

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Protesse

VOLUME 25 (1-2) - 2018

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

pubblicata dalla
S.R.O.P.U.

Direttore/Editor
Massimo Brunelli

Vice direttori /Associated Editors
Stefano Sarrocco
Alberto Sorace

Segreteria di redazione/Editorial Secretary
Sergio Muratore

Comitato editoriale/Advisory Board

Arianna Aradis
Corrado Battisti
Aldo Boano
Fabrizio Bulgarini
Enrico Calvario
Claudio Carere
Jacopo Giuseppe Cecere
Fulvio Fraticelli
Marco Gustin
Alessandro Montemaggiori
Vincenzo Penteriani
Tommaso Pizzari



S.R.O.P.U.

STAZIONE ROMANA OSSERVAZIONE E PROTEZIONE UCCELLI
Piazza Margana, 40 - 00186 Roma (Italia)
www.sropu.org

Consiglio direttivo

Fulvio Fraticelli (Presidente) - Fabrizio Bulgarini - Alessandro Montemaggiori

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 30,00 (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: S.R.O.P.U. - Piazza Margana, 40 - 00186 Roma. Specificare nella causale l'anno a cui si riferisce il versamento.

Direttore responsabile/Managing Director: Francesco Petretti
Autorizzazione del Tribunale di Roma n. 443 del 1/9/1995

Grafica, impaginazione e stampa/Editing: Luigi Corsetti/Edizioni Belvedere
Via Monte Rosa, 34 - 04100 Latina (Italia) - www.edizionibelvedere.it

ISSN 1126-8468

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME 25 (1-2) - 2018

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE IN UN SETTORE RESIDUALE DELLA CAMPAGNA ROMANA (CORRIDOIO TRA LE RISERVE NATURALI ‘VALLE DEI CASALI’ E ‘TENUTA DEI MASSIMI’; ROMA, ITALIA CENTRALE)

CORRADO BATTISTI⁽¹⁾ & RICCARDO MANDOLINI⁽²⁾

⁽¹⁾Servizio aree protette, Città metropolitana di Roma Capitale - Via Tiburtina 691, 00159 Roma
Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it)

⁽²⁾Via della Pisana 317, 00163 Roma (riccardo.mandolini@gmail.com)

Abstract – The breeding bird community in a remnant landscape of Campagna Romana (corridor between the ‘Valle dei Casali’ and ‘Tenuta dei Massimi’ nature reserves; Rome, central Italy). In this work we studied the bird community located in a remnant sector of the ‘Campagna Romana’ landscape interposed between the “Valle dei Casali” and “Tenuta dei Massimi” nature reserves. We recorded 53 species. Among them, 24 species were sampled using the mapping method technique (79-116 breeding pairs/38 ha). Due to high landscape heterogeneity (*Quercus suber* wood patches, abandoned croplands, ecotones and open habitats), we obtained high values of diversity and evenness indices, even higher than other non-urban sites around Rome. The collected data will be used to promote local conservation actions.

INTRODUZIONE

Il paesaggio urbano e suburbano di Roma è stato pesantemente trasformato dal dopoguerra ad oggi (Grapow & Fanelli, 1993; Fraticelli, 1996; Insolera, 2011) e le aree agro-forestali residue della Campagna Romana sono state progressivamente insularizzate nella matrice antropizzata, pur mantenendo un rilevante valore ecologico (Sorace, 2001, 2002). Nel settore occidentale della città tali ambiti naturalistici sono stati in larga parte sottoposti a tutela (ad esempio, utilizzando il vincolo di riserva naturale, vedi L.R. 29/1997) e indagati sotto il profilo ornitologico (ad es.: Sorace, 2002; Scarafino *et al.*, 2008; Battisti 2014). Tuttavia esistono ancora alcuni settori marginali che mantengono una naturalità medio-alta ma che sono stati esclusi dalla perimetrazione delle aree protette. Per molte tra queste aree, di grande valore ambientale e spesso a rischio di trasformazione urbanistica, le conoscenze sull’avifauna risultano ancora assenti.

In questo lavoro abbiamo voluto caratterizzare sotto il profilo ornitologico un settore agro-forestale residuale della Campagna Romana interposto tra le Riserve naturali “Valle dei Casali” e “Tenuta dei Massimi” al fine di incrementare la conoscenza e la consapevolezza del loro valore ornitologico, così da favorirne la tutela.

AREA DI STUDIO

L’area di studio, estesa ca. 38 ha, è collocata tra via Casetta Mattei e via della Pisana nel settore occidentale di Roma, tra le Riserve naturali “Valle dei Casali” e “Tenuta dei Massimi” (range: ca. 30-60 m s.l.m.; 41°51’51.0”N, 12°24’59.0”E; foglio IGMI

1:25000 n. 374 Sez. III; Fig. 1, 2). Essa comprende un mosaico ambientale con matrice agraria (prati sfalciati, seminativi abbandonati) e frammenti forestali con dominanza di Quercia da sughero *Quercus suber* appartenenti al *Cytiso-villosi – Quercetum suberis* (Testi, Lucattini & Pignatti 1994, descritta da Testi & Lucattini, 1994). Lungo i margini forestali sono presenti sia specie arboree-arbustive caratteristiche della macchia mediterranea (*Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Phyllirea* sp., *Spartium junceum*, *Ramnus alaternus*, *Cytisus* sp., *Rubia peregrina*, *Asparagus* sp. *Cistus* cfr. *salvifolius*, *Geranium* sp.), sia specie legate ad ambienti igrofilo, ecotonali e sinantropici (*Populus alba*, *P. nigra*, *Celtis australis*, *Pteridium aquilinum*, *Hedera helix*, *Rubus ulmifolius*, *Robinia pseudoacacia*, *Prunus* sp., *Arundo donax*). I frammenti forestali sono inseriti in una matrice agricola con presenza di prati sfalciati e incolti (*Diplotaxio-tenuifolii-Agropyretum repentis* Philipp in TH. Muller & Gors 1969), in parte afferenti alla vegetazione caratterizzata da dominanza di *Dasyphyrum villosum* (Fanelli, 1998; per ulteriori dettagli: Fanelli *et al.*, 2007; Fig. 2) e presenza diffusa di *Inula viscosa*. Nell'area sono presenti impluvi e alcune sorgenti, cisterne, pozzi con presenza di vegetazione ecotonale e igrofila (*Sambucus nigra*, *Typha* sp., *Lemna* sp.), edifici abbandonati e un piccolo borgo di origine agricola, attualmente adibito ad uso residenziale (Quarto delle Vigne) con orti, limitrofo a coltivazioni fruttifere in stato di abbandono (es., di *Diospyros kaki*). Presso le abitazioni e ai margini dell'area di studio sono presenti specie arboree di vecchio impianto (*Eucalyptus* sp., *Pinus pinea*) e ornamentali sfuggite a coltura o diffuse con dispersione zoocora e non (*Cortaderia selloana*, *Acacia dealbata*, *Yucca* sp., *Ligustrum lucidum*, *Laurus nobilis*, *Pittosporum* sp.).

METODI

Caratterizzazione della struttura forestale

Al fine di inquadrare quantitativamente la struttura della vegetazione forestale, all'interno delle tre principali *patches* (macchie forestali) con *Quercus suber* dominante

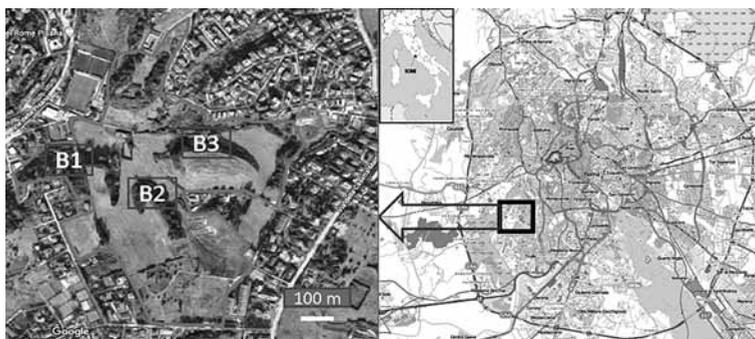


Figura 1. Area di studio (sulla sinistra) e collocazione nel settore occidentale della città di Roma (a destra). Sono indicate le macchie (patches) forestali a *Quercus suber* (B1, B2, B3). La barra bianca in basso (area di studio) equivale a 100 m.



Figura 2. Uno scorcio dell'area di studio. In primo piano, incolti e prati sfalciati, in secondo piano le aree ecotonali e le sugherete.

(B1: 0,95 ha, B2: 1,32 ha, B3: 1,55 ha, quest'ultima prevalentemente allo stato arbustivo), è stato effettuato un censimento degli esemplari arborei utilizzando il metodo James e Shugart (1970, modificato). Le tre *patches* sono state percorse classificando e misurando un numero rappresentativo di piante (>80%; diametro a petto d'uomo; dbh: m 1,40 dal suolo), ripartendo poi i dati nelle seguenti classi diametriche: >7,5-15 cm, >15-23, >23-38, >38-53, >53. I dati sono stati elaborati ottenendo il numero e la densità (approssimata) di specie vegetali per ogni *patch* e un istogramma di distribuzione di frequenza. Per la difficoltà di accesso in alcuni settori delle *patches* B1 e B2 non è stato possibile effettuare le misurazioni: pertanto i dati complessivi di densità vanno considerati sotto-stimati.

Caratterizzazione della comunità ornitica

Al fine di ottenere dati inerenti la struttura delle comunità di uccelli è stato condotto il metodo del mappaggio territoriale (*mapping method*; Bibby *et al.*, 2000) nel quale vengono effettuati un numero rappresentativo di sopralluoghi di campionamento (almeno 10, in giornate prive di pioggia o forte vento), all'interno dei quali vengono posizionati spazialmente le osservazioni dirette, le vocalizzazioni, i contatti-canti e i contatti di allarme di tutte le specie territoriali. Tale metodo consente di ottenere informazioni sulla struttura della comunità ornitica e, in ultima analisi, sulla qualità ambientale del sito.

Dal 7 aprile al 27 maggio 2018 sono state effettuati 14 sopralluoghi (sforzo di campionamento: ca. 30 ore). Dai dati di campo sono stati ottenuti: (1) la composizione e il

numero di specie, (2) la densità (in coppie/ha), ottenendo sia una stima di minima (conservativa) basandoci sull'applicazione rigida del metodo del mappaggio (un territorio = almeno 3 contatti-canti, con almeno un contatto-canto contemporaneo con altro territorio; Bibby *et al.*, 2000) sia una stima di massima basata sulle evidenze emerse durante i sopralluoghi, indipendentemente dagli stretti requisiti richiesti dal metodo (ad esempio, comportamenti territoriali evidenti anche in presenza di soli 2 contatti-canti o con 3 contatti-canti senza contemporaneità ma molto distanziati da territori di conspecifici); (3) le frequenze relative per ciascuna specie ($Fr_i = n$ contatti della i -esima specie/ n . contatti totali, con $Fr_i > 0,05$, le specie dominanti); (4) gli indici di diversità di Shannon-Wiener e di equiripartizione, utili per definire la struttura della comunità ornitiche e ottenere informazioni sul livello di stress (cfr. Magurran, 2013 per una revisione).

Per le comparazioni di frequenza è stato utilizzato il test del χ^2 usando il software Primer 4.02i per Windows (livello alfa < 0.05).

RISULTATI

Struttura forestale

Sono stati rilevate complessivamente 349 piante a portamento arboreo (>7,5 cm in dbh; 170 nella patch B1, 146 nella patch B2, 33 nella patch B3; Fig. 3), per una densità complessiva di almeno 91,4 piante/ha (dato approssimativo e probabilmente sottostimato; vedi Metodi). *Quercus suber* è risultata la specie dominante (76,2 % sul totale delle piante; cfr. Tab. 1), significativamente più frequente rispetto a tutte le altre specie arboree presenti ($\chi^2 = 189,82$, $p < 0,001$). Le classi diametriche inferiori (piante più giovani: < 23 cm in dbh) sono risultate significativamente più frequenti rispetto alle piante afferenti alle classi diametriche più mature (>23 cm; $\chi^2 = 57,307$, $p < 0,001$).

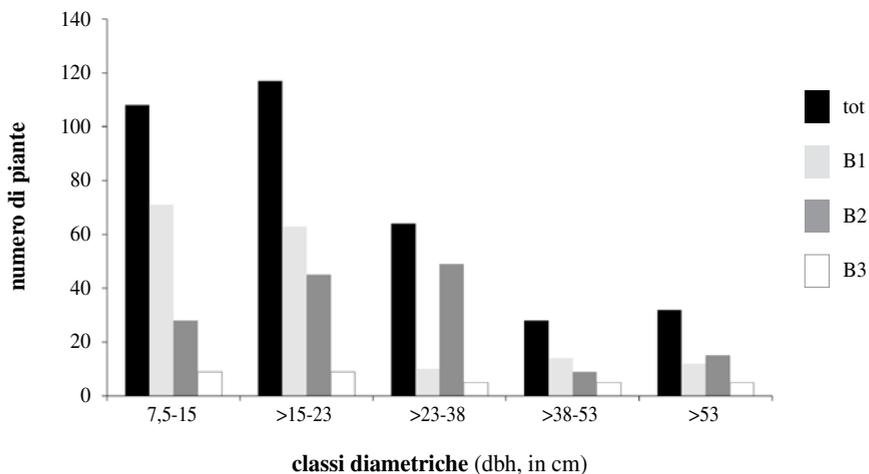


Figura 3. Struttura della vegetazione nelle tre macchie (patches) forestali a *Quercus suber* dominante (totale e parziali: B1, B2, B3; cfr. anche Tab. 1).

Tabella 1. Struttura e composizione floristica degli ambienti forestali dell'area di studio. Sono riportati sia il numero di piante per ogni specie arborea e per ogni classe diametrica (in cm) e *patches* forestale (B1, B2, B3) sia il valore totale (e frequenza relativa, fr).

| Specie | 7,5-15 | | | >15-23 | | | >23-38 | | | >38-53 | | | >53 | | | tot | fr |
|--------------------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|----------|------------|----------|
| | B1 | B2 | B3 | B1 | B2 | B3 | B1 | B2 | B3 | B1 | B2 | B3 | B1 | B2 | B3 | | |
| <i>Quercus suber</i> | 41 | 21 | 5 | 50 | 44 | 9 | 3 | 48 | 5 | 3 | 9 | 5 | 3 | 15 | 5 | 266 | 0,762 |
| <i>Ulmus</i> sp. | 10 | | | 6 | | | 5 | | | 4 | | | 9 | | | 22 | 0,063 |
| <i>Laurus nobilis</i> | 7 | 2 | 4 | | 1 | | | | | | | | | | | 14 | 0,04 |
| <i>Ficus carica</i> | 5 | | | 5 | | | | | | | | | | | | 10 | 0,029 |
| <i>Populus nigra</i> | | | | 2 | | | 2 | | | 6 | | | | | | 10 | 0,029 |
| <i>Celtis australis</i> | | 5 | | | | | | | | | | | | | | 5 | 0,014 |
| <i>Ligustrum lucidum</i> | 3 | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 0,009 |
| <i>Populus alba</i> | 1 | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | 3 | 0,009 |
| <i>Phyllirea</i> sp. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 0,006 |
| <i>Rhamnus alaternus</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 0,003 |
| <i>Olea europaea</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 0,003 |
| Totali | 71 | 28 | 9 | 63 | 45 | 9 | 10 | 49 | 5 | 14 | 9 | 5 | 12 | 15 | 5 | 349 | 1 |

Comunità ornitica

Durante il periodo di campionamento, con il metodo del mappaggio sono stati ottenuti 565 contatti validi, ascrivibili a 24 specie, per un totale di 79 (min)-116 (max) coppie stimate (range di densità: 2,08-3,05 coppie/ha; Tab. 2). A queste si devono aggiungere altre specie contattate nel periodo invernale (al di fuori del periodo di rilevamento) oppure presenti nel periodo riproduttivo, ma relative a specie migratrici oppure non quantificabili con il metodo utilizzato (es, specie gregarie e non territoriali e/o in volo alto) per un totale di 53 specie (Tab. 3).

Sono risultate dominanti (in almeno una delle due stime): *Streptopelia decaocto*, *Cyanistes caeruleus*, *Parus major*, *Cisticola juncidis*, *Sylvia atricapilla*, *S. melanocephala*, *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula*.

Gli indici di diversità e equiripartizione hanno mostrato valori medio-elevati (Tab. 2).

DISCUSSIONE

I dati ottenuti attraverso gli indici di diversità mostrano un livello medio-alto di diversità ornitologica, comunque elevato, se non superiore, se comparato ad altri siti non urbani limitrofi a Roma (Fraticelli & Sarrocco, 1984; Bernoni *et al.*, 1989; Lorenzetti e Battisti 2006; Scarafino *et al.*, 2008). Tali valori sono da attribuire alla elevata mosaicità del sito (*patches* forestali alternate a campi sfalciati, incolti, aree umide, zone urbanizzate, ecotoni) e al suo inserimento in un contesto urbano che spiega la presenza di specie sinantropiche (es., *Streptopelia decaocto*, *Sturnus vulgaris*, *Columba livia*, *Passer* sp.). La compresenza (sintopia) di *Streptopelia decaocto* e di *S. turtur* può essere attribuita proprio alla specifica collocazione di transizione (agro-forestale-urbana) di questo

Tabella 2. Specie ornitiche (nome comune e nome scientifico) rilevate nell'area di studio con il metodo del mappaggio. Sono riportati il numero dei contatti validi (n), il numero di territori (stima 1: stima minima conservativa; stima 2: stima di massima, cfr. Metodi; n.d.: numero di contatti non determinato), le frequenze relative per le due stime (Fr_i) e la densità (in n. coppie/ettaro). In basso i valori degli indici H' di Shannon-Wiener (H') e di equiripartizione (e). In grassetto, le specie dominanti ($Fr_i > 0,05$).

| Specie | n. | stima 1 | Fr_i | d/ha | stima 2 | Fr_i | d/ha | |
|------------------------|--------------------------------|------------|-----------|--------------|--------------|------------|--------------|--------------|
| Fagiano | <i>Phasianus colchicus</i> | 5 | 1 | 0,013 | 0,026 | 1 | 0,009 | 0,026 |
| Colombaccio | <i>Columba palumbus</i> | 4 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Tortora selvatica | <i>Streptopelia turtur</i> | 20 | 1 | 0,013 | 0,026 | 5 | 0,043 | 0,132 |
| Tortora orientale | <i>Streptopelia decaocto</i> | 29 | 3,5 | 0,044 | 0,092 | 6 | 0,052 | 0,158 |
| Gruccione | <i>Merops apiaster</i> | n.d. | 2 | 0,025 | 0,053 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Picchio rosso maggiore | <i>Dendrocopos major</i> | 18 | 2 | 0,025 | 0,053 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Picchio verde | <i>Picus viridis</i> | 8 | 1 | 0,013 | 0,026 | 1 | 0,009 | 0,026 |
| Cinciarella | <i>Cyanistes caeruleus</i> | 45 | 5 | 0,063 | 0,132 | 7,5 | 0,065 | 0,197 |
| Cinciallegra | <i>Parus major</i> | 41 | 6 | 0,076 | 0,158 | 7 | 0,060 | 0,184 |
| Codibugnolo | <i>Aegithalos caudatus</i> | 5 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2,5 | 0,022 | 0,066 |
| Rampichino | <i>Certhia brachydactyla</i> | 6 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Scricciolo | <i>Troglodytes troglodytes</i> | 6 | 1 | 0,013 | 0,026 | 4 | 0,034 | 0,105 |
| Fiorrancino | <i>Regulus ignicapilla</i> | 2 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Usignolo di fiume | <i>Cettia cetti</i> | 15 | 2 | 0,025 | 0,053 | 3,5 | 0,030 | 0,092 |
| Canapino | <i>Hippolais polyglotta</i> | 12 | 2 | 0,025 | 0,053 | 4,5 | 0,039 | 0,118 |
| Beccamoschino | <i>Cisticola juncidis</i> | 40 | 4 | 0,051 | 0,105 | 5 | 0,043 | 0,132 |
| Capinera | <i>Sylvia atricapilla</i> | 114 | 15 | 0,190 | 0,395 | 16,5 | 0,142 | 0,434 |
| Sterpazzolina | <i>Sylvia cantillans</i> | 5 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Occhiocotto | <i>Sylvia melanocephala</i> | 48 | 10 | 0,127 | 0,263 | 12 | 0,103 | 0,316 |
| Usignolo | <i>Luscinia megarhynchos</i> | 65 | 9,5 | 0,120 | 0,250 | 11 | 0,095 | 0,289 |
| Merlo | <i>Turdus merula</i> | 44 | 6 | 0,076 | 0,158 | 8 | 0,069 | 0,211 |
| Verdone | <i>Chloris chloris</i> | 5 | 1 | 0,013 | 0,026 | 2 | 0,017 | 0,053 |
| Cardellino | <i>Carduelis carduelis</i> | 4 | 1 | 0,013 | 0,026 | 3,5 | 0,030 | 0,092 |
| Verzellino | <i>Serinus serinus</i> | 24 | 1 | 0,013 | 0,026 | 4 | 0,034 | 0,105 |
| totale | | 565 | 79 | | 2,079 | 116 | | 3,053 |
| H' | | | | 2,72 | | | 2,91 | |
| e | | | | 0,86 | | | 0,92 | |

contesto. Gli Psittacidi presenti, in significativa espansione a Roma (cfr. Pitzalis *et al.*, 2005), nidificano in loco (*Psittacula krameri*) e nelle vicinanze (*Myiopsitta monachus*) sfruttando l'area anche come sito di sosta durante gli spostamenti in periodo autunno-invernale (>270 individui di *P. krameri* contemporaneamente osservati in sosta su *Populus nigra*) e come sito trofico (*Myiopsitta monachus* osservato alimentarsi su frutteti di *Diospyros kaki*, Battisti, in prep.).

Di un certo interesse alla scala urbana è la presenza di un sito di nidificazione di

Tabella 3. Specie contattate al di fuori del metodo del mappaggio (ordine alfabetico). È riportata la fenologia delle specie (B: specie nidificante, W: specie svernante, VA: specie ‘vagrant’ (in dispersione o in volo alto), M: specie migratrice non nidificante localmente, S: sedentario).

| Specie | | fenologia |
|--------------------------|--------------------------------|-----------|
| Allocco | <i>Strix aluco</i> | SB |
| Balestruccio | <i>Delichon urbicum</i> | MB |
| Ballerina bianca | <i>Motacilla alba</i> | SB |
| Civetta | <i>Athene noctua</i> | SB |
| Codiroso spazzacamino | <i>Phoenicurus ochruros</i> | MW |
| Cornacchia grigia | <i>Corvus cornix</i> | SB |
| Cuculo | <i>Cuculus canorus</i> | MB |
| Gabbiano reale | <i>Larus michaiellis</i> | VA |
| Gazza | <i>Pica pica</i> | SB |
| Gheppio | <i>Falco tinnunculus</i> | SB |
| Ghiandaia | <i>Garrulus glandarius</i> | VA |
| Luì piccolo | <i>Phylloscopus collybita</i> | M |
| Luì verde | <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | M |
| Luì grosso | <i>Phylloscopus trochilus</i> | M |
| Monaco | <i>Myiopsitta monachus</i> | SB |
| Nibbio bruno | <i>Milvus migrans</i> | VA |
| Parrocchetto dal collare | <i>Psittacula krameri</i> | SB |
| Passera d’Italia | <i>Passer domesticus</i> | SB |
| Passera mattugia | <i>Passer montanus</i> | SB |
| Passera scopaiola | <i>Prunella modularis</i> | MW |
| Pettiroso | <i>Erithacus rubecula</i> | MW |
| Piccione domestico | <i>Columba livia dom.</i> | SB |
| Pispola | <i>Anthus pratensis</i> | MW |
| Rigogolo | <i>Oriolus oriolus</i> | M (B?) |
| Rondine | <i>Hirundo rustica</i> | MB |
| Rondone | <i>Apus apus</i> | MB |
| Sparviere | <i>Accipiter nisus</i> | VA (B?) |
| Storno | <i>Sturnus vulgaris</i> | SB |
| Upupa | <i>Upupa epops</i> | M (B?) |

Merops apiaster (tra i più interni alla città), di *Columba palumbus* probabilmente nidificante (specie in espansione a Roma; Amman *et al.* 2017), di *Accipiter nisus* (più volte rinvenuto nell’area e probabilmente nidificante in loco o nella limitrofa Riserva naturale “Tenuta dei Massimi”, cfr. Battisti, 2011), dei Piciformi (*Picus viridis* e *Dendrocopos major*), grazie alla elevata densità di piante mature (> 53 cm in dbh) sia di sughere (>8/ha) che di altre specie arboree (eucalipti e pioppi), e, infine, di Passeriformi che seppur comuni alla scala regionale sono estremamente localizzate nella città (es., *Cisticola jun-cidis*, *Hippolais polyglotta* e altri Silvidi di macchia e ecotonali). L’area è frequentata

occasionalmente da individui di *Milvus migrans* (appartenenti probabilmente alle coppie nidificanti presso “Tenuta dei Massimi”: Battisti *et al.*, 2001, 2003; Panuccio, 2005; Battisti, 2014).

Questa area residuale mostra pertanto un ruolo ecologico localmente rilevante, anche come corridoio ambientale tra le due Riserve di “Tenuta dei Massimi” e “Valle dei Casali” (cfr. Sorace, 1999). Analogamente ad altri settori della Campagna Romana, essa, inoltre, può essere utilizzata per veicolare conoscenze naturalistiche agli abitanti delle aree urbanizzate di periferia, la cui disponibilità di aree verdi fruibili è limitata. In tal senso, il ruolo sociale di queste aree naturali residuali (didattico-fruitivo, di benessere ed estetico-percettivo, quindi svolgendo un ruolo di servizio ecosistemico culturale) dovrebbe essere incentivato, così da favorire un incremento di consapevolezza del loro valore, facilitando la tutela e lo sviluppo di *pro-environmental behaviours* (Jacobson *et al.*, 2015).

I piani urbanistici riconoscono, ognuno per il proprio ambito di riferimento, l'importanza ambientale e paesaggistica dell'area. Attualmente, dal punto di vista urbanistico il sito è classificato come “Area Agricola” ai sensi del P.R.G. di Roma Capitale. Il Piano di Rete Ecologica del Comune di Roma definisce la zona come appartenente alla “Componente Primaria – Area A” della Rete stessa. Infine, nel Piano Territoriale Paesaggistico Regionale (PTPR), il sito è classificato come “Paesaggio Agrario di Rilevante Valore”, anche se nella quasi totalità della sua superficie non esistono vincoli di natura paesaggistica (Regione Lazio, 2007; Roma Capitale, 2008). Pertanto sarà necessario avviare una procedura per rafforzare il vincolo di tutela di questo paesaggio agroforestale residuale, vulnerabile a potenziali trasformazioni urbanistiche. A tal proposito, i dati raccolti saranno utilizzati per promuovere un'azione di tutela del sito.

Ringraziamenti – Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del lavoro di tesi magistrale di uno degli Autori (R. Mandolini) presso l'Università degli studi Roma Tre, Facoltà di Ingegneria. Ringraziamo Giuliano Fanelli per la classificazione di alcune specie vegetali e gli studenti del corso in Gestione degli Ecosistemi (Facoltà di Biologia, Università degli studi Roma Tre), anno accademico 2016-2017 per il supporto alle fasi di campionamento della struttura forestale.

BIBLIOGRAFIA

- Ammann A., Biondi G., Boano A., Bruni M., Cento M., Coppola M., D'Amico D., Fiorillo A., Giampaolotti P., Gildi R., Gullo E., Hueting S., Lamberti M., Mazzoni D., Mentil L., Nottari L., Paloni M., Papi P., Petrassi F., Ramellini S., Reppucci R., Risa S., Rivola A., Sarrocco S., Scrocca R., Tecchiato G. & Fraticelli F., 2017. Il Colombaccio *Columba palumbus* a Roma. *Alula*, 24 (1-2): 3-11.
- Battisti C., 2011. A mobbing event of Barn Swallows *Hirundo rustica* on Sparrowhawk *Accipiter nisus* in Rome (Central Italy). *Alula*, 18 (1-2): 134-136.
- Battisti C., 2014. Check-list of Vertebrates in the “Tenuta dei Massimi” nature reserve (Rome, central Italy) with some remarks on local conservation priorities. *Natural History Sciences*, 1(1): 25-36.
- Battisti C., Bottinelli V., Caruso R., Ferrero G., Mari C., Parrella M. & Zocchi A., 2001. Il Nibbio bruno (*Milvus migrans*) a Roma: dati dalla Riserva naturale “Tenuta dei Massimi”. *Alula*, 8 (1-2): 29-33.
- Battisti C., Mari C., Tomassetti M. & Zocchi A., 2003. La colonia suburbana di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, a Roma: attività riproduttiva e roosting premigratorio. *Rivista italiana di Ornitologia*, 73(2): 97-103.

- Bernoni M., Ianniello L. & Plini P., 1989. Contributo alla conoscenza del popolamento ornitico in ambienti degradati e/o antropizzati del Lazio. *Rivista italiana di Ornitologia*, 59: 223-228.
- Bibby C.J., Burgess N D., Hill D.A. & Mustoe S., 2000. *Bird census techniques*. Elsevier.
- Fanelli G., 1998. *Dasyphyrum villosum* vegetation in the territory of Rome. *Rendiconti Lincei*, 9(2): 149-170.
- Fanelli G., Bianco P.M., Cazzagon P., D'Angeli D., De Sanctis M., Bertarelli M., Caroselli V., De Corso S., Gioia P., Guerra A., Serafini Sauli A., Testi A. & Pignatti S., 2007. Banche dati vegetazionali della Provincia di Roma. Memoria illustrativa della carta della vegetazione della Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche del Territorio, Roma, 128 pp.
- Fraticelli F. & Sarrocco S., 1984. Censimento degli uccelli nidificanti in un bosco mediterraneo dell'Italia centrale (Palo Laziale, Roma). *Avocetta*, 8 (1-2): 91-98.
- Fraticelli F., 1996. Studio a lungo termine dell'evoluzione della comunità ornitica in un ambiente urbano. *Alula* 3 (1-2): 10-16.
- Grapow, L.C. & Fanelli, G., 1993. The vanishing landscape of the Campagna Romana. *Landscape and Urban Planning*, 24(1-4): 69-76.
- Insolera I., 1993. *Roma Moderna. Un secolo di storia urbanistica 1870-1970*. Einaudi, Torino.
- Jacobson, S.K., Mc Duff, M.D. & Monroe, M.C. (2015). *Conservation education and outreach techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- James F.C. & Shugart H.H., 1970. A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes*, 24: 727-736.
- Lorenzetti E., Battisti C., 2006. Area as component of habitat fragmentation: corroborating its role in breeding bird communities and guilds of oak wood fragments in Central Italy. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 61: 53-68.
- Magurran A.E., 2013. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons, London.
- Panuccio, M., 2005. Dati sulla presenza del Nibbio bruno *Milvus migrans* in due discariche di rifiuti urbani. *Alula*, 12 (1-2): 189-192.
- Pitzalis M., Marangoni C. & Bologna M., 2005. Uccelli alloctoni nella fauna di Roma ed analisi di processi di dispersione e colonizzazione tramite un GIS. *Alula*, 12: 193-205.
- Regione Lazio, 2007. Piano Territoriale Paesistico Regionale (P.T.P.R.). Giunta Regionale, atti n. 556 del 25 luglio 2007 e n. 1025 del 21 dicembre 2007, ai sensi dell'art. 21, 22, 23 della legge regionale sul paesaggio n. 24/98.
- Roma Capitale, 2008. Piano Regolatore di Roma Capitale (P.R.G.): approvato dal Consiglio Comunale con Deliberazione 18 del 12/02/08, con la pubblicazione sul Bollettino Ufficiale della Regione Lazio - avvenuta il 14 marzo 2008.
- Sarrocco S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M. & Bologna M.A., 2002. L'avifauna delle aree naturali protette del Comune di Roma gestite dall'Ente RomaNatura. *Alula*, 9 (1-2): 3-31.
- Scarafino C., Taffon D., & Battisti C., 2008. Comunità ornitiche in ambienti antropizzati (Parco dell'Appia antica, Roma): differenze ecologiche e stagionali. *Rivista italiana di Ornitologia*, 78 (1): 37-45.
- Sorace A., 1999. I parchi urbani agricoli: possibile rifugio per specie ornitiche in diminuzione? Il caso della "Valle dei Casali" a Roma. *Avocetta*, 23: 165-165.
- Sorace A., 2001. Value to wildlife of urban-agricultural parks: a case study from Rome urban area. *Environmental Management*, 28(4): 547-560.
- Sorace A., 2002. High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica*, 79(2): 60-71.
- Testi A. & Lucattini C., 1994. Contribution to the syntaxonomic knowledge of *Quercus suber* woodlands of Latium. *Rendiconti Lincei*, 5(3): 247-259.

**POSSIBILI INTERFERENZE DI FATTORI METEOROLOGICI
INVERNALI SULLA RIPRODUZIONE DELL'AQUILA REALE
Aquila chrysaetos NELL'APPENNINO CENTRALE**

FABIO BORLENGHI⁽¹⁾, MARINA M. CIANCONI⁽²⁾, LAMBERTO RANAZZI⁽³⁾
& ALBERTO SORACE⁽⁴⁾

⁽¹⁾Altura (fabiorlenghi@libero.it)

⁽²⁾Altura (marina.cianconi@tiscali.it)

⁽³⁾“Sapienza” Università di Roma (lamberto.ranazzi@live.it)

⁽⁴⁾ISPRA – Via Branconi 60, 00144 Roma

Abstract – Possible interferences of winter meteorological factors on the reproduction of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Central Apennines. The feeding of Golden Eagle female during the pre-breeding activity in winter (January-March) must reach an optimal value (extra food) in order to be able to lay a sufficient number of eggs to fledge young eagles. The present study on a sample of Golden Eagle in Central Apennines (Lazio) aims to verify if the conditions of severe winters in the period 2010-2018 may have influenced the extra food period reducing the hunting activity. The data of ten meteorological stations in Lazio (precipitation days, quantity of precipitation (mm), and mean temperature (°C)), close to the breeding sites of the eagles, were compared with the following reproductive data: percentage of laying pairs and fledged young per successful pair. The result of the statistical analysis highlights an inverse correlation between the fledged young per successful pair and both the precipitation days and the quantity of precipitation (mm). This fact can be explained by hypothesizing a reduction of the clutches over the years with severe winters. No correlation emerged between the percentage of laying pairs and the meteorological variables. In the last year of study (2018), with particularly severe winter, 60% of the pairs laied later in comparison with the usual periods. There is to be noticed that the winters of 2011, 2012, and 2017 showed lowest precipitations (both in days and quantity) and the highest values of the percentage of laying pairs, though the correlation between the two variables was not significant. This could be due to a scarce extent of the sample. Furthermore, in the same years and in 2015 the value of fledged young per successful pair was high. Both these results strengthen the hypothesis of the influence of winter weather conditions on hunting activity.

INTRODUZIONE

Il ciclo riproduttivo dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* comincia nella stagione invernale quando generalmente i giovani dell'anno precedente iniziano l'erratismo e le cure parentali sono terminate o in fase di esaurimento (Watson, 1997). Alcuni studi rilevano che esso può essere influenzato da fattori meteorologici che si manifestano con modalità diverse a seconda delle stagioni e dei differenti areali di presenza della specie (Beecham, 1975; Bahat, 1996; Steenhof, 1997; Watson, 1997; Borgo, 2009).

Brown (1976) e Newton (1997) riportano due periodi specifici nel ciclo riproduttivo dei rapaci nei quali la quantità di cibo svolge un ruolo determinante per il successo della stagione riproduttiva. Il primo periodo è quello che precede la deposizione e il secondo quello subito dopo la schiusa delle uova; in quest'ultimo, infatti, il maschio deve procacciare abbondante cibo per sé, per la femmina e per i nidiacei. Il primo periodo invece,

antecedente alla deposizione, è caratterizzato dalla necessità di un'iper-alimentazione della femmina (*extra food*) finalizzata ad accumulare grandi riserve di grassi e proteine necessari sia per lo sviluppo ovarico che per l'aumento del peso corporeo e dei muscoli pettorali nello specifico. Questa iper-alimentazione può influenzare anche il numero di uova e la data di deposizione. Una quantità di cibo insufficiente può compromettere uno sviluppo normale delle gonadi e le buone condizioni fisiche della femmina, portando anche a una mancata deposizione.

L'alimentazione dei rapaci può inoltre variare nel corso delle stagioni in relazione alle attività delle specie preda, anch'esse in alcuni casi condizionate da fattori meteorologici (Newton, 1997). Cavé (1967), nel suo studio sul Gheppio *Falco tinnunculus*, osserva che una diminuita disponibilità di prede dovuta alle basse temperature e il protrarsi per lunghi periodi di precipitazioni piovose possono ostacolare il raggiungimento del fabbisogno giornaliero di cibo, influenzando negativamente nella femmina sulla formazione delle uova.

Il presente studio ha lo scopo di rilevare, in una zona climatica temperata, se le condizioni meteorologiche del periodo invernale (gennaio-marzo), riferite a precipitazioni e temperatura, possano in una qualche misura avere influenzato negativamente l'attività di caccia in un campione di coppie di Aquila reale dell'Appennino centrale, provocando, in un periodo sensibile quale quello pre-deposizione, un limitato accesso alle risorse alimentari con conseguenze negative sulla percentuale di coppie che depongono e/o sul tasso d'involto, parametri determinanti per il valore della produttività.

AREA DI STUDIO E METODI

L'area di studio, ubicata nell'Appennino centrale, corrisponde all'areale di distribuzione dell'Aquila reale nel Lazio, già oggetto di precedenti studi (Borlenghi & Corsetti, 2004; Brunelli *et al.*, 2007; Borlenghi, 2012; Borlenghi *et al.*, 2014; Borlenghi, 2017). Si tratta di siti riproduttivi distribuiti su una superficie di 3.800 km² e presenti negli habitat montani di tutte le province della regione, con esclusione di quella di Viterbo. I parametri riproduttivi sono stati ricavati dal monitoraggio sistematico delle coppie in questione controllate da oltre trent'anni secondo un protocollo atto a rilevarne le varie fasi del ciclo riproduttivo (Borlenghi *et al.*, 2014).

Il periodo preso in esame nel presente studio va dal 2010 al 2018. Nel 2010 le coppie nidificanti erano nove, aumentate a dieci negli anni 2011 e 2012 per poi arrivare a undici nel 2013, rimanendo stabile questo valore fino al 2018. Per ciascuna annualità, dal campione di Aquila reale sono stati acquisiti dati su quei parametri riproduttivi che sono attinenti allo scopo dello studio focalizzato sul periodo pre-riproduttivo della specie: percentuale di coppie che hanno deposto e tasso d'involto, secondo Cheylan (1981). Gli anni precedenti al 2010 non sono stati presi in considerazione perché non esaustivi nella disponibilità dei dati necessari per la ricerca.

Dai portali di rete web del Servizio Integrato Agrometeorologico (SIARL) e dell'Ufficio Idrografico e Mareografico della Regione Lazio sono stati desunti i seguenti dati meteorologici: giorni di precipitazioni, quantità di precipitazioni (in mm) e Temperatura

media. I dati provengono da dieci stazioni meteorologiche laziali, prossime ai siti riproduttivi delle coppie in esame, e riguardano tutti i periodi invernali (gennaio-marzo) degli anni di studio. Le stazioni sono: Accumuli (1.170 m/RI), Terminillo (1.750 m/RI), Castel di Tora (569 m/RI), Leonessa (945 m/RI), Licenza (460 m/RM), Trisulti (830 m/FR), Arpino (500 m/FR), Alvito (395 m/FR), Filetino (1.062 m/FR) e Maenza (112 m/LT).

Per ciascun dato è stata poi calcolata la media annuale per tutte le stazioni meteorologiche considerate. Successivamente sono stati confrontati, anno per anno, i parametri riproduttivi con i dati meteo.

Le variabili dipendenti percentuale di coppie che hanno deposto e tasso d'involto sono state correlate mediante test di Pearson con le seguenti variabili indipendenti: giorni di precipitazioni, quantità di precipitazioni (in mm) e Temperatura media (in °C). Successivamente, per escludere eventuali fenomeni di collinearità, è stata condotta una regressione multipla (*stepwise*) tra le variabili indipendenti e ciascuna variabile dipendente. Le analisi statistiche sono state effettuate con il programma SPSS.

RISULTATI

In Tab. 1, sono riportati i parametri riproduttivi oggetto del presente studio rilevati per le coppie di Aquila reale nidificanti nel Lazio nel periodo 2010-2018 e i valori dei dati meteorologici rilevati nel medesimo periodo dalle stazioni meteo considerate.

La percentuale di coppie che hanno deposto nel corso dell'anno non è risultata correlata significativamente con nessuna variabile indipendente mentre il tasso d'involto è risultato correlato inversamente sia con i giorni di precipitazioni che con la quantità di precipitazioni annuali (Tab. 2). Tuttavia si nota che la correlazione fra la percentuale di coppie che hanno deposto e i giorni di precipitazioni si avvicina alla significatività statistica; inoltre nelle tre annualità 2011, 2012 e 2017 si evidenzia la corrispondenza tra valori massimi della percentuale di coppie che hanno deposto e valori minimi di giorni di precipitazioni.

Nel modello di regressione multipla *stepwise* effettuato per la variabile tasso d'involto, giorni di precipitazioni è l'unica variabile indipendente che entra nel modello con

Tabella 1. Riepilogo dei parametri riproduttivi e dei dati meteorologici invernali (gennaio-marzo). I valori sottolineati e in grassetto si discostano dalla media rispettivamente al di sotto nel caso di percentuale di coppie che hanno deposto, tasso d'involto e temperatura media e al di sopra nel caso di giorni di precipitazioni e quantità di precipitazioni (in mm).

| Parametri riproduttivi | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | valore medio |
|----------------------------|-------------|------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|------|-------------|--------------|
| % coppie che hanno deposto | 63% | 89% | 80% | 73% | 73% | 55% | 73% | 82% | 55% | 71% |
| tasso d'involto | 1,00 | 1,33 | 1,29 | 1,00 | 1,00 | 1,25 | 1,00 | 1,20 | 1,00 | 1,12 |
| Dati meteorologici | | | | | | | | | | |
| gg precipitazioni | 40 | 25 | 20 | 46 | 40 | 31 | 41 | 21 | 45 | 34 |
| mm precipitazioni | 546 | 346 | 147 | 628 | 524 | 389 | 429 | 245 | 570 | 425 |
| Temperatura media (°C) | 4,5 | 5,3 | 5,2 | 4,4 | 6,8 | 5,3 | 6,4 | 5,6 | 4,7 | 5,4 |

Tabella 2. Significatività statistica (P) delle correlazioni tra le variabili meteorologiche e la percentuale di coppie che hanno deposto nel corso dell'anno e il tasso d'involto. I valori di P in grassetto indicano le correlazioni statisticamente significative.

| Parametri riproduttivi | | gg precipitazioni | mm precipitazioni | T media |
|----------------------------|---|-------------------|-------------------|---------|
| % coppie che hanno deposto | r | -0,59 | -0,54 | 0,31 |
| | P | 0,10 | 0,14 | 0,42 |
| | n | 9 | 9 | 9 |
| Tasso d'involto | r | -0,903 | -0,818 | -0,03 |
| | P | 0,001 | 0,007 | 0,939 |
| | n | 9 | 9 | 9 |

Tabella 3. Riepilogo del modello di regressione multipla stepwise per la variabile tasso d'involto.

| Riepilogo del modello | | | |
|-----------------------|----------------|-------------------------|-----------------|
| R | R ² | R ² corretto | Errore standard |
| 0,903 | 0,815 | 0,789 | 0,067 |

| Coefficienti | | | | | |
|-------------------|---------|-----------------|---------|---------|-----------------|
| | B | Errore standard | Beta | t | Significatività |
| (Costante) | 1,558 | 0,082 | | 19,004 | 0,000 |
| gg precipitazioni | - 0,013 | 0,002 | - 0,903 | - 5,562 | 0,001 |

| Variabili escluse | | | | |
|-------------------|---------|---------|-----------------|-----------------------|
| | Beta In | t | Significatività | Correlazione parziale |
| mm precipitazioni | 0,403 | 0,752 | 0,48 | 0,294 |
| T media | - 0,142 | - 0,852 | 0,427 | - 0,329 |

un'alta percentuale di varianza spiegata (81,5%) (Tab. 3). Complessivamente i risultati indicano che tra le variabili investigate il numero dei giorni di precipitazioni è l'unica che influenza significativamente il tasso d'involto.

