 3-43.
- Rossi F., Brunelli M. & Sarrocco S. (a cura di), 2006. Ali sui Laghi. Edizioni ARP, Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio, Roma e Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile, Rieti.

ERRATA CORRIGE

Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Gli uccelli di comparsa accidentale nel Lazio: aggiornamento a tutto il 2009. Alula, XVII (1-2): 23-42.

Pag. 29 - Corrione biondo *Cursorius cursor*
La segnalazione n. 2 è da escludere in quanto, a causa di una serie di refusi presenti nella letteratura storica, molto probabilmente si tratta dello stesso individuo di cui alla segnalazione n. 1. Le segnalazioni da ritenersi valide sono pertanto tre.

Pag. 32 - Calandra siberiana *Melanocoypha leucoptera*
Nome scientifico erroneamente riportato come *M. calandra*.

Pag. 36 - Crociere delle pinete *Loxia pytyopsittacus*
La data della segnalazione n. 1 è errata, è noto solo l'anno: 1875.

RUBRICA "POPOLAZIONI DI UCCELLI ACQUATICI IN ITALIA" SU AVOCETTA

a cura di Marco Gustin [1] & Alberto Sorace [2]

[1] *LIPU, marco.gustin@lipu.it*
[2] *SROPU, sorace@fastwebnet.it*

La rubrica come già accaduto in passato, ha lo scopo di segnalare lo stato (numero di coppie nidificanti per sito riproduttivo) delle specie "rare", o comunque localizzate, di uccelli acquatici nidificanti in Italia.
Si invitano tutti gli ornitologi italiani a collaborare, consapevoli dell'importanza di aggiornare annualmente lo stato delle popolazioni di uccelli acquatici nidificanti in Italia, in particolare per le specie localizzate o di recente colonizzazione nel nostro paese, comunicando ai curatori della rubrica i dati in vostro possesso, in particolare sulle seguenti specie: Marangone minore, Airone bianco maggiore, Tarabuso, Cicogna nera, Mignattaio, Spatola, Fenicottero, Volpoca, Anatra marmorizzata, Moretta, Moretta tabaccata, Edredone, Smergo maggiore, Pernice di mare, Beccaccia di mare, Chiurlo maggiore, Pittima reale, Gabbiano corallino, Gabbiano roseo, Sterna zampenere, Sterna di Ruppell, Beccapesci, Mignattino piombato, Mignattino alibianche, Mignattino, Forapaglie e Basettino.
I nomi dei collaboratori saranno citati ed evidenziati per ciascuna specie (Esempio di citazione consigliata di una segnalazione: Marangone minore, Piallasse e Valli ravennati: Volponi 2010, in Gustin & Sorace (a cura di).
Chiunque vorrà fornire dati su queste specie, potrà inviare le proprie segnalazioni sotto forma di brevissima nota ai due redattori, possibilmente alla fine del periodo riproduttivo (settembre-ottobre) dell'anno al quale i dati fanno riferimento. Poiché le ultime informazioni pubblicate si riferiscono alle nidificazioni avvenute nell'anno 2002 (Avocetta, 29: 41-55), in questa fase di rilancio della rubrica saranno prese in considerazione anche le segnalazioni relative al periodo 2003-2009.

Norme per gli autori

ALULA pubblica articoli originali, brevi note, sintesi di aggiornamento, commenti, corrispondenze e recensioni, su argomenti che coprono l'intero campo dell'ornitologia. Verrà tuttavia data la preferenza a lavori sperimentali di ambito regionale con particolare riferimento all'Italia centrale.

I lavori inviati saranno valutati da referees e, in conseguenza dei suggerimenti saranno accettati, rinviati agli autori con proposte di modifiche o respinti. Tale decisione è competenza definitiva del comitato editoriale.

I lavori vanno inviati a mezzo posta elettronica a Massimo Brunelli all'indirizzo e-mail: **mss.brunelli@ tin.it** nella e-mail che accompagna il lavoro indicare un recapito telefonico.