DISCUSSIONE

Una possibile spiegazione della correlazione inversa fra il tasso d'involto e i parametri meteo di giorni e quantità di precipitazioni individuata nel presente studio, potrebbe riguardare la riduzione della grandezza delle covate (numero di uova deposte) a seguito di un'insufficiente alimentazione della femmina nel periodo pre-riproduttivo invernale (Brown, 1976; Newton, 1997), a sua volta riconducibile a una ridotta attività di caccia delle aquile causata dalle cattive condizioni meteorologiche (Chiavetta, 1981; Fasce & Fasce, 1984; Spinetti, 1997; Watson, 1997). A questa situazione va ad aggiungersi anche una probabile riduzione della mobilità delle specie preda, anch'esse condizionate

dalle condizioni meteo. Si evidenzia altresì che, nonostante la correlazione tra la percentuale di coppie che hanno deposto e i parametri meteo non sia risultata statisticamente significativa, negli inverni 2011, 2012 e 2017, siccitosi in quanto minimi i valori di giorni e quantità di precipitazioni, la suddetta percentuale risulti massima. Una spiegazione possibile di questi risultati potrebbe ricondursi a un'insufficiente ampiezza del campione. C'è anche da rilevare come sia possibile che gli inverni severi presi in considerazione non lo siano stati al punto tale da impedire la deposizione delle aquile. Un possibile ulteriore effetto degli inverni severi è il ritardo nella deposizione (Watson, 1997), come rilevato nel 2018 quando il 60% delle coppie di successo ha deposto con un ritardo di circa una settimana rispetto ai periodi consueti. Anche il tasso d'involo presenta valori al di sopra della media negli inverni siccitosi sopra citati come pure in quello del 2015, con precipitazioni al di sotto della media. Tali evidenze rafforzano l'ipotesi che l'efficacia della caccia delle aquile sia in rapporto alle condizioni meteorologiche.

In letteratura l'influenza delle condizioni meteorologiche sulla riproduzione dell'Aquila reale è stata al centro di diversi lavori, alcuni dei quali hanno sottolineato quanto questi fenomeni possano risultare importanti anche nelle fluttuazioni delle popolazioni delle specie preda. Negli anni '80 del secolo scorso tre inverni consecutivi ('85, '86 e '87) furono caratterizzati da cospicue nevicate nell'Appennino centrale e tale situazione coincise con i valori minimi degli esiti riproduttivi della specie (Borlenghi, 2005). Bahat (1996) riferisce dell'importanza delle precipitazioni nei deserti della Giudea e del Negev sulla crescita delle piante da cui dipendono le specie erbivore, a loro volta prede dell'Aquila reale. La crescita di queste popolazioni di erbivori consente all'Aquila reale di nutrirsi in abbondanza e di avere una covata più numerosa. Steenhof (1997), nel suo studio condotto nell'Idaho, rileva che la data di deposizione e la percentuale di coppie che hanno deposto sono collegate sia alla densità, in inverno, della specie preda elettiva sia alla severità delle condizioni meteorologiche di quest'ultimo. Sulla stessa linea, lo studio di Daouti (2017) per la foresta boreale svedese riporta una forte influenza delle condizioni meteorologiche, riferite alla profondità della neve e alle precipitazioni, sul successo della stagione riproduttiva delle Aquile reali. Interessante è il parallelo con uno studio condotto nell'arco alpino (Borgo, 2009) dove la severità invernale porta a una correlazione diretta con i parametri riproduttivi dell'Aquila reale e questo grazie al probabile aumento della mortalità degli ungulati con conseguente incremento delle carcasse reperibili nei territori di caccia della specie. Una tale situazione evidentemente non è rilevabile nell'Appennino centrale sia per le diversità climatiche e morfologiche dei luoghi e sia per marcate differenze nelle quantità di ungulati presenti.

La Temperatura media, nei suoi valori minimi, non è risultata correlata ai parametri riproduttivi in oggetto. A riguardo si rileva come nell'Appennino centrale il raggiungimento di basse temperature estreme costituisca un evento raro o comunque puntiforme rispetto ad altri areali e questo potrebbe spiegare la mancanza di correlazione tra la Temperatura media e i parametri riproduttivi esaminati.

Discendendo da quanto diversi autori hanno potuto rilevare sul ruolo dei fattori meteorologici, la correlazione inversa risultata dal presente studio tra il tasso d'involo e le

precipitazioni invernali, nel periodo che precede la deposizione, evidenzia quanto il raggiungimento di un'iper-alimentazione della femmina durante l'inverno rappresenti un fattore di criticità per il successo della stagione riproduttiva. Il tasso d'involto può dipendere anche dal cainismo, tuttavia quanto emerge dal presente studio fa supporre che in questo caso sia preponderante l'aspetto della riduzione del numero di uova deposte. In conclusione questa ricerca è da intendersi preliminare a successive e più approfondite analisi aventi lo scopo di ampliare le conoscenze sugli aspetti che influenzano il risultato riproduttivo dell'Aquila reale.

Ringraziamenti – Un sentito ringraziamento va a tutti coloro che in diversi modi hanno contribuito all'attività di studio e monitoraggio di campo nel periodo in esame: Stefano Allavena, Carlo Artese, Massimo Brunelli, Giampiero Cammerini, Mario Cappelli, Valentina Capraro, Maurizio Carfagnini, Emanuela Castelli, Ciro Castellucci, Michele Cento, Michael Ceruti, Laura Confaloni, Luigi Corsetti, Alfredo Cristallini, Gianluca Damiani, Bruno D'Amicis, Gaetano De Persiis, Massimiliano De Persiis, Emiliano De Santis, Ermanno De Pisi, Ettore Di Masso, Tommaso Folchetti, Fabrizio Giucca, Paolo Greco, Roberta Latini, Gianni Lauretti, Roberto Lippolis, Claudio Manco, Luigi Marozza, Tommaso Marsella, Gabriele Mastropietro, Luca Palleschi, Marco Panella, Emanuela Peria, Andrea Pieroni, Emanuela Pucci, Annunzio Puglia, Roberto Ragno, Domenico Rossetti, Pietro Santarelli, Silvia Scozzafava, Stefano Sarrocco, Stefano Schiasci e Leonardo Songini.

BIBLIOGRAFIA

- Bahat O. & Mendelssohn H., 1996. The Long-term Effect of Precipitation on the Breeding Success of Golden Eagles *Aquila chrysaetos shomeyeri* in the Judean and Negev Deserts, Israel. In *Eagle Studies*, pp. 517-522. WWGBP, Berlin, London and Paris.
- Beecham J.J. & Kochert M.N., 1975. Breeding biology of the Golden Eagle in southwestern Idaho. *Wilson Bulletin*, 87: 506-513.
- Borgo A., 2009. Influenza delle condizioni meteorologiche sulla riproduzione di Aquila reale *Aquila chrysaetos* nelle Alpi Orientali. Primi dati. XV Convegno Italiano di Ornitologia, Sabaudia, ottobre 2009. *Alula*, XVI (1-2): 709-711.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 2004. L'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nel Lazio: 33-38. In Corsetti L. (a cura di), *Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione*. Edizioni Belvedere, Latina, 176 pp.
- Borlenghi F., 2005. Productivity of the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, in Central Apennines over 21 years. *Riv. ital. Orn.*, 75 (1): 17-22.
- Borlenghi F., 2012. Aquila reale *Aquila chrysaetos*. In: Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M. 2012. *Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio*. Quaderni Natura e Biodiversità, 2/2012 ISPRA.
- Borlenghi F., Cianconi M., Ranazzi L., 2014. Evoluzione trentennale, status e parametri riproduttivi delle coppie di Aquila reale *Aquila chrysaetos* nell'Appennino laziale (Italia centrale). *Alula*, XXI (1-2): 3-16.
- Borlenghi F., 2017. The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in the Apennines of the Lazio region (Central Italy): updates on its status. In: Fasce P., Fasce L. & Gustin M. (eds), 2017. *Proceedings of First Conference on the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* Population in Italy*. Population, Trends and Conservation. *Avocetta*, 41 (2): 73-75.
- 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: 103-106. 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 Regionale Gola della Rossa e di Frasassi, pp. 160.

- Brown L., 1976. Birds of prey: their biology and ecology. London: Hamlyn.
- Cavè A. J., 1967. The Breeding of the Kestrel, *Falco tinnunculus* L., in the Reclaimed Area Oostelijk Flevoland, Netherlands J. Zool. 18 (3): 313-407.
- Cheylan G., 1981. Introduction. In: Cheylan G. & Thibault J.C. (eds). Rapaces Méditerranéens. Annales du Centre de Recherche Ornithologiques de Provence, I: 3-5.
- Chiavetta M., 1981. I rapaci d'Italia e d'Europa. Rizzoli, Milano.
- Daouti E.L., 2017. Breeding dynamics of a Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) population in the boreal forest of Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences.
- Fasce P. & Fasce L., 1984. L'Aquila reale in Italia. Ecologia e conservazione. LIPU, Parma.
- Newton I., 1997(third printing). Population Ecology of Raptors. Poyser, Berkhamsted.
- Spinetti M., 1997 - L'Aquila reale. Biologia, etologia e conservazione. Cogecstre Edizioni, Penne.
- Steenhof K., Kochert M.N. & Mc Donald T.L., 1997. Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. Journal of Animal Ecology, 66: 350-362.
- Watson J., 1997. The Golden Eagle. T & AD Poyser. London.

DISTRIBUZIONE ED EVOLUZIONE DELLE POPOLAZIONI DI ORTOLANO *Emberiza hortulana* NIDIFICANTI IN ITALIA SETTENTRIONALE NEL PERIODO 1980-2017

PIERANDREA BRICHETTI⁽¹⁾ & NUNZIO GRATTINI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Vittorio Veneto 30 – I-25029 Verolavecchia, Brescia (pbrichetti@alice.it)

⁽²⁾ SOM, Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” – Via Montirone, 3
41037 Mortizzuolo Mirandola, Modena (cristatus@virgilio.it)

Abstract – Distribution and population size of Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* breeding in Northern Italy in the period 1980-2017. In the period 1980-2017 the breeding range of Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* has dramatically decreased in Northern Italy, especially in the areas north to the River Po since the 1970s-1980s, confirming a decrease started since the 1940s-1950s, which determined the gradual abandonment of lowland sites and of several hilly sites. In the years 2000-2017, the breeding range is restricted to single sites in the Alpine and pre-Alpine areas, between Piedmont and Veneto, and in the Northern Apennines, between Liguria and Emilia-Romagna; single lowland sites are occupied in Friuli-Venezia Giulia (prov. Pordenone) and in the eastern Po Plain, in the Verona, Ferrara and Ravenna provinces, where some sites are abandoned in recent years. The Italian nesting population was roughly estimated at 4,000-8,000 pairs in the late 1980s and at 1,500-3,000 in the years 2000-2014; in the last decade the population could be estimated between 500 and 1,500 pairs, while in Northern Italy should not exceed 200 pairs.

INTRODUZIONE

L’Ortolano *Emberiza hortulana* è specie monotipica a distribuzione euroasiatica, con una popolazione europea attualmente stimata in circa 3-7 milioni di coppie (BirdLife International, 2015, 2016), con consistenti popolazioni in Spagna, Finlandia, Polonia, Svezia e importanti popolazioni in Russia e Turchia (Hagemeyer & Blair, 1997). Migratore a lunga distanza, sverna principalmente nell’Africa sub-sahariana, con scarsi contingenti anche in Arabia meridionale.

Nel periodo 1970-1990 le popolazioni nidificanti in Europa hanno fatto registrare un trend negativo (Conrads, 1977; BirdLife International, 2004), che è proseguito in modo più evidente e drammatico nel periodo 1980-2009, quando il calo ha raggiunto l’84% (Vickery *et al.*, 2014). In Europa centro-occidentale e settentrionale il declino è iniziato già dalla metà del XX secolo, determinando un sensibile calo numerico delle popolazioni e diffuse estinzioni locali o su scala più ampia, con scomparsa in Olanda, Belgio e Svizzera e calo di quasi il 50% in Francia in un solo decennio; unica situazione in controtendenza si è registrata in Spagna nella regione della Catalogna, dove la popolazione appare in incremento nelle aree post-incendio (Brotons *et al.*, 2008; Menz *et al.*, 2009, 2012; Comolet-Tirman *et al.*, 2012).

In Italia è specie migratrice regolare e localmente nidificante, con una popolazione stimata in 1.500-3.000 coppie nel periodo 2000-2014 (Brichetti & Fracasso, 2015) e in

4.000-8.000 coppie a fine anni '80 del secolo scorso (Meschini & Frugis, 1993; LIPU & WWF, 1999). Il valore massimo di 16.000 coppie riportato in Spina & Volponi (2009) e in Nardelli *et al.*, (2015) non trova riscontro nelle letteratura consultata.

La consistenza della popolazione italiana riferibile all'ultimo decennio potrebbe essere indicativamente compresa tra 500-1500 coppie, mentre quella nidificante in Italia settentrionale non dovrebbe superare le 200 coppie. La distribuzione potenziale della specie a fine XXI secolo (2070-2099), ricostruita in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota uno spostamento verso nord e ovest dell'areale attuale, con occupazione di Corsica e Sardegna e parziale abbandono delle regioni centrali e di gran parte di quelle del versante Adriatico (Huntley *et al.*, 2007).

In Italia è migratrice e nidificante, svernante occasionale, con movimenti tra fine luglio-settembre, con picchi nell'ultima decade di agosto e ritardi sino a ottobre, e tra aprile-inizio giugno, con picchi tra fine aprile-prima decade di maggio, anticipi da fine marzo e ritardi fino a metà giugno; occasionali sono le presenze a inizio novembre (Brichetti & Fracasso, 2015).

Nel periodo 1980-2017 la specie è risultata presente in alcuni settori di Alpi e Prealpi, dell'Appennino settentrionale e centrale, con nuclei localizzati e spesso instabili sia in gruppi montuosi isolati sia in zone collinari e pedemontane, oltre che in Pianura Padana, quasi esclusivamente lungo il corso del Po, e sul carso Triestino. La distribuzione appare meno frammentata sui versanti appenninici tra la Liguria e le Marche, mentre l'attuale limite meridionale si colloca in corrispondenza del settore settentrionale dell'Appennino campano; più a sud la nidificazione è da confermare in Basilicata e Calabria sulla base di osservazioni di ♂♂ cantori a inizio anni '80 del secolo scorso in provincia di Potenza e nella zona della Sila (Brichetti & Fracasso, 2015).

Nelle regioni settentrionali le densità rilevate nel corso degli ultimi decenni in habitat ottimali di ridotta estensione variano tra 0,3-6 ♂♂ cantori/10 ha, mentre i valori decrescono sensibilmente a 1-8 maschi/km² in ambienti sub-ottimali di vasta estensione (Brichetti & Fracasso, 2015).

In Val d'Aosta, dove sono stati censiti 5 ♂♂ cantori su un percorso lineare di circa 0,5 km a 1850 m nel giugno 1983 (Bocca & Maffei, 1997), 9 ♂♂ cantori in 50 ha di vigneto e incolti a 700 m e un numero di poco inferiore a 1700 m (Framarin, 1996); nella zona del Monte Bianco densità/10 ha variabili tra 0,5 e 6 ♂♂ cantori a 1870-2000 m (Ruggieri, 2006); nelle baragge biellesi e vercellesi densità/10 ha di 1,5-2,7 ♂♂ cantori a inizio anni '80 del secolo scorso, con 27 ♂♂ territoriali censiti complessivamente nell'area baraggiva della fascia pedemontana Candelo-Gattinara; nella stessa area nel 1997 rilevati solo tre maschi in 14 ha di incolto erbaceo, in precedenza baraggia (Bordignon, 1998); in provincia di Alessandria densità di un ind./km² in coltivi asciutti con prevalenza di frumento (Aimassi & Reteuna, 2007); in provincia di Pavia densità di 0,3 coppie/10 ha in una zona collinare di 7,6 km² a vigneti e seminativi nel 1963 (Cova, 1965); in provincia di Parma 8 coppie/km² presso Rivalta e Lesignano e max. di una coppia/10/ha in un'area calanchifera a Banzola di Talignano (Ravasini, 1995, 2007); nel Lazio rilevata in tre località, tra 460-900 m su 22 controllate in ambienti erbacei regio-

nali, con una frequenza lineare di 1,6 ind./km (Boano *et al.*, 1995); in un'area campione di 42 km² tra 700 e 1400 metri sulle pendici meridionali del monte Velino (Abruzzo-Lazio), censiti nel periodo 1998-2004 in media 46,6 ♂♂ cantori, con densità di 0,11 ♂♂ cantori (range 0,14-0,06) e tendenza ad un decremento progressivo nel periodo; con una densità media di 1,34 /10 ha (Guerrieri *et al.*, 2006); in Abruzzo frequenze chilometriche di 2 e 2,4 coppie in aree aperte a 1000-1100 m sulla Maiella negli anni '70 del secolo scorso (Di Carlo & Heinze, 1978).

L'attuale areale comprende parte dell'arco alpino, incluse le zone prealpine, tra Liguria e Friuli-Venezia Giulia, la pianura veneta ed emiliano-romagnola, la maremma toscano-laziale e la dorsale appenninica (soprattutto il versante adriatico) fino alla Campania settentrionale, oltre ad un nucleo isolato nell'Appennino calabro-lucano. La superficie occupata da questo emberizide, di per sé alquanto frammentata anche per un elevato grado di isolamento delle coppie, pare aver subito una graduale e diffusa contrazione negli ultimi decenni (in particolare nella Valle Padana), sebbene segnali più incoraggianti provengano da aree in cui la specie ha mantenuto un buono stato di conservazione (Marche, Abruzzo, Molise), o si è recentemente insediata (Nardelli *et al.*, 2015).

In tempi storici era ritenuta specie migratrice e nidificante, comune e ampiamente distribuita nelle regioni settentrionali (Pianura Padana e Polesine inclusi) e centrali, apparentemente non più a sud del Lazio (Arrigoni degli Oddi, 1929). La specie risultava ancora frequente e diffusa negli anni '40-'50 del secolo scorso. Nei decenni successivi, ed in particolare tra gli anni '70-'90, è iniziato un progressivo declino a partire dalle zone pianeggianti che è andato diffondendosi nelle zone sub-ottimali, determinando sia una evidente frammentazione dell'areale sia la rarefazione o la scomparsa da gran parte della Pianura Padana e da zone marginali, come il Carso Triestino. Nella fascia pedemontana del gruppo montuoso Velino Sirente (Abruzzo) l'andamento della popolazione di maschi territoriali mostra un marcato trend negativo (-34%). Il decremento è stato registrato in particolare nelle zone caratterizzate da ecosistemi agrari più soggetti a pressione antropica e riduzione della disponibilità trofica (Santucci *et al.*, 2016). Dalle indagini MITO2000, sulla base delle oltre 100 coppie censite in media ogni anno, la specie in Italia risulta in aumento nel periodo 2000-2010 (LIPU & Rete Rurale Nazionale, 2011). Tale aumento potrebbe essere stato influenzato in modo determinante dai risultati di ricerche condotte nelle Marche tra il 2004 e il 2010, che hanno evidenziato un locale incremento (Morelli *et al.*, 2012). In effetti nei più recenti report MITO2000 il trend della specie è stato modificato in "andamento incerto" (Campedelli *et al.*, 2012).

Nidifica in ambienti erbosi, alberati e cespugliati, aperti, soleggiati e ricchi di posatoi dominanti, naturali o coltivati in modo tradizionale, preferibilmente collinari e montani, in aree con minimi estivi di precipitazioni; localmente in frutteti e vigneti degradati, alvei fluviali con alberi e arbusti sparsi, garighe, brughiere pedemontane, in prati e pascoli, zone ecotonali, pioppeti golenali, cave di terra e ghiaia, zone calanchive, aree franose in avanzato stato di colonizzazione vegetale (Brichetti & Fracasso, 2015). Risulta spesso comune nei primi stadi delle successioni post-incendio (Dale & Manceau, 2003; Menz *et al.*, 2009; Pons & Clavero, 2010). Tende ad evitare ambienti agricoli col-

tivati a monocoltura di mais, zone umide e aree antropizzate. La dieta è principalmente granivora, integrata con Coleotteri, Ortotteri e Lepidotteri.

In Pianura Padana l'ambiente preferito i tempi storici era rappresentato da zone cerealicole (mais, frumento, orzo, avena) disposte ad appezzamenti chiusi, dove le siepi, i boschetti e filari interpoderali di gelsi costituivano riferimenti utili per la delimitazione dei territori (Brichetti & Fasola, 1990).

Nidifica più diffusamente tra 500-1800 m con presenze più localizzate sia a quote inferiori fino a zone prossime alle coste marine, sia più in alto fino a 2000-2100 m sulle Alpi occidentali, con osservazione di maschi in canto fino a 2300-2400 m in Valle d'Aosta e in provincia di Cuneo (Mingozzi *et al.*, 1988; Bocca & Maffei, 1997; Ruggeri, 2006; Caula & Beraudo, 2014.). Localmente condivide l'habitat con *Anthus campestris*, *Saxicola torquatus*, *Hippolais polyglotta*, *Sylvia communis*, *Emberiza calandra*, *Emberiza cirius*, *Emberiza cia* ed alcune specie di Alaudidi.

Per quanto riguarda il grado di tutela a livello internazionale, la specie è inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), considerata SPEC 2 (BirdLife International, 2017). Nella recente versione della Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia è considerata specie in declino e considerata DD, cioè con dati insufficienti per una valutazione (Peronace *et al.*, 2012). La specie risente in modo negativo dei cambiamenti nelle tecniche di conduzione agricola: intensificazione dell'agricoltura e abbandono a lungo termine delle attività agro-pastorali di tipo tradizionale in aree marginali, collinari e montane (Gustin *et al.*, 2009; Menz & Arlettaz, 2012). Altre minacce includono l'isolamento delle popolazioni residue (aumento del rischio di estinzione) come conseguenza della frammentazione degli habitat, nonché abbattimenti e catture durante la migrazione (Hagemeyer & Blair, 1997; Bernardy, 2009).

MATERIALI E METODI

La ricerca bibliografica delle informazioni storiche e recenti sulla distribuzione e consistenza delle popolazioni italiane si è avvalsa della Banca Dati Ornitologica, versione 1900-2015 (Brichetti, 2015). Si sono inoltre consultati gli Atlanti degli uccelli nidificanti pubblicati a livello nazionale e locale, liste faunistiche e resoconti ornitologici nazionali e regionali, piani di gestione faunistica, integrati con informazioni inedite avute da collaboratori. In totale si sono consultati 275 lavori, pubblicati tra la fine del XIX secolo ed il 2017, apparsi su riviste nazionali, oltre che negli atti di convegni.

RISULTATI

Di seguito vengono elencati i dati di nidificazione certi e probabili, oltre alle osservazioni di adulti tra giugno e metà luglio raccolti nell'area considerata (Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia, Emilia-Romagna) nel periodo compreso tra gli anni '80 secolo scorso e la stagione riproduttiva 2017 (Fig. 1). Vi è comunque da tenere presente che esiste una elevata percentuale di ♂♂ cantori non appaiati, che localmente può raggiungere il 50% nelle zone marginali dell'areale e nei nuclei isolati.



Figura 1. A sinistra: areale di nidificazione in Italia settentrionale nel periodo 1980-1999, ricostruito sulla base di dati certi e probabili; si tenga conto che nell'ambito delle aree con copertura continua la reale distribuzione è più frammentata di quanto illustrato in quanto la nidificazione ha luogo solo nelle località adatte. A destra: siti di nidificazione certa e probabile nel periodo 2000-2017.

Valle d'Aosta: la distribuzione regionale è irregolare e discontinua, con una diffusione nel periodo 1998-2017 assai inferiore a quella rilevata nei decenni precedenti, in particolare alle quote più elevate. Nel periodo 2012-2014 rilevati complessivamente 32 territori (dati certi e probabili), ricadenti lungo l'asse vallivo principale nei comuni di Saint Nicolas, Saint Pierre, Quart, Nus, Verrayes e Saint Denis; il solo sito di Gimillan di Cogne, accertato nel 2007 e 2013, si trova all'interno di una valle laterale, ma non è più stato riconfermato nel 2014-2017; i siti riproduttivi si trovano in maggior parte tra 1100 e 1700 m, con max. di 2150 e 2180 m nell'alpeggio di Sécheron di Saint Nicolas (Maffei *et al.*, 2018). Nel solo fondovalle principale la consistenza rilevata negli anni '80 del secolo scorso risultava di circa 30 territori occupati da coppie o ♂♂ cantori, già ridotti a 6 nel periodo 1988-2001 (Maffei & Bocca, 2001).

Piemonte: in Piemonte e Valle d'Aosta stimate 1.000-3.000 coppie nel periodo 1994-1998 in regresso (Boano & Pulcher, 2003) con una riduzione del 49% delle unità di rilevamento occupate rispetto alla prima metà degli anni '80 del secolo scorso, Aimassi e Reteuna (2007) confermano il trend negativo già in atto in quel periodo (Mingozzi *et al.*, 1988).

In provincia di Vercelli nel giugno 1980 contati in baraggia tre ♂♂ in località Paina di Roasio e tre ♂♂ in località Chalet; nel 1980 contati 27 ♂♂ nella fascia pedemontana Candelo-Gattinara (Bordignon, 1998), dove nello stesso territorio nel 1997 furono contati solo tre ♂♂ (Bordignon, 1998). In provincia di Biella ancora molto comune e numeroso nelle baragge a inizio anni '80 del secolo scorso (Bordignon, 1982); nel 1996 contati 6 ♂♂ di cui tre sulle baragge orientali e tre sull'altopiano baraggivo di Candelo-Benna (Bordignon, 1998), ma scomparso dalle ultime zone di baraggia da inizio anni 2000 (Bordignon, com. pers.). In provincia di Novara nidificava fino ai primi anni '70 del secolo scorso nella campagne coltivate a grano, in prati e vigne. La specie si riproduceva regolarmente nella campagne di Ghemme fino ai primi anni '70, fino al 1990 sul Piano Rosa in ambiente di brughiera e fino al 1994 in campi d'avena e vicino a Fontaneto d'Agogna e sino al 1996 in coltivazioni a frumento intorno all'aeroporto di Cameri

(Bordignon, 2004; Casale *et al.*, 2017). In conclusione nelle province di Novara, Biella, Vercelli e Verbano-Cusio-Ossola le ultime prove di nidificazione risalgono a prima del 2000 (Bordignon, com. pers.). In provincia di Torino nel 2013-2015 sono note numerose segnalazioni che si localizzano nelle Valli Susa e Chisone, nella zona di Cesa-na Torinese e Sestriere (GPSO, 2015, 2016, 2017). In provincia di Asti un ♂ in canto il 31 maggio 2003 a Penango (GPSO, 2005); nel 2009 numerose segnalazioni dal comune di Casorzo ed in quelli limitrofi dove, l'1 giugno 2009, la specie era presente in 5 punti d'ascolto su 15, con un totale di 9 ♂♂ in canto (GPSO, 2010); nelle stagioni riproduttive 2010-2012 numerose segnalazioni nel comune di Casorzo e comuni limitrofi, dove in giugno la specie era presente in 7 punti d'ascolto su 15, con un totale di 11 ♂♂ in canto nel 2010, 15 ♂♂ nel 2011 e 19 ♂♂ nel 2012 (GPSO, 2011, 2012, 2013). Nel 2013 varie segnalazioni provenienti dai comuni di Grana, Casorzo e limitrofi, dove, il 15 giugno, la specie era presente in 4 punti d'ascolto su 15, con un totale di 11 ♂♂ in canto ed un massimo di 5 ♂♂ in ogni singolo punto, con altre segnalazioni in provincia di Alessandria nei comuni di Pontecurone e Momperone (GPSO, 2016). Nel 2014-2015 numerose segnalazioni provenienti dal Basso Monferrato (AT-AL), in particolare dai comuni di Casorzo, Grana, Agliano Terme e Tonco, dove in giugno, la specie era presente in 4 punti d'ascolto su 15, con un totale di 12 ♂♂ in canto nel 2014 e 14 ♂♂ nel 2015 oltre che nell'alessandrino nei comuni di Quattordio, Tortona, Alfiano Natta, Felizzano, Quargento, Viguzzolo, Momperone e Brignano Frascata (GPSO, 2017). In provincia di Cuneo distribuzione frammentata, limitata alle zone alpine e ai rilievi collinari delle Langhe, con scomparsa dalla pianura da metà anni '90 del secolo scorso; nelle vallate montane presenze discontinue più frequenti tra 1400-1800 m (max. 2300-2400 m in Valle Stura e nelle Valli Grana e Maira), con locali elevate densità di cantori (per es. 7 ♂♂ il 9 giugno 2000 in Valle Gesso tra 1550-1800 m e 3 ♂♂ il 18 giugno 2009 in Valle Tanaro a 1650 m) e recenti osservazioni in zone collinari e pianeggianti, verosimilmente riferibili a tentativi di insediamento, con 7 ♂♂ censiti a Camerana a inizio giugno 2009; sui versanti coltivati della Valle Stura ultima osservazione di un ♂ nel maggio 2001, mentre nella piana tra Moiola e Vinadio tra 650-800 m max. di 4 ♂♂ in canto il 25 maggio 2002 e ultima osservazione in periodo riproduttivo di un ♂ il 6 luglio 2003 a Forani di Aisone; nel fondovalle della valle del Po ultima segnalazione di un ♂ cantore il 12 giugno 2002 a Revello (Caula & Beraudo, 2014). Singoli ♂♂ in canto il 17 luglio 2004 a 1800 m in Alta Valle Pesio e il 28 giugno 2008 presso Monte Armetta, tre ♂♂ in canto il 18 giugno 2009 a Viozene, Briga Alta (GPSO, 2006, 2009, 2010). Sulle Alpi Marittime alcune osservazioni nel 2002-2003 relative ad alcuni ♂♂ in canto nelle località di presenza regolare: un ♂ e una ♀ il 24 maggio nella conca di Pianard (Vernante, 1500 m), un ♂ in canto il 14 giugno e il 24 luglio nel Vallone del Sabbione (1900 m, Entracque), 4 ♂♂ il 22 maggio al Gias Chiot (1700 m, Valdieri), due ♂♂ in canto il 3 giugno presso il Lago Sella inferiore (1800 m, Valdieri) e un ♂ in canto il 10 giugno al Gias della Culatta (1900 m, Entracque). Un ♂ in canto l'11 maggio 2003 nella piana di Aisone (900 m). Sempre nel cuneese varie osservazioni nel 2013-2015: Pontechianale, Valli Stura di Demonte, Briga Alta, Camerana (GPSO, 2016, 2017).

Lombardia: l'Atlante dei nidificanti (1983-1987) evidenziava una distribuzione a mosaico, interessando i vari settori in maniera molto frammentata. Alcune coppie o piccoli nuclei erano presenti in zone coltivate della bassa pianura, altre coppie erano presenti nei maggiori fondovalle, mentre la maggior parte della popolazione era insediata nella fascia collinare diffusa dall'anfiteatro gardesano alle Prealpi bergamasche, varesine e comasche (Brichetti & Fasola, 1990); nel periodo 1992-2007 venivano stimate circa 350 coppie, con tendenza al declino (Vigorita & Cucè, 2008) o 200-300 coppie (Brambilla *et al.*, 2012). Migratore regolare ma scarso nelle province di Como e Lecco, irregolare in provincia di Sondrio e accidentale in quella di Monza e Brianza; migratore regolare in provincia di Como sul Pian di Spagna, con ripetute osservazioni nel 2015 e 2016, anche con interessanti concentrazioni: c. 30 ind. l'1-2 maggio 2015 (C.R.O.S., 2016, 2017). Dato come nidificante localizzato nelle province di Como-Lecco, senza prove di certe nidificazione da alcuni anni (C.R.O.S., 2007); un ♂ in canto l'1 giugno 2008 e il 23 maggio 2009 al Monte Cornizzolo; all'Alpe Giumello un ♂ in canto il 3 giugno 2010, due ind. il 19 giugno 2010 e un ♂ in canto dal 30 maggio al 12 luglio 2012, un ♂ in canto il 21 maggio 2013 al Pian delle Betulle (C.R.O.S. 2009, 2010, 2011, 2013, 2014); in provincia di Monza e Brianza 1-2 ind. dal 17 al 21 maggio 2016 a Lazzate (C.R.O.S., 2017). In provincia di Varese nel periodo 1983-1987 censite 12-18 coppie localizzate nei comuni di Gorla minore, Cirslago e Lonate Pozzolo, oltre ad un ♂ in canto sul Monte Borgna a 950 m nel 1985 (Guenzani & Saporetto, 1988), ma nessun riscontro successivo (Gagliardi *et al.*, 2007; Aletti & Carabella, 2015). In provincia di Bergamo nel periodo 1983-1987, 4 ♂♂ in canto nel 1987 presso il Monte Albenza, più altre coppie nel basso bergamasco in aree golenali dei fiumi Brembo e Serio (Brichetti & Fasola, 1990; Cairo *et al.*, 2003) evidenziano un decremento delle segnalazioni rispetto al recente passato, con abbandono di alcuni siti collinari e pedemontani occupati negli scorsi decenni; nel periodo 2007-2012, 4 ♂♂ in canto a inizio luglio presso Culmine San Pietro e sulle pendici del Monte Sparavera (Bassi *et al.*, 2015). In provincia di Brescia nel periodo 1980-1984, stimate 50-150 coppie, con assenza da tutte le aree intensamente coltivate (Brichetti & Cambi, 1985); nidificazione accertata nel 1987 sopra Lumezzane a circa 1000 m, all'imbocco della Val Trompia presso Gussago nel 1984 ed in pianura presso Travagliato nel 1989 (Brichetti, 1992). Nel periodo 1994-1999 nessuna osservazione in periodo riproduttivo in un'area di circa 1081 km² delle province di Brescia, Cremona e Mantova (Brichetti & Gargioni, 2005). Sulle Prealpi bresciane orientali 1-2 coppie rinvenute nidificanti nel 2003-2004 (Maestri & Voltolini, 2013). In provincia di Pavia risulta migratrice e nidificante (Conca *et al.*, 2008, 2014); in forte diminuzione, con areale attuale limitato quasi esclusivamente alle aree collinari, dove evidenzia oscillazioni annuali con rare presenza nelle zone pianeggianti e pedecollinari: la popolazione veniva stimata in 50-70 coppie, anche se negli ultimi anni dovrebbero nidificare al massimo circa 50 coppie (Conca, 2017 e com. pers); nel comune di Voghera stimate 20-30 coppie nel periodo 2008-2010 (Gatti, 2011). In provincia di Cremona storicamente definito "abbondantissimo" dal Ferragni (1885) nella zona bassa pianura, con alcune coppie rilevate nel periodo 1983-1987 (Brichetti & Fasola, 1990); ancora ben presente

nella parte orientale della provincia fino a metà anni '80 del secolo scorso (Ghisellini, com. pers), con 1-5 coppie censite negli anni '90 del secolo scorso (Allegri, 2000), non più rilevate dopo i primi anni 2000 (Mantovani, com. pers.). In provincia di Mantova negli anni '80 del secolo scorso alcune coppie erano segnalate come nidificanti possibili presso Felonica sul confine ferrarese (Brichetti & Fasola, 1990). Nei mesi di maggio e giugno dal 2003 al 2014 sono stati ripetutamente osservati 1-2 ♂♂ in canto all'interno di un'area coltivata a mais e tabacco nei pressi di Ostiglia sul confine veronese (Grattini *et al.*, 2016; Novelli, com. pers.).

Veneto: nel Veneto sono state stimate 130-190 coppie nel 2003 così suddivise: 60-80 in provincia di Verona, 30-40 in provincia di Vicenza, 20-30 in provincia di Treviso, 10-20 in provincia di Belluno e 5-10 in provincia di Rovigo (Mezzavilla & Scarton, 2005). Nelle province di Treviso e Belluno stimate 100-200 coppie negli anni '80 del secolo scorso, ritenute già in declino, mentre nel 2003 la diminuzione aveva suggerito una stima di 20-30 coppie (Mezzavilla & Scarton, 2005) e di 5-10 nel 2003-2006 (Mezzavilla & Bettiol, 2007); in provincia di Treviso alcune osservazioni lungo il fiume Piave dal 20 maggio al 4 giugno 1995; osservato regolarmente dal 2 maggio 1996 al 25 settembre 1996 sul Piave presso le Grave di Ciano anche con presenza di juv. dal 5 al 12 settembre 96 (Mezzavilla *et al.*, 1999); nidificazione accertata di almeno una coppia sulle Grave di Ciano, osservata una ♀ con 5 pulli il 17 giugno 2004 (Bon *et al.*, 2005); una coppia il 15 maggio 2006 a Pederobba (Bon *et al.*, 2007) due ind. alle Grave di Ciano per qualche giorno a partire dal 18 maggio 2009 (Sighele *et al.*, 2010); un ind. a Moriago della Battaglia il 21 maggio 2013 (Sighele *et al.*, 2014); un ind. a Seonzo, Borso del Grappa il 5 giugno 2014 (Sighele *et al.*, 2015). In provincia di Verona negli anni '80 del secolo scorso si trovava ai margini dei campi coltivati e in giovani boschetti di pioppo coltivato in mezzo alla campagne dover furono trovati 2 ♂♂ in canto appartenenti a piccole nuclei di 3-4 coppie (Dini *et al.*, 1991); un ind. il 7 giugno 2003 sul Monte Baldo a 1500 m; 1-3 ind. a Velo Veronese a 1000 m, tra il 22 giugno e il 6 luglio 2008; un ind. a Cava Belloca, Tregnago il 10 e il 14 maggio 2013 (Sighele *et al.*, 2009, 2015). Nelle zone delle ex-Valli Grandi Veronesi la specie era ampiamente diffusa negli anni '60-'70 del secolo scorso, quando l'areale complessivo si estendeva nelle limitrofe province rodigina e mantovana (zona Calandre e Bergantino/Melara), mentre attualmente la popolazione si è ridotta a 15-20 coppie localizzate nella sola parte centrale dell'area nei comuni di Legnago e Cerea, aventi come punto focale l'area a nord di Torretta Veneta, mentre la nidificazione a Cava Belloca zona Finetti, non è più stata confermata negli ultimi anni, così come nelle zone limitrofe del padovano che presentano simili caratteristiche ambientali (Pesente, com. pers.). In provincia di Vicenza nidificante sul Monte Summano a Santorso dal 1977 al 1987 (Dicapi, com. pers); un ind. a Breganze il 12 maggio 2013; un ind. sul Monte Priaforà il 24 maggio 2013 (Sighele *et al.*, 2014, 2015). In provincia di Padova erano noti due siti riproduttivi tra metà anni '80-metà anni '90 del secolo scorso in un'area valliva lungo l'Adige in comune di Masi e uno sui Colli Euganei, non più occupato dopo il 1989 (Nisoria & Corvo, 1997). In provincia di Venezia una coppia

il 13 aprile 2006 in bonifica del Loncon (Bon *et al.*, 2007). In provincia di Rovigo nel periodo 1997-2003 presente in solo due località presso Stienta e sul confine mantovano veronese con 4-7 coppie (Fracasso *et al.*, 2003).

Trentino-Alto Adige: in provincia di Bolzano distribuito quasi unicamente sui versanti steppici più secchi della Val Venosta tra 500-1.000 m, dove nel corso degli anni '80 del secolo scorso ha mostrato un marcato declino (Niederfriniger *et al.*, 1996). Negli anni '70-'80 del secolo scorso nidificava regolarmente sui versanti steppici della Val Venosta anche se in numero molto basso. Il nucleo riproduttivo si trovava nella porzione centrale della valle, tra Naturno e Malles. Dagli anni '90 del secolo scorso gli avvistamenti sono diminuiti progressivamente e durante l'ultimo periodo di rilevamenti (2010-2015) ne sono stati segnalati solo quattro, con una nidificazione certa e una possibile in Val Venosta, un'osservazione a Bolzano e una in Val Pusteria; attualmente si presume possa essere estinto (Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol, 2018). In provincia di Trento sono state stimate circa 100 coppie a metà anni '90 del secolo scorso, con scomparsa o forte rarefazione in alcune valli occupate sino agli anni '90 (Pedrini *et al.*, 2005). Attualmente, a parte una osservazione del giugno 2005, non è noto nessun indizio di nidificazione (Volcan, com. pers.).

Friuli-Venezia Giulia: nel periodo 1986-1990 risultava nidificante certa in tre sole unità di rilevamento, tutte comprese nell'area di pianura (Musi, 1991), ma probabilmente la copertura era incompleta. In provincia di Pordenone negli anni '80 del secolo scorso nidificazioni certe negli ambienti magredili e in alcune zone aperte a sud della Foresta del Cansiglio (Parodi, 1987); 4 ind. nella ZPS Magredi di Pordenone il 6 maggio 2007, una coppia il 14 giugno 2008 e almeno tre ind. l'11 giugno 2011 presso Vivaro (Guzzon *et al.*, 2013; Parodi, com. pers.); 4 ♂♂ in canto nei magredi di Cordenons l'8 giugno 2003, due ind. in canto il 29 aprile 2005 (Castellani *et al.*, 2007). In provincia di Udine considerato nidificante nella R. N. Foci dello Stella (Guzzon, 2003), ma non rilevato come nidificante nel periodo 2002-2005 (Parodi, 2008). In provincia di Gorizia, dove non sono noti dati storici sulla presenza della specie, vengono stimate 5-10 coppie negli anni '90 del secolo scorso (Parodi, 1999). In provincia di Trieste singoli ♂♂ in canto il 24 maggio 2007 e il 10 giugno 2007 sul Monte Cocusso, San Dorligo della Valle, che risultano le ultime osservazioni della specie sul Carso triestino in periodo riproduttivo; si trattava di un ♂ che ha cantato per oltre un mese in zona ma senza riprodursi (Guzzon, 2013; Benussi, com. pers.).

Emilia-Romagna: in Emilia Romagna stimate circa 500-770 coppie nel periodo 1994-1997 e 500-650 nel 2001-2003 con tendenza al calo in particolare nelle aree di pianura (Marchesi & Tinarelli, 2007). In provincia di Piacenza nel periodo 1995-2000 rilevata in 11 tavolette, con 5 nidificazioni certe e 6 probabili, e maggiore diffusione lungo la fascia collinare ma localizzata nel settore montano oltre i 1000 m (Ambrogio *et al.*, 2001); negli ultimi anni appare in netto declino, con una distribuzione limitata a pochi

siti del settore collinare e montano: colline sopra Travo/Pietra Parcellara (Val Trebbia) e attorno a Pradovera, tra Val Trebbia e Val Nure (Ambrogio, com. pers.). In provincia di Parma stimate circa 200 coppie prima della metà degli '90 del secolo scorso. Rilevate nidificazioni di una coppia presso Frassinara, due ♂♂ in canto presso Soragna e Samboseto, una coppia lungo il Taro presso Madregolo, otto coppie nidificanti presso Rivalta e Lesignano, tre coppie nel 1990-1993 presso Banzola di Talignano. Attualmente scomparso dalle aree di pianura, con presenza discontinua in aree appenniniche a pascolo e incolti con siepi con presenze fino a 1200 m presso il Passo di Zibana (Ravasini, 1995, com. pers.). L'attuale popolazione parmense è stimata in 20-50 coppie, distribuite nelle aree calanchive collinari alternate a coltivazioni e localmente nei prati e pascoli residui in prossimità del crinale, mentre la specie risulta assente in pianura e molto rara nelle zone montane dove prevale il bosco; ripetute osservazioni tra metà maggio e giugno 2011-2016 nei comuni di Salsomaggiore, Medesano, Lesignano de Bagni (inclusi i calanchi di Mulazzano), Traversetolo, Terenzo, Bedonia e Corniglio (Roscelli, com. pers.).