Il testo degli articoli dovrà essere diviso come segue:
- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Indirizzo dell'autore
- Testo diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Area di studio, Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Riassunto in lingua inglese, Bibliografia

Nell'**Introduzione** va esposto chiaramente l'argomento del lavoro, senza eccessivi dettagli. La continuità con altre ricerche va posta in evidenza con gli opportuni riferimenti bibliografici evitando la ricapitolazione di questi stessi lavori. L'**Area di studio** va sommariamente descritta riportando le caratteristiche più significative. I **Metodi** devono essere espressi con chiarezza, ma senza introdurre dettagli particolareggiati, tranne quando si tratti di un lavoro metodologico innovativo. I **Risultati** devono essere espressi chiaramente e integrare quanto riportato in tabelle e figure. Nella **Discussione** si deve fornire una sintesi dei principali risultati raggiunti e commentarne la rilevanza in confronto a quanto già noto. Il **Riassunto in inglese** deve contenere anche il titolo e deve essere massimo di 15 righe, elencherà schematicamente l'argomento del lavoro ed i risultati ottenuti. Nel riassunto non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici. La **Bibliografia** deve essere solo quella citata nel testo e comunque quella essenziale. Le citazioni bibliografiche nel testo devono essere date con la seguente sintassi: Fraticelli (1984), Arcà e Petretti (1984), Calvario et al. (1989) o alla fine della frase (Fraticelli, 1990; Cianchi e Sorace, 1992; Bologna et al., 1998). Le citazioni in Bibliografia devono conformarsi ai seguenti esempi:
Rivista: Bologna M. A., Cardone P., Di Fabrizio F., Locasciulli O., 1990. La nidificazione della Nitticora *Nycticorax nycticorax* nella Riserva Naturale Regionale Lago di Penne (Abruzzo). Riv. ital. Orn., 60 (1-2): 79-87.
Libro: Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
Capitolo di libro o Atti di convegno: Brunelli M., 2004. Il Lanario, *Falco biarmicus*, e il Pellegrino, *Falco peregrinus*, nel Lazio: 45-49. In: Corsetti L. (ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina, 176 pp.

Le tabelle e le figure devono essere numerate consecutivamente e inserite su un foglio separato con una chiara ed esauriente legenda. Nel testo le tabelle vanno abbreviate come Tab.1 ecc., le figure come Fig.1 ecc.

I nomi scientifici delle specie devono essere in corsivo e vanno riportati solo alla prima citazione nel testo. I nomi comuni di animali vanno scritti maiuscoli.

Per le **Brevi note** non suddividere il testo in capitoli; il riassunto in inglese, comprensivo di titolo, deve essere massimo di 5 righe.

I lavori, una volta accettati dal comitato editoriale, devono essere predisposti per la stampa tipografica.
Il file di testo deve avere estensione .doc e non contenere comandi di formattazione particolari. Non si accettano file di articoli già "impaginati" contenenti illustrazioni, grafici e tabelle importati o creati con altri programmi; non si accettano inoltre file in PowerPoint.
Illustrazioni, tabelle, grafici, ecc., creati con programmi quali Photoshop, Excel, Word e/o altri, vanno consegnati su file separati, su supporto informatico (CD o DVD) e in versione originale, con estensioni rispettivamente psd, xls, doc, ecc.
I grafici devono necessariamente essere riprodotti in "scala di grigio" e non a colori. Un file di un grafico a colori (in RGB o CMYK) per esempio, stampato in scala di grigio potrebbe infatti risultare illeggibile: un rosso, un blu e un verde, in "scala di grigio" si trasformano in un grigio pressoché identico! Inoltre, i file di stampa devono avere una risoluzione minima di 300-360 dpi.
Gli originali di illustrazioni, disegni o grafici in china nera, vanno realizzati su carta bianca o lucida, formato massimo A4, più grandi di 1,5 volte del formato definitivo di stampa (mm 130 x 190). Scritte, lettere e numeri delle figure (in numeri arabi) vanno riportati sulle copie cartacee e non sugli originali.