In provincia di Reggio Emilia tra la fine degli anni '80 e i primi anni '90 del secolo scorso risultava abbastanza diffuso e regolare nelle aree calanchive collinari, dove negli anni successivi si è molto rarefatto; fino alla fine degli anni '90 del secolo scorso era presente sull'Appennino reggiano in località Valle del Rio delle Viole presso Castellarano, Castello di Canossa, Valle del Rio delle Bercemme e Valle del Rio Vico presso Canossa, Collagno (Bagni, com. pers.). Forse ancora presente con 1-2 coppie tra Scandiano/Castellarano/Baisoetra Vezzano/Albinea/Casina (Simonazzi, com. pers.). In provincia di Modena, storicamente considerato nidificante dalla collina alla montagna, ma non in pianura, dove è tutt'ora assente (Doderlein 1874; Giannella, com. pers.); qualche caso sporadico di nidificazione è stato segnalato fino ai primi anni '80 del secolo scorso tra la media e bassa pianura (Rabacchi, 1984), mentre nel periodo 1982-1990 rilevato in 6 quadrati collinari fino a 700 m (Giannella & Rabacchi, 1992); attualmente appare in forte diminuzione, con segnalazioni tra metà maggio e giugno 2011-2017 in zone calanchive dei comuni di Marano sul Panaro, Pavullo nel Frignano, Serramazzone e Sestola (Rabacchi, Ravagnani, Sirotti, com. pers.).

In provincia di Bologna nel periodo 1995-1999 era stimata una popolazione nidificante di 50-70 coppie concentrate nella pianura centro-orientale nei comuni di Malalbergo, Medicina e Molinella e nelle colline a sud-est di Bologna, nei comuni di Pianoro, Ozzano, Castel San Pietro, Casal Fiumanese e Imola (Tinarelli *et al.*, 2002); successivamente non si sono raccolti dati di nidificazione per la pianura mentre in collina la popolazione è fortemente diminuita (Tinarelli, com. pers.); presso Castel San Pietro Terme un adulto con imbeccata il 19 giugno 2005 (Bonvicini, com. pers.) e un ♂ in canto il 1° giugno 2014 (Tarozzi, com. pers.). In provincia di Ferrara presente nell'area delle Valli di Argenta e nella bonifica del Mezzano, dove vengono stimate 10-20 coppie nel 2003, successivamente apparentemente scomparse (Tinarelli, 2004; Passarella e Tinarelli com. pers.). Nell'atlante delle province di Forlì-Cesena e Ravenna stimate 16 coppie nel periodo 1995-1997, con areale comprendente gran parte delle zone a margine delle valli, sia a nord di Ravenna (Valle Mandriole) sia a sud (Ortazzo, Ortazzino, Salina

di Cervia) (Gellini & Ceccarelli, 2000); nel periodo 2004-2007 rilevate 4 coppie (Ceccarelli & Gellini, 2011), con un decremento di c. il 77% rispetto al 1995-1997 (Ceccarelli & Gellini, 2014); nei tre siti frequentati con una certa regolarità solo in quello al confine tra Brisighella e Castrocaro si sono raccolti indizi di nidificazione fino al 2016, mentre i siti di Modigliana e Sogliano sono stati apparentemente abbandonati dal 2011-2012 (Ceccarelli, com. pers.). In provincia di Rimini, dove risultava abbastanza diffusa come migratore e nidificante fino agli anni '90 del secolo scorso, ha fatto registrare un rapido declino, in particolare come nidificante lungo la fascia costiera (Talamelli, com. pers.); nel periodo 2004-2006 singole coppie sono state rilevate come nidificanti in tre aree: Monte Lupo e Monte Prediccio (San Giovanni in Marignano) e San Rocco (Verucchio) tra 50-150 m (Casini & Gellini, 2008).

Nell'Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po Emilia-Romagna (2004-2006) sono state raccolte solo tre osservazioni relative a ♂♂ in canto: 14 giugno 2006 al margine occidentale della Valle Campotto, 8 maggio 2005 nell'area tra Valle Mandriole e il mare e nel 2005 a margine della Valle Mandriole (Costa *et al.*, 2009).

Liguria: negli anni '70 del secolo scorso era considerato un migratore molto abbondante durante il transito pre-riproduttivo (Spanò & Truffi, 1987; Bonifacino, com. pers.); nell'Atlante regionale (1981-1986) risultava ancora piuttosto diffuso negli ambienti aperti con alberi sparsi tra 200-1700 m (AA.VV., 1989). In provincia di Imperia una coppia nidificante il 25 maggio 2006 sul monte Grammondo presso Ventimiglia; l'8 luglio 2010 un ♂ in canto presso Taggia; il 3 giugno 2011 nidificante presso Cervo (Liguriabirding.net). In provincia di Savona nidificante presso Testico il 3 giugno 2011 (Bonifacino, com. pers.); il 18 giugno 2013 nidificante sul Monte Acuto in comune di Ceriale e nello stesso sito un ♂ in canto il 14 maggio 2014 (Liguriabirding.net). In provincia di Genova nidificante il 20 maggio 2007 in comune di Montecanne (Liguriabirding.net); il 10 giugno 2012 nidificante nei pressi del Monte Dente (Bonifacino, com. pers.); il 6 luglio 2013 due ind. nidificanti tra S. Stefano d'Aveto e il Passo del Tomarło (Baghino, 2016).

DISCUSSIONE

In Italia settentrionale nel corso degli anni '80-'90 del secolo scorso l'areale di nidificazione risultava già alquanto frammentato, in particolare a nord del fiume Po, dove i nuclei residui erano localizzati in zone alpine, prealpine e collinari tra il Piemonte nord-occidentale e il Friuli-Venezia Giulia, con poche stazioni note in zone pianeggianti, lungo alcuni fiumi (per es. corso inferiore dell'Adda), nel Pordenonese e nel Carso Triestino. A sud del Po l'areale evidenziava una evidente continuità tra le Province di Cuneo e di Rimini, soprattutto in corrispondenza delle zone appenniniche e pre-appenniniche, con numerosi nuclei ancora presenti in pianura nelle aree golenali del Po e di alcuni affluenti, nonché in aree coltivate dell'Emilia-Romagna orientale, nelle province di Ferrara, Bologna e Ravenna. In Liguria l'areale era concentrato in tre aree appenniniche nelle province di Genova, Savona e Imperia. La situazione del periodo considerato

conferma una evidente contrazione dell'areale, accompagnata da decrementi numerici generalizzati, iniziata attorno alla metà del XX secolo, e continuata nei tre decenni successiva con la progressiva scomparsa da gran parte delle aree pianeggianti e pedemontane occupate storicamente e con l'ulteriore frammentazione dell'areale nei settori marginali collinari e montani.

La situazione rilevata nel periodo 2000-2017 conferma la progressiva contrazione dell'areale, decisamente più marcata a nord del Po, dove i residui nuclei appaiono localizzati in valli alpine (Valle d'Aosta, Provincia di Bolzano) e in aree prealpine e collinari di Lombardia e Veneto, con due soli nuclei presenti in zone pianeggianti, nella bassa pianura Veronese, in corrispondenza delle ex-Valli Veronesi e nell'area dei magredi del Pordenonese, mentre i nuclei nidificanti nel basso ferrarese rilevati fino a metà anni 2000 non sono stati successivamente confermati o riguardano solo osservazioni di cantori. A sud del Po la situazione appare meno compromessa nelle zone appenniniche, in quanto l'areale, pur ridotto e frazionato, evidenzia ancora una certa continuità tra la Liguria e la Romagna, con maggiore concentrazione di siti nelle province di Alessandria e Pavia e discrete presenze in provincia di Parma. Evidente appare la scomparsa totale dalle zone pianeggianti della Pianura Padana occidentale e centrale (Piemonte, Lombardia).

Le cause del declino generalizzato delle popolazioni nidificanti sono molteplici e in parte solo ipotizzate. La perdita di habitat è certamente una delle cause principali dell'abbandono delle zone pianeggianti e pedemontane, dove l'uso di prodotti chimici in agricoltura è molto elevato e diffuso. Il calo delle popolazioni può essere anche imputato a problemi nelle aree di svernamento, per altro non ancora perfettamente definite, causati da variazioni climatiche, perdita di habitat, avvelenamenti ambientali e impatti antropici di varia natura (Knoblauch 1954; Winstanley *et al.*, 1974; Peach *et al.*, 1991; Vepsäläinen *et al.*, 2005; Zwarts *et al.*, 2009; Vickery *et al.*, 2014).

In Italia la tendenza delle popolazioni nidificanti è al marcato e quasi generalizzato decremento, accompagnato da una riduzione e frazionamento dell'areale. L'unico dato in controtendenza riguarda i nuclei nidificanti sull'Appennino marchigiano, il cui incremento può solo avere una valenza locale. Questa tendenza negativa ha riguardato anche le popolazioni migratrici, per le quali si è rilevato un drastico calo nel numero di soggetti inanellati attorno ai primi anni '80 del secolo scorso (Spina & Volponi, 2009).

Ringraziamenti – Per le informazioni ricevute e i dati inediti ringraziamo: Andrea Ambrogio, Luca Bagni, Daniele Baroni, Enrico Benussi, Marco Bonifacino, Piero Bonvicini, Lucio Bordignon, Pier Paolo Ceccarelli, Gianni Conca, Carlo Dicapi, Carlo Giannella, Roberto Ghisellini, Marco Gustin, Giorgio Leoni, Sergio Mantovani, Roberto Parodi, Menotti Passarella, Marco Pesente, Renzo Rabacchi, Maurizio Ravasini, Andrea Ravagnani, Franco Roscelli, Fabio Simonazzi, Stefano Sirotti, Adriano Talamelli, Andrea Tarozzi, Roberto Tinarelli, Gilberto Volcan.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1989. Atlante degli uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria.
- Aimassi G. & Reteuna D., (eds), 2007. Uccelli nidificanti in Piemonte e Valle d'Aosta. Aggiornamento della distribuzione di 120 specie. Memorie Associazione Naturalistica Piemontese, 7: 80-81.

- Aletti R., & Carabella M. (a cura di), 2015. Check-list degli uccelli della provincia di Varese. Lista completa commentata e illustrata. Quaderni del Gruppo Insubrico di Ornitologia, 2/2015.
- Allegrì M., 2000. Prospetto degli uccelli nidificanti nella provincia di Cremona. Pianura, 12: 117-140.
- Ambrogio A., Figoli G. & Ziotto L., 2001. Atlante degli uccelli nidificanti nel Piacentino. LIPU Sezione Piacenza: 153.
- Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol (ed.), 2018. Atlas der Brutvögel Südtirols 2010-2015. Union, Merano.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano.
- Baghino L., 2016. Caratteri dell'Avifauna Nidificante in otto siti a prateria ed arbusteto del Parco Naturale dell'Aveto (GE). Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova, 78.
- Bassi E., Cairo E., Facchetti R. & Rota R. (a cura di), 2015. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Bergamo. Rivista del Museo Civico di Scienze Naturali "E. Caffi" Bergamo 28. Edizioni Belvedere, Latina.
- Bernardy P., 2009. Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium.
- Berg-Schlosser G. & Niederfriniger O., 1976. Ornithologische Beobachtungen im Südtiroler Unterland/Italien. Monticola, 42: 26-50.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge.
- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International, 2016. *Emberiza hortulana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22720916A89296131. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22720916A89296131.en>.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities Cambridge, UK: BirdLife International.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M., 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, Volume speciale (1-2) 1995. Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli.
- Boano G. & Pulcher C., 2003. Check-list degli Uccelli di Piemonte e Valle d'Aosta aggiornata al dicembre 2000. Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino 20: 177-230.
- Bocca M. & Maffei G., 1997. Check-list degli uccelli della Valle d'Aosta. In: Gli uccelli della Valle d'Aosta. Indagine bibliografica e dati inediti. Ristampa con aggiornamento al 1997. Regione Autonoma Valle d'Aosta: 277-284.
- Bon M., Sighele M. & Verza E., 2004. Rapporto Ornitologico per la Regione Veneto 2003. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 54 : 171-200.
- Bon M. Sighele M., Verza E. 2005. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2004. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 56 (2005): 187-211.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2007. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2006. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 54: 269-292.
- Bon M., Scarton F., Stival E., Sattin L. & Sgorlon G., 2014. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Venezia. Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale di Venezia.
- Bordignon L., 1982. Osservazioni ornitologiche nelle Baragge Biellesi. Riv. Piem. St. Nat. 3: 113-126
- Bordignon L., 1998. Gli Uccelli del Biellese. Collana Ambiente Assessorato Tutela Ambientale Provincia di Biella: 201
- Bordignon L., 2004. Gli Uccelli della Provincia di Novara. Provincia di Novara: 272 pp.
- Brambilla M., Casale F., Crovetto G. M., Falco R., Bergero V. (a cura di), 2012. Piano di monitoraggio dei Vertebrati terrestri di interesse comunitario (Direttive 2009/147/EC e 92/43/CEE) in Lombardia. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Regione Lombardia.
- Brambilla M., Gustin M., Vitulano S., Negri I. & Celada C., 2016. A territory scale analysis of habitat preferences of the declining Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. Bird Study, 63: 52-57.

- Brichetti P. & Cambi D., 1985. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Brescia (Lombardia) 1980-1984. Natura Bresciana, Monografie N. 8.
- Brichetti P. & Fasola M., 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Brichetti P., 1992. Atlante degli Uccelli Nidificanti in provincia di Brescia (Lombardia). Aggiunte 1985-1991. Natura Bresciana, 27: 201-221.
- Brichetti P. & Gargioni A., 2005. Atlante degli uccelli nidificanti nella “bassa” pianura lombarda (Italia settentrionale). Natura Bresciana, 34: 67-146.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Ornitologia Italiana. Vol 9. Emberizidae-Icteridae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P., 2015. Banca Dati Ornitologica - BDO. Bibliografia italiana, 1900-2015. Versione elettronica.
- Brotons L., Herrando, S. & Pons, P., 2008. Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. Journal of Applied Ecology, 45: 1059–1066.
- Cairo E., Ferrario E., Bassi E., Caccia M., Rota R., 2003. L'avifauna della Provincia di Bergamo: check-list aggiornata al 2001 e caratterizzazione fenologica. Riv. Mus. Civ. St. Nat. “E. Caffi” Bergamo 21: 47-85.
- Campedelli T., Buvoli L., Bonazzi, P., Calabrese L., Calvi G., Celada C. & Florenzano G. T., 2012. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000-2011. Avocetta, 36 (2), 121-143.
- Casale F., Rigamonti E., Ricci M., Bergamaschi L., Cennamo R., Garanzini A., Mostini L., Re A., Toninelli V. & Fasola M., 2017. Gli uccelli della provincia di Novara (Piemonte, Italia): distribuzione, abbondanza e stato di conservazione. Riv. ital. Orn. 87: 3-79.
- Casini L. & Gellini S. (red.), 2008. Gli Uccelli nidificanti. In: “Atlante dei Vertebrati tetrapodi della provincia di Rimini”. Provincia di Rimini: 356-357.
- Castellani R., Kravos K. & Sava S., 2007. 1° Resoconto ornitologico del Friuli Venezia Giulia: anni 2003, 2004 e 2005. Pub. N. 2 ASTORE-FVG.
- Caula B., Peraudo P.L., Toffoli R., 2005. Gli uccelli della Provincia di Cuneo. Lab. Terr. Ed. Amb. – Museo Civico Craveir di Storia Naturale, Bra.
- Caula B. & Beraudo P. L., 2014. Ornitologia Cuneese. Indagine bibliografica e dati inediti. Primalpe, Cuneo: 694 pp.
- Ceccarelli P. P. & Gellini S., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forli-Cesena e Ravenna. (2004-2007). S.T.E.R.N.A., Forli.
- Ceccarelli P. P. & Gellini S., 2014. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forli- Cesena e Ravenna (2004-07). Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 318-320.
- Comolet-Tirman J., Jiguet F. & Sibley J.P., 2012. Status et tendances en France du Bruant ortolan *Emberiza hortulana*. Muséum Nat. d’Histoire Naturelle, Paris (Rapport SPN 2012-25): pp. 48.
- Conca G., Ferlini F. & Vigo E., 2008. Elenco degli uccelli della provincia di Pavia. Pianura. 22: 87-126.
- Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere, Latina, “ le scienze” (28). 336 pp.
- Conrads K., 1977. Ergebnisse einer mittelfristigen Bestandsaufnahme (1964-1976) des Ortolans (*Emberiza hortulana*) auf einer Probefläche der Senne (Ostmünsterland). Die Vogelwelt, 98, 81–105.
- Costa M., Ceccarelli P.P., Gellini S., Casini L. & Volponi S., 2009. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po Emilia-Romagna (2004-2006). Parco del Delta del Po Emilia-Romagna: 352-353.
- Cova C., 1965. Ornitologia pratica. Hoepli. Milano.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. The Birds of the Western Palaearctic. Vol. 9. Oxford University Press, Oxford, UK.
- C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Bazzi G., Bazzi L., Nava Al., Ornaghi F. & Brigo M., 2009. Annuario CROS 2008. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta, Varenna – Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
- C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Bazzi G., Bazzi L., Nava Al., Ornaghi F. & Brigo M.), 2010. Annuario

- CROS 2009. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta, Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
- C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Bazzi G., Bazzi L., Nava Al., Ornaghi F. & Brigo M.), 2011. Annuario CROS 2010. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta, Varenna – Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Barattieri M. & Nava Al.), 2013. Annuario CROS 2012. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Barattieri M. & Ornaghi F.), 2014. Annuario CROS2013. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Barattieri M., Bazzi G. & Sassi W.), 2015. Annuario CROS 2014. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Barattieri M. & Bazzi G.), 2016. Annuario CROS 2015. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P. & Barattieri M.), 2017. Annuario CROS 2016. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale “L. Scanagatta”, Varenna.
 - Dal Fiume C., 1897. Contributo allo studio dell’avifauna del Polesine: Elenco delle specie d’Uccelli osservate, coi nomi volgari locali e Colle notizie sulla frequenza - Stab. Tip. Prosperini.
 - Dale S. & Manceau N., 2003. Habitat selection of two locally sympatric species of Emberiza buntings (*E. citrinella* and *E. hortulana*). Journal fur Ornithologie, 144, 58–68.
 - De Franceschi P., 1991. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Verona (Veneto) 1983-1987. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona. II Serie. Sez. A: Biologica, 9: 93-94.
 - Dentesani B., 1989. Interessanti casi di nidificazione lungo un tratto del Torrente Torre (Friuli-Venezia Giulia). Riv. ital. Orn., 59: 293-296.
 - Di Carlo E. A. & Heinze J., 1978. Gli uccelli nidificanti sul massiccio della Maiella (Abruzzo) (Ultima Parte). Uccelli d’Italia 3, 49:66.
 - Dini V., Pesente M. & Sandrini A., 1991. Nidificazioni interessanti nel basso veronese. Boll. Mus. civ. St. nat. Verona, 15: 373-378.
 - Doderlain P., 1874. Prospetto generale e comparato delle specie d’uccelli avvertite sinora nelle province di Modena, di Reggio Emilia e nella Sicilia. Avifauna del Modenese e della Sicilia. Tip. Francesco Lao, Palermo. 5 pp.
 - Ferragni O., 1885. Avifauna cremonese, Cremona, Tip. Ronzi e Signori, 1885. Supplemento all’Avifauna cremonese, Cremona, Tip. Ronzi e Signori, 1886.
 - Fracasso G., Verza E. & Boschetti E. (a cura di), 2003. Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Rovigo. Provincia di Rovigo.
 - Framarin F., 1996. Gli uccelli del Gran Paradiso. Parco Nazionale Gran Paradiso: 1-176.
 - Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D.G., Saporetto F. & Tosi G. (a cura di) 2007. Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005. Prov. di Varese, Civ. Museo Insubrico di St. Nat. di Induno Olona e Univ. dell’Insubria di Varese.
 - Gatti F., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Voghera - PV. Opis Pubblicità, Voghera.
 - Glutz VonBlotzheim U.N. & Bauer, K.M., 1997. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Emberizidae-Icteridae, Vol. 14/3-AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany.
 - Giannella C. & Rabacchi R., 1992. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Modena (1982-1990). Relazione sullo stato dell’ambiente in Provincia di Modena N. 3. Provincia di Modena e SOM.
 - Gellini S. & Ceccarelli P.P., 2000. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (1995-1997). STERNA. Amm. Prov. Forlì-Cesena e Ravenna.
 - GPSO (red. Alessandria G., Boano G., Della Toffola M., Fasano S., Pulcher C. & Toffoli R.), 2004. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte-Valle d’Aosta, 2002. Rivista piemontese di Storia naturale, 25, 2004: 391-430.
 - GPSO (red. Alessandria G., Boano G., Della Toffola M., Fasano S. & Pulcher C.), 2005. Resoconto Or-

- nitologico per la Regione Piemonte-Valle d'Aosta, 2003. Rivista piemontese di Storia naturale, 26, 2005: 321-360.
- GPSO (red. Alessandria G., Boano G., Della Toffola M., Fasano S. & Pulcher C.), 2006. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte-Valle d'Aosta, 2004. Rivista piemontese di Storia naturale, 27, 2006: 349-392.
 - GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2009. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte-Valle d'Aosta, 2007-2008. Rivista piemontese di Storia naturale 30, 2009: 225-288.
 - GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2010. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta, 2009. Rivista piemontese di Storia naturale, 31, 2010: 279-329.
 - GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2011. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta, 2010. Rivista piemontese di Storia naturale, 32, 2011: 297-351.
 - GPSO (red. Alessandria G., Assandri G., Caprio E., Fasano S. G. & Pavia M.), 2013. Resoconto ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta Anno 2012. Rivista piemontese di Storia naturale, 34, 2013: 307-366.
 - GPSO (red. Assandri G., Bocca M., Caprio E., Fasano S.G., Pavia M.), 2016. Resoconto ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta. Anno 2013. Tichodroma, 2: 5-81.
 - GPSO (red. Fasano S.G., Alessandria G., Assandri G., Caprio E., Pavia M.), 2017. Resoconto ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta. Anno 2014. Tichodroma, 4: 1-71.
 - GPSO (red. Fasano S.G., Alessandria G., Assandri G., Caprio E., Pavia M.), 2017. Resoconto ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d'Aosta. Anno 2015. Tichodroma, 5: 1-70.
 - Grattini N., Novelli F. & Bellintani S., 2016. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia-settentrionale). Aggiunte a tutto il 2015. Natura Bresciana, 40: 99-116.
 - Groppali R. & Camerini G., 2006. Uccelli e campagna - conservare la biodiversità di ecosistemi in mutamento. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 385 pagine.
 - Gruppo NISORIA, 1994. Atlante degli uccelli nidificanti nella Provincia di Vicenza. Gruppo Vicentino di Studi Ornitologici NISORIA. Vicenza: 140.
 - Guenzani W. & Saporetti F. (eds.), 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Varese (Lombardia) 1983-1987. LIPU Sezioni varesine. Varese.
 - Guerrieri G., Miglio M. & Santucci B., 2006. Habitat e riproduzione dell'Ortolano, *Emberiza hortulana*, in ambienti agricoli marginali dell'Italia centrale. Riv. ital. Orn., 76: 47-68.
 - Guzzon C., 2003. Monitoraggio ornitologico e check-list delle specie della Riserva Naturale Regionale delle Foci dello Stella, Marano Lagunare 1998-2002 - Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia.
 - Guzzon C., Kravos K., Parodi R., Sava S., Toller M. & A.ST.O.R.E.-FVG, 2013. Resoconto ornitologico del Friuli Venezia Giulia, Anni 2006-2011. Comune di Udine, Museo Friulano di Storia Naturale.
 - Hagemeyer W. J. M., & Blair M. J., 1997. The EBCC Atlas of European breeding birds. T. e A.D. Poyser, London.
 - Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions, Barcelona.
 - LIPU e WWF., 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 69: 3-43.
 - LIPU e Rete Rurale Nazionale, 2011. Lo stato degli uccelli comuni in Italia. MIPAAF.
 - Madge S. & Sharpe C.J., 2016. Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds), Handbook of the Birds of the World Alive, Lynx Edicions, Barcelona.
 - Maestri F. & Voltolini L., 2013. Biologia riproduttiva della Tottavilla (*Lullula arborea*) sulle Prealpi bresciane e gardesane. Natura Bresciana, 38: 109-125.
 - Maffei G. & Bocca M., 2001. Indagine sugli uccelli del fondovalle valdostano. Rev. ValdôtaineHist. Nat., 55: 127-174.
 - Maffei G., Baroni D. & Bocca M., 2018. Uccelli nidificanti in Valle d'Aosta. Distribuzione, ecologia, fenologia e conservazione. Testolineditore, Sarre (Aosta).

- Menz M. H. M., Brotons L. & Arlettaz R., 2009. Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. *Ibis*, 151: 752-761.
- Menz M.H. M. & Arlettaz R., 2012. The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx*, 46(1): 122-129.
- Meschini E. & Frugis S. (red.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 280.
- Mezzavilla F., Stival E., Nardo A. & Roccaforte P., 1999. Rapporto Ornitologico Veneto Orientale, Anni 1991-1998. Centro Ornitologico Veneto Orientale. Montebelluna. Pp. 60.
- Mezzavilla F. Scarton F., 2005. Status in Veneto degli Uccelli nidificanti ed applicazione di indici in alcune Zone di Protezione Speciale (ZPS) del Veneto. *Natura Vicentina*, 7(2003): 17-26.
- Mezzavilla F. & Bettiol K., 2007. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti: 125.
- Mingozzi T., Boano G., Pulcher C. & coll., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta 1980-1984. Monografie VIII. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino.
- Morelli F. Pruscini F. & Furlani M., 2012. Declining in Europe but increasing in Italy? Preliminary indications of a possible increase of Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in Central Italy. *Alula*, 19:87-96.
- Musi F., 1991. Inventario faunistico regionale permanente. Primi risultati relativi al periodo riproduttivo 1986-1990. Reg. Autonoma Friuli-Venezia Giulia.
- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S. & Serra L., 2015. Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, Serie Rapporti, 219/2015.
- Niederfriniger O., Schreiner P. & Unterholzner L., 1996. Atlas der Vogelwelt Südtirols (Edizione italiana 1998). Arbeitsgemeinschaft für vogelkunde und Vogelschutz Südtirol. Tappeiner/Athesia, Bolzano.
- Nisoria & Corvo, 1997 (Gruppi). Atlante degli uccelli nidificanti nella Provincia di Padova. G. Padovan Editore, Vicenza.
- Parodi R., 1987. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Pordenone (Friuli-Venezia Giulia). Quad. N. 1 Museo Civ. St. Nat. Pordenone.
- Parodi R., 1999. Gli uccelli della provincia di Gorizia. Pubblicazione N. 42. Museo Friulano di Storia Naturale. Comune di Udine.
- Parodi R., 2004. Avifauna in provincia di Pordenone. Provincia di Pordenone.
- Parodi R., 2008. Avifauna del Comune di Udine. Pubbl. N. 51. Museo Friulano Storia Naturale. Comune di Udine.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S., 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica, 80 (2003), suppl. 2:692 pp.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11-58.
- Pons P. & Clavero M., 2010. Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation*, 13: 294-305.
- Rabacchi R., 1984. Guida agli uccelli e alla natura della provincia di Modena. LIPU e Amm. Prov. Modena, Vignola.
- Ravasini M., 1995. L'Avifauna nidificante nella provincia di Parma. Ed. Tipolitotecnica, Sala Baganza.
- Ravasini M., 1997. Situazione dell'avifauna nella Provincia di Parma, aggiornamento 1997. Atti workshop Esplorazioni Naturalistiche nel Parmense. Quaderni di documentazione del Parco del Taro, vol. 1: 58-62.
- Ravasini M., 2007. L'Oasi Lipu Torrile. Silva Ed., Parma, 2007.
- Ruggieri L., 2006. Gli uccelli del Monte Bianco. Edizioni BirGuide, Torino.

- Salvadori T., 1872. Fauna d'Italia. Vallardi, Milano.
- Santucci B., Miglio M. & Pulvirenti A., 2016. Andamento pluriennale della popolazione di maschi territoriali di Ortolano *Emberiza hortulana* in un'area dell'Appennino centrale. Uccelli d'Italia, 41: 101-106.
- Sighele M., Bon M. & Verza E., 2009. Rapporto Ornitologico per la Regione Veneto 2008. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 60; 143-168.
- Sighele M., Bon M. & Verza E., 2010. Rapporto Ornitologico per la Regione Veneto 2008. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 61; 83-115.
- Sighele M., Bon M. & Verza E., 2014. Rapporto Ornitologico per la Regione Veneto 2014. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, 65: 181-213.
- Sighele M., Bon M. & Verza E., 2015. Rapporto Ornitologico per la Regione Veneto 2014. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, 66: 79-110.
- Spanò S. & Truffi G., 1987. Gli uccelli della Liguria occidentale. Regione Liguria.
- Spina F. & Volponi S., 2009. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 2. Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma. 632 pp.
- Tinarelli R., Bonora M. & Balugani M., 2002. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Provincia di Bologna (1995-1999) - Comitato per il Progetto Atlante Uccelli Nidificanti nella Provincia di Bologna. Su CD-ROM.
- Vepsäläinen V., Pakkala T. & Piha M. & Tiainen J., 2005. Population crash of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. Ann. Zool. Fenn., 42:91-107.
- Vicario G., 2003. Monitoraggio ornitologico e check-list delle specie della Riserva Naturale regionale Valle Canal Novo. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia.
- 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.
- Vickery J.A., Ewing, S.R., Smith K.W., Pain D.J., Bairlein F., Škorpilová J. & Gregory R.D., 2014. The decline of Afro-Palaeartic migrants and an assessment of potential causes. Ibis, 156: 1-22.

REVISIONE E AGGIORNAMENTO DELLE CONOSCENZE SULLA PRESENZA DEL SACRO *Falco cherrug* NEL LAZIO

EMANUELE GUIDO CONDELLO

SROPU - Via Roccaromana 34, 00177 Roma (egcondello@yahoo.it)

Abstract – Review and update of the study of the Saker *Falco cherrug* presence in the Lazio region (Central Italy). Lazio is one of the Italian regions where the Saker is observed more regularly. This article collects, integrates and updates the records on the presence of this species in Lazio up to winter 2017/2018. Until 2004, this falcon was classified as an accidental bird in this region and less than ten records were reported. After 2004, observations of this species in the Lazio region have increased thus this falcon has been classified as a regular migratory and wintering bird (Tab. 1). This change has also been confirmed by data obtained through satellite tracking based projects carried out in Central Europe (Tab 2). The falcons observed are almost always *juvenile* birds. Many records come from Maccaresse, Fiumicino (RM) in the Natural State Reserve of the Litorale Romano, located west of the city of Rome. In this area longer stays have been recorded and several cases of wintering have been verified. During winter 2017/2018, three different Sakers have been observed several times (Tab. 3 and Fig. 1, 2 and 3). Two of these birds, ringed on the left leg, were most likely coming in from Hungary.

INTRODUZIONE

Il Sacro *Falco cherrug* è una specie politipica a distribuzione centroasiatico-pontica. In Italia è considerato un migratore regolare e uno svernante regolare (Brichetti & Fracasso, 2013). Nella recente Lista Rossa IUCN è classificato “Endangered” con una popolazione considerata globalmente in diminuzione (BirdLife International, 2017). Dal 2006, è oggetto di vari progetti LIFE finanziati dalla Comunità Europea (www.sakerlife.mme.hu/intro.html). Nel Lazio, era considerata una specie accidentale con otto segnalazioni note sino al 2002 (Brunelli & Fraticelli, 2002). Successivamente, in funzione del maggior numero di segnalazioni, il suo stato venne rivisto considerandolo una specie migratrice regolare e svernante (Brunelli & Fraticelli, 2010).

La popolazione europea del Sacro nidifica in due aree separate: nell’Europa centrale ed in particolare nella Pianura Pannonica (Romania occidentale, Serbia, Croazia, Ungheria, Slovacchia, Austria e Repubblica Ceca) e nell’Europa orientale comprendente Ucraina meridionale, Moldavia, Romania orientale, Russia con estensioni sino alla parte europea del Kazakistan, Turchia e Georgia (Prommer *et al.*, 2012).

Studi condotti mediante progetti di inanellamento e tracciamento satellitare in Europa centrale hanno confermato che l’Italia è interessata da movimenti migratori, ma rappresenta anche un territorio significativo di svernamento per quella parte di popolazione che lascia in autunno i territori di nidificazione (Prommer *et al.*, 2012). Le più importanti aree di svernamento italiane del Sacro si trovano in Italia meridionale e centrale (Corso & Harris, 2012). In quest’ultima, l’area in cui è stata rilevata con maggiore continuità

la presenza del Sacro, negli ultimi quindici anni, è il Lazio ed in particolare la Riserva Naturale Statale del Litorale Romano intorno a Maccarese, Fiumicino (RM). In questo lavoro sono raccolti, integrati ed aggiornati i dati di presenza della specie nel Lazio sino alle osservazioni di tre diversi individui durante la stagione invernale 2017/'18.

METODI

I dati discussi in questo lavoro, oltre che da osservazioni personali dirette, sono stati ricavati da passati resoconti ornitologici, raccolte di segnalazioni ed annuari di birdwatching. Si è inoltre attinto alle informazioni circolate nelle consolidate mail list di EBN Italia (EuroBirdNet Italia) e GRoB (Gruppo Romano di Birdwatching), nonché ad alcuni dati inediti. Sono state analizzate e confrontate fotografie rese disponibili dagli autori anche attraverso pubblicazione su gruppi o profili Facebook, indagando direttamente con gli stessi, sulle date ed i luoghi di scatto. È stata consultata la galleria del sito GRoB (www.grob.altervista.org) contenente fotografie di Sacro scattate nel Lazio e sono state visionate le immagini di Sacro presenti nel portale Ornitho.it (www.ornitho.it). Dove possibile, dalle fotografie disponibili, è stata desunta l'età dell'esemplare integrando, in tal modo, i dati bibliografici. Per le informazioni relative ai Sacri monitorati mediante apparati satellitari, sono stati consultati i siti www.satellitetracking.eu e www.sakerlife.mme.hu/en/gmap.

RISULTATI E DISCUSSIONE

In Tab. 1 sono riassunti i dati bibliografici di osservazione di Sacro nel Lazio sino a marzo 2017, integrate da alcune segnalazioni inedite. Questi dati interessano solo due provincie, quella di Roma e quella di Latina e riguardano individui sia migratori sia svernanti. La maggior parte di queste segnalazioni proviene dall'area intorno a Maccarese, Fiumicino (RM), nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano dove sono stati registrati i periodi di permanenza più lunghi. Inoltre, quando è stata rilevata l'età del falco osservato, si è sempre trattato di esemplari nati nell'immediata stagione riproduttiva precedente alla data di osservazione.

In letteratura, le prime cinque segnalazioni di Sacro nel Lazio risalgono al periodo 1860-1967, nessuna di queste ricade nell'area dell'attuale Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (Brunelli, 1997). Per avere la sesta segnalazione laziale di Sacro occorre arrivare sino a dicembre 1999, periodo in cui sono stati segnalati due esemplari giovani (juv.): uno rinvenuto ferito da un colpo di fucile da caccia a Nord di Roma (Brunelli & Sorace, 1999); l'altro ha svernato nell'area di Maccarese sino ai primi di aprile dell'anno successivo, divenendo la prima segnalazione nota di Sacro nella suddetta riserva ed il primo caso accertato di svernamento laziale della specie (Demartini, 2000).

Dal 2002, le segnalazioni laziali diventano più frequenti con un secondo caso di svernamento di Sacro nell'area di Maccarese avvenuto nell'inverno 2002/'03, con permanenza dal 8 novembre 2002 ai primi di febbraio 2003 (Brunelli & Sorace 2002; Ruggeri, 2004); anche in questo caso, si è trattato di un individuo juv.

Durante l'inverno 2006/'07 è stato possibile accertare la presenza contemporanea

Tabella 1. Osservazioni di *Saker Falco cherrug* nel Lazio sino a marzo 2017. Tranne quelli antecedenti al 1999, i dati sono raggruppati in periodi che tipicamente vanno da settembre ad aprile dell'anno successivo e si riferiscono ad esemplari sia migratori che svernanti. L'età indicata in corsivo è stata desunta dalle fotografie disponibili integrando così i dati bibliografici citati. *Observations of Saker Falco cherrug in the Lazio region up to March 2017.*

| Periodo | Data | Località | Numero | Età | Osservatori | Riferimento bibliografico |
|-----------|-----------------------|-----------------------------|--------|------|---|---|
| 1860/1967 | 1860 | Mercato di Roma (RM) | - | - | - | Brunelli, 1997 |
| | 18/08/1899 | Castel Giubileo (RM) | - | - | - | |
| | 03/03/40 | Ciserna (LT) | - | - | - | |
| 1999/2000 | 09/04/59 | Isola di Zannone (LT) | - | - | - | Brunelli e Sorace, 2002 Demartini, 2000 |
| | 19/04/67 | Isola di Zannone (LT) | - | - | - | |
| | 20/12/99 | Montetondo Scalo (RM) | 1 | juv. | J. Cecere, F. Fraticelli et al. L. Demartini et al. | |
| 2002/2003 | 19/12/1999-04/04/2000 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | - | Brunelli e Sorace, 2002 |
| 2003/2004 | 08/11/02 | Maccarese (RM) | 1 | - | S. Ricci | Brunelli e Sorace, 2002 |
| 2004/2005 | 1/12/2002-01/02/2003 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | R. Gildi, G. Ciccosto et al. | Ruggieri, 2004 |
| | 09/10/03 | Ostia Antica (Roma) | 1 | - | L. Demartini | Ruggieri, 2005 |
| 2005/2006 | 03/11/04 | Maccarese (RM) | 1 | - | R. Gildi | Ruggieri, 2006 |
| | 06/01/05 | Maccarese (RM) | 1 | - | E.G. Condello, R. Molajoli, R. Lippolis R. Molajoli, R. Gildi M. Biondi | |
| | 11/09/05 | PN Circeo (LT) | 1 | - | A. Pezzarossa | |
| 2006/2007 | 04/04/06 | Cerveteri (RM) | 1 | - | - | Pezzarossa, com. pers. |
| | 15/10/2006-31/12/2006 | Maccarese (RM) | 2 | juv. | R. Gildi, E.G. Condello et al. | Ruggieri & Sighele, 2007 |
| 2008/2009 | 01/01/2007-15/02/2007 | Maccarese (RM) | 1-2 | juv. | R. Gildi et al. | Ruggieri & Sighele, 2008 |
| | 02/11/08 | Tofia (RM) | 1 | - | P. Harris | Ruggieri & Sighele, 2009 |
| 2009/2010 | 09/11/2008-24/11/2008 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | S. Hueting, R. Ragno, M. Biondi | Nicolli et al., 2010 |
| | 28/02/09 | PN Circeo (LT) | 1 | - | F. Fraticelli et al. | |
| 2010/2011 | 01/02/10 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | R. Scrocca | Nicolli et al., 2011 |
| | 27/11/10 | Ris. Decima Malafede (Roma) | 1 | - | M. Trota | |
| 2011/2012 | 18/11/2011-19/11/2011 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | S. Hueting et al. | Nicolli et al., 2012 |
| | 15/12/11 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | S. Hueting et al. | |
| 2012/2013 | 12/01/12 | Le Vignole (Roma) | 1 | - | M. Biondi | Biondi, com. pers. |
| | 12/11/2012-24/12/2012 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | R. Scrocca, S. Hueting et al. | |
| 2013/2014 | 28/04/13 | Maccarese (RM) | 1 | - | P. Gianpaolotti, E. Mattei | Nicolli et al., 2014 |
| | 27/10/2013-03/11/2013 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | G. Arduini, M. Grylle | |
| 2014/2015 | 06/12/14 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | S. Hueting | Nicolli et al., 2015 |
| | 01/01/2015-14/02/2015 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | S. Hueting | |
| 2015/2016 | 15/10/2015-27/10/2015 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | R. Gildi | Nicolli et al., 2016 |
| | 28/10/15 | Ventotene (LT) | 1 | - | V. Alfano | |
| 2016/2017 | 13/01/16 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | M. Cento, G. Ascione | Nicolli et al., 2017 |
| | 05/02/16 | Maccarese (RM) | 1 | juv. | F. Porfiri | |
| 2016/2017 | 12/01/17 | Maccarese (RM) | 1 | - | S. Di Carlo | Porfiri, com. pers. Di Carlo, com. pers. |
| | 17/03/17 | Ris. Torre Flavia (RM) | 1 | - | R. Scrocca | |
| | 18/03/17 | Maccarese (RM) | 1 | - | M. Rossi | Rossi, com. pers. |

intorno a Maccarese di due differenti individui juv., a partire dal 25 novembre 2006 (oss. pers.). Questi hanno svernato assieme nell'area con permanenza di entrambi sino al 9 gennaio 2007 e, di almeno un singolo individuo, sino al 15 febbraio dello stesso anno (Ruggieri & Sighele, 2007, 2008).

A partire dal 2007, nel corso del progetto LIFE06 NAT/HU/000096 coordinato in Ungheria dal Bukk National Park, alcuni Sacri sono stati dotati di trasmettitore satellitare. I movimenti di quattro di questi falchi hanno interessato anche il Lazio; nella Tab. 2 sono riassunte alcune informazioni che si possono trarre dal loro tracciamento satellitare. In particolare, per la stagione 2008/'09, si può affermare che una femmina juv. (Romi), nata in Slovacchia, si sia trattenuta a Sud e ad Ovest di Roma, svernandovi, dagli inizi di novembre 2008 agli inizi di aprile '09 (Sighele & Janni, 2010) frequentando, nella seconda metà di marzo 2009, anche l'area di Maccarese. A questo esemplare, a novembre 2008, se n'è aggiunto almeno un secondo, un'altra femmina juv. (Julia), questa volta di origine ungherese, che però non ha svernato nel Lazio.

A partire dalla seconda decade di novembre 2012, un altro esemplare juv. è stato osservato a Maccarese con regolarità sino al 24 dicembre 2012 (Nicoli *et al.*, 2013). L'esemplare era marcato con un anello metallico posto sul suo tarso sinistro (ben visibile, ma non leggibile, in una fotografia di A. Senese del 20 novembre 2012): il tipo di marcaggio permette di ipotizzare per questo esemplare una probabile origine ungherese (Prommer M., com. pers.).

Tabella 2. Permanenza nel Lazio di Sacri *Falco cherrug* seguiti con trasmettitore satellitare nel progetto LIFE06 NAT/HU/000096 coordinato dal Bukk National Park. Le informazioni sono state ottenute dai tracciamenti dei singoli falchi pubblicamente consultabili nei siti web www.satellitetracking.eu e www.sakerlife.mme.hu/en/gmap. *Permanence in the Lazio region of Sakers Falco cherrug, tracked with satellite transmitter within the project LIFE06 NAT/HU/000096 coordinated by the Bukk National Park. These informations are obtained from the tracking of individual falcons publicly available on the websites www.satellitetracking.eu and www.sakerlife.mme.hu/en/gmap.*

| Periodo | Esemplare | Sesso | Età | Permanenza nel Lazio |
|---------|-----------------|---------|------|---|
| 2007/08 | Barnabas | Maschio | juv. | Inanellato in Ungheria, è arrivato in Abruzzo, attraversando l'Adriatico, il 25/09/07; nello stesso giorno, ha attraversato l'Italia centrale ed è giunto nel Lazio presso Tivoli (RM). Il 26/09/07 è arrivato sulla costa tirrenica, probabilmente tra Anzio (RM) e Latina, dormendo presumibilmente sulle Isole Pontine. Il giorno successivo ha attraversato il Tirreno verso la Sicilia dove ha svernato per sei stagioni invernali consecutive (dal 2007/08 al 2012/13) |
| 2008/09 | Romi | Femmina | juv. | Inanellata in Slovacchia, è giunta nelle Marche il 06/11/08 attraversando l'Adriatico. Il 07/11/08 era in provincia di Roma, permanendo a Sud della capitale fino al 30/01/09. Dai primi di febbraio si sposta prevalentemente ad Ovest di Roma, portandosi a Sud, nell'area precedentemente frequentata, solo per alcuni giorni. Nella seconda metà di marzo, frequenta anche le aree intorno a Maccarese (soprattutto tra il 18 ed il 21 ed il 29 ed il 30 marzo) e la zona ad Ovest del Lago di Bracciano (tra il 25 ed il 28 marzo). Lascia il Lazio il 02/04/09 per attraversare l'Adriatico, partendo dal Pesarese, il 04/04/09 |
| | Julia | Femmina | juv. | Inanellata in Ungheria, è arrivata nelle Marche dall'Adriatico il 18/11/08 dormendo nel Lazio a Nord Ovest del Lago di Bracciano. Il 19/11/08, probabilmente passando presso Ladispoli (RM), ha sorvolato anche il Tirreno raggiungendo così la Sardegna Sud-Orientale e permanendo sull'isola sino al 21/11/08; il 22/11/08 era nuovamente presso il Lago di Bracciano, lasciando il Lazio il giorno successivo diretta verso l'Umbria dove ha svernato, ma solo dalla seconda metà di dicembre, dopo essere stata in Austria |
| 2009/10 | Lucia | Femmina | juv. | Inanellata in Slovacchia, il 15/10/09 ha attraversato l'Adriatico per giungere in Italia poco a Nord del Conero. Il 16/10/09 ha sorvolato Roma per poi giungere al promontorio del Circeo. Il 17/10/09 ha volato sino alle Isole Pontine per poi rientrare sulla costa probabilmente presso Anzio (RM). Il 18/10/09 era a Sud di Roma, il 19/10/09 era lungo l'A1 a Sud di Fiano Romano rimanendo in zona sino al 24/10/09 giorno in cui non si registrano più spostamenti |

Un altro caso di svernamento nell'area di Maccarese si può ipotizzare per la stagione 2014/'15, con osservazioni di almeno un juv. da dicembre 2014 sino a circa metà febbraio dell'anno successivo (Nicoli *et al.*, 2015, 2016).

Ad ottobre 2015 è stato segnalato e fotografato attorno a Maccarese un juv. Sacro dotato di anello sul tarso sinistro (visibile in una fotografia dell'autore del 25 ottobre 2015). Anche in questo caso, il codice sull'anello non è leggibile, ma il tipo di marcaggio permette di ipotizzare nuovamente una probabile origine ungherese del falco (Prommer M., com. pers.). Questo esemplare ha svernato nell'area ed è stato osservato e fotografato con regolarità sino ai primi di febbraio dell'anno successivo (fotografia di F. Porfiri del 5 febbraio 2016).

Nella stagione 2017/'18, le segnalazioni di Sacro sul Litorale Romano sono state più abbondanti e spesso accompagnate da fotografie. In particolare, grazie alla disponibilità di cospicuo materiale fotografico, è stato possibile stabilire che almeno tre diversi esemplari juv. di questo falco hanno frequentato l'area durante l'inverno (Tab. 3). La determinazione dei singoli esemplari è stata possibile analizzando le differenze di piumaggio degli individui fotografati ed in particolare lo stato di abrasione delle loro primarie (Fig. 1, 2 e 3).



Figura 1. Sacro *Falco cherrug*, il 1° esemplare Chiaro; si noti la netta e definita striatura chiara/scura su petto, ventre e copritrici del sottoala, le evidenti macchie tondeggianti chiare sulle ascellari. *Saker Falco cherrug*, 1st *Pale speciem*; note the net and defined light/dark streaking on breast, belly and underwing coverts, the evident light round spots on the axillaries. Maccarese, Fiumicino (RM), 25 novembre 2017 (Foto E.G. Condello).

Tabella 3. Osservazioni di Sacro Falco *cherrug* effettuate nell'area di Maccarese, Fiumicino (RM) durante l'inverno 2017/18. Sono indicate le date e gli autori dell'osservazione. In grassetto, sono evidenziati gli autori delle fotografie per identificare i singoli esemplari di falco. I dati di presenza del singolo falco, ottenuti analizzando le fotografie disponibili, sono stati indicati con una X nelle corrispondenti colonne. I dati marcati con un ? indicano che la presenza del corrispondente esemplare è dubbia poiché il materiale fotografico disponibile non ha consentito un'identificazione certa del falco ritratto. Per le osservazioni a fondo grigio non sono disponibili fotografie pertanto non è stato possibile determinare l'esemplare osservato. *Observations of Saker Falco cherrug carried out near Maccarese, Fiumicino (RM) during winter 2017/2018.*

| Data osservazione | Osservatori (in grassetto gli autori delle foto analizzate) | F° esemplare Chiara | 2° esemplare Intermedio (con anello) | 3° esemplare Scuro (con anello) | Note |
|-------------------|--|------------------------|--|---------------------------------------|---|
| 05/11/17 | R. Gildi | | | | R. Gildi segnala in GRoB ed EBN un Sacro c'è l'Osà W.F. Vascò Maccarese; non ci sono fotografie, questo individuo è stato però descritto dall'osservatore come "un esemplare classico", "molto marcano" nelle parti inferiori e questo potrebbe escludere il 1° esemplare |
| 19/11/17 | S. Huebing e R. Ragno | X | | | S. Huebing segnala in GRoB ed EBN un Sacro ed inserisce delle fotografie su Ornitho.it. R. Ragno condivide delle sue fotografie su GRoB; tutte ritraggono il medesimo esemplare |
| 25/11/17 | E.G. Condello, M. Rossi et al. | X | X | | E.G. Condello descrive le differenze tra il 1° e 2° esemplare. M. Rossi pubblica delle foto su EBN ed in Ornitho.it del 2° esemplare |
| 26/11/17 | M. Cento | X | X | | M. Cento segnala in GRoB l'osservazione di almeno un Sacro; fornisce sei fotografie, raggruppati in due gruppi da tre per ornato di scatto; in una delle foto del primo gruppo si riconosce il 1° esemplare, le foto del secondo gruppo ritraggono tutte il 2° esemplare |
| 02/12/17 | R. Ragno | | | X? | R. Ragno fotografa un Sacro solo da sopra; non si tratta sicuramente di uno dei primi due esemplari; l'ipotesi più plausibile è che si tratti del 3° esemplare piuttosto che di un quarto Sacro |
| 03/12/17 | R. Ragno | | X | | S. Huebing segnala in GRoB almeno un Sacro (chiamando come osservatore R. Ragno). La foto di Ragno è stata visionata il 21 gennaio '18; si tratta del 2° esemplare |
| 05/12/17 | S. Huebing | | | X? | S. Huebing fotografa un Sacro, la foto è inserita in Ornitho.it; non si tratta sicuramente di uno dei primi due esemplari; l'ipotesi più plausibile è che si tratti del 3° esemplare piuttosto che di un quarto Sacro |
| 07/12/17 | S. Huebing e M. Cento | | X | | S. Huebing inserisce una fotografia su Ornitho.it. M. Cento fornisce 25 fotografie; tutte ritraggono il 2° esemplare |
| 10/12/17 | E.G. Condello e M. Rossi | | | X | E.G. Condello descrive le differenze tra il 3° esemplare ed i due esemplari fotografati in precedenza. In una delle foto si vede un anello posto sulla zampa sinistra del 3° esemplare |
| 17/12/17 | M. Cento, M. De Siba e D. Comuzzi | | X | | M. De Siba fornisce due foto: una raffigura sicuramente il 2° esemplare; l'altra potrebbe essere di un esemplare differente, ma non è possibile cogliere elementi discriminanti. Il 07/01/18, D. Comuzzi posta sul gruppo Facebook di EBN due fotografie, indicando che sono state scattate il 17/12/17; raffigurano entrambe sicuramente il 2° esemplare |
| 18/12/17 | A. Altomare | | X | | Il 14/02/18, A. Altomare pubblica tre fotografie in una discussione sul gruppo Facebook di EBN Italia; tutte rappresentano il 2° esemplare |
| 19/12/17 | R. Ragno e P. Bietti | | X | | Il 20/12/17, P. Bietti pubblica alcune sue fotografie sul gruppo Facebook di EBN, indicando che sono state scattate il 19/12/17; nella discussione che ne scaturisce, R. Ragno pubblica una foto in cui si vede bene un anello posto sulla zampa sinistra del falco. In entrambi i casi si tratta del 2° esemplare |
| 23/12/17 | M. Coppola, R. Gildi et al. | | | | M. Coppola segnala in GRoB l'osservazione di un Sacro, non sono disponibili fotografie |
| 24/12/17 | M. Imperiali, M. Rossi ed A. De Cesare | | X | | M. Imperiali segnala in GRoB l'osservazione di un Sacro. A. De Cesare fornisce tre fotografie, tutte ritraggono il 2° esemplare |
| 25/12/17 | R. Ragno | | X | | R. Ragno fornisce una fotografia che ritrae il 2° esemplare su cui è visibile anche l'anello posto sulla zampa sinistra |
| 26/12/17 | M. Rossi | X | X? | | M. Rossi fornisce tre fotografie; una ritrae sicuramente il 1° esemplare; le altre due potrebbero ritrarre il 2° esemplare, ma non si colgono sufficienti particolari da poter escludere che si tratti sempre del 1° esemplare |
| 28/12/17 | R. Ragno | | | | R. Ragno comunica la presenza di un Sacro a caccia di piccioni, non sono disponibili fotografie |
| 30/12/17 | R. Molajoli, R. De Santis et al. | X? | X | | R. Molajoli segnala in GRoB l'osservazione probabile di due individui diversi; fornisce quattro fotografie; le prime tre ritraggono sicuramente il 2° esemplare. La quarta, mostra un esemplare visto da sopra che si sta posando su un ramo, ma purtroppo non è possibile cogliere gli elementi discriminanti su cui si basa la distinzione dei singoli individui. R. De Santis rende disponibili due fotografie dell'esemplare posato sul ramo; potrebbe trattarsi del 1° esemplare |
| 02/01/18 | R. Ragno | | X | | Il 28/07/18, R. Ragno pubblica una fotografia sul suo profilo Facebook, che ritrae un Sacro, la foto è stata scattata il 2 gennaio 2018; si tratta del 2° esemplare |
| 07/01/18 | C. Marti, G. Chiancinesi | | X | | C. Marti segnala in EBN l'osservazione di un Sacro. G. Chiancinesi fornisce due foto, entrambe ritraggono il 2° esemplare |
| 14/01/18 | F. Mantero, M. Rossi | | | | D. Valerini segnala in GRoB l'osservazione di un Sacro da parte di F. Mantero e M. Rossi |
| 16/01/18 | S. Huebing | | X? | | S. Huebing pubblica in Ornitho.it due fotografie che ritraggono un Sacro posato a terra; potrebbe essere il 2° esemplare. S. Huebing segnala in GRoB l'osservazione di un Sacro indicando presumibilmente come il 2° esemplare con anello |
| 18/01/18 | A. Altomare | | | X | Il 14/02/18, A. Altomare pubblica due fotografie sul gruppo Facebook di EBN Italia; in entrambi i casi si tratta del 3° esemplare |
| 21/01/18 | E.G. Condello | | X | | Osservato e fotografato un Sacro in volo; si tratta del 2° esemplare |



Figura 2. Sacro *Falco cherrug*, il 2° esemplare Intermedio; si noti la grossolana striatura chiara/scura su petto e ventre, la quasi assenza di macchie chiare sulle copritrici secondarie del sotto ala e sulle ascellari, i margini posteriori delle caudali e delle primarie rovinati. *Saker Falco cherrug, 2nd Intermediate specimen; note the coarse light/dark streaking on breast and belly, the low presence of clear spots on underwing secondary coverts and on the axillaries, the damaged trailing edge of wings and of tail.* Maccarese, Fiumicino (RM), 25 novembre 2017 (foto E.G. Condello).

La prima segnalazione di un Sacro per la stagione 2017/'18 nell'area in questione è datata 5 novembre 2017 (Gildi in EBN Italia e GRoB). Di questa segnalazione non vi sono fotografie, non è pertanto possibile stabilire se si tratta o meno di uno degli esemplari osservati successivamente.

Le prime segnalazioni accompagnate da fotografie sono del 19 novembre 2017 (Huetting in EBN Italia e GRoB) e ritraggono un esemplare juv. con parti inferiori apparentemente chiare (di seguito indicato come 1° esemplare Chiaro).

Il 25 novembre 2017, è stato possibile documentare fotograficamente la presenza di due differenti esemplari: uno coincidente con quello segnalato il precedente 19 novembre, l'altro, un nuovo esemplare juv., con penne particolarmente abrase su ali e coda (di seguito indicato come 2° esemplare Intermedio).

Le fotografie scattate il 10 dicembre 2017 hanno permesso di riconoscere un terzo individuo juv. differente dai precedenti, caratterizzato da parti inferiori particolarmente scure (di seguito indicato come 3° esemplare Scuro). Lo stesso esemplare, probabilmente, era però stato fotografato anche nei giorni precedenti nella medesima zona, ma dalle fotografie analizzate non è possibile ricavarne una piena certezza.



Figura 3. Sacro *Falco cherrug*, il 3° esemplare Scuro; si noti il petto ed il ventre pesantemente marcato di scuro, la presenza di piccole macchie chiare tondeggianti sulle copritrici secondarie del sotto ala e sulle ascellari, i regolari margini posteriori delle ali. *Saker Falco cherrug, 3th Dark speciem; note the heavily dark marked breast and belly, the presence of small round light spots on underwing secondary coverts and on the axillaries, the regular trailing edge of wings.* Maccarese, Fiumicino (RM), 10 dicembre 2017 (foto E.G. Condello).

Dei tre esemplari identificati, due (il 2° esemplare Intermedio ed il 3° esemplare Scuro) presentavano un anello posto sul tarso sinistro, apparentemente della stessa fattura, di cui però non è stato possibile rilevare alcun codice. Una fotografia del 2° esemplare Intermedio, scattata da R. Ragno, in cui era ben visibile l'anello posto sulla sua zampa, è stata inviata in visione sia ai membri del rumeno "Milvus Group" Bird and Nature Protection Association sia ai ricercatori ungheresi che si occupano di progetti di conservazione ed inanellamento di Sacri. I ricercatori rumeni hanno escluso che potesse trattarsi di un esemplare da loro inanellato poiché, in tale Paese, è in uso uno schema di inanellamento differente da quello riscontrato sul falco (Hegyeli Z., com. pers.). I ricercatori ungheresi invece hanno riconosciuto l'anello come della stessa fattura di quelli da loro utilizzati per marcare questa specie concludendo che, molto probabilmente, l'esemplare fosse di origine ungherese ed escludendo, nello stesso tempo, l'origine Slovacca, visti i diversi modi ed anelli usati in tale Paese per marcare i Sacri (Prommer M., com. pers.).

In base alle fotografie che sono state analizzate, la presenza del 1° esemplare Chiaro è stata documentata in maniera discontinua a novembre e dicembre 2017. La presenza

del 2° esemplare Intermedio è stata documentata in modo più continuo dal 25 novembre 2017 al 21 gennaio 2018. La presenza del 3° esemplare Scuro è stata documentata, anche in questo caso in maniera discontinua, nella prima decade di dicembre 2017 e una sola volta a gennaio 2018.

A febbraio 2018, sono state inoltre effettuate due ulteriori osservazioni di Sacro in altrettante località poste nell'immediato entroterra rispetto a Maccarese: il giorno 10 un esemplare nell'Oasi LIPU di Castel di Guido (Roma) (Cento, De Santis e Scrocca in GRoB) e, il giorno 12, un esemplare ai margini della Riserva Naturale Tenuta dei Massimi nella periferia Sud-Ovest di Roma (oss. pers.). In entrambi i casi, la mancanza di fotografie non ha permesso il confronto con gli esemplari già noti.

I dati discussi confermano l'importanza del Lazio e della Riserva Naturale Statale del Litorale Romano come area sia di transito e di stop over durante i movimenti migratori sia per lo svernamento di questo falcone. La maggior frequenza delle segnalazioni registrate intorno a Maccarese potrebbe derivare, o comunque essere influenzata, dall'abituale frequentazione dell'area da parte di birdwatcher spesso richiamati in loco dall'abbondanza di avifauna presente. Indagando adeguatamente altri habitat idonei alla presenza della specie, si potrebbe ampliare la conoscenza sulla sua distribuzione invernare in regione. Le osservazioni presentate evidenziano, inoltre, il rischio di sottostimare il numero di esemplari presenti in una determinata zona basandosi solo sulle singole osservazioni senza considerare elementi oggettivi di analisi e confronto. Per questa specie, grazie alle differenze individuali del piumaggio dei singoli individui, un'analisi di questo tipo è possibile avendo a disposizione fotografie con un buon grado di qualità, materiale che potrebbe essere sempre più disponibile vista la diffusione della fotografia naturalistica e documentativa, sempre più utilizzata anche dai birdwatcher.

Ringraziamenti – Si ringraziano tutti gli osservatori e fotografi che hanno consentito di analizzare le loro fotografie, rispondendo pazientemente alle richieste di informazioni che sono state loro poste; senza il loro contributo, la redazione di questo articolo, soprattutto per la stagione 2017/'18, non sarebbe stata possibile: Amedeo Altomare, Pino Bitetti, Michele Cento, Gianni Chianciani, Daniela Comuzzi, Alessandra De Cesare, Riccardo De Santis, Marco De Silvi, Steven Huetting, Riccardo Molajoli, Fabio Porfiri, Roberto Ragno, Maurizio Rossi, Andrea Senese. Si ringraziano Massimo Biondi, Michele Coppola, Santino Di Carlo, Roberto Gildi, Massimiliano Imperiali, Fabrizio Mantero, Cristina Marti, Alice Pezzarossa, Roberto Scrocca e Davide Valenti per aver consentito l'utilizzo dei loro dati e per le informazioni fornite. Si ringraziano inoltre le mail list GRoB ed EBN Italia che hanno favorito lo scambio delle informazioni con gli osservatori, confermando, ancora una volta, l'utilità di simili strumenti. Un particolare ringraziamento a Zsolt Hegyeli e Mátyás Prommer per i pareri ed i riscontri forniti sugli esemplari inanellati, a Massimo Brunelli per gli utili suggerimenti ed a Chiara Scaramuzzino per la revisione del testo inglese dell'Abstract.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2017. Falco cherrug. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22696495 A110525916. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22696495A110525916.en>
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013. Ornitologia Italiana. Vol. 1 - Parte Terza: Pandionidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., 1997. Gli Uccelli di comparsa accidentale del Lazio. Alula, IV (1-2): 3-19.

- Brunelli M. & Fraticelli F., 2002. Check List degli Uccelli del Lazio: rettifiche e aggiornamento a tutto il 2002. *Alula*, IX (1-2): 84-89.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check List degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. *Riv. ital. Orn.*, 80 (1): 3-20.
- Brunelli M. & Sorace A. (red.), 1999. Avvistamenti e comportamenti insoliti. *Alula*, VI (1-2): 179-184.
- Brunelli M. & Sorace A. (red.), 2002. Avvistamenti e Comportamenti insoliti. *Alula*, IX (1-2): 115-117.
- Corso A. & Harris P., 2012. Status of the Saker Falcon (*Falco cherrug*) in Italy: past, present and future. *Aquila*, 119: 47-55
- Demartini L., 2000. Svernamento di Sacro *Falco cherrug* nel Lazio. *Alula*, VII (1-2): 85-86.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2010. Annuario 2009. *Quaderni di Birdwatching*, 3: 70.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2011. Annuario 2010. *Quaderni di Birdwatching*, 6: 70.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2012. Annuario 2011. *Quaderni di Birdwatching*, 9: 73.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2013. Annuario 2012. *Quaderni di Birdwatching*, 12: 74.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2014. Annuario 2013. *Quaderni di Birdwatching*, 15: 74.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2015. Annuario 2014. *Quaderni di Birdwatching*, 18: 74.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2016. Annuario 2015. *Quaderni di Birdwatching*, 21: 74.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (red.), 2017. Annuario 2016. *Quaderni di Birdwatching*, 24: 72.
- Prommer M., Bagyura J., Chavko J., Uhrin M., 2012. Migratory movements of Central and Eastern European Saker Falcons (*Falco cherrug*) from juvenile dispersal to adulthood. *Aquila*, 119: 111-134.
- Ruggieri L. (red.), 2004. Annuario 2003. Edizioni EBN Italia, Torino.
- Ruggieri L. (red.), 2005. Annuario 2004. Edizioni EBN Italia, Torino.
- Ruggieri L. (red.), 2006. Annuario 2005. Edizioni EBN Italia, Torino.
- Ruggieri L. & Sighele M. (red.), 2007. Annuario 2006. EBN Italia, Verona.
- Ruggieri L. & Sighele M. (red.), 2008. Annuario 2007. EBN Italia, Verona.
- Ruggieri L. & Nicoli A. (red.), 2009. Annuario 2008. EBN Italia, Verona.
- Sighele M, Janni O. (red.), 2010. Resoconto Ornitologico Italiano - Anno 2008. *Avocetta*, 34 (1): 77-92.

CONSIDERAZIONI SULLA POPOLAZIONE URBANA DI GERMANO REALE *Anas platyrhynchos* A ROMA

FULVIO FRATICELLI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (f_fraticelli@hotmail.com)

Abstract – Data on the Mallard *Anas platyrhynchos* urban population in Rome. The urban population of Mallards in Rome showed strong numerical differences between one year and another, a decline in individuals present between April and July and an unbalanced sex ratio with 75% of male individuals. In the central areas of the city, with poor vegetation cover, a very high percentage of brood failure has been found. This situation could force females to make replacement broods with a significant metabolic effort and this could be the cause of their greater mortality.

INTRODUZIONE

Il Germano reale *Anas platyrhynchos* è una specie in aumento in tutta Italia (Zenatello *et al.*, 2014) e specificatamente nel Lazio (Brunelli *et al.*, 2009). In Europa la specie nidifica in molte città, anche con numeri di coppie molto significativi. A titolo di esempio a Berlino nel 1990 sono state stimate 2.600 coppie nidificanti (Witt, 2005), mentre ad Amburgo tra il 1997 e il 2000 sono state stimate 2.800 coppie (Mulsow, 2005). Per quanto concerne l'Italia Dinetti & Fraissinet (2001) considerano la specie nidificante in almeno 18 città capoluogo di provincia, ma con un numero di coppie relativamente basso. Attualmente Firenze mostra il numero di coppie nidificanti più elevato, circa 170, (Dinetti 2005). Per Roma, dai pochi dati di presenza negli anni '80 e '90 del secolo scorso (Angelici *et al.*, 1988; Salvati, 1992; Cignini & Zapparoli, 1996) e dalle sei-otto coppie stimate all'inizio degli anni 2000 da Dinetti & Fraissinet (2001), si è passati attualmente ad una presenza ampia e diffusa (<http://www.grob.altervista.org/index.php/blog-categoria/panis#risultati>; Di Santo *et al.*, 2015) che ha sicuramente ampiamente superato il numero di coppie di Firenze. Nel periodo 2006-2008 i germani reali svernanti nel tratto urbano del Tevere racchiuso all'interno del Grande Raccordo Anulare rappresentavano il 4,4% del totale regionale (Brunelli *et al.*, 2009).

Negli ultimi anni nel nostro Paese e in tutta Europa sono state effettuate molte immissioni in natura di questa specie per fini venatori causando gravi rischi d'inquinamento genetico e di alterazioni comportamentali (Brichetti & Fracasso, 2003; Söderquist, 2015; Söderquist *et al.*, 2014, 2017), ma una grande quantità d'individui proviene anche da rilasci di forme domestiche effettuati da privati. In molti mercati regionali e durante molte sagre e feste vengono venduti *pulli* di razze domestiche di questa specie come animali da compagnia. Moltissimi individui soccombono durante le prime fasi dello sviluppo, ma quelli sopravvissuti vengono molto spesso rilasciati in natura. Questo avviene con maggior frequenza proprio nelle aree urbane. Questi rilasci da parte dell'uomo sono probabilmente il meccanismo iniziale che porta poi anche individui di origine sel-

vatica a frequentare le aree urbane (Tomialojc, 2017). A Firenze sono state evidenziate sostanziali differenze genetiche tra la popolazione urbana e quella rurale, ma senza che questo portasse a differenze eco-etologiche (Baratti *et al.*, 2009). Se non sono presenti colorazioni che si discostano dalla forma selvatica gli individui provenienti da riproduzioni in cattività sono difficilmente riconoscibili (Byers & Cary, 1991). Scopo del presente lavoro è quello di fornire dati su alcuni aspetti della eco-etologia della popolazione sinantropica di Roma.

AREA DI STUDIO E METODI

Da aprile 2008 a dicembre 2012 ho effettuato con cadenza mensile il conteggio degli individui divisi per sesso presenti nel Giardino del Lago di Villa Borghese. Per una descrizione dell'area si veda Fraticelli (2005) e Gratani & Bonito (2013). Per i dati climatici mi sono avvalso di quelli raccolti presso la stazione meteorologica dell'UCEA di via del Caravita, distante circa 2 km dall'area di studio (reperibili sull'URL <http://www.cra-cma.it/>). Ho inoltre effettuato dal 1998 al 2012 una serie di osservazioni sul successo riproduttivo di questa specie nel laghetto situato all'interno del Bioparco, sempre a Villa Borghese. Dal 2008 al 2012 ho effettuato osservazioni saltuarie sul successo riproduttivo anche nel Giardino del Lago di Villa Borghese, lungo il tratto del fiume Tevere compreso tra ponte Milvio ed il Grande Raccordo Anulare e lungo il corso del Fiume Aniene nel tratto compreso tra la confluenza con il Tevere ed il ponte della Via Salaria. Per queste due ultime aree non ho effettuato osservazioni regolari e riporto esclusivamente i dati che non hanno dato adito a dubbi. Le due aste fluviali indagate presentano una folta copertura vegetazionale sulle rive, mentre le sponde dei due bacini di Villa Borghese risultano molto meno coperte dalla vegetazione. Nelle elaborazioni statistiche dei dati ho utilizzato il test di correlazione per ranghi di Spearman con un livello di significatività $\alpha < 0.05$.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il numero degli individui rinvenuti nel Giardino del Lago di Villa Borghese ha presentato notevoli differenze tra un anno e l'altro. È comunque possibile notare un sostanziale calo da aprile a luglio dovuto probabilmente all'allontanamento per effettuare la riproduzione in altri luoghi (Fig. 1). È noto, almeno per l'Europa dell'est, che durante la stagione invernale alcuni contingenti di germani reali rurali si spostano all'interno delle città attratti dal cibo offerto dall'uomo (Polakowski *et al.*, 2010; Battisti, 2013). Il numero di questi individui è correlato con la temperatura atmosferica (Meissner *et al.*, 2015), ma, nel caso di Roma, non ho riscontrato alcuna correlazione statisticamente significativa ($r_s = -0,8$; $P = 0,2$). Questo è probabilmente dovuto alle condizioni climatiche particolarmente miti, con la temperatura media che nel periodo di studio non è mai scesa sotto gli 8° C. Non parrebbe inoltre che in questa popolazione siano presenti marcati fenomeni migratori. È da considerare che nell'Europa nord-occidentale sono stati riscontrati comportamenti migratori anomali da parte di stock d'individui riprodotti artificialmente e rilasciati per scopi venatori (Cramp, 1977). Inoltre i movimenti migratori

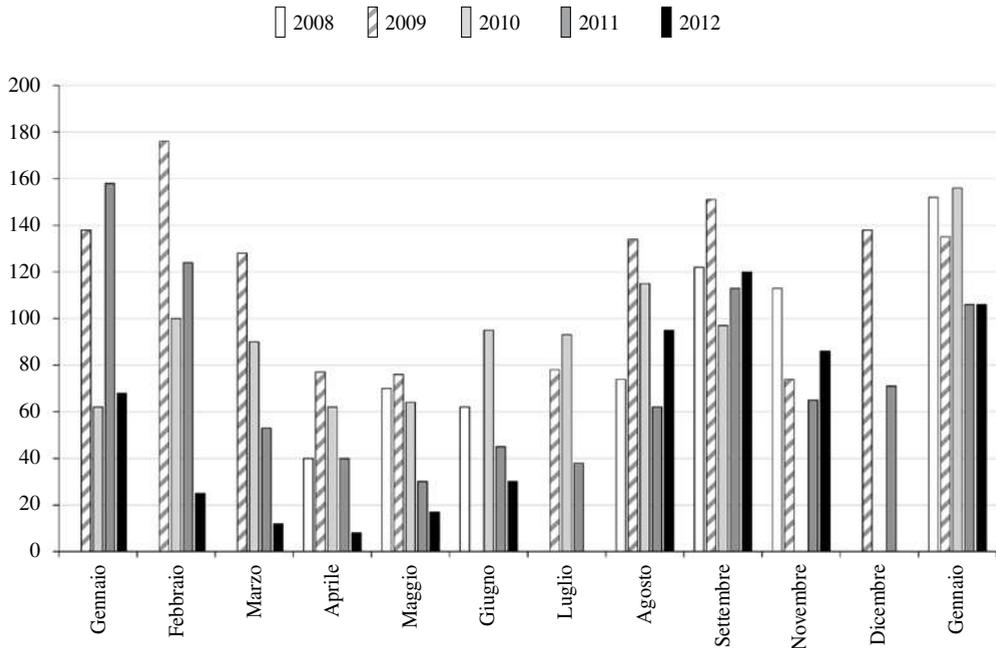


Figura 1. Numero d'individui di Germano reale presenti nel Giardino del Lago di Villa Borghese, Roma, da aprile 2008 a dicembre 2012. *Number of Mallards in the Giardino del Lago of the Villa Borghese, Rome, from April 2008 to December 2012.*

di questa specie sono diminuiti in Europa in relazione agli inverni più caldi nel periodo 1952-2004 (Sauter *et al.*, 2010).

È noto che in questa specie vi sia una mortalità differenziata che sfavorisce le femmine (Blohm *et al.*, 1987; Dufour & Clark, 2002; Hoekman *et al.*, 2002; Devries *et al.*, 2003; Brasher *et al.*, 2006) e anche i dati di Roma lo evidenzerebbero (Fig. 2). Una *sex ratio* sfavorevole per le femmine è un fenomeno noto in molte specie di uccelli (Mayr, 1939), benché non esistono prove quantitative che questo rappresenti la norma in questa classe di vertebrati (Donald, 2007).

In totale il 75% degli individui osservati erano maschi. Questa percentuale si è mantenuta sostanzialmente costante da un anno a l'altro, mentre a livello mensile è possibile notare un consistente aumento durante la stagione riproduttiva, da aprile ad agosto, come osservato anche in altre popolazioni urbane (Figley & Van Druff, 1982). Questo fenomeno può essere spiegato solo in parte dall'assenza delle femmine impegnate nelle attività di cova e di allevamento dei *pulli* poiché è noto che proprio in questa stagione i tassi di sopravvivenza delle femmine sono più bassi (Blohm *et al.*, 1987; Arnold *et al.*, 2012). La principale causa di un rapporto sessi sfavorevole alle femmine in questa specie è la predazione (Johnson & Sargeant, 1977; Brasher *et al.*, 2006). A differenza di quanto riscontrato a Varsavia (Engel *et al.*, 1988), dove i nidi di questa specie sono

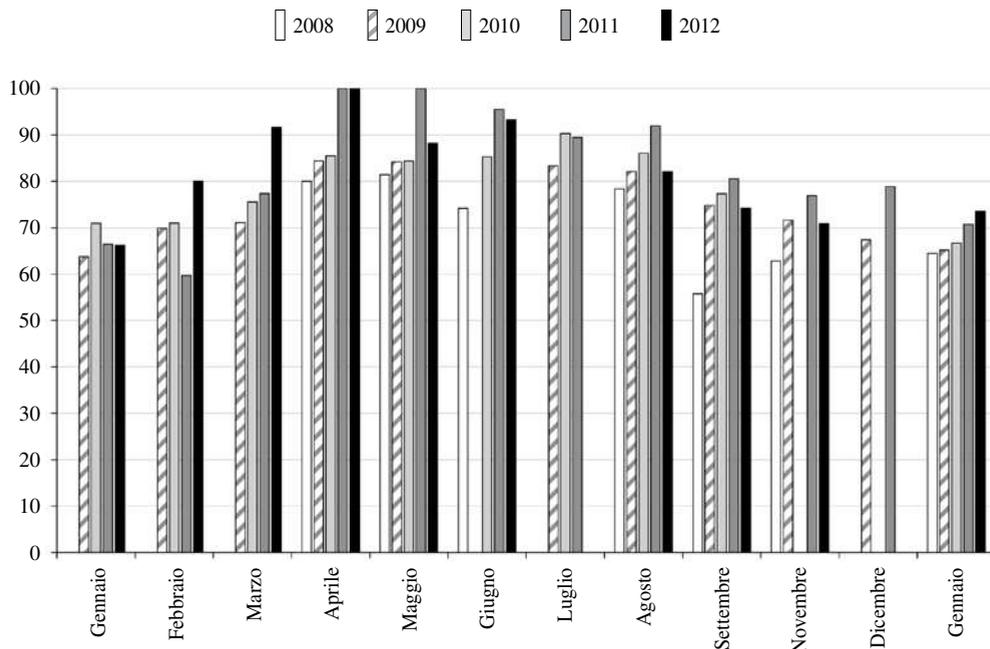


Figura 2. Percentuale d'individui maschi di Germano reale presenti nel Giardino del Lago di Villa Borghese, Roma, da aprile 2008 a dicembre 2012. *Percentage of Mallards' male in the Giardino del Lago of the Villa Borghese, Rome, from April 2008 to December 2012.*

esclusivamente situati nelle cavità degli alberi, la maggioranza dei nidi da me individuati si trovavano in avvallamenti a livello del terreno anche se alcuni sono stati realizzati ad altezze superiori come cavità nelle infrastrutture murarie di alcune fontane storiche. Hanno destato curiosità nell'opinione pubblica le notizie riportate dalla stampa locale di nidificazioni sulla Fontana di Trevi e sulla fontana del Palazzo di Giustizia. È difficile ipotizzare che a Roma la predazione sulle femmine adulte sia la principale causa di un rapporto sessi sbilanciato poiché, nonostante l'alto numero di cani e gatti presenti, non sono noti casi significativi. Considerando che i maggiori sforzi metabolici negli anatidi consistono nella produzione delle uova e nella loro incubazione (ad es.: Ankney & Alisauskas, 1991; Afton & Paulus, 1992; Wiebe & Martin, 2000), un'altra ipotesi potrebbe risiedere nell'eccessivo sforzo sostenuto dalle femmine causato dall'alta percentuale di covate di sostituzione provocate dalla predazione sui *pulli*, le quali possono portare alcuni individui a produrre più di 30 uova a stagione e a trascorrere più di 50 giorni al nido (Arnold *et al.*, 2010), contro le 9-13 uova e i 27-28 giorni in situazioni normali (Cramp, 1977).

Delle 46 nidiate controllate a Villa Borghese in 15 anni, per un totale di più di 400 *pulli*, solo una ne ha portati due a completa indipendenza. Per tutti gli altri ho riscontrato la predazione sulle uova, probabilmente in maniera prioritaria da parte della Cornac-

chia grigia *Corvus cornix*, e sui *pulli* quasi in maniera esclusiva da parte del Gabbiano reale *Larus michahellis*. Non è da scartare l'ipotesi che anche il disturbo antropico, come riscontrato in altre località (Habib & Davidar, 2017), abbia portato all'abbandono di molti nidi durante la cova, anche se posseggo solo dati aneddotici. Per le 22 nidiate controllate nei tratti urbani dei fiumi Tevere ed Aniene, per un totale di circa 190 *pulli*, tutte hanno portato a completa indipendenza almeno un *pullo*, anche se non mi è stato possibile stimare il successo riproduttivo. In queste aree la predazione sulle uova da parte della Cornacchie grigie e sui *pulli* da parte del Gabbiano reale è stata sicuramente minore grazie alla notevole copertura vegetazionale. Parrebbe ipotizzabile una situazione riconducibile alla teoria delle metapopolazioni (Levins, 1969), con le aste fluviali con folta vegetazione, dove la natalità è maggiore della mortalità, che svolgono un ruolo di zone *source*, e i bacini con scarsa o nulla copertura vegetazionale, presenti nelle aree centrali della città e dove la mortalità è maggiore della natalità, che svolgono un ruolo di zone *sink*.

In conclusione i dati raccolti evidenziano forti disequilibri sulla dinamica di questa popolazione che, a causa dell'alta concentrazione di individui in alcune aree, causata dall'offerta di cibo da parte dei cittadini, come d'altronde avviene a Roma anche per il Piccione urbano *Columba livia* (Fratlicelli, 2008), presenta potenziali rischi sanitari per la trasmissione di zoonosi (Meissner *et al.*, 2015; Wille *et al.*, 2017). L'unica soluzione ipotizzabile per questo problema è una campagna di sensibilizzazione per i cittadini che evidenzia i rischi per la biodiversità e per la salute pubblica che si corrono offrendo cibo agli animali selvatici.

BIBLIOGRAFIA

- Afton A.D. & Paulus S.L., 1992. Incubation and brood care. : 62-108. In Batt B.D.J., Afton A.D., Anderson M.G., Ankney C.D., Johnson D.H., Kadlec J.A. & Krapu G.L. (eds.). Ecology and management of breeding waterfowl. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Angelici F.M., Panella M. & Zocchi A., 1988. Il popolamento avifaunistico di un parco cittadino: Villa Doria Pamphili a Roma. Riv. ital. Orn., 58:149-158.
- Ankney C.D & Alisauskas R.T., 1991. Nutrient-reserve dynamics and diet of breeding female Gadwalls. Condor, 93:799-810.
- Arnold T.W., Devries J.H. & Howerter D.W., 2010. Factors that affect reneesting in Mallards (*Anas platyrhynchos*). Auk, 127:212-221.
- Arnold T.W., Roche E.A., Devries J.H. & Howerter D.W., 2012. Costs of reproduction in breeding female Mallards: predation risk during incubation drives annual mortality. Avian Conserv. Ecol. 7: 1. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00504-070101>
- Baratti M., Cordaro M., Dessì Fulgheri F., Vannini M. & Fratini S., 2009. Molecular and ecological characterization of urban populations of the mallard (*Anas platyrhynchos* L.) in Italy. Ital. J. Zool., 76: 330-339.
- Battisti C., 2013. Lakes in urban parks: a wintering site for common waterbirds ? A cautionary note from Rome (Central Italy). Alula, 20:117-119.
- Blohm R.J., Reynolds R.E., Bladen J.P., Nichols J.D., Hines J.E., Pollock K.H. & Eberhardt R.T., 1987. Mallard mortality rates on key breeding and wintering areas. Trans. N. Am. Wildl. Nat., 52:246-257.
- Brasher M.G., Arnold T.W., Devries J.H. & Kaminski R.M., 2006. Breeding-season survival of male and female Mallards in Canada's Prairie-Parklands. J. Wildl. Manage., 70:805-811.

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana, Vol. 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Ed., 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.
- Byers S.M. & Cary J.R., 1991. Discrimination of Mallard strains on the basis of morphology. *J. Wildl. Manage.*, 55:580-586.
- Cignini B. & Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Palombi Editori, Roma.
- Cramp S. 1977. The birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Devries J.H., Citta J.J., Lindberg M.S., Howerter D.W. & Anderson M.G., 2003. Breeding-season survival of mallard females in the Prairie Pothole Region of Canada. *J. Wildl. Manage.*, 67:551–563.
- Dinetti M., 2005. Florence. In: Kelcey J.G. & Rheinwald G. Birds in European cities. GINSTER Verlag, St. Katharinen :103-125.
- Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Calderini Edagricole, Bologna.
- Di Santo M.P., Carpaneto G.M. & Battisti C., 2015. Water-related bird assemblages in an urban pond ‘archipelago’: Winter patterns of bird species occurrence, abundance and richness. *Lake.Reserv.Manag.*,20: 33–41.
- Donald P.F., 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis*, 149: 671–692.
- Dufour K.W. & Clark R.G., 2002. Differential survival of yearling and adult female mallards and its relation to breeding habitat conditions. *Condor*, 104: 297–308.
- Engel J, Keller M., Leszkowicz J. & Zawadzki J., 1988. Synurbization of the mallard *Anas platyrhynchos* in Warsaw. *Acta Ornithol.*, 24: 9-28.
- Figley W.K. & VanDruff L.W., 1982. The Ecology of Urban Mallards. *Wildlife Monogr.*, 81: 3-39.
- Fraticelli F., 2005. Gli uccelli di Villa Borghese, Roma: effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica. *Alula*, 12: 157-182.
- Fraticelli F., 2008. Cause della concentrazione dei piccioni urbani a Roma. *Alula*, 15: 183-187.
- Gratani L. & Bonito A., 2013. Villa Borghese viali, giardini e alberi monumentali. Palombi Editori, Roma.
- Habib M. & Davidar P., 2017. Nesting success of Mallard *Anas platyrhynchos* at Kashmir lakes, India, is associated with nest location. *Ornithol. Sci.*, 16: 65–69.
- Hoekman S.T., Mills L.S., Howerter D.W., Devries J.H. & Ball I.J., 2002. Sensitivity analyses of the life cycle of mid-continent mallards. *J. Wildlife Manage.*, 66:883–900.
- Johnson D.H. & Sargeant A.B., 1977. Impact of red fox predation on the sex ratio of Mallards. U. S. Fish and Wildlife Service Wildlife Research Report 6, Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, North Dakota, USA.
- Levins R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *B. Entom. Soc. Am.*, 15: 237–240.
- Mayr E., 1939. The sex ratio in wild birds. *Am. Nat.*, 73: 156–179.
- Meissner W., Dynowska M., Góralaska K. & Rsyska H., 2015. Mallards (*Anas platyrhynchos*) staying in urban environments have higher levels of microfungi biota diversity than do birds from non-urban areas. *Fungal Ecol.*, 17: 164-169.
- Meissner W., Rowiński P., Polakowski M., Wilniewicz P. & Marchowski D., 2015. Impact of temperature on the number of mallards, *Anas platyrhynchos*, wintering in cities. *North-West. J. Zool.*, 11: 213-218.
- Mulsow R., 2005. Hamburg. In: Kelcey J.G. & Rheinwald G. Birds in European cities. GINSTER Verlag, St. Katharinen:127-151.
- Polakowski M., Skierczyński M. & Broniszewska M., 2010. Effect of urbanization and feeding intensity on the distribution of wintering Mallards *Anas platyrhynchos* in NE Poland. *Ornis Svec.*, 20: 76–80.
- Salvati L., 1992. L'avifauna di un parco romano: Villa Borghese. Analisi del popolamento ornitico nel triennio 1989-91. *Gli Uccelli d'Italia*, 17: 9-15.

- Sauter A., Korner-Nievergelt F. & Jenni L., 2010. Evidence of climate change effects on within-winter movements of European Mallards *Anas platyrhynchos*. Ibis, 152: 600-609.
- Söderquist P., 2015. Large-scale releases of native species: the Mallard as a predictive model system. Doctoral Thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Söderquist P., Elmberg J., Gunnarsson G., Thulin C.G., Champagnon J., Guillemain M., Kreisinger J., Prins H.H.T., Crooijmans R.P.M.A. & Kraus R.H.S., 2017. Admixture between released and wild game birds: a changing genetic landscape in European mallards (*Anas platyrhynchos*). Eur. J. Wildlife Res. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1156-8>
- Söderquist P., Norrström J., Elmberg J., Guillemain M. & Gunnarsson G., 2014. Wild Mallards have more “Goose-Like” bills than their ancestors: A case of anthropogenic influence? PLoS ONE 9: e115143. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115143>
- Tomiałojc L., 2017. Human initiation of synurbic populations of waterfowl, raptors, pigeons and cage birds. In: Murgui E. & Hedblom M. (eds.), Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments. Springer International Publishing AG, Cham.
- Wiebe K.L. & Martin K., 2000. The use of incubation behavior to adjust avian reproductive costs after egg laying. Behav. Ecol. Sociobiol., 48:463-470.
- Wille M., Lindqvist K., Muradrasoli S., Olsen B. & Järhult J.D., 2017. Urbanization and the dynamics of RNA virus in Mallards (*Anas platyrhynchos*). Infect. Genet. Evol., 51: 89–97.
- Witt K., 2005. Berlin. In: Kelcey J.G. & Rheinwald G. Birds in European cities. GINSTER Verlag, St. Katharinen :17-39.
- Zenatello M., Baccetti N. & Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti 206, Roma.

INCREMENTO NUMERICO ED ESPANSIONE TERRITORIALE DELLE POPOLAZIONI DI TACCOLA *Corvus monedula* NIDIFICANTI IN PROVINCIA DI MANTOVA

NUNZIO GRATTINI ⁽¹⁾, MASSIMO CREMA ⁽²⁾, FEDERICO NOVELLI ⁽³⁾, GIORGIO NIGRELLI ⁽⁴⁾,
CRISTIANO MANTOVANI ⁽¹⁾ & STEFANO BELLINTANI ⁽⁵⁾

⁽¹⁾SOM Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” – Via Montirone 3
41037 Mortizzuolo Mirandola, Modena (cristatus@virgilio.it)

⁽²⁾WWF Mantovano U.O. Mantova – Via Formigosa 36, Mantova

⁽³⁾Via Roma 73, 46033 Casteldario, Mantova

⁽⁴⁾Via della Pace 28, 46020 Pegognaga, Mantova

⁽⁵⁾Via Danilo Martelli, 46034 Borgo Virgilio, Mantova

Abstract – Numeric increase and territorial expansion of the Jackdaw population *Corvus monedula* nesting in the province of Mantua. During the period of research 2010-2018 the distribution of the Jackdaw and its evolution in consequence to the expansion and urbanization has been examined in 21 sites of the Province of Mantua. The provincial populations have nested for 94% in historical buildings and only 6% in natural cavities of trees. In 2018, 55 couples have been given for sure divided in 14 sites with an increase of 450% to the first year of investigation.