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME XVIII (1-2) - 2011

INDICE

Cecere F., Ravara S. & Trivellini G. - Occupazione e biologia riproduttiva di *Parus major*, *Cyanistes caeruleus, Sturnus vulgaris* e *Passer montanus* in nidi artificiali nella Riserva Naturale Le Bine (CR-MN): 1992-2009 3

Conigliaro M. & Battisti C. - Andamenti giornalieri e intrastagionali invernali di Folaga *Fulica atra* e Anatidi in un'area umida del litorale tirrenico (Palude di Torre Flavia, Italia centrale) 17

Corsetti L., Fusacchia P., Marozza L. & Proietti M. - I rapaci diurni (Falconiformes) dei Monti Lepini (Lazio meridionale) 33

D'Orsi A. & Corsetti L. - L'avifauna della Riserva Naturale Zompo lo Schioppo e aree limitrofe (Abruzzo) 47

Fraticelli F. - L'utilizzo di un parco pubblico romano da parte della Cornacchia grigia *Corvus cornix* 53

Grattini N. - Dati sulla biologia riproduttiva del Tarabusino *Ixobrychus minutus* nel Parco Sovra-comunale di San Lorenzo (Pegognaga, Mantova) 59

Maddonni A., De Lisio L., Carranza M.L. & Loy A. - Nidificazione dell'Albanella minore *Circus pygargus* in Molise. Modello di idoneità ambientale e proposte di gestione 67

Puglisi L., Corbi F. & Sposimo P. - L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* nel Lazio 77

Ranchelli E., Boccacci F., Sozio G., Mortelliti A., Battisti C. & Boitani L. - Note sulla dimensione dei nidi e successo delle covate di Cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus* in fragmiteti del litorale romano (Italia centrale) 85

Santopaolo R., Perri C., Puntillo M., Sapia M., Miraglia G., Godino G., Greco A., Santopaolo F. & Gustin M. - Scelta del sito riproduttivo e densità della Rondine *Hirundo rustica* nel comune di Rende (CS, Calabria) 89

Strinella E., Vianale P., Pirrello S. & Artese C. - Biologia riproduttiva del Fringuello alpino *Montifringilla nivalis* a Campo Imperatore nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (AQ) 95

Strinella E., Sorace A., Lalli G., Ferrossi D. & Savo E. - Analisi preliminare dei passeriformi nidificanti in praterie d'altitudine appenniniche: l'area di Campo Imperatore (AQ) 101

Trotta M. - Le comunità ornitiche svernanti nelle formazioni boschive della Riserva Naturale di Decima-Malafede: analisi del biennio 2009-2010 105

Velatta F. & Montefameglio M. - Analisi delle comunità ornitiche nidificanti di alcuni siti di importanza comunitaria del comprensorio Perugino-Trasimeno (Umbria, Italia centrale) 115

Brevi note

Arcidiacono G., Costa S., Donati C., Gherardi R., Maestri M. & Mastrorilli M. - Considerazioni sull'attività di ricovero della Civetta *Athene noctua* nei CRAS in Italia 131

Battisti C. - A mobbing event of Barn Swallows *Hirundo rustica* on Sparrowhawk *Accipiter nisus* in Rome (Central Italy) 134

Brunelli M., Calvario E., Carotenuto L. & Sarrocco S. - Nidificazione di Fistione turco *Netta rufina* al Lago di Bolsena (Lazio, Italia centrale) 136

Capobianco G., Balestrieri R. & Janni O. - Prima nidificazione di Airone cenerino *Ardea cinerea* in Campania 138

Cento M. - Nuovi siti riproduttivi di Passera lagia *Petronia petronia* in provincia di Rieti (Lazio, Italia centrale) 139

Cento M., Cardillo A. & Hueting S. - Svernamenti di Nitticora *Nycticorax nycticorax*, Rondine *Hirundo rustica* e Averla maggiore *Lanius excubitor* a Roma 141

Fraticelli F. & Manzia F. - Un Gheppio *Falco tinnunculus* con piumaggio anomalo 145

Hueting S. & Molajoli R. - Nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio 146

Laurenti S., Brunelli M. & Fraticelli F. - Prima nidificazione accertata di Cicogna bianca *Ciconia ciconia* in Umbria 148

Mori E. & Maggini I. - Osservazione di un Culbianco *Oenanthe oenanthe* in provincia di Grosseto a febbraio 150

Scrocca R., Manganaro A., Pietrelli L. & Cento M. - Nuovo sito di nidificazione di Rondine rossiccia *Cecropis daurica* sui Monti della Tolfa (Lazio, Italia centrale) 151

Sottile F. - Nidificazione accertata di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* in provincia di Cosenza 154

Zanotti C., Peron C. & Cento M. - Nidificazione di Airone cenerino *Ardea cinerea* nella Riserva Naturale Regionale dei laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale) 157