INTRODUZIONE

La Taccola *Corvus monedula* è specie politipica a distribuzione olopaleartica. Per la Regione Palearctica occidentale vengono elencate 4 sottospecie, di cui *spermologus* Vieillot, 1817 e *soemmerringii* J.G. Fischer von Waldheim, 1811 interessano in differente misura l'Italia (Brichetti & Fracasso, 2011). La popolazione europea è stimata in 5,2-15 milioni di coppie, con importanti popolazioni in Russia, Turchia, Regno Unito, Bulgaria, Bielorussia e Spagna (Hagemeijer & Blair, 1997).

La distribuzione potenziale della specie a fine XXI secolo (2070-2099), ricostruita in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota uno spostamento verso nord dell'areale attuale, con abbandono delle aree più meridionali e di alcune grandi isole del Mediterraneo (Huntley *et al.*, 2007).

In Italia *Corvus monedula spermologus* è sedentaria e nidificante sulla penisola, in Sicilia e Sardegna, con una distribuzione più frammentata nelle regioni settentrionali, dove si evidenziano vuoti di areale in corrispondenza dell'area alpina e della bassa Pianura Padana, interessata come altre aree da un recente fenomeno espansivo. La popolazione italiana, stimata in 50.000-100.000 coppie, ha fatto registrare un'espansione di areale a partire dagli anni '50 del secolo scorso ed è proseguita in modo più marcato negli anni '70-'80, probabilmente dovuta a fenomeni di antropizzazione del territorio (Brichetti & Fracasso, 2011), con conseguente colonizzazione di grandi centri urbani, accompagnata da locali incrementi numerici come in Sicilia e Sardegna (Fraissinet, 1989). La popolazione lombarda è definita in aumento, con 1.000-2.000 coppie stimate

nel periodo 1992-2007 (Vigorita & Cucè, 2008). Nel mantovano era segnalata come nidificante a partire dalla metà degli anni '80 del secolo scorso, con poche coppie presenti nel centro storico di Mantova (Brichetti & Fasola, 1990), la cui occupazione è avvenuta per mano dell'uomo, con l'introduzione di alcune coppie per il controllo dei piccioni domestici.

Nidifica preferibilmente in situazioni sinantropiche, in grandi e piccoli centri abitati occupando le parti storiche dove sono presenti campanili, castelli, chiese, torri e varie rovine, mentre negli habitat naturali preferisce coltivi, boschetti, ricchi di siti riproduttivi naturali, quali alberi cavi, pareti rocciose ecc.. Si riproduce in colonie di diversa consistenza, a volte associata con altre specie (es. *Columba livia* var. *domestica*).

Le popolazioni europee vengono definite stabili e classificate come LC a "minore preoccupazione" (Peronace *et al.*, 2012; BirdLife International, 2018). In Italia la specie, come nidificante, ha un "valore" nazionale di 29,6 rispetto alla media generale di 50,4 (Brichetti & Gariboldi, 1992).

AREA DI STUDIO E METODI

La Provincia di Mantova si estende su di una superficie di circa 2.300 km². Confina a nord e a est con le province di Verona e Rovigo, a sud con le province di Ferrara, Modena, Reggio Emilia e Parma, a ovest con la province di Cremona e Brescia. Il territorio provinciale è in maggioranza pianeggiante, ad esclusione della porzione più settentrionale, situata al centro dell'anfiteatro morenico del Lago di Garda, e caratterizzata da colline la cui quota massima è di poco superiore ai 200 m s.l.m.. L'analisi dell'idrografia del territorio mantovano mostra la notevole ricchezza di corsi d'acqua e bacini, sia di origine naturale che artificiale.

L'indagine è stata svolta nel periodo 2010-2018, effettuando ogni anno almeno 3 uscite sul campo per sito tra l'inizio di marzo e la fine di giugno. I dati sono stati raccolti quasi unicamente dagli Autori, integrati da alcune osservazioni effettuate da birdwatcher. La copertura del territorio mantovano è risultata pressoché uniforme.

Nell'indagine sono state considerate due categorie di nidificazione: certa (adulti in cova, pulli nel nido e imbeccata degli adulti) e probabile (coppia in corteggiamento o coppia presente ripetutamente in ambiente idoneo a partire da fine di marzo fino a fine giugno); tali periodi rientrano mediamente nella fase di riproduzione accertata in Italia (Pazzucconi, 1997; Brichetti & Fracasso, 2011). Inoltre sono stati fotografati e catalogati tutti gli edifici utilizzati per la nidificazione.

RISULTATI

Durante l'indagine i centri urbani interessati dalla presenza della Taccola sono risultati: Acquanegra sul Chiese, Asola, Barbassolo, Bondeno di Gonzaga, Casteldario, Castiglione Mantovano, Castellarò Lagusello, Gonzaga, Governolo, Mantova, Monzambano, Mariana Mantovana, Pegognaga, Ponti sul Mincio (Castello di Ponti e Forte Ardietti), Revere, Redondesco, San Martino dell'Argine, Villimpenta, Virgilio, Volta Mantovana; il numero totale di coppie (certe e probabili) è risultato di 281 (Fig. 1). Dei 21 siti

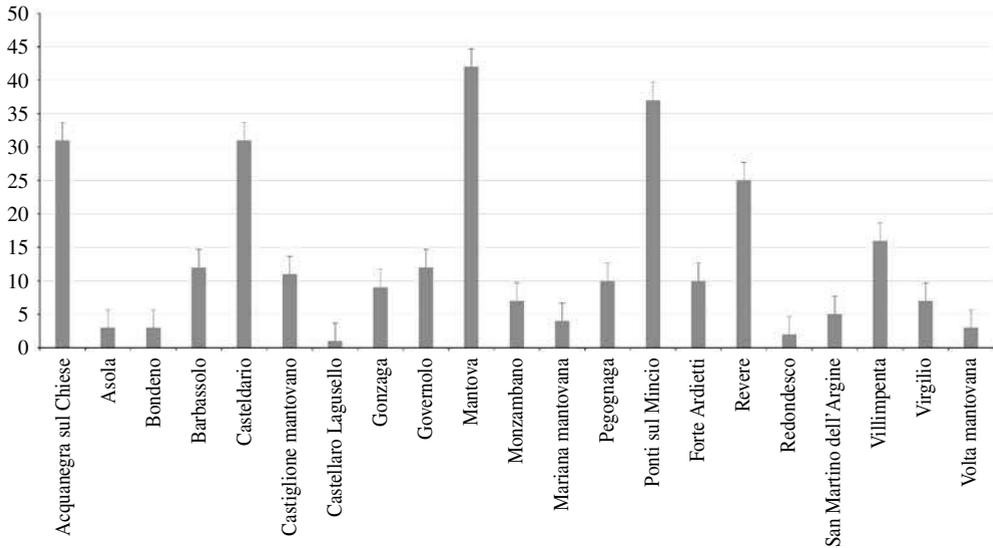


Figura 1. Numero di coppie di Taccola censite nel corso dell'indagine 2010-2018 in 21 località della provincia di Mantova.

accertati tre sono stati utilizzati regolarmente a partire dal 2010: Casteldario, Mantova e il castello di Ponti sul Mincio, mentre gli altri 18 sono stati occupati in modo irregolare.

Alcuni siti precedentemente occupati sono stati abbandonati dopo il terremoto del 2012, a causa dei lavori di ristrutturazione degli edifici a Bondeno, Gonzaga e Governolo, oltre ad alcuni edifici nella città di Mantova (Palazzo del Podestà e Torre dell'orologio dove i lavori sono iniziati nel 2012 e Torre della Gabbia i cui lavori sono iniziati nel giugno 2017).

La presente indagine, che si è protratta per 9 anni, ha confermato l'espansione territoriale e un rilevante aumento numerico della Taccola, evidenziando in particolare la colonizzazione di diversi centri urbani caratterizzati dalla presenza di edifici storici, con un incremento progressivo a partire dal 2010, quando sono state censite 10 coppie, incrementate a 55 nel 2018, distribuite in 21 siti (Fig. 2). L'aumento medio del numero di coppie dal 2010 al 2018 è risultato pari al 450%.

Durante la ricerca la specie ha utilizzato per la nidificazione nel 94% dei casi edifici storici e solo nel 6% in situazioni naturali (Fig. 3), situazione riscontrata anche nelle province confinanti di Brescia (Ballerio & Brichetti, 2003; Gargioni, 2007), Cremona (Groppali, 1994, 1999) e Modena (Giannella & Rabacchi, 1992).

DISCUSSIONE

L'aumento del numero di coppie e l'espansione territoriale della Taccola avvenuto nell'ultimo decennio nel mantovano è in coerenza con quello già verificato precedentemente in altre zone italiane, a partire dagli anni '50 del secolo scorso (Brichetti & Fra-

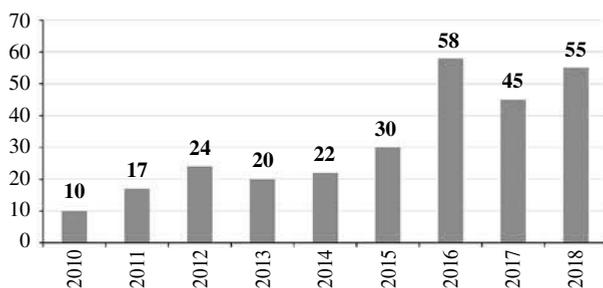


Figura 2. Numero di coppie di Taccola censite ogni anno nelle 21 località di indagine.

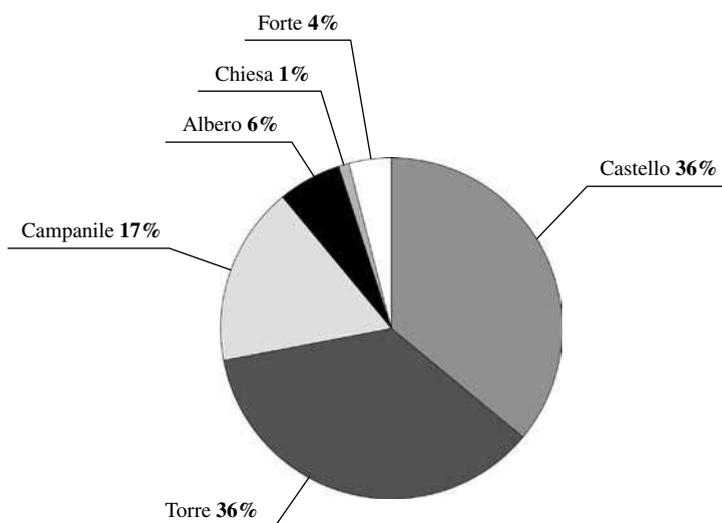


Figura 3. Ubicazione dei nidi utilizzati dalla Taccola per la riproduzione.

casso, 2011). Tale espansione si è verificata anche in alcune province lombarde: nella provincia di Brescia aumento territoriale e numerico a partire dagli anni '90 del XX secolo e successivamente a inizio anni '2000 (Gargioni, 2007); in espansione in numerosi centri urbani del bergamasco, dalla pianura alla bassa Valle Seriana (Cairo *et al.*, 2003); rilevata un'espansione di areale in provincia di Varese nel periodo 2003-2005 rispetto agli anni '80 (Gagliardi *et al.*, 2007) e in provincia di Pavia, dove negli ultimi decenni ha fatto registrare un'espansione di areale e incremento numerico (Gatti, 2011; Conca, 2017); prima nidificazione in provincia di Lecco nel 2009 (Bazzi *et al.*, 2010).

Ringraziamenti – Per le informazioni ricevute e alcuni dati inediti ringraziamo gli amici Pierandrea Bricchetti, Gianluca Cordioli, Arturo Gargioni, Paolo Gialdi, Daniele Longhi, Simone Massari, Alberto Mattinelli, Maria Angela Sala.

BIBLIOGRAFIA

- Ballerio G. & Bricchetti P., 2003. Atlante degli uccelli nidificanti nella Città di Brescia 1994-1998. *Natura Bresciana*, 33: 133-167.
- Bazzi G., Bazzi L., Bonvicini P., Nava A., Ornaghi F., Orsenigo F. & Sassi W. (red.), 2010. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta. *Annuario 2009*. C.R.O.S. *Annuario 2009*: 3-59.
- BirdLife International., 2018. Species factsheet: *Corvus monedula*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> 29/07/2018.
- Bricchetti P. & Fasola M., 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Bricchetti P. & Gariboldi A., 1992. Un “valore” per le specie ornitiche nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 62: 73-87.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2011. *Ornitologia Italiana*. Vol. 7. Paridae-Corvidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cairo E., Ferrario E., Bassi E., Caccia M. & Rota R., 2003. L'avifauna della provincia di Bergamo: check-listaggiornata al 2001 e caratterizzazione fenologica. *Riv. Mus. civ. Sc. Nat. “E. Caffi” Bergamo*, 21: 47-85.
- Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere. Latina, “le scienze” (28). 336 pp.
- Fraissinet M., 1989. Espansione della Taccola, *Corvus monedula*, nei capoluoghi italiani. *Riv. ital. Orn.*, 59 (1-2): 33-42.
- Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D.G., Saporetto F. & Tosi G. (a cura di), 2007. Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005. Prov. di Varese, Civ. Museo Insubrico di St. Nat. di Induno Olona e Univ. dell’Insubria di Varese.
- Gargioni A., 2007. Distribuzione ed espansione della Taccola *Corvus monedula* in Provincia di Brescia (Lombardia). *Natura Bresciana*, 35: 137-139.
- Gatti F., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Voghera - PV. Opis Pubblicità, Voghera.
- Giannella C. & Rabacchi R., 1992. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Modena (1982-1990). Provincia di Modena e SOM. *Relazione sullo stato dell’ambiente in Provincia di Modena*. N. 3: 162.
- Groppali R., 1994. Gli uccelli nidificanti e svernanti nella Città di Cremona (1990-1993). Azienda Energetica Municipalizzata e Museo Civico di Storia Naturale di Cremona: 46; 73; 132.
- Groppali R., 1999. Recenti arrivi nell’avifauna urbana cremonese: Taccola e Rondone pallido. In: “La biodiversità nel Comune di Cremona”. Sistema Museale della Città di Cremona e Museo Civico di Storia Naturale. Cremona: 58-59.
- Hagemeyer W. J. M., & Blair M. J., 1997. *The EBCC Atlas of European breeding birds*. T. e AD Poyser, London.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G., 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions, Barcelona.
- Pazzucconi A., 1997. *Nidi e uova degli uccelli d’Italia*. Calderini, Bologna: 655 pp.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11:58.
- 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.

PRESENZA DI *Columba livia* FORMA DOMESTICA LUNGO MURA DI INTERESSE STORICO: DISPONIBILITÀ, USO E SELEZIONE DI SITI E IMPLICAZIONI GESTIONALI

GIACOMO GROSSO⁽¹⁾ & CORRADO BATTISTI⁽²⁾

⁽¹⁾Università degli studi Roma Tre – Viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Roma
(giacomogrosso95@gmail.com)

⁽²⁾Servizio aree protette, parchi regionali, Città Metropolitana di Roma Capitale
Via Tiburtina 691, 00159 Roma (c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it)

Abstract – Presence of Feral Pigeon (*Columba livia* domestic form) along wall of historical interest: availability, use and selection of sites with management implications. In this note, we report some data on the density of *Columba livia* (domestic form) and on the availability, use and selection of cavities used along a historical wall near to a high traffic road in Rome. The data showed a high local density of this species that uses the cavities located in the intermediate belt (between 1.7 and 3.2 m), reflecting the availability frequencies of such sites. The lower band is counter-selected, probably because more exposed to predators and strongly disturbed by the presence of vehicles. The presence of an intense traffic can explain the significantly higher number of road crossings of pigeons above the vehicles in transit along the roadway bordering the wall. These data can support future actions aimed to wall restoration and/or focused on the control of this species.

INTRODUZIONE

La presenza del Piccione domestico *Columba livia* nelle città non è un fenomeno nuovo: sono ormai secoli che questa specie vive a diretto contatto con l'uomo con prime osservazioni risalenti al XIV secolo (Johnston & Janiga, 1985). Tuttavia dalla metà del secolo scorso è emersa una problematicità di questa specie legata alla sua elevata crescita demografica, soprattutto a causa della notevole disponibilità di cibo nelle città (Ballarini *et al.*, 1989; Troccoli, 2005; Baldaccini & Giunchi, 2006). I problemi principali causati dal piccione domestico sono di carattere igienico-sanitario, nonché inerenti all'impatto su strutture architettoniche e alla sicurezza (es. stradale, per impatto con autoveicoli; Dinetti, 1998; Sacchi *et al.*, 2002). In particolare, la forma domestica di *C. livia* predilige cavità collocate in edifici antichi per nidificare o come sito di sosta e dormitorio (Sacchi *et al.*, 2002), costituendo un fattore di minaccia su tali strutture (es. a causa della corrosione dovuta a escrementi, dello sviluppo di flora micotica, ecc.). Inoltre qualora tali cavità risultino collocate lungo assi stradali (es. muri perimetrali) la presenza di individui in volo può interferire sul traffico veicolare costituendo un rischio per la sicurezza stradale (per una revisione: Giunchi *et al.*, 2012).

In questa nota esplorativa riportiamo alcuni dati sulla densità di questa specie e sulla disponibilità, uso e selezione di cavità utilizzate da questo Columbide lungo un tratto di muro storico perimetrale limitrofo ad una strada ad alto scorrimento nella città di Roma. Data la collocazione del sito (mura di interesse storico adiacente a strada ad eleva-

to traffico), i dati ottenuti possono avere una rilevanza gestionale (cfr. Dinetti & Gallo-Orsi, 1998).

AREA DI STUDIO

L'area di studio corrisponde alla facciata (esposizione sud-est) di un muro storico perimetrale situato a Roma in Via San Pancrazio tra il Gianicolo (porta San Pancrazio) e l'ingresso orientale di Villa Doria Pamphili (41°53'17"N, 12°27'38"E; Quartiere Monteverde vecchio; 81 m s.l.m.). L'altezza del muro è di 5 metri per una lunghezza di 106 metri. Su tale struttura sono presenti cavità rettangolari (approssimativamente 20x30 cm; n = 249) a diversa altezza (Fig. 1). Il muro decorre parallelo a via San Pancrazio, strada caratterizzata da un elevato volume di traffico.

MATERIALI E METODI

Al fine di stimare la densità di Piccioni domestici nel sito e di ottenere informazioni sulla collocazione spaziale, la frequenza di uso multifunzionale (sito di sosta temporanea, nidificazione e dormitorio) e la disponibilità delle cavità utilizzate da questa specie, è stato condotto il metodo del transetto lineare (Bibby *et al.*, 2000). Sono stati eseguiti 10 campionamenti dal 1° al 21 maggio 2018, ciascuno ripetuto due volte (sosta di 20

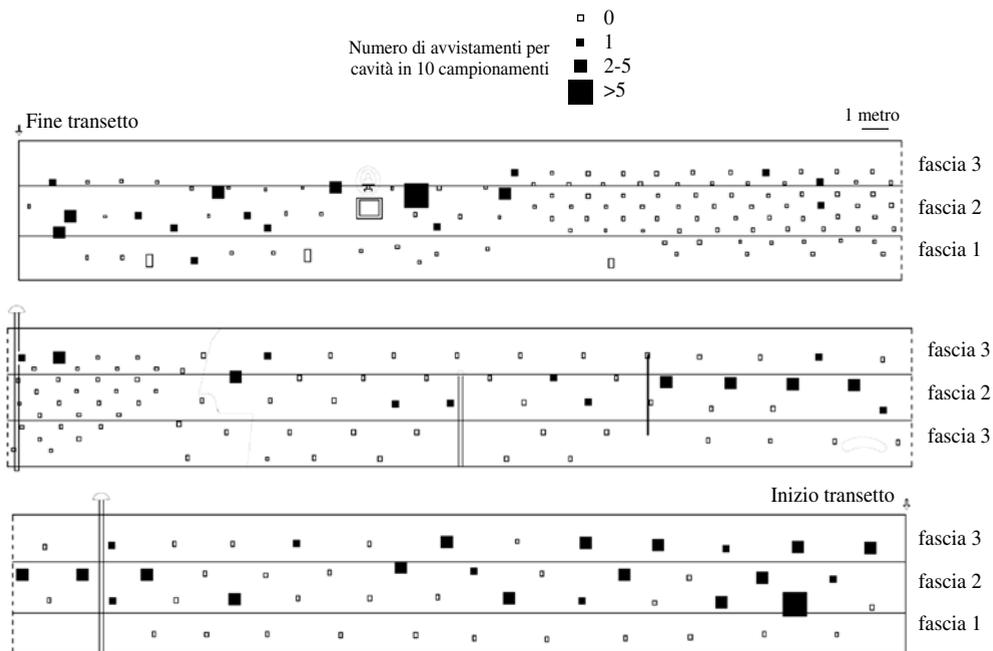


Figura 1. Mappa della facciata delle mura storiche studiate, suddivise in tre fasce d'altezza. Sono riportate le cavità disponibili e il numero di avvistamenti per cavità in 10 campionamenti suddiviso in 3 classi (cfr. legenda). Le righe verticali rappresentano altre strutture (cartelli stradali, lampioni e tubature).

min tra le due sessioni), ottenendo il valore massimo di abbondanza tra le due sessioni (sforzo di ricerca: 4 ore totali). Durante il transetto sono stati registrati:

- il numero di individui (abbondanza) rilevati nelle cavità suddivise in quattro fasce di altezza (I fascia: 0-1,6 m; II: >1,6-3,2 m; III: >3,2-5 m; IV: bordo superiore del muro: >5 m, indicato come “oltre terza fascia”);
- il numero di attraversamenti perpendicolari alla carreggiata stradale, suddividendo questi ultimi in due fasce di altezza dal suolo (prima fascia: a livello degli autoveicoli: dal suolo a 2 m; seconda fascia: al di sopra degli autoveicoli: > 2 m).

In questa prima indagine non è stata operata una distinzione tra diverse funzioni di uso delle cavità (sito di sosta temporanea, nidificazione e dormitorio). Gli avvistamenti sono stati effettuati a occhio nudo dal marciapiede sul lato opposto. I dati sono stati registrati su scheda riportante la mappa del muro realizzata con software AutoCAD 2017 (Fig. 1).

Per ciascuna fascia, i dati sono stati elaborati ottenendo i valori medi di abbondanza (n. medio di ind. su n=10 campionamenti, \pm DS) e una stima di densità (n. ind./100 m). Inoltre sono stati ottenuti il numero e la frequenza di cavità frequentate, queste ultime comparate con la frequenza di cavità disponibili, suddivise per diverse fasce di altezza dal suolo. Infine sono stati ottenuti i valori medi di abbondanza di individui nelle due fasce di attraversamento stradale (n. medio di ind./20 min., \pm DS).

Sono stati utilizzati (i) il test di Friedman per comparare i valori medi di abbondanza tra le fasce di altezza dal suolo, (ii) il test di Wilcoxon per comparare i valori medi nelle due fasce di attraversamento (Fowler & Cohen, 1993). È stato utilizzato il test del χ^2 al fine di verificare una eventuale selezione di cavità per ciascuna fascia. Sono stati utilizzati i software SPSS 13.0 e Primer. Il livello di probabilità alfa è stato fissato a 0,05.

RISULTATI

In totale sono stati registrati 176 contatti individuali di *Columba livia* forma domestica (range: 7-30 ind.; abbondanza media: $17,6 \pm 7,9$ ind.; densità media: $16,6 \pm 7,4$ ind./100 m). 53 cavità delle 249 disponibili (21,3%) sono state occupate almeno una volta (Fig. 1).

I piccioni sono risultati distribuiti in modo significativamente differente tra le fasce, utilizzando preferenzialmente la seconda ($\chi^2 = 21,160$, $p < 0,001$, 3 g.d.l.; test di Friedman; Fig. 2) e contro-selezionando significativamente le cavità nella prima fascia (I fascia: $\chi^2 = 11,720$, $p < 0,001$; II: $\chi^2 = 3,748$, $p = 0,053$; III: fascia: $\chi^2 = 0,568$, $p = 0,451$; Fig. 3).

Il numero di attraversamenti è risultato significativamente più elevato nella fascia al di sopra degli autoveicoli ($Z = -2,805$, $p = 0,005$, Wilcoxon test; Fig. 4).

DISCUSSIONE

I dati hanno evidenziato una elevata densità locale di Piccione domestico nel sito studiato (cfr. Fraticelli, 2010). I piccioni utilizzano le cavità collocate nella fascia inter-

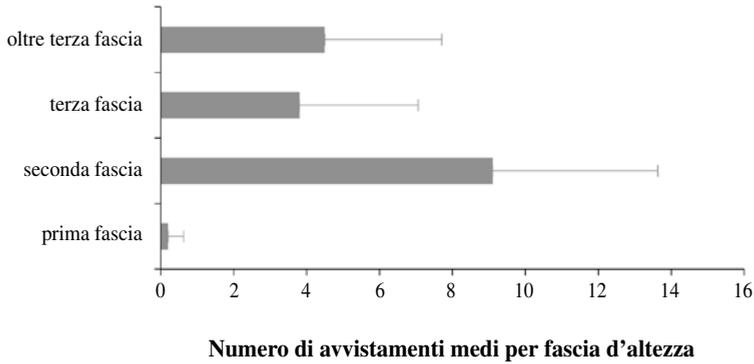


Figura 2. Distribuzione per fasce d'altezza dei contatti individuali di *Columba livia* forma domestica (e deviazione standard).

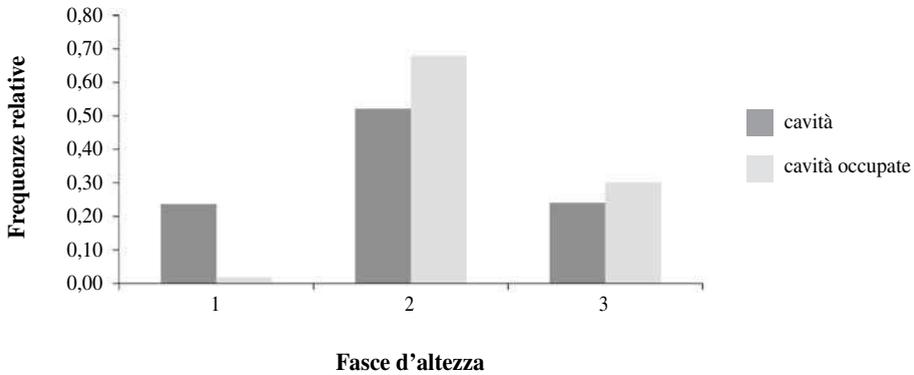


Figura 3. Analisi di disponibilità (nero) e di uso (grigio) di cavità da parte di *Columba livia* forma domestica. La prima fascia è risultata significativamente contro-selezionata (χ^2 test; cfr. Risultati).

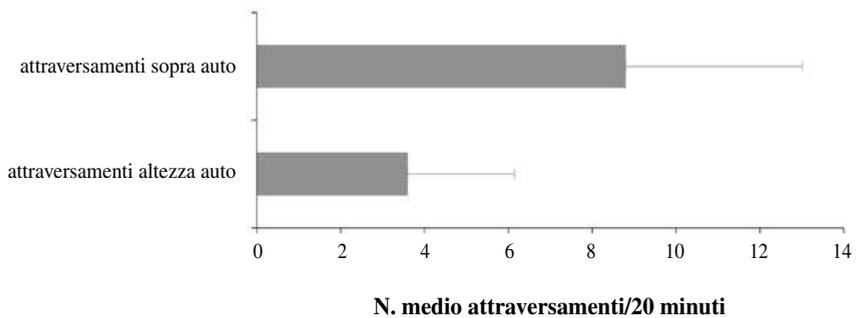


Figura 4. Numero medio di attraversamenti (e deviazione standard) di *Columba livia* forma domestica nelle due fasce di attraversamento stradale.

media (compresa tra 1,7 e 3,2 m) e, in misura minore, le fasce più alte, riflettendo le frequenze di disponibilità di tali siti. La fascia più bassa viene contro-selezionata (scarso uso a fronte di una elevata disponibilità di cavità) probabilmente perché più esposta ai predatori e fortemente disturbata dalla presenza di autoveicoli parcheggiati e in transito. Tali dati, sia quantitativi sia di disposizione spaziale dei siti, possono essere di ausilio nel caso si prevedessero interventi atti al controllo o allontanamento dei piccioni o di restauro delle mura.

La presenza di un intenso traffico può spiegare il numero di attraversamenti significativamente più elevato al di sopra degli autoveicoli in transito lungo la carreggiata limitrofa alle mura. I piccioni sfruttano la fascia più alta per evitare gli autoveicoli: durante i campionamenti si è potuto osservare che in situazioni di traffico ridotto gli attraversamenti nella fascia inferiore (a livello degli autoveicoli) aumentavano. Questi primi dati possono pertanto implicare una probabilità più elevata di impatto con autoveicoli in condizioni di traffico ridotto: un supplemento di indagine mirata a testare questa ipotesi è necessario.

La popolazione di piccioni studiata è collocata in un sito caratterizzato da un intenso traffico veicolare: in tal senso essa si può prestare anche a studi mirati a quantificare l'accumulo di inquinanti attraverso l'analisi dei tessuti, del piumaggio e dell'emoglobina (Dmowski, 1999, Nam *et al.*, 2003). Infine, ulteriori ricerche possono indagare il legame tra questa popolazione e i siti di foraggiamento limitrofi, nonché la presenza di una selezione delle cavità a diversa altezza e idoneità sulla base di caratteristiche individuali (età, sesso, stato fisiologico; ad es.: Sol *et al.*, 2000; Mercurio *et al.*, 2001; Dell'Aricea *et al.*, 2005; Fraticelli, 2008).

Ringraziamenti – Questo lavoro preliminare è stato condotto come esercitazione pratica nell'ambito del corso in Gestione degli Ecosistemi (corso di laurea in Biologia, indirizzo «Biodiversità e gestione degli ecosistemi»), Università degli studi Roma Tre, anno accademico 2017-2018. I colleghi Silvia De Michelis, Riccardo Sortino e Silvio Kroha hanno riletto il testo, fornendo utili suggerimenti che lo hanno migliorato. Si ringrazia anche Lucrezia Iaccarino della facoltà di Architettura, Università La Sapienza, per la redazione della Figura 1.

BIBLIOGRAFIA

- Ballarini G., Baldaccini N.E. & Pezza F., 1989. Colombi in città, aspetti biologici, sanitari e giuridici. Metodologie di controllo. Documenti Tecnici, pubblicazione dell'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "Alessandro Ghigi".
- Baldaccini N.E. & Giunchi D., 2006. Le popolazioni urbane di colombo: considerazioni sulla loro genesi e sulle metodologie di gestione. *Biologia Ambientale*, 20: 125-141.
- Dell'Aricea G., Lipp H. P. & Dell'Omo G., 2005. Spostamenti dei piccioni romani: uno studio preliminare con il GPS. *Alula*, 12: 97-102.
- Dinetti M, Gallo-Orsi U., 1998. Colombi e storni in città: manuale pratico di gestione. Il Verde Editoriale, Milano.
- Dmowski K., 1999. Birds as bioindicators of heavy metal pollution: Review and examples concerning European species. *Acta Ornithologica*, 34: 1-25.
- Fowler J. & Cohen L. 1993. *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio & C. Editore, Padova.
- Fraticelli F., 2008. Cause delle concentrazioni dei piccioni urbani a Roma. *Alula*, 15: 183-187.

- Fraticelli F., 2010. L'utilizzo di un parco pubblico romano da parte del Piccione urbano *Columba livia* forma domestica. *Alula*, 17: 43-48.
- Giunchi D., Albores-Barajas Y.V., Baldaccini N.E., Vanni L. & Soldatini C., 2012. Feral pigeons: problems, dynamics and control methods. In: Soloneski S. (Ed.). *Integrated Pest Management and Pest Control-Current and Future Tactics*. InTech: 215-240.
- Johnston R.F. & Janiga M., 1985. *Feral pigeons*. Oxford University Press, New York.
- Mercurio L., Agrimi U., Fanfani A. & Dell'Omo G., 2001. Feeding activity and population dynamics of Feral pigeons in Rome. *Atti XI Convegno Italiano di Ornitologia*. *Avocetta*, 25: 62.
- Nam D., Lee D. & Koo T., 2004. Monitoring for lead pollution using feathers of feral pigeons (*Columba livia*) from Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 95: 13-22.
- Sacchi R., Gentili A., Razzetti E. & Barbieri F., 2002. Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 48-54.
- Sol D., Santos D. M., Garcia J. & Cuadrado M., 2000. Age-related feeding site selection in urban pigeons (*Columba livia*): experimental evidence of the competition hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 144-149.
- Troccoli C., 2005. Composizione fenotipica, patologie e traumi nel Piccione di città *Columba livia* forma domestica a Roma. *Alula*, 12: 214-228.

INCREMENTO DELLA POPOLAZIONE SINANTROPICA E RURALE DI GRILLAIO *Falco naumanni* IN PUGLIA E BASILICATA DAL 2009 AL 2017

MARCO GUSTIN^(1,*), ENZO CRIPEZZI⁽¹⁾, GIUSEPPE GIGLIO⁽¹⁾, STEFANIA CATERINA PELLEGRINO⁽¹⁾,
MATTEO VISCEGLIA⁽²⁾, MARIANGELA FRANZIONE⁽²⁾ & ANNA GRAZIA FRASSANITO⁽³⁾

⁽¹⁾Lipu, Lega Italiana Protezione Uccelli, Dipartimento Conservazione - Via Udine 3/a, 43122 Parma

⁽²⁾De Rerum Natura sas - Viale Aldo Moro 71, 75024 Montescaglioso (MT)

⁽³⁾Parco Nazionale dell'Alta Murgia - Via Firenze 10, 70024 Gravina in Puglia (BA)

* Autore per la corrispondenza: marco.gustin@lipu.it

Abstract – Increase of synanthropic and rural population of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Apulia and Basilicata (southern Italy). The authors show a strong increase in apulo-lucana population of Lesser Kestrel in the last few years. In this area the presence of the species is recorded in 56 municipalities (82% in Apulia and 18% in Basilicata). This increase was observed in the synanthropic population concentrated in the provinces of Bari, Matera and Taranto, and more recently in rural municipalities of the Foggia province which now represents about 10% of the total population of the study area.

INTRODUZIONE

In Italia meridionale è concentrata la popolazione sinantropica di Grillaio *Falco naumanni* più importante al mondo (Sigismondi, 2008). La presenza della specie in Puglia e Basilicata è nota da tempo, con una popolazione stimata nel periodo 1993-1997 di 2.107-2.190 coppie distribuite in 15 comuni (Palumbo, 1997). Attualmente, secondo quanto indicato nel recente Piano d'azione sulla specie in queste due regioni si stima una popolazione complessiva di 5.979-8.020 coppie (La Gioia *et al.*, 2017)

Nel complesso la popolazione italiana che comprende attualmente anche Sicilia, Calabria, Sardegna e più recentemente Lazio, Molise, Emilia-Romagna e Lombardia, è stimata in 6.672-10.010 coppie (Gustin *et al.*, 2014; La Gioia *et al.*, 2017, Morganti *et al.*, 2017), con un trend in aumento del 570-1.000% a lungo termine (Nardelli *et al.*, 2015).

Tale aumento complessivo, evidenziato anche in altri paesi europei importanti per la specie (cfr. Spagna, Grecia), è risultato del 22% negli ultimi 14 anni (BirdLife International, 2017). Conseguentemente, la specie è ora classificata come SPEC 3 a livello europeo (BirdLife International, 2017) e LC (*Least Concern*) nella Lista rossa globale dell'IUCN (BirdLife International, 2016).

Infatti, sebbene la specie abbia subito un drastico declino durante la seconda metà del 20° secolo, attualmente appare stabile o in aumento nella maggior parte del suo areale globale (Iñigo & Barov, 2010). Il trend complessivo della popolazione è considerato stabile nelle ultime tre generazioni (BirdLife International, 2016).

Nel presente contributo viene aggiornata la stima della popolazione appulo-lucana e analizzato l'incremento registrato nel periodo 2009-2017.

AREA DI STUDIO E METODI

I censimenti hanno riguardato tutti i siti riproduttivi, sinantropici e rurali, noti per le regioni Basilicata e Puglia.

Censimento nelle colonie sinantropiche

Nell'ambito delle colonie sinantropiche occorre premettere che gli individui di una colonia urbana utilizzano sempre gli stessi alberi dormitorio e risultano molto fedeli al sito nel periodo pre-riproduttivo (Sigismondi *et al.*, 2003). Ciò consente, effettuando i conteggi in questi alberi-dormitorio, di poter effettuare facilmente una buona stima della consistenza numerica di ogni colonia, particolare attenzione è stata posta per quelle comprese all'interno del Parco Nazionale dell'Alta Murgia che contiene le colonie più importanti dell'area appulo-lucana, e probabilmente del mondo. Poiché risulta estremamente difficile stimare correttamente il numero di coppie nel suo complesso considerata l'elevata densità nei centri storici delle colonie e in particolare di quelle di maggiori dimensioni, i censimenti sono stati effettuati durante la fase pre-riproduttiva, da fine aprile o inizio maggio, periodo nel quale si ha una maggiore probabilità di contattare il maggior numero possibile di grillai presso i roosts (femmine non ancora in cova, arrivo degli ultimi migratori). Successivamente a questa prima fase legata all'arrivo dei contingenti dall'Africa, i roosts sembrerebbero formati, tra gli esemplari riproduttivi, prevalentemente da maschi a cui si aggiungono le femmine soprattutto nel periodo in cui i pulli superano i 15 giorni di vita e dopo l'abbandono del nido (Bermejo *et al.*, 2016).

La tecnica consiste nel contare, in ogni singolo comune che vede la presenza della specie come nidificante, gli individui che man mano arrivano e si posano fra i rami del singolo albero dormitorio localizzato, un'ora prima del tramonto. Il conteggio, normalmente svolto nella prima decade di maggio, è stato effettuato in condizioni meteo favorevoli, in assenza di pioggia e vento e in contemporanea su tutti i roosts delle colonie coinvolte. Per minimizzare l'errore nel conteggio, nei pressi di ogni dormitorio sono stati impiegati più rilevatori (mediamente due per dormitorio).

Censimento nelle colonie rurali

La popolazione riproduttiva del foggiano è l'unica che non si riproduce a livello sinantropico e che non si aggrega in grandi dormitori come le colonie sinantropiche dell'Alta Murgia e delle aree circostanti durante la fase pre-riproduttiva. Pertanto, il conteggio della popolazione complessiva appare più difficile e complesso da realizzare. Per verificare la presenza di singole colonie nelle masserie che ospitano i siti riproduttivi, si è proceduto a conteggiare nelle prime ore dopo l'alba (due-tre volte a stagione), i singoli individui quando sono ancora presso il sito, prima che inizino le attività trofiche nell'area circostante. In questo modo si è riuscito a quantificare per singolo sito l'entità delle coppie che durante il periodo riproduttivo frequentano e utilizzano la singola masseria che può contenere anche oltre 20 coppie per sito.

RISULTATI

Nelle due regioni la specie è attualmente presente come nidificante in 56 comuni, di cui l'82% in Puglia e il 18% in Basilicata. Si distinguono una popolazione rurale e una sinantropica. Le popolazioni sinantropiche sono attualmente presenti in 36 comuni (+140% rispetto alla prima metà degli anni '90) di cui 26 (72%) in Puglia (50% prov. Bari, 46% prov. Taranto e 4% prov. Lecce) e 10 (28%) in Basilicata (100% prov. Matera). Alcuni dei comuni che contengono le popolazioni più significative in provincia di Bari rientrano all'interno del Parco Nazionale dell'Alta Murgia, la maggior parte del quale è compreso nel SIC/ZPS IT 9120007 Murgia Alta, che comprende i seguenti Comuni: Andria, Corato, Ruvo di Puglia, Bitonto, Grumo Appula, Toritto, Cassano delle Murge, Santeramo in Colle, Gioia del Colle, Altamura, Gravina in Puglia, Poggiorsini, Spinazzola, Minervino Murge. Alcuni dei comuni che contengono le popolazioni più significative in provincia di Matera, rientrano all'interno del Parco della Murgia Materana la maggior parte del quale è compreso nella ZPS IT9220135 Gravine di Matera che comprende il Comune di Matera e Montescaglioso.

Colonie sinantropiche

In Tab. 1 sono riportati i risultati dei censimenti nella fase di roosts nella fase pre-riproduttiva dal 2009 al 2017. La media annuale della popolazione sinantropica complessiva dal 2009 al 2017 risulta di 12.169 individui con un evidente e significativo aumento della popolazione nell'ultimo decennio ($\chi^2 = 38,5$, $P < 0,001$) (Fig. 1), dovuto sia ad un aumento numerico nei siti principali che ad una espansione territoriale nei comuni limitrofi quelli più importanti sia in Puglia che in Basilicata.

Il 53% della popolazione monitorata nel 2017 rientra all'interno del Parco Nazionale dell'Alta Murgia, che contiene, ad eccezione di Matera le cittadine più importanti per la conservazione della specie (Gravina in Puglia e Altamura, Santeramo, Minervino Murge).

Colonie rurali

In Tab. 2 sono riportati i risultati dei censimenti delle coppie e dei siti riproduttivi in provincia di Foggia. Le colonie rurali, che al momento appaiono concentrate esclusivamente in provincia di Foggia, hanno avuto nell'ultimo decennio un incremento esponenziale, sebbene non si esclude la presenza di micro-colonie anche in altre province appulo-lucane (Fig. 2). Nel 2005 erano state rinvenute 22 coppie nidificanti (Cripezzi *et al.*, 2009). Nel 2009 erano stati individuati 19 siti riproduttivi con 94 coppie (in 6 Comuni), nel 2017 si è passati a 141-142 siti riproduttivi con una popolazione complessiva di 655-692 coppie (in 20 Comuni), costituendo attualmente oltre il 10% dell'intera popolazione appulo-lucana.

CONCLUSIONI

I censimenti pre-riproduttivi svolti in Puglia e Basilicata negli ultimi 10 anni che hanno preso in considerazione i siti più importanti all'interno delle due regioni, hanno

Tabella 1. Individui censiti nella fase pre-riproduttiva nelle colonie sinantropiche con presenza di Grillaio nelle province di Bari, Taranto, Lecce, Matera dal 2009 al 2017. I comuni compresi nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia sono evidenziati con l'asterisco.

| Comune | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|-----------------------|--------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Altamura* | 965 | 1.082 | 1.510 | 2.413 | 2.524 | 1.750 | 2.112 | 1.495 | 1.500 |
| Andria* | - | - | - | 6 | 12 | - | - | - | 18 |
| Cassano Murge* | 342 | 588 | 520 | 337 | 339 | 295 | 450 | 423 | 550 |
| Gravina in Puglia* | 1.206 | 1.871 | 1.635 | 1.325 | 2.660 | 2.285 | 3.168 | 2.143 | 3.135 |
| Santeramo in Colle* | 914 | 1.235 | 1.187 | 1.327 | 1.133 | 925 | 1.636 | 1.035 | 1.025 |
| Minervino Murge* | 2.141 | 1.463 | 1.492 | 2.098 | 1.915 | 1.380 | 1.000 | 725 | 1.470 |
| Acquaviva delle Fonti | 282 | 490 | 480 | 375 | 645 | 395 | 355 | 486 | 650 |
| Gioia del Colle | 105 | 177 | 294 | 237 | 305 | 120 | 477 | 188 | 400 |
| Casamassima | - | - | 36 | 168 | - | 120 | 143 | 100 | 148 |
| Sammichele di Bari | - | - | - | - | 235 | - | 440 | 157 | 150 |
| Locorotondo | - | - | - | 8 | 10 | - | - | 12 | 8 |
| Putignano | - | - | - | 89 | 90 | 18 | - | - | - |
| Noci | - | - | - | 90 | 86 | - | - | - | - |
| Ginosa | - | - | 550 | 450 | 510 | 175 | - | 260 | - |
| Laterza | - | - | 120 | 220 | 390 | 435 | - | 250 | - |
| Massafra | - | - | - | - | 107 | 83 | 163 | 94 | 275 |
| Castellaneta | - | - | - | 316 | 296 | 301 | 403 | 342 | * |
| Grottaglie | - | - | - | 4 | 149 | 125 | 152 | 125 | 125 |
| Martina Franca | - | - | - | 59 | 37 | - | - | 34 | 24 |
| Mottola | - | - | - | - | 93 | 58 | - | - | - |
| Taranto | - | - | - | 50 | - | - | 180 | 400 | - |
| Fragagnano | - | - | - | - | - | - | - | 10 | 10 |
| Matera | 2.789 | 2.759 | 2.992 | 3.250 | 2.500 | 3.675 | 1.985 | 2.100 | 3.250 |
| Montescaglioso | 185 | 74 | 250 | 350 | 350 | 555 | 700 | 936 | 775 |
| Pisticci | - | - | - | 110 | - | - | 340 | 850 | 875 |
| Bernalda | - | - | - | - | 75 | 135 | - | 700 | - |
| Ferrandina | - | - | - | 70 | - | - | - | 350 | 115 |
| Montalbano | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Pomarico | - | - | - | 14 | - | - | 12 | 30 | 28 |
| Totale indivui | 8.929 | 9.739 | 11.066 | 13.366 | 14.461 | 12.830 | 13.716 | 13.245 | 14.531 |

evidenziato un trend nettamente positivo per le popolazioni sinantropiche, (Gustin *et al.*, 2013; La Gioia *et al.*, 2017; Ferrarini *et al.*, 2018), che possono essere considerate le più importanti a scala globale (BirdLife International, 2017). Risulta evidente il ruolo centrale del Parco Nazionale dell'Alta Murgia nella conservazione della specie.

Le 4 colonie più importanti localizzate a Minervino Murge, Gravina in Puglia, Altamura e Santeramo in Colle, comuni all'interno del Parco Nazionale, hanno ospitato negli ultimi 25 anni in media il 90% della popolazione di Grillaio nidificante in Puglia

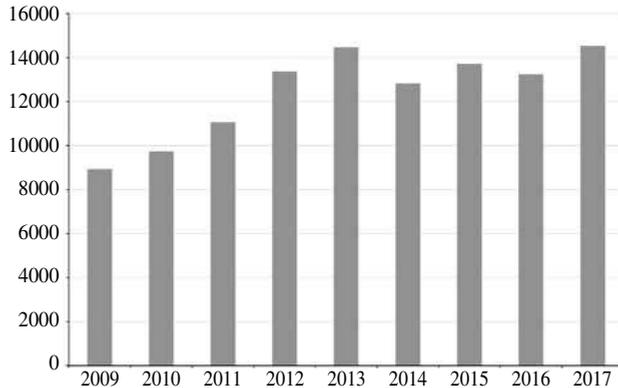


Figura 1. Numero di individui durante i roosts pre-riproduttivi nei siti sinantropici di Puglia e Basilicata.

con valori corrispondenti quasi al 100% sino al 2009, evidenziando come la progressiva espansione distributiva della popolazione nidificante in Puglia centrale e in Basilicata sia coincisa con il probabile raggiungimento della capacità portante delle colonie più importanti dell'Alta Murgia.

La tutela dei siti in cui il Grillaio effettua i dormitori, sia in periodo pre-riproduttivo che in quello riproduttivo e post-riproduttivo (in particolare nelle cittadine con le popolazioni più abbondanti), così come la presenza di habitat idoneo nelle sue immediate vicinanze (Gustin *et al.*, 2017), assume una particolare rilevanza nella conservazione della specie, poiché essendo particolarmente abitudinaria, utilizza gli stessi siti per numerosi anni (De Frutos *et al.*, 2009).

Nonostante non siano noti con precisione gli effetti della perdita di roost o del disturbo antropico su tali siti, è possibile ritenere che possano portare alla riduzione della fitness e ad una più alta mortalità durante la migrazione (Iñigo & Barov, 2010; Sarà *et al.*, 2014), se non correttamente gestiti e tutelati.

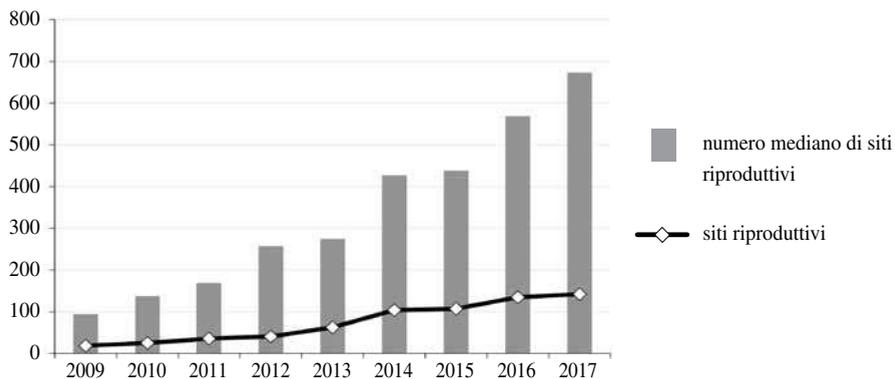
Nel complesso la popolazione di Grillaio presente in Puglia e Basilicata presenta uno status di conservazione buono, in accordo sia con la Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Peronace *et al.*, 2012) che all'ultima valutazione dell'European Conservation Concern (BirdLife International 2017), essendo la specie stata declassata da SPEC 1 a SPEC 3.

Il trend della popolazione pre-riproduttiva in Puglia e Basilicata, ha evidenziato un forte incremento negli ultimi 25 anni passando da poco meno di 500 ad oltre 12 mila individui. Tale incremento ha interessato sia la numerosità di ciascuna colonia che l'estensione dell'areale e l'acquisizione di nuove colonie riproduttive, fino a pochi anni fa non ancora rilevate.

Attualmente la specie sembra aver raggiunto in quest'area la capacità portante e tale capacità, se siti riproduttivi idonei, roost e habitat favorevole alla specie dovessero declinare, potrebbe in futuro ridursi a causa di fattori ambientali che agiscono in manie-

Tabella 2. Coppie riproduttive in aree rurali e siti riproduttivi nei comuni della provincia di Foggia dal 2009 al 2017.

| Comune | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|-------------------------------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Foggia | 1 | 1 | 2 | 4 | 28-33 | 44-47 | 73-76 | 104-106 | 122-128 |
| Cerignola | 12-16 | 25-33 | 36-47 | 54-62 | 50-53 | 89-96 | 82-87 | 111-113 | 117-122 |
| Manfredonia | 41-54 | 54-65 | 53-64 | 86-95 | 95-105 | 114-127 | 101-107 | 123-125 | 144-155 |
| Zapponeta | 8 | 8 | 8-9 | 16-17 | 15-16 | 12-13 | 17-19 | 17-19 | 17 |
| San Severo | | 3 | 4-5 | 7-8 | 7-8 | 25-26 | 36-37 | 55-57 | 71-76 |
| San Marco in Lamis | 2 | 6 | 6 | 13-15 | 12-14 | 14-15 | 8 | 15 | 18-20 |
| Ordona | | 8-10 | 6 | 3 | 8-9 | 19-22 | 17-18 | 17 | 22-23 |
| Trinitapoli | | | 3 | 3 | 3 | 6 | 5-6 | 8 | 8 |
| Orta Nova | | | 5 | 12-14 | 17-18 | 26-29 | 17-19 | 13 | 14-15 |
| Serracapriola | | | 2-3 | 4-5 | 2 | 2 | 2 | 2 | 5 |
| Ascoli Satriano | | | 7-9 | 19-24 | 24-25 | 45-47 | 48-50 | 63 | 73-78 |
| San Giovanni Rotondo | 19-22 | 20-22 | 20-22 | 18-20 | | | | 3 | 2-3 |
| Lesina | | | 2 | 2-3 | | | | | |
| Torremaggiore | | | | | 2 | 6-7 | 9 | 9 | 11 |
| Carapelle | | | | | | 2 | 3 | 4 | 3 |
| Rignano Garganico | | | | | | | 3 | 2 | 3 |
| Apricena | | | | | | | | 6-7 | 9 |
| Lucera | 1 | 1 | 1 | | | | | 3 | 6 |
| Stornarella | | | | | | 5-6 | 6 | 5-6 | 6 |
| Bovino | | | | | | | | 1 | 2 |
| Castelluccio dei Sauri | | | | | | | | | 2 |
| Totale coppie | 84-104 | 126-149 | 155-184 | 241-273 | 263-288 | 409-445 | 427-450 | 561-573 | 655-692 |
| Siti riproduttivi/ micro colonie | 18-19 | 23-27 | 36-37 | 40-43 | 62-64 | 103-106 | 105-109 | 132-136 | 141-143 |

**Figura 2.** Numero medio di coppie nidificanti e numero siti riproduttivi nelle colonie della provincia di Foggia dal 2005 al 2017.

ra densità-dipendente sulla specie (Newton, 1998). Un importante incremento del tutto nuovo ed inaspettato, appare evidente nelle aree rurali della provincia di Foggia (Caldarella *et al.*, 2005; Gustin *et al.*, 2014b, Cripezzi dati ined.), fino a pochi decenni fa esclusa dalla presenza della specie. Tale popolazione appare nel complesso ancora parcellizzata ed esposta all'alterazione degli ambienti trofici e alla scomparsa inevitabile dei siti riproduttivi, essendo questo areale del tutto sprovvisto di siti Natura 2000. Infine, un interessante aumento della popolazione si comincia a notare anche in altri settori pugliesi come quelli in provincia di Lecce (La Gioia *et al.*, 2017).

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2016. *Falco naumanni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016:e.T22696357A87325202.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20163.RLTS.T22696357A87325202.en>
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Bermejo A., Bondi S., Buonamassa G., Carbonell F., Cecere J.G., Curcio A., de la Puente J., del Moral J.C., Fulco E., Garcés F., Griggio M., Guzzo E., Lorusso M., Martín Barranco F.J., Martínez J., Mellone U., Parisi F., Podofillini S., Pulpillo F.J., Romero Gil M., Sarà M., Serra L., Urios V., Vidal-Mateo J., Zanca L. & Rubolini D., 2016. Using miniaturized, remote-downloading solar GPS tags to investigate the spatial ecology of the Lesser Kestrel: a large-scale collaborative network. Abstract book of the International Lesser Kestrel Expert Workshop in Plovdiv, Bulgaria, 4-8.10.2016[http://greenbalkans.org/birdsofprey/lesserkestrellife/en/International_Expert_Workshop_-c150].
- Caldarella M., Marrese M., De Lullo L. 2005. Status e distribuzione del grillaio *Falco naumanni* nella provincia di Foggia. Atti XIII Conv. Ital. Orn., Varallo Sesia (Vercelli) Avocetta, 29: 108.
- Cripezzi V., Dembech A., Notarangelo M., Petruzzi F., 2009. Note di aggiornamento sulla distribuzione del Grillaio *Falco naumanni* nella Puglia settentrionale. Gli Uccelli d'Italia, XXXIV: 58-62.
- De Frutos Á., Olea P., Mateo-Tomás P. & Purroy F., 2009. The role of fallow in habitat use by the lesser kestrel during the post-fledging period: inferring potential conservation implications from the abolition of obligatory set-aside. European Journal of Wildlife Research, 56(4): 503-511.
- Ferrarini A., Giglio G., Pellegrino S.C., Frassanito A.G. & Gustin M., 2018. Conservazione del Grillaio *Falco naumanni* nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia: aspetti dei movimenti post-riproduttivi, dello svernamento in Africa e dell'habitat trofico delle popolazioni di Cassano Murge, Santeramo in Colle e Minervino Murge. Relazione inedita, 100 pp.
- Gustin M., Ferrarini A., Giglio G., Pellegrino S., Scaravelli D., 2013 Il Parco per il Grillaio (*Falco naumanni*) nel Parco Nazionale dell'alta Murgia. Recupero pulli, divulgazione e monitoraggio. Report Lipu non pubblicato, 105 pp.
- Gustin M., Bux M., Giglio P., Grusso M., Sarà M., Zanca L., Mascara R., Pellegrino S.C., Ravasini M., 2014a. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di). Aggiornamento delle conoscenze sul Grillaio *Falco naumanni* in Italia. Presentazione del Gru.Gri (Gruppo Grillaio Italia). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 382-384.
- Gustin M., Cripezzi V., Dembech A., Notarangelo M., Petruzzi F., Meo C. & Damiano A., 2014b. Ampliamento della distribuzione del Grillaio *Falco naumanni* in Puglia settentrionale e prima nidificazione in Molise. Alula, XXI (1-2): 23-30.
- Gustin M., Giglio G., Pellegrino S. C., Frassanito A. & Ferrarini A., 2017. Space use and flight attributes of breeding Lesser Kestrels *Falco naumanni* revealed by GPS tracking. Bird Study, 64: 274-277.
- Iñigo A., Barov B., 2010. Action plan for the lesser kestrel *Falco naumanni* in the European Union, 55 p. SEO|BirdLife and BirdLife International for the European Commission.

- La Gioia G., Melega L. & Fornasari L., 2017. Piano d'Azione Nazionale per il grillaio (*Falco naumanni*). Quad. Cons. Natura, 41, MATTM - ISPRA, Roma.
- Morganti M., Preatoni D. & Sarà M., 2017. Climate determinants of breeding and wintering ranges of lesser kestrels in Italy and predicted impacts of climate change. *Journal of Avian Biology*, doi: 10.1111/jav.01179.
- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S. & Serra L., 2015. Rapporto sull'applicazione della direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, serie Rapporti, 219/2015.
- Newton I., 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London. 597 pp.
- Palumbo G., 1997. *Il Grillaio*. Altrimedia Edizioni.
- Sigismondi A., Cassizzi G., Cillo N., Laterza M., Losacco A. & Muscianese E. 2003. Status e problemi di conservazione della popolazione di Grillaio *Falco naumanni* nelle Murge. *Avocetta*, 27: 44.
- Sarà M., Campobello D., Zanca L. & Massa B., 2014. Food for flight: Premigratory dynamics of the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study*, 61: 29–41.

LA COTURNICE *Alectoris graeca* NEL PARCO NAZIONALE DELL'ASPROMONTE: PRIME INDAGINI SU STATUS ED ECOLOGIA DELLA SPECIE E PROSPETTIVE PER IL FUTURO

GIUSEPPE MARTINO^(1,*), ANDREA CIULLA⁽¹⁾, ANTONINO SICLARI⁽²⁾ & SERGIO TRALONGO⁽²⁾

⁽¹⁾Ci.Ma. G.R. e C.A. (Gestione Ricerca e Consulenze Ambientali) – Via Temesa, 16 – Reggio Calabria

⁽²⁾Parco Nazionale dell'Aspromonte – Via Aurora, 1 – Gambarie di S. Stefano in Aspromonte (RC)

*Autore per la corrispondenza: gmartino86@hotmail.com

Abstract – Status and ecology of *Alectoris graeca* in Aspromonte National Park. The most southern population of Rock Partridge *Alectoris graeca* of Italian peninsula is present in Aspromonte National Park; completely isolated from the rest of the Apennine population. In 2016-2017, the Aspromonte National Park Authority conducted a spring monitoring of the pairs present in the area, using playback technique in point-counts. Within the Park the species is present from the lowest altitudes up to 1700 m a.s.l. A broad but point-like species distribution has been confirmed, strongly localized in some areas. The density was low and a direct comparison with the values obtained from the first survey on the species in Aspromonte, conducted in 2013, shows a further progressive decline in the last two years. In order to identify the most suitable conditions for the species, the data collected in present study, together with those that will be gathered in 2018, in the subsequent phase of the project, will form the basis for the development of the environmental suitability model of Rock Partridge in the Aspromonte National Park.

INTRODUZIONE

L'Aspromonte ospita la popolazione di Coturnice *Alectoris graeca* più meridionale della penisola italiana; totalmente isolata dal resto della popolazione appenninica. La specie, di particolare interesse naturalistico e conservazionistico, è stata recentemente classificata SPEC1 (BirdLife International, 2017), è inclusa nella categoria NT (quasi minacciata) della lista rossa europea (BirdLife International, 2015) e nella categoria VU (vulnerabile) della lista rossa nazionale (Peronace *et al.*, 2012). Nonostante questo, è ancora specie cacciabile ai sensi della L. 157/92. In Aspromonte mostra una distribuzione discontinua, con nuclei localizzati e distanti tra loro (Martino *et al.*, 2016). La preoccupante situazione percepita rende indispensabile un monitoraggio pluriennale sulla presenza e sulla consistenza numerica della specie, in modo da definirne lo status reale (e potenziale) ed avviare la programmazione degli interventi di gestione e conservazione.

MATERIALI E METODI

Nel periodo 2016-2017, l'Ente Parco Nazionale dell'Aspromonte ha condotto un'attività di monitoraggio primaverile delle coppie presenti sul territorio, utilizzando il metodo dei punti di ascolto con l'ausilio del richiamo registrato; per monitorare la presenza/assenza e la densità primaverile della Coturnice (Bernard Laurent & Laurent, 1994; Bibby *et al.*, 2000). Motivazioni di natura ecologica e gli avvistamenti effettuati dal 2012 al 2015 (Martino *oss. pers.*, dati inediti), hanno fatto sì che l'area di **indagine ricadesse**

nel versante orientale del Parco. Al fine di individuare più correttamente l'area di studio all'interno di un contesto geografico ampio e diversificato, avvalendosi di software GIS (Geographic Information System), è stata eseguita l'analisi della carta della biodiversità vegetale del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Spampinato *et al.*, 2009); effettuando così una selezione generale delle zone ritenute più o meno idonee all'insediamento della specie in base alle tipologie vegetazionali presenti ($n=69$). Successivamente, attraverso la foto interpretazione di ortofoto a colori aggiornate al 2012 informatizzate e georiferite in scala 1:5000, si è provveduto ad una ulteriore verifica della componente vegetazionale delle superfici individuate. Ciò ha permesso di identificare meglio quelle aree (8883 ha; $n=329$) che, in base alla presenza, alla distribuzione e alla copertura delle tipologie vegetazionali, avrebbero potuto soddisfare le esigenze ecologiche della specie e quindi essere ritenute potenzialmente idonee. Una griglia a maglia quadrata ($n=878$) di 500 m per lato (25 ha) è stata sovrapposta alle aree selezionate scegliendo, in maniera casuale, 110 celle (12,52%). All'interno di quest'ultime sono stati localizzati i punti di ascolto, visitati ciascuno solo una volta tra marzo e maggio. Per ricondurre i dati raccolti ad una superficie, si è considerato un raggio medio di contattabilità (area minima indagata) pari a 200 m (Sorace *et al.*, 2013) e quindi che ogni P.A. abbia un'area pari a 12,56 ha. Relativamente all'analisi morfologica del territorio si è utilizzato il Modello Digitale del Terreno (DTM) con passo di griglia di 20 m per le variabili altimetria, esposizione e inclinazione dei versanti. Per l'analisi della vegetazione presente nei territori frequentati dalla specie si è scelto di considerare un'area pari a 12,56 ha (area minima indagata) intorno al punto di osservazione; utilizzando come base tematica la carta della biodiversità vegetale del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Spampinato *et al.*, 2009).

RISULTATI

All'interno del Parco la specie è presente dalle quote più basse fino ai 1700 m s.l.m. (Martino *et al.*, 2016) (Fig. 1). Viene confermata una distribuzione della specie ampia ma puntiforme, fortemente localizzata in alcune aree. Ampi vuoti di areale coincidono

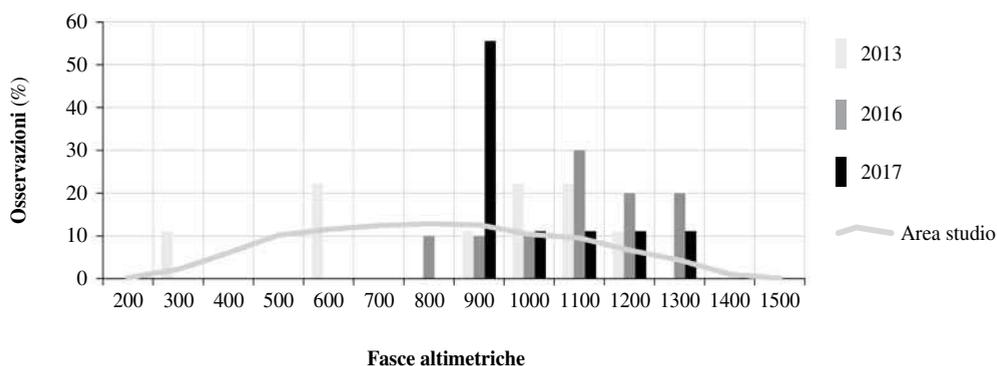


Figura 1. Fasce altimetriche delle osservazioni e dell'area di studio.

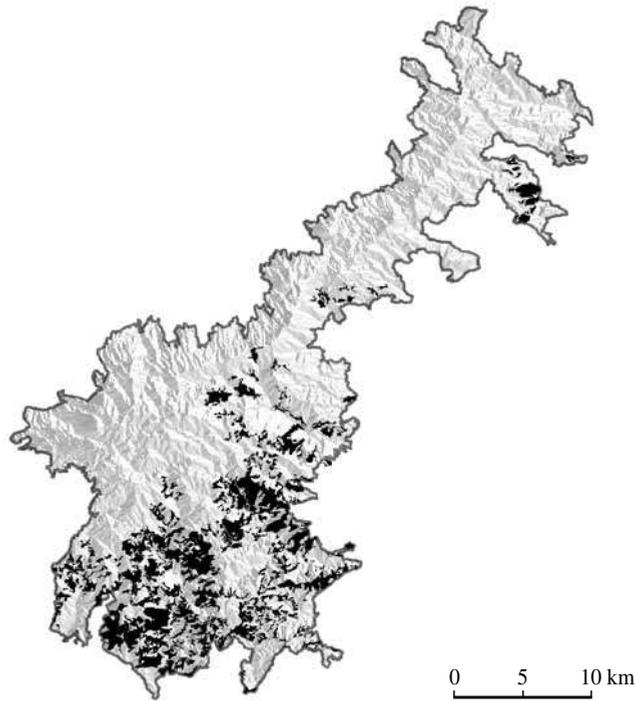


Figura 2. Aree potenzialmente idonee alla presenza della Coturnice nel Parco Nazionale dell'Aspromonte.

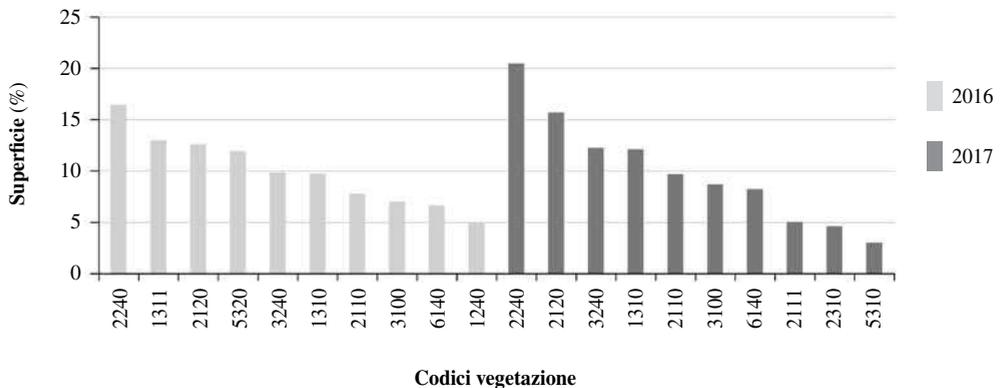


Figura 3. Superfici occupate dalle tipologie vegetazionali nelle aree di presenza della Coturnice (Spampinato *et al.*, 2009). Di seguito la descrizione dei codici vegetazione: 1240 Bosco di castagno; 1310 Bosco di leccio con camedrio siciliano; 1311 Bosco di leccio con camedrio siciliano frammisto ad aspetti di degradazione; 2110 Arbusteto a ginestra odorosa; 2120 Arbusteto a ginestra dei carbonai; 2240 Macchia ad Erica arborea e Calicotomesp; 3100 Pascolo montano mesofilo; 3240 Pascolo arido mediterraneo subnitrofilo; 5310 Rimboscimento della fascia collinare e submontana a conifere; 5320 Rimboscimento della fascia collinare ad eucalipto; 6140 Aree con vegetazione scarsa o assente, frane, aree in forte erosione.

con le aree in cui le superfici potenzialmente idonee sono più discontinue (Fig. 2). La maggior parte delle localizzazioni riguarda superfici occupate da un mosaico di arbusti a Ginestra odorosa *Spartium junceum* associati a pascoli, macchia e gariga degradata, formazioni boschive rade di latifoglie ed aghifoglie (Fig. 3). Le aree con pendenza compresa tra i 30 ed i 45 gradi sono quelle maggiormente preferite mentre, relativamente all'esposizione delle superfici utilizzate, i dati appaiono discordanti all'interno del biennio (Fig. 4 e 5). Nella primavera 2016 sono stati raccolti quindi 12 dati di presenza in 9 celle. La densità assoluta riscontrata è di 0,7 cp/Km²; nel 2017 invece sono stati raccolti 10 dati di presenza in 8 celle, rilevando una densità assoluta di 0,56 cp/Km² (Tab. 1).

DISCUSSIONE

La densità riscontrata è bassa e un confronto diretto con i valori ottenuti dalla prima indagine sulla specie in Aspromonte, condotta nel 2013 (Martino *et al.*, 2016), evidenzia nell'ultimo biennio un ulteriore calo progressivo. Probabilmente la bassa densità

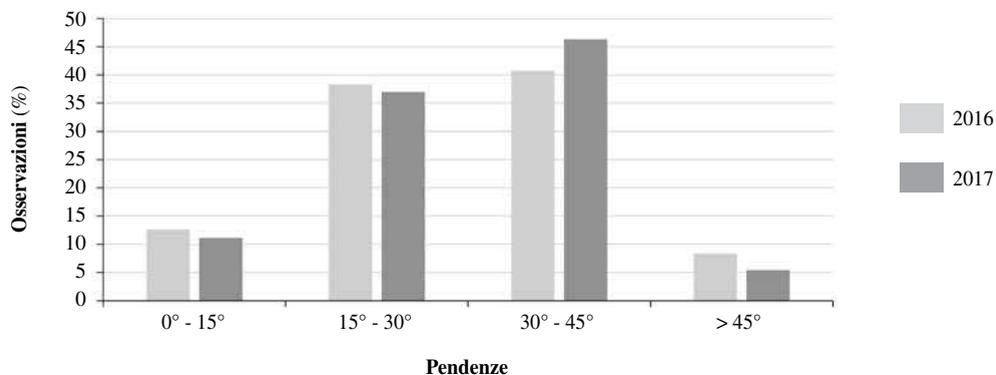


Figura 4. Osservazioni ripartite per fasce di pendenza.

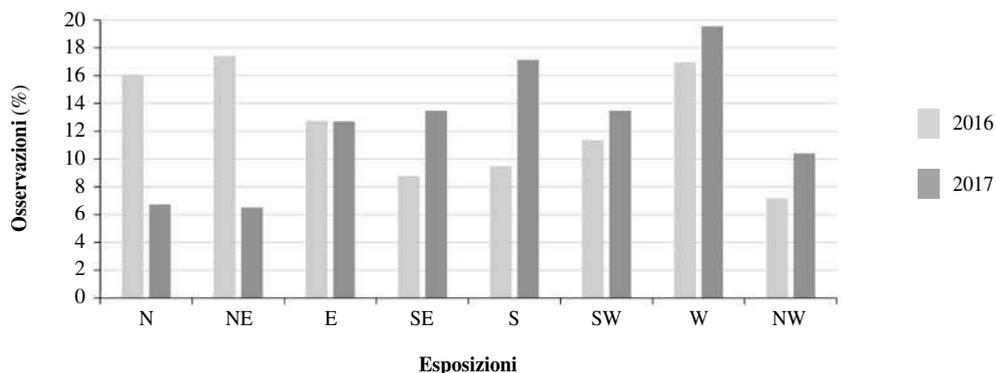


Figura 5. Osservazioni ripartite secondo l'esposizione delle superfici utilizzate.

Tabella 1. Quadro riassuntivo dei dati di presenza della Coturnice nel Parco Nazionale dell'Aspromonte.

| Legenda | 2016 | | | 2017 | | |
|--------------------------------------|---------------------------|------------------------|-------------------------------|--------------------------|------------------------|-------------------------------|
| | Media ± ES; n | Distribuzione | | Media ± ES; n | Distribuzione | |
| Area indagata in ha | 1168,08 | P.A. Positivi media | | 1381,6 | P.A. Positivi media | |
| Punti di ascolto | 93 | ± ES; n | | 110 | ± ES; n | |
| Maglie con presenza | 9 | IPA | Densità cp/Km ² | 8 | IPA | Densità cp/Km ² |
| Esemplari contattati | 12 | 1,33 | 7,29 | 10 | 1,25 | 7,55 |
| N° maschi territoriali | 6 | ± 0,17; n= 12 | ± 0,01; n= 12 | 5 | ± 0,15; n= 10 | ± 0,01; n= 10 |
| Individui singoli | 1 | P.A. Totali media | | 1 | P.A. Totali media | |
| Segni di presenza | 3 | ± ES; n | | 3 | ± ES; n | |
| Quota media osservazioni m s.l.m. | 1121,22 ± 51,20; n= 10 | IPA | Densità cp/Km ² | 1056,89 ± 48,16; n= 9 | IPA | Densità cp/Km ² |
| Distanza media di risposta | 125 ± 18,48; n= 4 | 0,13 | 0,70 | 175,50 ± 51,15; n= 4 | 0,08 | 0,56 |
| Frequenza avvistamento | 9,68% | ± 0,04; n= 93 | ± 0,01; n= 93 | 7,27% | ± 0,03; n=110 | ± 0,01; n=110 |

di coppie rilevate è il risultato di molteplici cause (deterioramento di habitat, incendi, bracconaggio ed immissioni illegali) che negli ultimi decenni hanno influito negativamente sulla popolazione. Al fine di individuare le condizioni ambientali più favorevoli alla specie (Sorace *et al.*, 2011), i dati raccolti ad oggi, unitamente a quelli che saranno ottenuti nel 2018, nella successiva fase del progetto già avviata, costituiranno la base per l'elaborazione del modello d'idoneità ambientale per la Coturnice nel Parco Nazionale dell'Aspromonte.

BIBLIOGRAFIA

- Bernard Laurent A. & Laurent J.T., 1994. Méthodes de dénombrement des perdrix bartavelles males au chant et presentation des résultats - Office National de la Chasse, 193, notes techniques n. 79.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. BirdCensusTechniques. London: Academic Press.
- BirdLife International, 2017. Europeanbirds of conservationconcern: populations, trends and national responsibilities Cambridge, UK: BirdLife International.
- BirdLife International, 2015. EuropeanRed List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the EuropeanCommunities.
- Martino G., Siclari A., Ciulla A., 2016. Indagine preliminare sulla distribuzione della Coturnice *Alectoris graeca* in Aspromonte. Alula, XXIII (1-2): 93-97.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36:11-58.
- Sorace A., Properzi S., Guglielmi S., Riga F., Trocchi V., Scalisi M., 2011. La Coturnice nel Lazio: status e piano d'azione. Edizioni ARP, Roma, 80 pp.
- Spampinato G., Cameriere P., Caridi D. & Crisafulli A., 2009. Carta della biodiversità vegetale del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Italia meridionale). Quad. Bot. Appl., 19: 3-36

L'AVIFAUNA NIDIFICANTE IN UN MOSAICO AGRICOLO DELL'ITALIA CENTRALE: LA RISERVA NATURALE DI MACCHIATONDA (LAZIO)

SERGIO MURATORE^(1,*), ERNESTO MONACO⁽¹⁾, RICCARDO PIROLI⁽¹⁾ & ALBERTO SORACE^(1,2)

⁽¹⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

⁽²⁾ Parus – Associazione per lo studio e l'educazione ambientale

* Autore per la corrispondenza: sergio_muratore@yahoo.it

Abstract – Birds nesting in a farmland mosaic of central Italy: Macchiatonda Nature Reserve (Lazio). The territories of breeding birds in Macchiatonda Nature Reserve were censused by mapping method in spring 2013. On the whole 38 breeding species were observed. *Emberiza calandra* (1,68 cp/10 ha) and *Cisticola juncidis* (1,39 cp/10 ha) were the most abundant. Other 13 species were breeding near the reserve, using the area for feeding. The agricultural areas hosted most of species of conservation concern.

INTRODUZIONE

La Riserva Naturale di Macchiatonda è una zona umida costiera residuale del Lazio settentrionale, parzialmente utilizzata per fini agricoli, che svolge un importante ruolo come sito di migrazione e svernamento per specie ornitiche anche rare (si veda Battisti *et al.*, 2016 per il ciclo annuale dell'avifauna nelle paludi salmastre, Fraticelli *et al.*, 2016 per la *check list* dell'intera area protetta). In particolare nel decennio 2001 / 2010 il sito è risultato di importanza nazionale per lo svernamento del Piviere dorato *Pluvialis apricaria* (Zenatello *et al.*, 2014). Nondimeno l'area è stata dichiarata Zona di Protezione Speciale anche per la nidificazione di specie parasteppiche nei coltivi (Natura 2000 Standard Data Form, site IT6030019, 2017). La sola zona delle lagune costiere è stata già indagata col metodo del mappaggio nel 2005 (Lorenzetti & Taffon, 2007), mentre nell'area protetta sono stati condotti studi anche sulla nidificazione del Corriere piccolo *Charadrius dubius* (Muratore *et al.*, 2014) e sulla fenologia di *Apodidae* e *Hirundinidae* (Muratore *et al.*, 2015). In questo lavoro riportiamo i dati relativi a composizione e struttura della comunità ornitica nidificante di tutta l'area protetta e le mappe di distribuzione delle specie nidificanti. I risultati preliminari del mappaggio sono stati pubblicati negli atti del XVII Convegno Italiano di Ornitologia (Sorace *et al.*, 2015).

AREA DI STUDIO

La Riserva Naturale Regionale di Macchiatonda (comune di Santa Marinella, Roma; coordinate centrali 11°59'E-42°00'N; regione climatica mediterranea, Blasi 1994) si estende per 244 ha di pianura costiera: 35 ha di *habitat* naturali (zona "A") e 209 ha di zone agricole (Fig. 1). Nella parte occidentale della zona A si trova un residuo di bosco igrofilo (circa 10 ha), composto da una boscaglia fitta a *Laurus nobilis* compenetrata da un olmeto e circondata da rovetto con *Prunus spinosa*. Più a oriente si estendono palu-

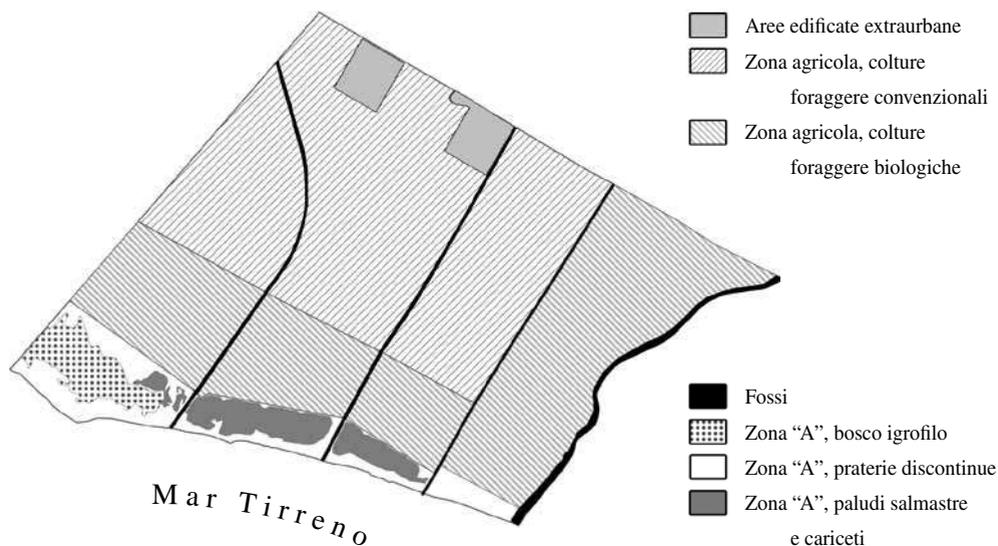


Figura 1. Ambienti della Riserva.

di salmastre (circa 13 ha), composte da lagune costiere di origine artificiale con giuncheti, cariceti e fragmiteti. La rimanente superficie è occupata da praterie discontinue (agropireti ed erbai secondari), mentre sulla costa, soggetta a forte erosione, si trovano *habitat* alofitici, tra cui fruticeti a *Sarcocornia perennis* e formazioni pioniere a *Salicornia sp.* (Spada, 1997). Per la presenza di *habitat* di interesse comunitario la riserva è stata designata Zona Speciale di Conservazione (Natura 2000 Standard Data Form, site IT6030019, 2017). Nelle zone agricole viene coltivato principalmente foraggio: erbai (avena, favino, sulla, trifoglio, erba medica: 124 ha nel 2013, di cui 65 ha coltivati con metodi biologici) e cereali autunno-vernini (grano, triticale, orzo: 49 ha nel 2013, di cui 20 ha biologici). Le colture biologiche sono contigue alla zona A. La rimanente superficie è occupata da aree edificate extraurbane (casali agricoli e pertinenze), strade interpoderali, orti, fossi, filari di *Eucaliptus sp.* e siepi artificiali.

MATERIALI E METODI

Questo studio è stato condotto nella primavera 2013 col metodo del mappaggio (Bibby *et al.*, 2000). L'avifauna nidificante è stata indagata attraverso 3 percorsi, ripetuti 4 volte tra il 9 aprile e il 5 giugno, per un totale di 12 giornate (36 ore) di campionamento. Ogni contatto acustico o visivo è stato registrato su mappa, riportando il tipo di attività (*e.g.* canto). Per le specie coloniali (*e.g.* Passera d'Italia *Passer italiae*) è stato effettuato il conteggio dei nidi. I dati sono stati elaborati con il programma QGIS 1.8 "Lisboa", considerando territori di nidificazione quelli in cui una specie è stata rilevata nidificante in almeno 3 giornate differenti.

Per la codifica dei dati raccolti abbiamo adottato il protocollo proposto dall'EOAC

(*European Ornithological Atlas Committee*), nel quale la nidificazione delle specie è stata suddivisa secondo tre livelli di accertamento, selezionati in base ai seguenti criteri:

- nidificazione certa: rinvenimento di nido con uova o pulcini; nido vuoto utilizzato nella stagione riproduttiva in corso; trasporto di imbeccata, di sacche fecali, di materiale per la costruzione del nido;
- nidificazione probabile: maschio in canto o impegnato in parate nuziali o osservato in comportamenti riconducibili alla difesa del territorio, in periodo e habitat idoneo rinvenuto in uno stesso territorio in due giorni diversi ad almeno 7 giorni di distanza; coppia presente in periodo e habitat riproduttivo idoneo;
- nidificazione eventuale: osservazione della specie in periodo e habitat riproduttivo idoneo senza ulteriori indizi di nidificazione; maschio in canto, parata nuziale, tambureggiamento.

Per ottenere le mappe di distribuzione delle varie specie abbiamo sovrapposto alla carta della riserva (base cartografica CTR) una griglia a base quadrata derivata dal reticolo UTM e composta da 65 unità di rilevamento (U.R.) di 200 m di lato. Per ogni specie mappata è stato riportato il numero di coppie rilevate e il numero di U.R. occupate.

Alla lista delle specie mappate sono state aggiunte quelle di *Cuculiformes* e *Strigiformes* rilevate in periodo riproduttivo, anche mediante playback, tuttavia non considerate nell'elaborazione dei parametri della comunità ornitica. Per l'elenco delle specie abbiamo seguito la nomenclatura di Fracasso *et al.* (2009). Sono state considerate specie a priorità di conservazione quelle incluse nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE, nelle categorie 1-3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico (SPEC) (BirdLife International, 2017), nella Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia (Peronace *et al.*, 2012). Sono stati calcolati i seguenti parametri della comunità ornitica: ricchezza (S), ossia il numero complessivo di specie campionate; densità (d), ossia il numero di coppie per 10 ettari, per ogni specie e per il loro totale; indice di diversità (H') (Shannon & Weaver, 1963); indice di equiripartizione (J) (Lloyd & Ghelardi, 1964); percentuale di non Passeriformi (Ferry & Frochot, 1970); numero di specie dominanti, cioè numero di specie in cui la frequenza relativa (π) è maggiore di 0,05 (Turcek, 1956; Oelke, 1980). Tali parametri sono stati calcolati per l'intera riserva, e per 3 macroaree: zone agricole, bosco igrofilo, paludi salmastre.

Per le specie legate agli agroecosistemi (*Calandra Melanocorypha calandra*, Cappellaccia *Galerida cristata*, Allodola *Alauda arvensis*, Beccamoschino *Cisticola juncidis*, Strillozzo *Emberiza calandra*), la significatività delle differenze nel numero di coppie è stata confrontata con il test del chi quadro nelle 2 tipologie principali di colture (erbai e cereali autunno-vernini), considerando territori di raggio 100 metri.

Per le elaborazioni statistiche è stato usato il programma PSPP 1.0.1

RISULTATI

Sono stati mappati i territori di 32 specie nidificanti eventuali, probabili o certe. Sono state inoltre rilevate 2 specie di *Cuculiformes* e 4 di *Strigiformes*; hanno quindi nidi-

ficato nella riserva 38 specie totali (Tab. 1), il 71,7% di quelle indicate in *checklist* come nidificanti (Fratlicelli *et al.*, 2016); di queste, 17 sono specie a priorità di conservazione (Tab. 1).

Altre 8 specie hanno frequentato la riserva per scopi trofici nell'anno di studio, e vi hanno anche nidificato in anni diversi: Gheppio *Falco tinnunculus*, Corriere piccolo *Charadrius dubius*, Gruccione *Merops apiaster*, Cinciarella *Cyanistes caeruleus*, Ghiandaia *Garrulus glandarius*, Storno *Sturnus vulgaris*, Verdone *Carduelis chloris*, Verzellino *Serinus serinus*. Infine, altre 5 specie nidificanti in aree limitrofe hanno frequentato la riserva per scopi trofici: Falco pellegrino *Falco peregrinus*, Fratino *Charadrius alexandrinus*, Colombaccio *Columba palumbus*, Rondone *Apus apus*, Balestruccio *Delichon urbicum*.

Sono risultate dominanti ($\pi > 0,05$): Strillozzo *Emberiza calandra*, Beccamoschino *Cisticola juncidis*, Usignolo *Luscinia megarhynchos*, Usignolo di fiume *Cettia cetti*, Cappellaccia *Galerida cristata*, Passera d'Italia *Passer italiae*; subdominanti ($0,05 > \pi > 0,02$): Folaga *Fulica atra*, Cardellino *Carduelis carduelis*, Calandra *Melanocorypha calandra*.

In Tabella 1 sono riportati il numero di U.R. occupate e la densità di coppie per 10 ha di ogni specie. Il numero medio di specie per UR è risultato di 2,74 (DS $\pm 2,24$) con un intervallo di 0 - 10 specie (Fig. 2). Strillozzo e Beccamoschino sono risultati le specie più diffuse nell'area di studio (rispettivamente 52,3% e 41,5% delle UR).

I parametri della comunità nidificante mappata sono riportati in Tabella 2.

Come si evince dalla Tabella 3, i territori di Strillozzo e Beccamoschino erano equamente distribuiti tra erbai e cereali, lo stesso per quelli di Calandra, ma con territori a mosaico (ovvero ogni singolo territorio comprendeva sia erbai sia cereali). La Cappellaccia invece ha mostrato una preferenza altamente significativa per l'erbaio. L'unico territorio di Allodola era in erbaio.

DISCUSSIONE

Questo studio ha confermato l'importanza degli agroecosistemi per l'avifauna nidificante di Macchiatonda. Infatti, mentre la maggior densità di coppie nidificanti e la maggior percentuale di non Passeriformi sono stati rilevati nelle paludi salmastre, a conferma della produttività di questo ambiente, il maggior numero di specie a priorità di conservazione è stato rilevato nella zona agricola. Tra queste è notevole la presenza della Calandra (0,16 cp/10 ha; $\pi = 0,022$), specie inserita in allegato 1 della Direttiva 2009/147/CE, molto localizzata nel Lazio e ai limiti settentrionali del proprio areale (Brichetti & Fracasso, 2007; Fratlicelli, 2011). Perciò è nelle zone agricole che vanno concentrati gli sforzi per la gestione della ZPS.

Nella Riserva è stata rilevata la preferenza della Cappellaccia per gli erbai rispetto alle colture cerealicole, diversamente da quanto riscontrato in altri studi (cfr. Guerrieri *et al.*, 2001; Brichetti & Fracasso, 2007).

Ulteriori studi a più ampia scala temporale e spaziale potrebbero dare indicazioni utili sulla gestione di paesaggi simili.

Tabella 1. Densità (coppie per 10 ha) delle specie nidificanti nei diversi ambienti della riserva e nel totale. In **grassetto**, le specie dominanti ($pi > 0,05$), so
lolineate, le specie subdominanti ($pi > 0,02$). Sono anche evidenziate le specie a priorità di conservazione inserite in: all. I della Dir. 2009/147/CE, nelle cate-
gorie 1-3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico (SPEC) (BirdLife International, 2017), nelle categorie di interesse della Lista Rossa
2011 degli Uccelli nidificanti in Italia (EN: minacciato, VU: Vulnerabile, NT: quasi Minacciato; Peronace *et al.*, 2012).

| | All. I CEE | SPEC | Lista rossa | Tot. U.R. | Totale riserva | | Zone agricole | | Bosco igrofilo | | Paludi salmastre | |
|---------------------|---------------|------|----------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|
| | | | | | densità (cp/10 ha) | pi |
| Cigno reale | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | - | - | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Germano reale | | | | 2 | 0,082 | 0,011 | - | - | - | - | 0,870 | 0,057 |
| Quaglia | | 3 | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Fagiano | | | | 3 | 0,123 | 0,016 | 0,144 | 0,023 | - | - | - | - |
| Airone rosso | x | 3 | | 1 | 0,041 | 0,005 | - | - | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Tuffetto | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | - | - | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Gallinella d'acqua | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | - | - | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Folaga | | 3 | | 5 | 0,328 | <u>0,044</u> | - | - | - | - | 3,478 | 0,229 |
| Tortora dal collare | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Tortora selvatica | | | | 3 | 0,123 | 0,016 | 0,096 | 0,015 | 0,833 | 0,059 | - | - |
| Cuculo dal ciuffo | | 1 | EN | 1? | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Cuculo | | | | 1? | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Barbagianni | | 3 | | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Assiolo | | 2 | | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Civetta | | 3 | | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Gufo comune | | | | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Upupa | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Calandra | x | 3 | VU | 4 | 0,164 | <u>0,022</u> | 0,191 | <u>0,030</u> | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Cappellaccia | | 3 | | 12 | 0,492 | 0,066 | 0,526 | 0,083 | - | - | - | - |
| Allodola | | 3 | VU | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |

| | All. I CEE | SPEC | Lista rossa | Tot. U.R. | Totale riserva | | Zona agricole | | Bosco igrofilo | | Paludi salmastre | |
|----------------------|---------------|------|----------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|
| | | | | | densità (cp/10 ha) | pi |
| Rondine | | 3 | NT | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Usgnolo | | | | 10 | 0,574 | 0,077 | 0,035 | 0,053 | 5,000 | 0,353 | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Merlo | | | | 3 | 0,123 | 0,016 | - | - | 1,667 | 0,118 | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Usgnolo di fiume | | | | 13 | 0,533 | 0,071 | 0,431 | 0,068 | 1,667 | 0,118 | 0,870 | 0,057 |
| Beccamoschino | | | | 27 | 1,393 | 0,186 | 1,340 | 0,212 | - | - | 2,174 | 0,143 |
| Camareccione | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Canapino comune | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Capinera | | | | 3 | 0,123 | 0,016 | 0,048 | 0,008 | 1,667 | 0,118 | - | - |
| Sterpazzolina comune | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Occhiocotto | | | | 2 | 0,082 | 0,011 | - | - | 0,833 | 0,059 | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Cinciallegra | | | | 3 | 0,123 | 0,016 | - | - | 0,833 | 0,059 | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Gazza | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Taccola | | | | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Comacchia grigia | | | | 2 | 0,082 | 0,011 | 0,096 | 0,015 | - | - | - | - |
| Passera d'Italia | | 2 | VU | 10 | 0,656 | 0,087 | 0,718 | 0,114 | - | - | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Passera mattugia | | 3 | VU | 1 | 0,041 | 0,005 | 0,048 | 0,008 | - | - | - | - |
| Cardellino | | | NT | 6 | 0,246 | <u>0,033</u> | 0,191 | 0,030 | 0,833 | 0,059 | 0,435 | <u>0,029</u> |
| Strillozzo | | 2 | | 34 | 1,680 | 0,224 | 1,675 | 0,265 | - | - | 2,609 | 0,171 |



Figura 2. Ricchezza delle specie mappate per U.R.

Tabella 2. Parametri della comunità nidificante. S = Ricchezza, d tot = densità totale (cp/10 ha), H = Diversità di Shannon, J = Equiripartizione, % non Pass = percentuale di non Passeriformi, n dom. = numero di specie dominanti.

| | Totale riserva | Zone agricole | Bosco igrofilo | Paludi salmastre |
|-------------|----------------|---------------|----------------|------------------|
| S | 32 | 23 | 9 | 16 |
| d tot | 7,5 | 6,3 | 14,2 | 15,2 |
| H | 2,65 | 2,34 | 1,96 | 2,42 |
| J | 0,66 | 0,75 | 0,89 | 0,87 |
| % non Pass. | 34,4 | 21,7 | 11,1 | 37,5 |
| n dom. | 6 | 6 | 9 | 6 |

Tabella 3. Numero e percentuale di coppie di 5 specie agricole nelle 2 tipologie principali di colture, valore del chi quadro e significatività della differenza di abbondanza. Le coppie di Calandra *Melanocorypha calandra* sono espresse in numeri decimali a causa dei territori a mosaico (si veda Risultati).

| | <i>Melanocorypha calandra</i> | <i>Galerida cristata</i> | <i>Alauda arvensis</i> | <i>Cisticola juncidis</i> | <i>Emberiza calandra</i> |
|------------|-------------------------------|--------------------------|------------------------|---------------------------|--------------------------|
| erbai | 2,56 | 11 | 1 | 18 | 26 |
| (71,7%) | (64%) | (91,7%) | (100%) | (69,2%) | (74,3%) |
| cereali | 1,44 | 1 | 0 | 8 | 9 |
| (28,3%) | (36%) | (8,3%) | | (30,8%) | (25,7%) |
| chi quadro | 2,92 | 19,7 | - | 0,3 | 0,3 |
| 1 g.l. | non signif. | altam. signif | | non signif. | non signif |

CARTOGRAFIA COMMENTATA DELLE SPECIE NIDIFICANTI

Legenda

- C** nidificazione certa (quadrato nelle mappe)
- P** nidificazione probabile (cerchio nelle mappe)
- E** nidificazione eventuale (triangolo nelle mappe)
- U.R.** totale delle Unità di Rilevamento dove la specie è stata rilevata

Per ogni categoria di nidificazione (C, P, E) è riportato il numero di U.R. e la percentuale rispetto alle U.R. occupate; accanto al totale delle U.R. la percentuale si riferisce invece al numero totale di U.R. in cui è suddivisa l'area (n = 65).



Cigno reale *Cygnus olor*

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante irregolare, transfaunato, nel 2013 1 nido con pulcini nelle paludi salmastre.



Germano reale *Anas platyrhynchos*

C: 2 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 2 (3,08%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 nidi con pulcini nelle paludi salmastre.



Quaglia *Coturnix coturnix*

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante irregolare, nel 2013 1 maschio in canto territoriale in campo di grano.

Fagiano *Phasianus colchicus*

C: 0 (0,0%) – P: 3 (100,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 3 (4,61%)

Nidificante regolare, alloctono, nel 2013 3 maschi territoriali in erbaio.



Airone rosso *Ardea purpurea*

C: 0 (0,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 1 (100,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante eventuale, nel 2013 osservata 1 coppia presente per più giorni nelle paludi salmastre, senza ulteriori indizi di nidificazione.



Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 nido con pulcini nelle paludi salmastre.



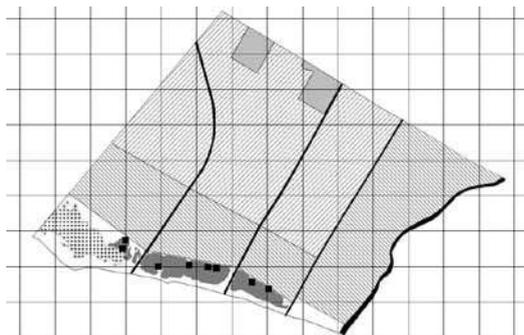
Gallinella d'acqua

Gallinula chloropus

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 nido con pulcini nelle paludi salmastre.





Folaga *Fulica atra*

C: 5 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 5 (7,69%)

Nidificante regolare, nel 2013 subdominante: 8 nidi con pulcini nelle paludi salmastre.



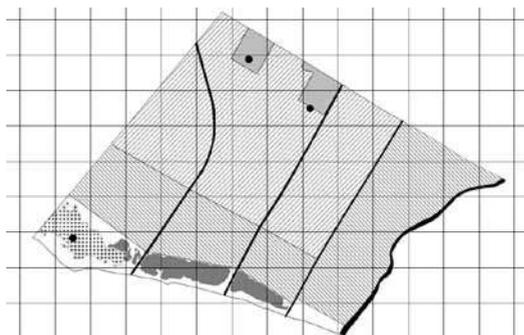
Tortora dal collare

Streptopelia decaocto

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 coppia territoriale presso l'area edificata.



Tortora selvatica *Streptopelia turtur*

C: 0 (0,0%) – P: 3 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 3 (4,61%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 coppie territoriali presso l'area edificata e 1 maschio in canto territoriale presso il bosco igrofilo.



Upupa *Upupa epops*

C: 0 (0,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 1 (100,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante eventuale, nel 2013 osservata 1 coppia presente per più giorni su un filare di *Eucalyptus sp.* nelle zone agricole, senza ulteriori indizi di nidificazione.

Calandra *Melanocorypha calandra*

C: 0 (0,0%) – P: 4 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 4 (6,15%)

Nidificante regolare, nel 2013 subdominante: 4 coppie territoriali nelle zone agricole con territori a mosaico tra erbai e cereali autunno - vernini.



Cappellaccia *Galerida cristata*

C: 0 (0,0%) – P: 12 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 12 (18,46%)

Nidificante regolare, nel 2013 dominante: 12 coppie territoriali nelle zone agricole, di cui 11 in erbai.

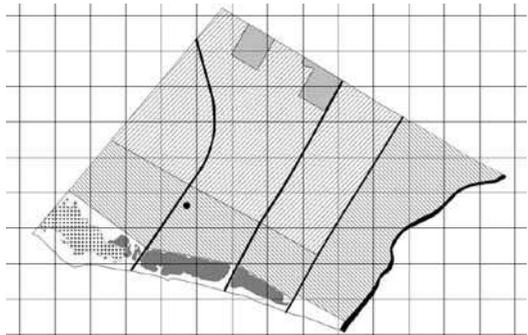


Allodola *Alauda arvensis*

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 coppia territoriale nelle zone agricole, in erbaio.



Rondine *Hirundo rustica*

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 nido con pulcini presso l'area edificata.





Usignolo comune

Luscinia megarhynchos

C: 0 (0,0%) – P: 10 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 10 (15,38%)

Nidificante regolare, nel 2013 dominante: 7 maschi in canto territoriale presso il bosco igrofilo e 7 maschi in canto territoriale su filari di *Eucalyptus sp.* presso fossi e canali.

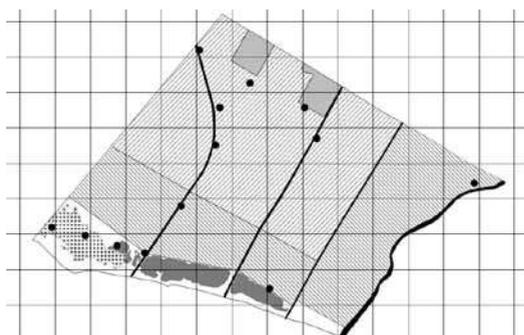


Merlo *Turdus merula*

C: 0 (0,0%) – P: 3 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 3 (4,61%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 maschi in canto territoriale presso il bosco igrofilo e 1 coppia territoriale su una siepe artificiale tra le paludi salmastre e le zone agricole.

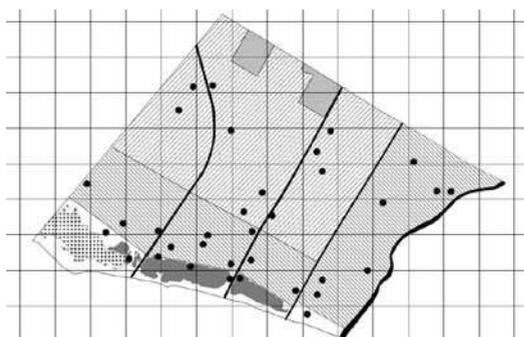


Usignolo di fiume *Cettia cetti*

C: 0 (0,0%) – P: 13 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 13 (23,08%)

Nidificante regolare, nel 2013 dominante: 9 maschi territoriali presso fossi e canali nelle zone agricole e 4 maschi territoriali presso il bosco igrofilo.



Beccamoschino *Cisticola juncidis*

C: 0 (0,0%) – P: 27 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 27 (41,5%)

Nidificante regolare, nel 2013 dominante: 34 maschi territoriali in aree aperte di tutta la riserva.

Cannareccione *Acrocephalus arundinaceus*

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 maschio in canto territoriale in fragmiteto presso il fosso Alberobello.



Canapino comune

Hippolais polyglotta

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 maschio in canto territoriale su un filare di *Eucaliptus sp.* nelle zone agricole.



Capinera *Sylvia atricapilla*

C: 0 (0,0%) – P: 3 (100,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 3 (4,61%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 maschi in canto territoriale presso il bosco igrofilo e 1 maschio in canto territoriale su un filare di *Eucaliptus sp.* presso il fosso Diversivo.



Sterpazzolina comune

Sylvia cantillans

C: 0 (0,0%) – P: 1 (100,0%) – E: 0 (0,0%)
 U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 maschio in canto territoriale su una siepe artificiale nelle zone agricole.





Occhiocotto *Sylvia melanocephala*

C: 0 (0,0%) – P: 2 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 2 (3,08%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 maschio in canto territoriale presso il bosco igrofilo e 1 maschio in canto territoriale su una siepe artificiale tra le paludi salmastre e le zone agricole.



Cinciallegra *Parus major*

C: 0 (0,0%) – P: 3 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 3 (4,61%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 coppie territoriali su siepi artificiali tra le paludi salmastre e le zone agricole e 1 maschio in canto territoriale presso il bosco igrofilo.



Cornacchia grigia *Corvus cornix*

C: 0 (0,0%) – P: 2 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 2 (3,08%)

Nidificante regolare, nel 2013 2 coppie territoriali su filari di *Eucalyptus sp.* nelle zone agricole.



Gazza *Pica pica*

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 nido dell'anno su un filare di *Eucalyptus sp.* nelle zone agricole.

Taccola *Corvus monedula*

C: 0 (0,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 1 (100,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante eventuale, nel 2013 1 coppia presente per più giorni presso l'area edificata, senza ulteriori indizi di nidificazione.

**Passera d'Italia** *Passer italiae*

C: 10 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 10 (15,38%)

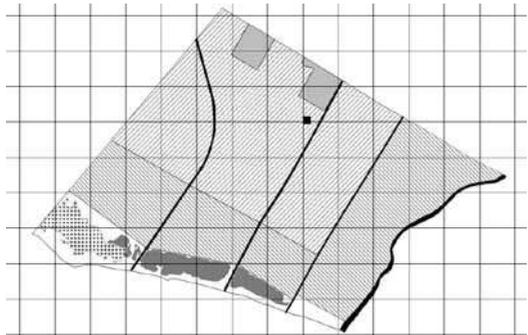
Nidificante regolare, nel 2013 dominante con 16 coppie in 10 colonie su edifici, filari di *Eucalyptus sp.* o siepi artificiali presso l'area edificata e le zone agricole.

**Passera mattugia** *Passer montanus*

C: 1 (100,0%) – P: 0 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 1 (1,54%)

Nidificante regolare, nel 2013 1 coppia territoriale su un filare di *Eucalyptus sp.* nelle zone agricole.

**Cardellino** *Carduelis carduelis*

C: 0 (0,0%) – P: 6 (0,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 6 (9,23%)

Nidificante regolare, nel 2013 subdominante: 6 coppie territoriali su filari di *Eucalyptus sp.* e siepi artificiali.





Strillozzo *Emberiza calandra*

C: 0 (0,0%) – P: 34 (100,0%) – E: 0 (0,0%)

U.R.: 34 (52,3%)

Nidificante regolare, nel 2013 dominante: 35 maschi in canto territoriale nelle zone agricole e 6 maschi in canto territoriale nelle praterie discontinue della zona A.

Ringraziamenti – Si ringrazia la Riserva Naturale di Macchiatonda per aver reso possibile questo studio, in particolar modo Augusto Corradi, Emanuele De Zuliani, Patrizio Demartis, Donatella Mazzarani e Francesco Zanon per aver partecipato ai rilievi. Si ringraziano inoltre Francois Salomone e Giulia Torta per i consigli sulla descrizione floristico-vegetazionale dell'area.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Boano A., Monaco E., Muratore S., Mazzarani D., De Zuliani E., Demartis P., Piroli R., Scrocca R., 2016. Ciclo annuale delle comunità ornitiche in due zone umide costiere del Lazio (Palude di Torre Flavia e Macchiatonda, Italia centrale). *Alula*, 23: 3-15.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. *Bird census techniques*. Second edition. Academic Press, pp. 302.
- BirdLife International, 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. BirdLife International, Cambridge.
- Blasi C., 1994. *Fitoclimatologia del Lazio*. Università "La Sapienza" di Roma, Regione Lazio. *Fitosociologia*, 27: 1-56.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. *Ornitologia italiana*. Vol. 4 - Apodidae - Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa editore.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), pp. 464.
- Ferry C. & Frochet B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pedunculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. *Terre et Vie*, 2: 153-250.
- Fracasso G., Baccetti N., Serra L. 2009. La lista CISO-COI degli uccelli italiani - Parte prima: liste A, B e C. *Avocetta*, 33: 5-24.
- Fraticelli F. 2011. *Calandra* *Melanocorypha calandra*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi): 214-215.
- Fraticelli F., Monaco E., Muratore S., Savalli V., Scarfò F., 2016. L'avifauna della Riserva naturale di Macchiatonda (RM): check list e analisi comparativa con altre zone umide del litorale tirrenico. *Gli Uccelli d'Italia*, 41: 173-190.
- Guerrieri G., Castaldi A., Biondi M., 2001. Status e selezione di habitat riproduttivo della Cappellaccia, *Galerida cristata*, nella riserva statale del Litorale Romano. *Gli Uccelli d'Italia*, 36: 109-113.
- Lorenzetti E. & Taffon D. 2007. Analisi delle comunità ornitiche nidificanti. In: Battisti C., della Bella V., Guidi A. (a cura di). *Materiali per la conservazione delle aree umide residuali del litorale romano*. Provincia di Roma, Stilgrafica: 98-109.

- Lloyd M. & Ghelardi R.J., 1964. A table for calculating the “Equitability” component of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, 33: 217-225.
- Muratore S., Monaco E., Mazzarani D., 2014. La nidificazione del Corriere piccolo (*Charadrius dubius*) nella Riserva Naturale di Macchiatonda (Lazio). *Gli Uccelli d’Italia*, 39: 83-85.
- Muratore S., Corradi A., Boano A., Capizzi D., Battisti C., 2015. Seasonal patterns in abundance of common aerial forager birds in two Tyrrhenian wetlands: a comparison among species and sites. *Vie et milieu - Life and environment*, 65: 181-186.
- Natura 2000 Standard Data Form, site IT6030019, 2017. ftp://ftp.minambiente.it/PNM/Natura2000/TrasmissioneCE_dicembre2017/schede_mappe/Lazio/ZPS_schede/Site_IT6030019.pdf
- Oelke H., 1980. The bird structure of the central European spruce forest biome - as regarding for breeding bird census. *Proc. VI Int. Conf. Bird Census work*. Gottingen: 201-209.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11-58.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois press.
- Spada F., 1997. Caratteri della vegetazione. In: Cauli F., Ceccarelli W.: *Macchiatonda. Una riserva sulla costa degli Etruschi*. Santa Marinella, 1997: 48-63.
- Sorace A., Corradi A., Demartis P., De Zuliani E., Mazzarani D., Monaco E., Muratore S., Piroli R. 2015: L’avifauna nidificante nella Riserva Naturale regionale di Macchiatonda. In: Pedrini P., Rossi F., Bogliani G., Serra L., Sustersic A. (a cura di): *XVII Convegno Italiano di Ornitologia. Atti del convegno di Trento*. Ed. MUSE, 176 pp: 153-154.
- Turcek F.J. 1956. Zur Fraghe der Dominanze in Vogelpopulationen *Waldhygiene*, 8: 249-257.
- Zenatello M., Baccetti N., Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. *Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010*. ISPRA, Serie Rapporti, 206.

FENOLOGIA E BIODIVERSITÀ DELLA COMUNITÀ ORNITICA NEL MONUMENTO NATURALE “LAGO DI GIULIANELLO” (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

SAMUELE RAMELLINI

Via Appia Sud, 130 – 00049 Velletri (RM) (samuele.ramellini@gmail.com)

Abstract – Phenology and biodiversity of the birds community in the Natural Monument “Lago di Giulianello” (Lazio, central Italy). In this paper, phenology and avian biodiversity of the Natural Monument of Lake Giulianello (Latium, central Italy) is presented. The study area (150 ha) includes two subareas: the “Lake”, with the lake and its banks, and the “Mosaic”, which includes the areas located between the lake and a provincial road; the prevailing vegetation around the lake is represented by reeds and meadows, while the mosaic includes areas of mixed forest and cultivated fields. During the period of study (August 2017-July 2018), standardized transects were performed with a bimonthly frequency; 95 bird species belonging to 42 families were observed for a total of 5446 individuals recordings. The peaks of presence are connected to the migratory periods; the lacustrine component proved to be more scarce than the species in the Mosaic. There are 15 certain breeding species and 3 species considered probable nesting species and moreover 8 species are mentioned in Annex I of the Council Directive (09/147 / EC) on the conservation of wild birds. In both areas the maximum values of H' are recorded in late spring. In summary, the data collected support a high conservative interest for the study area. The numbers of species at risk present, breeding species and the values of the diversity index are of particular importance.

INTRODUZIONE

Le aree umide rivestono un ruolo fondamentale per molte specie di uccelli nelle fasi di migrazione, svernamento e nidificazione (Weller, 1999; Gariboldi *et al.*, 2000), e sono tutelate da diverse direttive nazionali e internazionali, come ad esempio la Convenzione RAMSAR.

Il Lago di Giulianello (Lazio, Italia centrale) divenuto Monumento Naturale nel 1997 ai sensi dell'art. 6 della L.R. n° 29 del 6 ottobre 1997. L'unico studio che risulta essere dedicato a questa zona risale agli anni '70 (Alfinito *et al.*, 1976-77) ed è incentrato sulla caratterizzazione limnologica del Lago e sulle caratteristiche della microfauna e microflora presente nelle sue acque.

Per quanto riguarda invece la letteratura ornitologica, il Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio (Brunelli *et al.*, 2011) segnala un numero medio di 68 specie per il sito, assegnando al lago un Indice di Valutazione Ornitologico (IVO, calcolato in base alla presenza di specie incluse nelle liste di interesse regionale, nazionale ed europeo) pari a 19,7 (punteggio massimo di IVO nelle aree protette laziali = 38,9). Di particolare rilievo è la segnalazione di un individuo di Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* nel 2005, successivamente all'introduzione della specie presso la Selva di Paliano (FR) distante dal Lago di Giulianello 21 km.

Con il presente studio si intende analizzare la fenologia e la diversità della comuni-

tà ornitica del Lago di Giulianello e delle zone limitrofe, anche allo scopo di stilare una check-list preliminare delle specie presenti. È stata posta particolare attenzione alla presenza di specie d'interesse comunitario e conservazionistico, e sono stati commentati i dati sulle famiglie più interessanti dal punto di vista fenologico e della conservazione. Per caratterizzare la comunità ornitica sono stati utilizzati alcuni parametri quali-quantitativi (ricchezza, indice di diversità, numero di individui, indice di dominanza). È stata così realizzata una base preliminare di dati raccolti in modo standardizzato e perciò confrontabili con altre ricerche ed eventuali studi futuri.

AREA DI STUDIO

Il Monumento Naturale “Lago di Giulianello” si trova nel territorio dei comuni di Cori (LT) e Artena (RM) al confine tra le provincie di Roma e Latina. Le coordinate del centroide di riferimento sono 41° 41' 24,917” N, 12° 50' 57,919” E. Il Lago ha un perimetro di 1,5 km, un'estensione totale di 11 ha, una profondità massima di 10 metri e si trova ad una altitudine di 210 m s.l.m..

Il clima nell'area di studio risulta mediterraneo-oceanico di transizione (Carta Fito-climatica Italiana 2012: codice 4079).

L'area di studio è caratterizzata da un mosaico ambientale che si estende per circa 150 ha e si trova nella sezione Tirrenica Nord e Centro e in particolare nell'ecoregione 2B1 (Blasi et al., 2014) e viene classificata come zona agricola condotta eterogeneamente con presenza di spazi naturali importanti (codice CLC, Corine Land Cover 2012, IV livello: 2.4.3.) e a seminativi (codice CLC: 2.1.1.1). È un lago di origine probabilmente vulcanica, e già negli anni '70 era passato dall'oligotrofia alla mesotrofia, con tendenza all'eutrofizzazione (Alfinito *et al.*, 1976-77).

L'area di studio è stata suddivisa in due zone, corrispondenti a situazioni ecologiche differenti: la prima è costituita dal mosaico ambientale intorno al sentiero di accesso al lago, per una superficie complessiva di circa 120 ha, comprendente coltivazioni erbacee annuali ed un bosco di latifoglie (prevalentemente *Quercus cerris*, *Q. pubescens* e *Castanea sativa*) con alcune radure a prato; la seconda, di circa 30 ha, comprende lo specchio lacustre, in gran parte circondato da un canneto a *Phragmites australis* con *Typha* spp. e relitti di bosco ripario a *Salix alba*, e le aree circostanti. Queste due zone saranno in seguito denominate rispettivamente “Mosaico” e “Lago”.

METODI

I rilevamenti sono stati condotti lungo un transetto non lineare, seguendo il metodo proposto in Gregory *et al.* (2004). Il transetto aveva una lunghezza complessiva di circa 3 km, percorsi mediamente in 85 ± 11 minuti (DS). Non sono stati considerati limiti nelle fasce laterali (Bibby *et al.*, 2000), e sono stati registrati sia gli uccelli visti che quelli sentiti. Il transetto è stato percorso con frequenza bimensile nel periodo tra agosto 2017 e luglio 2018, per un totale complessivo di circa 34 h di rilevamenti e 72 km percorsi. Ogni mese sono stati effettuati due transetti, uno nelle 2 ore dopo l'alba e uno nelle 2 ore prima del tramonto. Sono state evitate giornate fredde, di pioggia e forte vento poiché

è noto che tali condizioni possano influenzare negativamente le attività di rilevamento (Armstrong, 1963; O'Connor & Hicks, 1980; Bibby *et al.*, 2000). Per il riconoscimento visivo degli uccelli è stato utilizzato un binocolo Swarovsky EL 10x42.

Ai fini della chiarezza espositiva e della discussione dei risultati, i transetti sono stati suddivisi in due parti, relative rispettivamente al Mosaico e al Lago.

La nomenclatura adottata per le specie contattate è la Check-list degli uccelli italiani (Brichetti & Fracasso, 2015).

È stata calcolata la ricchezza totale delle specie (come numero totale delle specie per trimestre e annuale). Sono stati valutati gli indici di dominanza I_{pi} per ogni specie rilevata, considerando dominanti le specie con $pi > 0,05$ (Turcek, 1956). Nelle tabelle le specie dominanti sono evidenziate in grassetto. Come indice di diversità è stato scelto l'indice H' di Shannon e Weaver (1963) in quanto più sensibile alla ricchezza di specie rispetto all'indice di Simpson (Colwell, 2009). L'indice di Shannon e Weaver, $H' = - \sum p_i \ln p_i$, è stato calcolato per ogni intervallo trimestrale.

L'indice di dominanza (I_{pi}) è stato calcolato come la somma dei valori di dominanza delle due specie più abbondanti (Wiens, 1975) nei vari trimestri nelle due aree.

RISULTATI

Nell'area di studio complessiva sono state censite 95 specie di uccelli, di cui 35 di non Passeriformi e 60 di Passeriformi, appartenenti a 42 famiglie per un totale di 5446 contatti (2579 al Lago e 2867 nel Mosaico). Per la zona del Lago sono state censite in tutto il periodo di studio 86 specie, mentre nel Mosaico ne sono state censite 66. In Appendice 1 si riportano tutte le specie censite nelle due zone e i numeri degli individui rilevati per ogni specie. I valori medi (\pm DS) del numero di individui rilevati, dell'indice di diversità H' , della ricchezza nelle due zone dell'area di studio, il numero delle specie dominanti (No. P_i) e il valore dell'indice di dominanza (I_{P_i}) sono riportati in Tab. 1.

In Fig. 1 viene rappresentato l'andamento mensile della ricchezza di specie calcolata come il totale delle specie rilevate in ogni mese nelle due zone, comprendendo quindi entrambi i rilevamenti mensili.

La ricchezza media relativa all'intero periodo di studio nella zona del Lago è di $31,58 \pm 4,68$ (DS) con un massimo di 40 specie e un minimo di 26; nel Mosaico invece la ricchezza media annuale è di $31,83 \pm 5,27$ (DS) con un massimo di 39 specie e un minimo di 22 specie.

In Fig. 2 si riporta l'andamento del numero degli individui rilevati in ogni transetto. La notevole differenza che si registra spesso tra i due rilevamenti di ogni mese potrebbe essere dovuta ai differenti orari di rilevamento (dopo l'alba e prima del tramonto).

In Fig. 3 si riporta l'andamento mensile del valore dell'indice di diversità H' nella zona del Lago e di Mosaico. Il valore dell'indice di diversità H' massimo, calcolato con la formula $H'_{max} = \ln S$ (dove S indica la ricchezza totale delle specie), è 4,56.

Tra le specie censite, risultano di particolare interesse quelle citate nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (09/147/CE): Tarabusino, Nitticora, Garzetta, Falco pecchiaiolo, Biancone, Martin Pescatore, Tottavilla e Balia dal collare.

Tabella 1. Valori medi (\pm DS) numero di individui rilevati, dell'indice di diversità H' , ricchezza specifica, numero (No. P_i) delle specie dominanti ($p_i > 0,05$: Turcek, 1956) e valore dell'indice di dominanza ($I p_i$) nelle zone di Mosaico e Lago nei trimestri. *Trimestral mean values (\pm SD) of number of individuals recorded, H' diversity index, species richness, number (No. P_i) of dominant species ($p_i > 0,05$: Turcek, 1956) and value of the dominance index ($I p_i$) in the Mosaic and Lake zones.*

| MOSAICO | ago-ott (I) | nov-gen (II) | feb-apr (III) | mag-lug (IV) |
|---------------------|--------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| Numero di individui | 195,00 (87,23) | 328,00 (34,65) | 208,67 (34,65) | 224,00 (36,72) |
| Diversità H' | 2,53 (0,23) | 2,48 (0,50) | 3,04 (0,24) | 3,11 (0,14) |
| Ricchezza specifica | 26 (3,46) | 30 (1,00) | 34 (5,57) | 37,33 (0,58) |
| No. P_i | 5 | 6 | 4 | 5 |
| $I P_i$ | 0,31 | 0,43 | 0,20 | 0,24 |

| LAGO | ago-ott (I) | nov-gen (II) | feb-apr (III) | mag-lug (IV) |
|---------------------|--------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| Numero di individui | 258 (35,93) | 213,33 (124,94) | 165,00 (10,00) | 223,33 (31,88) |
| Diversità H' | 2,63 (0,08) | 2,79 (0,15) | 2,84 (0,11) | 2,43 (0,17) |
| Ricchezza specifica | 32,67 (1,53) | 33,33 (7,02) | 33,00 (5,20) | 27,33 (2,31) |
| No. P_i | 5 | 3 | 2 | 4 |
| $I P_i$ | 0,34 | 0,34 | 0,29 | 0,43 |

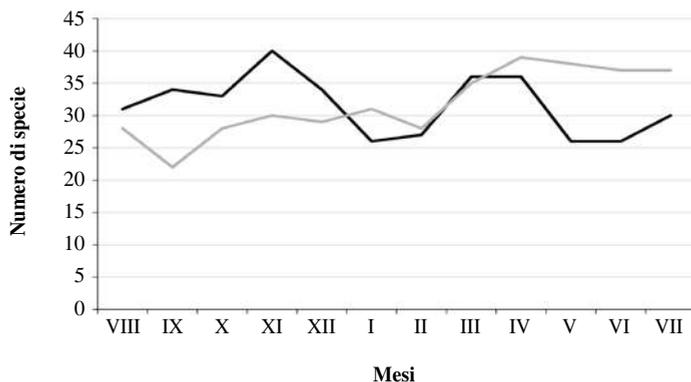


Figura 1. Andamento mensile della ricchezza di specie nelle due zone: Mosaico (nero) e Lago (grigio), calcolata come il totale delle specie rilevate in ogni mese nelle due aree. *Monthly trend of the species richness in the zones: Mosaic (black) and Lake (grey), calculated and the species total surveyed every month in the two zones.*

Nella Lista rossa dei Vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013) sono presenti: Alzavola, Moriglione, Torcicollo e Averla capirossa (nella categoria EN: Endangered); Me-stolone, Marzaiola, Tarabusino, Nitticora, Biancone, Falco di Palude, Allodola, Passera d'Italia, Passera mattugia, Pendolino e Saltimpalo (nella categoria VU: Vulnerable).

Infine, le specie presenti nella Lista Rossa degli uccelli del Lazio (Calvario *et al.*,

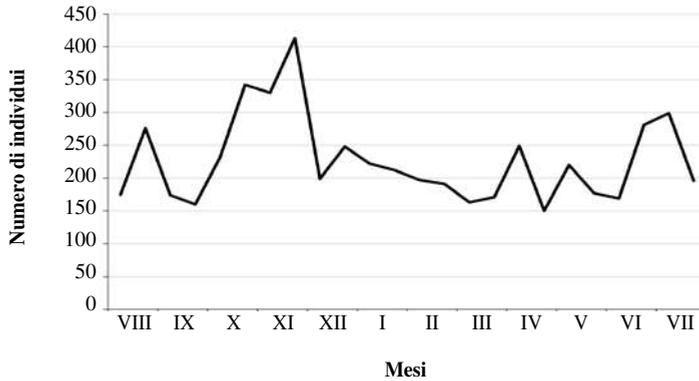


Figura 2. Andamento del numero di individui rilevati in ogni mese calcolato utilizzando come parziali i valori più elevati per ogni specie. *Trend of the number of individuals recorded in each month calculated using the partial maximum values for each species.*

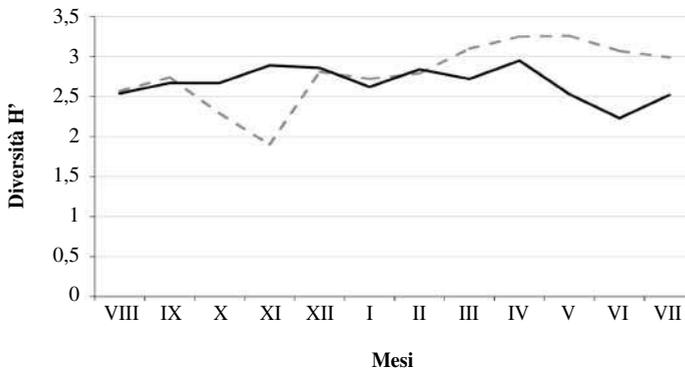


Figura 3. Andamento mensile dell'indice di diversità H' nelle due zone: Lago (Nero) e Mosaico (Grigio tratteggiato). *Monthly trend of the diversity index H' in the two zones: Mosaic (black) and Lake (dashed grey).*

2011) sono: Piro piro piccolo, Frosone (nella categoria EN), Tarabusino, Nitticora, Falco pecchiaiolo, Lodolaio, Martin Pescatore (nella categoria VU), Tuffetto (nella categoria NT: Near Threatened) e Alzavola, Cormorano, Airone guardabuoi, Garzetta e Airone cenerino (nella categoria NA: Not Applicable).

DISCUSSIONE

La zona del Lago di Giulianello risulta di notevole interesse e importanza per la conservazione di specie a rischio. Sono state segnalate infatti 8 specie presenti nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE), 12 nella Lista Rossa degli uccelli del Lazio (Calvario *et al.*, 2011) e 15 nella Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013).

La ricchezza totale di specie, confrontata con quella delle altre due zone umide protette del Lazio di estensione paragonabile, risulta piuttosto elevata; infatti, mentre per la zona del Lago di Giulianello (con una superficie di 30 ha) risulta $S = 86$, per il Lago di Posta Fibreno (28 ha) risulta $S = 74$ e per il Lago di Canterno (60 ha) risulta $S = 69,5$ (Brunelli *et al.*, 2011). Peraltro, rispetto alle altre zone umide laziali in generale (Biondi *et al.*, 1990; Battisti *et al.*, 2016) i valori di ricchezza della zona del Lago risultano piuttosto bassi.

Durante la migrazione pre-riproduttiva, risulta essere più ricco il Mosaico mentre nei mesi autunnali, durante la migrazione post-riproduttiva, è più ricca la zona del Lago. Il valore di H' del Mosaico è superiore a quello della zona del Lago soprattutto nei mesi di maggio e giugno, in corrispondenza della migrazione dei Passeriformi, mentre è inferiore soprattutto in quelli di ottobre e novembre, quando la presenza di Passeriformi diminuisce.

L'indice di dominanza (I_{pi}) nell'area di studio varia tra 0,29 e 0,43; i valori minimi sono stati registrati nel trimestre febbraio-aprile per entrambe le zone (0,29), mentre i massimi nel trimestre maggio-luglio per la zona del Lago (0,43) e in quello novembre-gennaio per il Mosaico (0,43).

Quanto al numero degli individui totali, nella zona del Lago il mese in cui sono stati contattati più individui è stato novembre (349 individui), con elevati numeri di Storni, Passere d'Italia e Cornacchie grigie (che sono anche le specie dominanti nel trimestre) nonché di Fringillidi. Il mese invece con il minor numero di individui contattati è gennaio (103 individui). Il numero di individui rilevati nel mese di gennaio e più in generale nel periodo invernale si discosta da quanto rilevato in altre aree umide (Battisti *et al.*, 2016), probabilmente per la scarsità di specie acquatiche svernanti, molto abbondanti nelle zone umide di Torre Flavia e Macchiatonda. Nel Mosaico il mese con più individui contattati è stato novembre (394 individui), in seguito soprattutto alla presenza di grandi flock di Fanello (fino a 185 individui in uno stesso transetto) e altri Fringillidi. Il mese invece con il minor numero di individui è stato settembre (102 individui); il Mosaico infatti viene frequentato specialmente da gruppi di Fringillidi svernanti, e le specie nidificanti, in settembre (specialmente Silvidi e altri piccoli Passeriformi), sono piuttosto difficili da contattare.

Durante i rilevamenti è stata documentata la nidificazione certa per 15 specie in tutta l'area di studio (Torcicollo, Averla capirossa, Usignolo di fiume, Cannaiola, Sterpazzolina comune, Storno, Merlo, Pigliamosche, Pettiroso, Saltimpalo, Passera d'Italia, Ballerina bianca, Verdone, Verzellino, Zigolo nero). Si ritiene probabile la nidificazione di Picchio rosso maggiore, Codibugnolo e Fanello. È stato inoltre trovato in data 6.IV.2018 un nido di Pendolino utilizzato in stagioni precedenti, che pertanto non è stato inserito tra i dati del periodo di studio. Va peraltro osservato che il metodo adottato in questo studio non è il migliore per certificare la nidificazione e analizzare la comunità ornitica nidificante (Bibby *et al.*, 2000), pertanto si rimanda a futuri studi un'analisi più approfondita dei nidificanti.

A conclusione di questa discussione, si sottolinea come i dati raccolti depongano a

favore di un elevato interesse conservazionistico dell'area di studio; di particolare importanza risultano, a questo proposito, il numero di specie a rischio presenti, le specie nidificanti e i valori dell'indice di diversità.

Ringraziamenti – L'autore desidera ringraziare Giacomo Assandri, Fulvio Fraticelli e Stefano Sarrocco per i consigli forniti durante la stesura del testo e Andrea Galimberti, Steven Huetting, Andrea Pulvirenti e Pietro Ramellini per la lettura critica del testo. Si ringrazia inoltre l'anonimo revisore per i consigli forniti.

BIBLIOGRAFIA

- Alfinito S., Bazzanti M., Bazzichelli G., D'Alessandro L., Ferrara O., Fumanti B., Lupia Palmieri E., Margaritora F., Pieche U., Stella E., 1976-77. Indagini ecologiche sul Lago di Giulianello (Lazio). *Annali di Botanica*, 35-36: 203-332.
- Armstrong E. A., 1963. *A Study of Bird Song*. Oxford University Press, Oxford.
- Blasi C., Capotorti G., Copiz R., Guida D., Mollo B., Smiraglia D. & Zavattero L., 2014. Classification and Mapping of the Ecoregions of Italy. *Plants Biosystems*, 148 (6): 1255-1345.
- Bibby C., Burgess N., Hill D. & Mustoe S., 2000. *Bird Census Techniques*. London, Academic Press.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014. *Riv. ital. Orn.*, 85 (1): 31-50.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- 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), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.
- Colwell R. K., 2009. Biodiversity: Concepts, Patterns and Measurements. In: Levin S. A. (ed). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Gariboldi A., Rizzi V. & Casale F., 2000. Aree importanti per l'avifauna in Italia. LIPU.
- Gregory R. D., Gibbons D. W. & Donald P. F., 2004. *Bird Census and Survey Techniques*. In: Sutherland W. J., Newton I. & Green R. E. (eds.), 2004. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press Inc., Oxford: 17-55.
- O'Connor R. J. & Hicks R. K., 1980. The Influence of Weather Conditions on the Detection of Birds during Common Birds Census Fieldwork. *Bird Study*, 27 (3): 137-151.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V. & Teofili C. (compilatori), 2013. *Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani*. Comitato italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Shannon C. E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana IL.
- Turcek F. J., 1956. Zur Frageder Dominanze in Vogel populationen. *Waldhygiene*, 8: 249-257.
- Weller M. W., 1999. *Wetland Birds: Habitat Resources and Conservation Implications*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens J.A., 1975. Avian communities, energetics and functions in coniferous forest habitat. In: Smith D.R. (tech. coord.), *Proceedings of symposium on management of forest and range habitats for nongame birds*. USDA Forest Service General Technical Report WO-1, Tucson: 226-265.

Appendice 1. Numero di individui per ogni specie nei 4 trimestri nelle due zone (Mosaico e Lago). In grassetto sono evidenziate le specie dominanti ($p_i > 0,05$: Turcek, 1956) in ogni trimestre. *Number of individuals of each species in the four trimesters and in the two zones (Mosaic and Lake). Dominant species ($p_i > 0,05$: Turcek, 1956) in each trimester are in bold.*

| Specie | Mosaico | | | | | Lago | | | | |
|-------------------------------|---------|----|-----|----|--------|------|----|-----|----|--------|
| | I | II | III | IV | Totale | I | II | III | IV | Totale |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | * | * | * | * | * | * | * | 2 | * | 2 |
| <i>Anas clypeata</i> | * | * | * | * | * | * | * | 15 | * | 15 |
| <i>Anas querquedula</i> | * | * | * | * | * | * | * | 4 | * | 4 |
| <i>Anas crecca</i> | * | * | * | * | * | 2 | * | * | * | 2 |
| <i>Tachybaptus ruficollis</i> | * | * | * | * | * | * | 1 | 1 | 2 | 4 |
| <i>Podiceps cristatus</i> | * | * | * | * | * | * | 1 | * | * | 1 |
| <i>Podiceps nigricollis</i> | * | * | * | * | * | * | 1 | * | * | 1 |
| <i>Ixobrychus minutus</i> | * | * | * | * | * | * | * | 1 | * | 1 |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | * | * | * | * | * | * | * | 1 | 1 | 2 |
| <i>Bubulcus ibis</i> | * | 1 | * | * | 1 | 1 | 3 | * | 1 | 5 |
| <i>Ardea cinerea</i> | * | * | * | * | * | 2 | 1 | 2 | 1 | 6 |
| <i>Egretta garzetta</i> | * | * | * | * | * | 2 | * | * | * | 2 |
| <i>Phalacrocorax carbo</i> | * | * | * | * | * | 2 | 6 | * | * | 8 |
| <i>Pernis apivorus</i> | * | * | * | * | * | 2 | * | * | * | 2 |
| <i>Circaetus gallicus</i> | * | * | * | * | * | * | * | 1 | * | 1 |
| <i>Accipiter nisus</i> | * | 1 | 1 | 1 | 3 | * | 1 | * | * | 1 |
| <i>Buteo buteo</i> | 1 | 1 | * | 2 | 4 | 1 | 1 | * | * | 2 |
| <i>Rallus aquaticus</i> | * | * | * | * | * | 1 | 1 | * | * | 2 |
| <i>Gallinula chloropus</i> | * | * | * | * | * | 3 | 12 | 12 | 6 | 33 |
| <i>Fulica atra</i> | * | * | * | * | * | * | 1 | * | * | 1 |
| <i>Actitis hypoleucos</i> | * | * | * | * | * | 17 | * | 5 | 7 | 29 |
| <i>Larus michaellis</i> | * | * | * | 1 | 1 | * | 4 | 9 | 13 | 26 |
| <i>Columba palumbus</i> | * | 1 | * | 1 | 2 | 5 | * | 6 | 8 | 19 |
| <i>Streptopelia turtur</i> | 7 | * | 1 | 15 | 23 | 2 | * | 4 | 18 | 24 |
| <i>Otus scops</i> | * | * | * | * | * | * | * | * | 1 | 1 |
| <i>Apus apus</i> | * | * | * | * | * | * | * | 1 | 8 | 9 |
| <i>Alcedo atthis</i> | * | * | * | * | * | 1 | * | 1 | * | 2 |
| <i>Merops apiaster</i> | 11 | * | 10 | 13 | 34 | 11 | * | * | 13 | 24 |
| <i>Upupa epops</i> | * | * | * | 6 | 6 | * | * | 2 | 1 | 3 |
| <i>Jinx torquilla</i> | * | * | 4 | 3 | 7 | * | * | 1 | 1 | 2 |
| <i>Dendrocopos minor</i> | 2 | 1 | * | 2 | 5 | 2 | 1 | * | 1 | 4 |
| <i>Dendrocopos major</i> | 2 | 2 | * | 3 | 7 | 1 | 1 | 1 | * | 3 |
| <i>Picus viridis</i> | 7 | 4 | 3 | 3 | 17 | 8 | 3 | 4 | 1 | 16 |
| <i>Falco tinnunculus</i> | 2 | * | * | 2 | 4 | 3 | 2 | * | * | 5 |
| <i>Falco subbuteo</i> | * | * | * | 1 | 1 | * | * | * | * | * |
| <i>Lanius senator</i> | * | * | 1 | 8 | 9 | * | * | * | * | * |
| <i>Oriolus oriolus</i> | * | * | * | 4 | 4 | * | * | * | 2 | 2 |

continua

| Specie | Mosaico | | | | | Lago | | | | |
|----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------|-----------|-----------|------------|------------|--------|
| | I | II | III | IV | Totale | I | II | III | IV | Totale |
| <i>Garrulus glandarius</i> | * | * | * | * | * | 1 | * | * | * | 1 |
| <i>Pica pica</i> | * | * | 2 | 2 | 4 | 1 | 10 | 1 | * | 12 |
| <i>Corvus cornix</i> | 56 | 93 | 60 | 47 | 256 | 56 | 71 | 9 | 24 | 160 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | 9 | 13 | 28 | 6 | 56 | * | 5 | 5 | 2 | 12 |
| <i>Parus major</i> | 10 | 9 | 13 | 7 | 39 | 2 | 6 | 3 | * | 11 |
| <i>Remiz pendulinus</i> | * | * | * | * | * | * | 2 | * | * | 2 |
| <i>Lullula arborea</i> | * | * | 1 | * | 1 | * | * | * | * | * |
| <i>Alauda arvensis</i> | 2 | 70 | 27 | 8 | 107 | 9 | 6 | 24 | 1 | 40 |
| <i>Hirundo rustica</i> | 24 | * | 28 | 3 | 55 | 85 | * | 103 | 133 | 321 |
| <i>Delichon urbicum</i> | * | * | * | * | * | 4 | * | * | * | 4 |
| <i>Cettia cetti</i> | 1 | * | 2 | 2 | 5 | 10 | 9 | 6 | 11 | 36 |
| <i>Aegithalos caudatus</i> | 8 | 16 | 12 | 9 | 45 | 8 | 11 | 5 | 3 | 27 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | * | * | 1 | * | 1 | * | * | 1 | * | 1 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 8 | 9 | 5 | * | 22 | 44 | 9 | 4 | * | 57 |
| <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | * | * | 2 | * | 2 | * | * | * | * | * |
| <i>Acrocephalus arundinaceus</i> | * | * | * | * | * | 1 | * | 6 | 1 | 8 |
| <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | * | * | * | * | * | 13 | * | 12 | 154 | 179 |
| <i>Hippolais polyglotta</i> | * | * | * | 11 | 11 | * | * | * | 11 | 11 |
| <i>Cisticola juncidis</i> | * | * | 3 | 7 | 10 | 2 | * | 2 | 2 | 6 |
| <i>Leiothrix lutea</i> | 2 | * | 3 | 1 | 6 | 9 | 6 | 3 | 4 | 22 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 6 | 16 | 32 | 30 | 84 | 10 | 11 | 20 | 7 | 48 |
| <i>Sylvia borin</i> | * | * | * | 1 | 1 | 1 | * | * | * | 1 |
| <i>Sylvia cantillans</i> | * | * | 16 | 34 | 50 | * | * | 19 | 12 | 31 |
| <i>Sylvia melanocephala</i> | 3 | 6 | 2 | * | 11 | 9 | 7 | 2 | * | 18 |
| <i>Regulus ignicapilla</i> | 7 | 5 | 3 | 3 | 18 | * | 1 | * | * | 1 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 4 | 4 | 7 | 4 | 19 | 5 | 6 | 5 | * | 16 |
| <i>Sitta europaea</i> | 2 | 3 | 3 | 3 | 11 | * | * | * | * | * |
| <i>Certhia brachydactyla</i> | 19 | 9 | 9 | 16 | 53 | 3 | * | * | 1 | 4 |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | 4 | 50 | 2 | 20 | 76 | 11 | 84 | 14 | 41 | 150 |
| <i>Turdus merula</i> | 14 | 20 | 30 | 34 | 98 | 16 | 25 | 21 | 20 | 82 |
| <i>Turdus iliacus</i> | * | * | * | * | * | * | 1 | 2 | * | 3 |
| <i>Turdus philomelos</i> | 1 | 20 | 23 | * | 44 | 2 | 26 | 4 | * | 32 |
| <i>Muscicapa striata</i> | 2 | * | * | 14 | 16 | 3 | * | * | * | 3 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 19 | 36 | 26 | 16 | 97 | 25 | 24 | 13 | 4 | 66 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> | 4 | * | 18 | 52 | 74 | 9 | * | 15 | 14 | 38 |
| <i>Ficedula hypoleuca</i> | * | * | 2 | * | 2 | * | * | * | * | * |
| <i>Ficedula albicollis</i> | * | * | 3 | * | 3 | * | * | * | * | * |
| <i>Phoenicurus ochrurus</i> | 1 | 8 | 8 | * | 17 | * | 8 | * | * | 8 |
| <i>Saxicola rubetra</i> | * | * | * | * | * | * | * | 1 | * | 1 |
| <i>Saxicola rubicola</i> | 2 | 5 | 6 | 7 | 20 | 5 | 2 | 4 | * | 11 |
| <i>Oenanthe oenanthe</i> | * | * | 1 | * | 1 | * | * | * | * | * |

continua

| Specie | Mosaico | | | | | Lago | | | | |
|--------------------------------------|-----------|------------|-----------|------------|--------|------------|-----------|-----------|------------|--------|
| | I | II | III | IV | Totale | I | II | III | IV | Totale |
| <i>Passer italiae</i> | 55 | * | 14 | 110 | 179 | 179 | 66 | 41 | 114 | 400 |
| <i>Passer montanus</i> | 39 | * | 1 | 19 | 59 | 3 | 8 | * | * | 11 |
| <i>Prunella modularis</i> | * | 3 | 2 | * | 5 | * | 21 | 6 | * | 27 |
| <i>Motacilla cinerea</i> | * | * | * | * | * | 2 | 2 | * | * | 4 |
| <i>Motacilla alba</i> | 10 | 10 | 11 | 3 | 34 | 21 | 13 | 6 | * | 40 |
| <i>Anthus pratensis</i> | 2 | 35 | 21 | * | 58 | * | 10 | 5 | * | 15 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | 29 | 140 | 63 | 23 | 255 | 10 | 40 | 13 | 1 | 64 |
| <i>Fringilla montifringilla</i> | * | 2 | 2 | * | 4 | * | * | * | * | * |
| <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | * | 4 | 2 | * | 6 | * | 6 | 5 | * | 11 |
| <i>Chloris chloris</i> | 14 | 22 | 39 | 26 | 101 | 25 | 32 | 1 | 3 | 61 |
| <i>Linaria cannabina</i> | 96 | 279 | 3 | 13 | 391 | 6 | 5 | 1 | 3 | 15 |
| <i>Carduelis carduelis</i> | 84 | 56 | 26 | 20 | 186 | 35 | 2 | 3 | 3 | 43 |
| <i>Serinus serinus</i> | * | 12 | 18 | 30 | 60 | 4 | 1 | * | * | 5 |
| <i>Spinus spinus</i> | 5 | 5 | 2 | * | 12 | 4 | 5 | * | * | 9 |
| <i>Emberiza calandra</i> | 2 | 8 | 20 | 19 | 49 | 67 | 4 | 5 | 12 | 88 |
| <i>Emberiza cirrus</i> | 9 | 5 | 3 | 7 | 24 | 8 | 16 | 8 | 4 | 36 |
| <i>Emberiza schoeniclus</i> | * | * | 1 | * | 1 | * | 39 | 24 | * | 63 |

MONITORAGGIO QUADRIENNALE DELLA POPOLAZIONE DI PAVONCELLA *Vanellus vanellus* NIDIFICANTE IN AREE AD AGRICOLTURA INTENSIVA DEL VENETO

FRANCESCO SCARTON⁽¹⁾ & ROBERTO VALLE⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Franchetti 192 – 31022 Preganziol, TV (scarton@selc.it)

⁽²⁾ Rialto, San Polo 571 – 30125 Venezia (robertovalle@libero.it)

Abstract – Monitoring Northern Lapwing *Vanellus vanellus* colony occurrence, turnover and trend in arable farmlands of NE Italy (Veneto region): years 2015-2018. During four consecutive years, from 77 until 115 point counts (radius: 500 (300) m, 5 minutes) were monitored each year to study the distribution of breeding Northern Lapwing. The species nested at 24.7%-35.9% of the points, each year; the mean density ranged between 0.9 pairs/100 ha (± 2.5 SE) in 2015 and 1.7 (± 3.8) in 2017, without significant differences. The mean colony dimension was 2.5 (± 0.17 , N=121) pairs, with 33.1% of single pairs; about 58% of the colonies had less than five pairs. The colony turnover rate was 0.31 between 2016-2017 and 0.42 between 2017-2018; about a third of the colonies was observed in the same points for three consecutive years. A decreasing trend in colonies occurrence during the 2016-2018 years throughout the study area is likely, though the results are still inconclusive. The Northern Lapwing population that uses the large extension of arable farmlands in this part of NE Italy showed a scattered distribution, with small colonies and a quite high turnover rate. No specific management or conservation activities have been adopted so far, despite the importance of this population at a national level.

INTRODUZIONE

In buona parte dell'Europa occidentale gli agroecosistemi hanno pesantemente risentito delle trasformazioni dei processi produttivi avvenuti negli ultimi 30-40 anni, che hanno comportato l'intensificazione delle pratiche agricole, l'aumento delle dimensioni medie delle aziende agricole, la forte riduzione se non la totale scomparsa di elementi un tempo caratteristici del paesaggio quali alberature, siepi, corsi d'acqua (Groppali & Camerini, 2006; Heldbjerg *et al.*, 2018).

L'avifauna caratteristica degli ambienti agrari ha subito un generale calo; il *Farmland Bird Index*, indicatore di ampio e diffuso utilizzo per descrivere gli andamenti delle popolazioni nidificanti tipiche degli agroecosistemi, evidenzia per i Paesi della Comunità Europea un calo del 31,8% nel periodo 1990-2015 (PECBMS, 2018). Tuttavia, a causa della loro grande estensione questi habitat fortemente modificati dalle attività antropiche possono ospitare frazioni non trascurabili delle popolazioni delle specie che ancora li utilizzano per la nidificazione (Sheldon *et al.*, 2004). In particolare la Pavoncella *Vanellus vanellus* nidifica regolarmente e su ampia scala in questi ambienti semiartificiali, insediandosi con coppie singole o più spesso in forma prettamente coloniale (European Community, 2009).

Le più recenti informazioni disponibili sulla consistenza a livello europeo delle popolazioni nidificanti di Pavoncella indicano una situazione di complessiva **criticità**, in

buona parte del suo areale. Secondo la recente Lista rossa degli uccelli europei (Birdlife International, 2015) la specie ha status di Vulnerabile; i risultati contenuti nel Report relativo allo stato di attuazione della Direttiva 147/2009/CE Uccelli nei 27 Paesi della Comunità Europea (European Environment Agency, 2016) indicano una popolazione di 906.000-1.410.000 coppie, in diminuzione sia nel lungo periodo (1980-2012) che nel breve periodo (2001-2012). Le maggiori riduzioni sono state osservate o stimate in Paesi che ospitano le popolazioni più consistenti, vale a dire Gran Bretagna, Olanda e Germania. Anche i più recenti risultati disponibili per il progetto di monitoraggio europeo degli uccelli nidificanti (PECMBS, 2018) indicano tra il 1980 ed il 2015 un calo del 55% della sua popolazione, con un trend definito di declino moderato. Per l'Italia Nardelli *et al.* (2015) stimano una popolazione di 4.800-6.050 coppie, con un trend sconosciuto nel breve periodo (2001-2012) ma positivo sul lungo periodo (1980-2012). Anche il più recente report del Progetto MITO2000 (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015) indica la Pavoncella come specie in incremento moderato, con un tasso del 3,5% annuo nel periodo 2000-2014; tuttavia viene specificato che nello stesso periodo il suo stato di conservazione in Italia risulta inadeguato in quanto, come riassunto da Gustin *et al.* (2016), l'habitat riproduttivo appare tuttora soggetto a trasformazioni di carattere negativo.

Le pianure coltivate dell'Italia settentrionale ospitano da alcuni decenni una popolazione significativa a livello nazionale, che è stata studiata in diversi aspetti autoecologici da Toffoli & Pellegrino, 1991; Boano & Della Toffola, 2005; Longoni *et al.*, 2011.

Nel Veneto, regione per la quale Mezzavilla *et al.* (2016) stimavano 800-1.000 coppie, sono state eseguite finora solo due indagini di dettaglio (Stival, 1989; Scarton & Valle, 2018). Nel presente contributo si intende pertanto approfondire per il periodo 2015-2018 la conoscenza su diffusione, consistenza e andamenti della Pavoncella in una vasta area agricola del Veneto orientale.

AREA DI STUDIO

L'indagine è stata effettuata in un'ampia pianura costiera, per la maggior parte inclusa nella provincia di Venezia ed in misura minore in quelle di Treviso e Padova, delimitata a nord dal fiume Tagliamento e a sud dal fiume Brenta (Fig. 1). Si tratta di estese aree un tempo paludose e successivamente bonificate tra l'Ottocento e l'inizio del Novecento, attualmente destinate in gran parte a coltivazioni intensive di cereali. Nell'intera provincia di Venezia, quindi non considerando la sola area di studio, l'estensione dei seminativi è di circa 109.000 ettari, costituiti specialmente da mais e a seguire soia e frumento (ARPAV, 2005). Nell'area di studio sono presenti anche vigneti e altre colture specializzate; molto scarse le aree incolte e le formazioni boschive, mentre le zone umide d'acqua dolce sono limitate a fiumi e cave allagate. In tutta l'area di studio i suoli sono prevalentemente limosi, con l'eccezione delle aree prossime al Piave dove vi è un'elevata componente ghiaiosa; le precipitazioni variano tra 800 e 1100 mm annui e la temperatura media è di circa 13°C (ARPAV, 2005). La presenza di agglomerati urbani è minore che in altre aree pianiziali del Veneto, mentre vi è una densa rete di infrastrutture viarie.

METODI

Per il rilievo delle pavoncelle nidificanti si è utilizzato il tradizionale metodo dei punti di ascolto (Bibby *et al.*, 1993; Zmihorski *et al.*, 2016) con un raggio di osservazione pari a 500 m, raramente 300 m; la pressoché totale assenza di ostacoli visivi nei pressi dei punti ha permesso di utilizzare queste distanze, verificate in campo con telemetro Leica Rangemaster LAF 900. I punti sono stati ubicati ad almeno 1,5 km uno dall'altro e posizionati, sulla base di riprese satellitari recenti, sia in aree considerate potenzialmente idonee alla nidificazione della specie ma per le quali non vi erano prove recenti sia in altre, dove la nidificazione della specie era invece nota. In ciascun punto è stata effettuata una sola sessione di osservazione, tra la fine di marzo e la fine di maggio del 2015-2018; per ogni punto sono stati annotati gli individui allarmanti, in parata riproduttiva o apparentemente in cova (Zmihorski *et al.*, 2016). L'ordine di visita dei punti è stato cambiato nell'arco dei quattro anni. Si sono identificati due settori principali, posti nel NW e nel SE della provincia di Venezia; in questi settori sono state identificate cinque macroaree, con un numero variabile di punti, così numerate in Fig. 1: 1) Bibione (VE); 2) Loncon (VE); 3) Caorle (VE); 5) Altino-Ca' Tron (VE-TV); 7) Cordenazzo (VE). A queste vanno aggiunte due macroaree più piccole, dalla morfologia diversa dalle precedenti: 4) Piave (TV), con aree agricole adiacenti gli estesi greti ghiaiosi del medio corso del Piave; 6) Badoere (TV-PD), con superfici agrarie delimitate da fitte siepi arboreo-arbustive e prossime al corso del fiume Sile. Alcuni punti non ricadono all'interno di queste aree ma sono stati considerati nelle elaborazioni complessive. Solo 7 punti si trovano all'interno di Siti Natura 2000: 4 nella ZSC IT3240030 Grave del Piave-Fiume Soligo-Fosso di Negrizia e 3 nella ZSC IT3240028 Fiume Sile dalle sorgenti a Treviso Ovest.

Nel 2015 sono stati ubicati 77 punti; negli anni successivi alcuni punti sono stati abbandonati ed altri aggiunti, per cui il numero di punti effettuati è variato ogni anno tra 77 e 115. Ventinove punti sono stati ripetuti in tutti e quattro gli anni, mentre 62 sono stati ripetuti ogni anno nel triennio 2016-2018: nei risultati si specifica di volta in volta il periodo di riferimento. I punti sono stati ubicati in gran parte lungo la rete viaria secondaria e rilevati tra le 7 e le 13, con assenza di precipitazioni intense, nebbie o venti tesi. L'area totale campionata (somma delle aree rilevate in ciascun punto) è variata tra 4062 e 6500 ha, a seconda degli anni. Il tempo di sosta in ciascun punto di osservazione è stato fissato a cinque minuti, poiché da indagini preliminari condotte nel 2014 (Scarton, 2016) si è osservato che molto spesso la presenza delle pavoncelle è rilevabile entro breve tempo dall'arrivo dell'osservatore. Dal numero di individui si è ottenuto quello delle coppie probabilmente nidificanti in ciascun punto dividendolo per due e arrotondandolo per eccesso (Bolton *et al.*, 2011). La densità di coppie nidificanti in ciascun punto è stata calcolata dividendo il numero di coppie stimate per l'area di osservazione, costituita da un cerchio di raggio noto. Le densità sono sempre state espresse come numero di coppie/100 ha; anche una singola coppia è stata qui considerata una "colonia". Non essendo stato applicato alcun fattore di correzione che tenga conto della probabile minor contattabilità degli individui con l'aumentare della distanza, le densità riportate in seguito vanno sempre intese come "densità apparenti". Nei 62 punti ripetuti nel

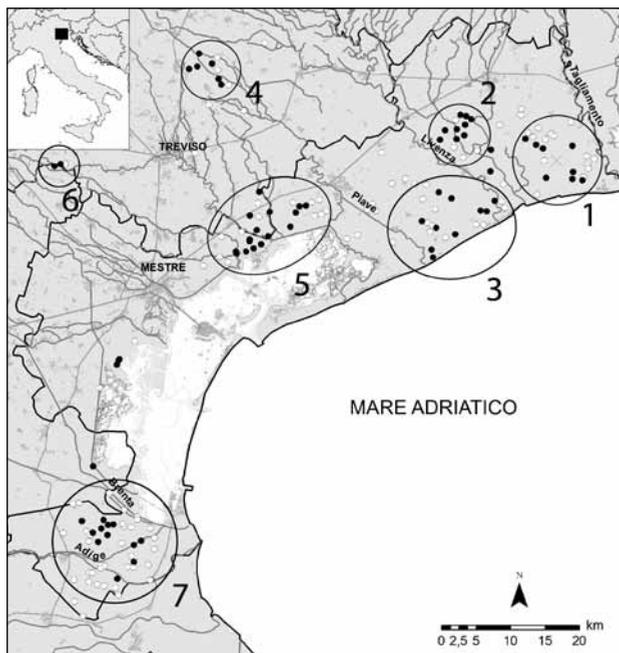


Figura 1. Area di studio, con evidenziati i punti di ascolto con presenza di Pavoncella in almeno un anno nel quadriennio 2015-2018 (cerchi neri) e quelli sempre negativi (cerchi bianchi). Sono indicate anche le macroaree, con la relativa numerazione utilizzata nel testo. *Study area, with points where occurrence of breeding Northern Lapwing was confirmed at least once during 2015-2018 (black dots) and points where the species was always absent (empty dots).*

2016-2018, il turnover dei siti di nidificazione è stato calcolato come in Visser & Peterson (1994), ossia: $T=1/2 * (S_1/N_1 + S_2/N_2)$, dove S_1 =n.ro siti occupati solo nel primo anno, N_1 =totale siti occupati nel primo anno, S_2 =n.ro siti occupati solo nel secondo, N_2 =totale siti occupati nel secondo anno.

Poiché i dati presentavano una distribuzione non normale (Shapiro-Wilk W , $P < 0,05$ sempre), per le analisi statistiche sono stati usati solo test non parametrici (Mann-Whitney U e Kruskal-Wallis test) utilizzando il software PAST 3.21 (Hammer *et al.*, 2001); per maggior comprensione si riportano i dati come media \pm ES. Per i soli 62 punti ripetuti ogni anno nel 2016-2018 si è calcolato il trend nel numero di coppie stimato, utilizzando il software TRIM (Trends and Indices for Monitoring data - versione 3.53: Pannekoek & Van Strien, 2005), utilizzando il modello “Linear trend”, con “overdispersion” e “serial correlation” settati su “on”.

RISULTATI

La Pavoncella è stata rilevata ogni anno tra il 24,7% (2015, $N=77$) e il 35,9% (2018, $N=92$) dei punti. La distribuzione nell’intera area non è uniforme, con alcune aree con

presenza di numerosi punti positivi intervallati a vaste estensioni apparentemente prive di nidificanti. La densità media di coppie nidificanti è variata tra 0,9 coppie/100 ha ($\pm 2,5$, N=77) nel 2015 e 1,7 ($\pm 3,8$; N=115) nel 2017 (Fig. 2); le differenze tra gli anni non risultano statisticamente significative (Kruskal-Wallis test: $H_{3,391}=1,47$; $P=0,68$). L'aumento di densità tra il 2015 e il 2016 (Fig. 2) si spiega con l'inclusione di nuove aree, rivelatesi colonizzate dalla Pavoncella.

Dati più dettagliati sono riportati in Tab. 1 per ciascuna delle sette macroaree considerate. I valori maggiori di densità di coppie/100 ha e di dimensione delle colonie propri di "Piave" e "Badoere" sono ragionevolmente dovuti al modesto numero di punti lì effettuato. Escludendo queste due macroaree, le differenze osservate nelle rimanenti cinque sono statisticamente significative per densità di coppie (Kruskal-Wallis test: $H_{4,324}=23,64$; $P=0,0019$) ma non nel numero di coppie per colonia (Kruskal-Wallis test: $H_{4,96}=5,5$; $P=0,24$).

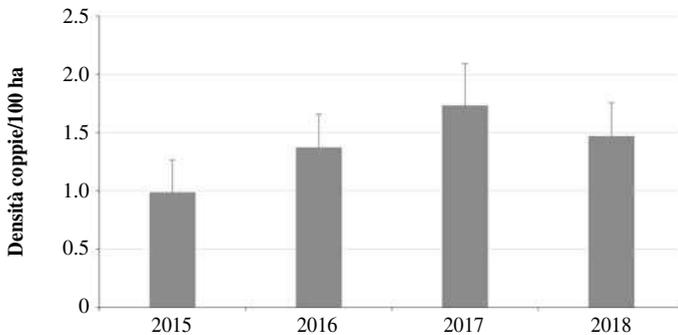


Figura 2. Densità media (\pm ES) di coppie di Pavoncella nei punti di ascolto effettuati nel 2015-2018. *Mean density (pairs/100 ha + SE) of breeding Northern Lapwing in the study area.*

Tabella 1. Densità e dimensioni delle colonie di Pavoncella nelle sette macroaree di pianura: risultati cumulati per gli anni 2015-2018. *Density and dimensions of colonies occurring at seven sites; data for the years 2015-2018.*

| Macroarea | Totale punti | Punti positivi (%) | Media coppie/100ha | E.S. | Media coppie/col. | E.S. | Coppie/col. Min | Coppie/col. Max |
|-----------------|--------------|--------------------|--------------------|------------|-------------------|------------|-----------------|-----------------|
| Altino-Ca' Tron | 57 | 42,1 | 1,88 | 0,42 | 2,1 | 0,4 | 1 | 9 |
| Badoere | 6 | 66,6 | 6,37 | 2,52 | 2,8 | 0,6 | 1 | 4 |
| Bibione | 82 | 20,7 | 0,51 | 0,13 | 1,7 | 0,2 | 1 | 3 |
| Caorle | 72 | 22,2 | 1,10 | 0,33 | 2,6 | 0,4 | 1 | 6 |
| Cordenazzo | 79 | 24,0 | 0,73 | 0,18 | 1,9 | 0,3 | 1 | 6 |
| Loncon | 34 | 58,8 | 1,83 | 0,39 | 2,4 | 0,4 | 1 | 7 |
| Piave | 29 | 48,2 | 4,21 | 1,06 | 3,8 | 0,5 | 1 | 6 |
| Totale | 359 | 31,7 | 1,4 | 0,2 | 2,4 | 0,2 | 1 | 9 |

Per le cinque macroaree con maggior numero di punti si è anche valutata la variazione nel numero di coppie nidificanti tra il 2016 ed il 2018, considerando solo i punti ripetuti in entrambi gli anni (Tab. 2). In quattro aree su cinque il totale delle coppie è diminuito tra i due anni dell'8%-50%; tuttavia in nessun caso le differenze tra i due anni sono statisticamente significative (Mann-Whitney test; $P > 0,05$).

Nella Tab. 3 si presenta un raffronto tra colonie ubicate sempre su seminativi ma in macroaree con discreta diversità ambientale (presenza di corsi d'acqua, siepi, nuclei boscati: macroaree "Piave" e "Badoere") ed altre a ridotta diversità (assenza quasi totale degli elementi citati: le rimanenti cinque macroaree). Sia le dimensioni delle colonie che la densità di coppie/100 sono superiori, con differenze statisticamente significative, nella prima tipologia di macroaree (Mann-Whitney U test).

Nell'intero quadriennio sono state rilevate 121 colonie; le dimensioni sono riportate in Fig. 3. Si trattava nella maggior parte dei casi di nuclei molto piccoli, nel 33,1% costituiti da una sola coppia; le colonie di 2-5 coppie costituivano la frazione prevalente, pari al 57,9% del totale. La media per colonia ($N=121$) è risultata di 2,5 ($\pm 0,17$) coppie; le variazioni interannuali nelle dimensioni delle colonie non sono risultate significative (Kruskal-Wallis test: $H_{3,117}=4,45$; $P=0,21$). Solo sei (5%) le colonie con altre specie nidificanti: in tutte vi era il Corriere piccolo *Charadrius dubius* ed in una, insediata in

Tabella 2. Variazioni osservate nel numero di coppie tra il 2016 e il 2018 in cinque macroaree, considerando i soli punti ripetuti in entrambi gli anni. *Number of breeding pairs, considering only the point counts repeated in both years, counted in 2016 and 2018 at five study sites.*

| | Punti/ anno | Totale coppie 2016 | Totale coppie 2018 | Variazione % |
|-----------------|----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|
| Altino-Ca' Tron | 11 | 17 | 9 | -47 |
| Bibione | 14 | 8 | 5 | -37,5 |
| Caorle | 8 | 6 | 3 | -50 |
| Cordenazzo | 14 | 7 | 9 | +28,6 |
| Loncon | 10 | 12 | 11 | -8,3 |
| Totale | 57 | 50 | 37 | -26 |

Tabella 3. Confronti tra caratteristiche delle colonie in macroaree a discreta e limitata variabilità ambientale: dati cumulati per il periodo 2015-2018. *Comparison between density (pairs/100 ha) and dimension (no. of pairs) of colonies at sites with medium (left column) or low (right column) landscape diversity.*

| | Discreta diversità ambientale | Limitata diversità ambientale | P |
|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------|
| N. punti | 35 | 360 | < 0,001 |
| Densità (cp./100 ha): media + ES | 4,6 + 0,97 | 1,1 + 0,13 | |
| N. colonie | 18 | 103 | < 0,01 |
| Coppie/colonia: media + ES | 3,5 + 0,4 | 2,3 + 0,2 | |

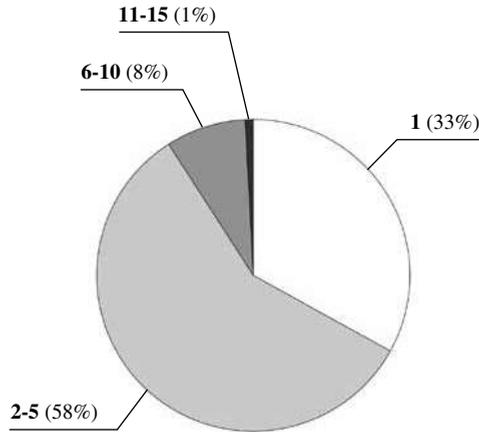


Figura 3. Dimensioni delle colonie di Pavoncella rilevate nel 2015-2018 (N=121). *Colony dimensions (number of pairs, N=121) measured in 2015-2018.*

un'area agricola adiacente il margine della laguna di Venezia, anche la Pettegola *Tringa totanus*.

Nel 2015, dei 29 punti ripetuti anche nei tre anni successivi otto ospitavano una colonia; solo due (25%) di questi punti risultavano occupati anche nel 2018. Considerando invece i soli 62 punti ripetuti ogni anno nel 2016-2018, si è osservato un turnover delle colonie pari a 0,31 tra il primo e il secondo anno e a 0,42 tra il secondo ed il terzo. Tra il 2016 ed il 2018 il numero di colonie in questi punti è diminuito da 25 a 21, con un parallelo decremento nel numero di coppie (da 62 a 47). Delle 25 colonie presenti nel 2016, 8 (32%) persistono negli stessi punti anche nel 2017-2018, 5 (20%) scompaiono a partire dal 2017 e 9 (36%) dal 2018; 3 (12%) ritornano nel sito del primo anno dopo un anno di assenza.

Infine, l'analisi effettuata con TRIM per i 62 punti ripetuti nel triennio 2016-2018 evidenzia un andamento del numero di coppie definito di "moderato declino" ($P < 0,05$), con una variazione media annua pari a -22,7%.

DISCUSSIONE

Il monitoraggio effettuato nel 2015-2018 ha confermato che la Pavoncella è stabilmente presente in una vasta area del Veneto orientale, intensamente utilizzata a fini agricoli. La popolazione nidificante si caratterizza per una distribuzione raggruppata, con gruppi di piccole colonie ubicati in settori apparentemente più favorevoli; vi è un'elevata presenza di coppie isolate e le colonie sono quasi sempre di dimensioni molto piccole (< 5 coppie). Questo pattern di occupazione del particolare habitat di nidificazione qui studiato è probabilmente una risposta alla molto modesta disponibilità di prati e piccole aree umide prossime ai siti di riproduzione, che rappresentano le tipiche aree di alimentazione per adulti e pulcini (Berg *et al.*, 2002; Laidlaw *et al.*, 2017).

Il turnover annuale delle colonie è da considerarsi elevato (media=0,36); circa il 70% delle colonie non persiste nello stesso sito di nidificazione per più di due anni consecutivi. In Svezia, Berg *et al.* (2002) riportano valori di turnover compresi tra 0,22 e 0,34 nell'arco di un decennio; in Norvegia, Lislevand *et al.* (2009) rilevano valori pari a 0,28.

Gli elevati valori osservati nella nostra area di studio sono probabilmente causati dalle frequenti variazioni nell'assetto colturale dei terreni che si osservano da un anno all'altro; tra queste modifiche rientra l'impianto di estesi vigneti, fenomeno che negli ultimi 4-5 anni ha avuto nelle aree di pianura del Veneto una grande diffusione. Nel corso del quadriennio si sono dovuti escludere alcuni punti in quanto le superfici circostanti erano state destinate a vigneti; almeno localmente queste trasformazioni nell'uso del suolo possono incidere negativamente sulla diffusione della Pavoncella.

È stato possibile identificare cinque macroaree con estese aree ad agricoltura intensiva, in cui si sono osservate densità comprese tra 0,5 e 1,9 coppie/100 ha. Si tratta di densità certamente modeste se confrontate con quelle alle volte osservate in altri Paesi europei (30-130 coppie/100 ha nel sud della Svezia, in Norvegia, in Gran Bretagna ed in Olanda: si vedano Berg *et al.*, 2002 e Oosterveld *et al.*, 2011) ma comparabili con quelle note per altre aree agricole del nord Italia: 1-2,3 coppie/100 ha in Piemonte (Toffoli & Pellegrino, 1991); 1,4-2,4 coppie/100 ha in Boano & Brichetti (1986); 2,5 coppie/100 ha in Longoni *et al.* (2011). Considerando tutti i punti rilevati nel 2015-2018, la densità di coppie non subisce variazioni significative da un anno all'altro, a conferma che si tratta di valori da considerarsi tipici per questi agroecosistemi. Pur con queste modeste densità, le dimensioni complessive della popolazione nidificante nell'intera pianura veneta centro-orientale non sono trascurabili, vista la rilevante estensione delle aree a seminativo; per un'area di studio in buona parte coincidente con la presente, abbiamo recentemente stimato 906-956 coppie (Scarton & Valle, 2018).

Nell'area di studio le dimensioni medie delle colonie non subiscono variazioni significative nel quadriennio, a riprova che anche questo parametro risulta essere tipico per le aree ad agricoltura intensiva qui studiate. Le dimensioni medie delle colonie (2,5 coppie) sono inferiori alle 4,1 coppie rilevate da Toffoli & Pellegrino (1991) in Piemonte e alle 4,4 coppie rilevate da Boano & Brichetti (1986), ma del tutto simili alle 2,1 coppie di Longoni *et al.* (2011).

Il valore del 33% di nidi isolati da noi osservato è maggiore dell'11% rilevato da Boano & Brichetti (1986) ma inferiore al 54% trovato da Longoni *et al.* (2011) in risaie lombarde. Questi ultimi Autori suggeriscono che le dimensioni piccole o piccolissime delle colonie siano una risposta all'elevata presenza della cornacchia grigia *Corvus cornix*; per la Pavoncella nidificare in colonie numerose risulterebbe utile con presenze medio-basse di predatori alati, ma svantaggioso se tali presenze sono elevate. Nella pianura veneta i Corvidi sono diffusi pressoché ovunque e sono in evidente aumento negli ultimi 10-15 anni (si veda Bon *et al.*, 2014 per la provincia di Venezia), per cui è possibile che la spiegazione possa essere valida anche per la nostra area di indagine. Per quest'ultima manca tuttavia qualsiasi dato sul successo riproduttivo e sulle cause di insuccesso

della riproduzione, che possono essere ascritte alle pratiche agricole, alla predazione da Corvidi e a quella da mammiferi, in particolare Volpe *Vulpes vulpes* (Berg *et al.*, 2002; Bolton *et al.*, 2007; European Community, 2009; Laidlaw *et al.*, 2017).

Densità di coppie nidificanti e dimensioni delle colonie sono risultate nell'area di studio maggiori laddove fosse presente una discreta diversità ambientale, determinata da piccoli corsi d'acqua, siepi, alberature, ecc. Gli effetti sull'insediamento e successo riproduttivo della Pavoncella dovuti alla presenza di tali elementi, apparentemente positivi, sono in realtà contrastanti: mentre esiste un generale consenso sull'utilità della presenza di corsi d'acqua nelle vicinanze, quella di alberi e siepi è risultata in alcune aree di studio associata ad una maggior predazione ad opera di Corvidi ed altri uccelli, che sfruttavano tali elementi del paesaggio come posatoi (Laidlaw *et al.*, 2007; Genghini, 2008; Berg *et al.*, 2015).

I risultati qui ottenuti non permettono di esprimere sicure valutazioni sul trend della popolazione, che può definirsi stabile, se non in declino. L'evoluzione temporale della popolazione nidificante di Pavoncella nella pianura del Veneto orientale è nota solo in modo molto approssimativo, mancando fino al 2015 qualsiasi indagine dettagliata e ripetuta nel tempo. È però indubbio che vi sia stata, dagli anni Ottanta del secolo scorso e fino ai primi anni Duemila, un'espansione nella diffusione della specie, come riportato in recenti Atlanti dei nidificanti per le province di Treviso (Mezzavilla *et al.*, 2007) e di Venezia (Bon *et al.*, 2014); la Pavoncella risulta invece tuttora molto scarsa nell'intera provincia di Rovigo (Verza, com. pers. e oss. pers.) mentre non vi sono dati recenti per quella di Padova. Si ritiene pertanto necessario proseguire il monitoraggio qui descritto, al fine di confermare l'apparente e recente inversione di tendenza.

CONCLUSIONI

La popolazione di Pavoncella nidificante nelle aree ad agricoltura intensiva del Veneto meriterebbe, anche solo per la sua importanza rispetto al totale stimato per l'Italia, l'attuazione di semplici interventi gestionali che potrebbero aumentare significativamente il numero e/o il successo riproduttivo delle coppie nidificanti. Al momento invece non sembra esservi alcun interesse da parte dei numerosi Enti pubblici teoricamente preposti alla gestione e conservazione della fauna, che sembrano ignorare del tutto la presenza di una delle poche specie che ancora riescono a nidificare nelle aree ad agricoltura intensiva. La constatazione che la quasi totalità della popolazione nidifica all'esterno di Siti Natura 2000 rende ancor più problematica la possibilità di proporre e di realizzare interventi gestionali mirati.

Tra gli interventi concreti finalizzati alla conservazione della specie, che pare comunque qui utile riproporre, rientrano: l'individuazione precisa delle colonie all'inizio della stagione riproduttiva, con loro conseguente delimitazione e protezione dagli interventi di erpicatura e semina; la creazione ai margini degli appezzamenti di piccole aree leggermente depresse altimetricamente, che favoriscano il ristagno dell'acqua piovana; la permanenza di fasce di incolti ai margini dei campi coltivati, azione che potrebbe favorire anche altre specie minacciate degli agroecosistemi quali l'Allodola *Alauda*

arvensis (Sheldon *et al.*, 2004; Groppali e Camerini, 2006; Josefsson *et al.*, 2013), che nell'area di studio è stata rilevata in meno del 5% dei punti (oss. pers.). La realizzazione di interventi finalizzati ad un aumento significativo, a scala di paesaggio, della diversità di habitat in queste vaste aree agricole sembra invece del tutto improbabile nel breve-medio periodo.

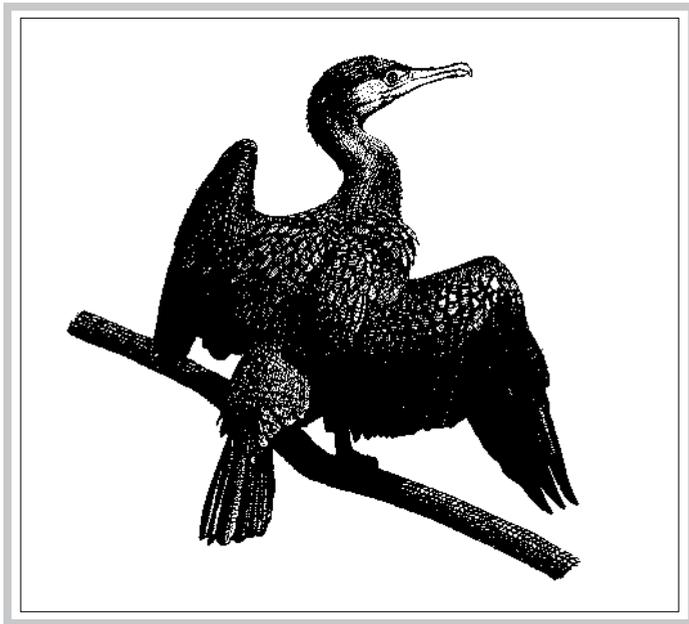
Ringraziamenti – Andrea Pierini (SELC soc. coop.) ha prodotto la cartografia ed effettuato le elaborazioni in ambiente GIS; E. Verza (Associazione Sagittaria) ha fornito dati inediti per la provincia di Rovigo.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAV, 2005. Carta dei suoli del Veneto. Note Illustrative. Internet: <http://www.arpa.veneto.it/arpavinforma/pubblicazioni/carta-dei-suoli-del-veneto>.
- Berg Å., Jonsson M., Lindberg T. K.G., Källebrink K.C., 2002. Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis*, 144: 131-140.
- Berg Å., Lindberg T., Källebrink K. G., 1992. Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology*, 3: 469-476.
- Berg Å., Wretenberg J., Zmihorski M., Hiron M., Pärt T., 2015. Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2041-7. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.019>
- Bibby C., Burgess N., Hill D., 1993. Bird census techniques. Academic Press, Londra. Pp. 258.
- Birdlife International, 2015. European Red List of Birds. Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities. Internet: www.birdlife.org.
- Boano G., Brichetti P., 1986. Distribuzione e nidificazione della Pavoncella *Vanellus vanellus* in Italia. *Avocetta*, 10: 103-114.
- Boano G., Della Toffola M., 2005. Alte densità di Pavoncella *Vanellus vanellus* nidificanti nelle risaie vercellesi. *Avocetta*, 29: 47.
- Bolton M., Tyler G., Smith K. E. N., Bamford R. O. Y., 2007. The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, 44 (3): 534-544.
- Bolton M., Bamford R., Blackburn C., Cromarty J., Eglinton S., Ratcliffe N., Sharpe F., Stanbury A., Smart J., 2011. Assessment of simple survey methods to determine breeding population size and productivity of a plover, the Northern Lapwing *Vanellus vanellus*. *Wader Study Group Bull.*, 118: 141-152.
- Bon M., Scarton F., Stival E., Sattin L., Sgorlon G., 2014. Nuovo Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Venezia. Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale di Venezia, 255 pp.
- European Community, 2009. Lapwing *Vanellus vanellus*. European Union management plan 2009-2011. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 54 pp.
- European Environment Agency, 2016. European Topic Centre on Biological Diversity. Report under the Article 12 of the Birds Directive. Period 2008-2012. Internet: <http://www.eea.europa.eu>.
- Genghini M. (a cura di), 2008. Monitoraggio della biodiversità selvatica negli agro-ecosistemi intensivi e semi-intensivi. Metodologie e casi di studio per la verifica della qualità degli ambienti agrari e l'efficacia delle politiche ambientali e agricole. Ist. Naz. Fauna Selv. (ora I.S.P.R.A.), Min. Pol. Agr. Alim. e For., St.e.r.n.a. Ed. Grafiche 3B, Toscanella di Dozza (BO), 256 pp.
- Groppali R., Camerini G., 2006. Uccelli e campagna. Alberto Perdisa Editore, 385 pp.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2016. Stato di conservazione e valore di riferimento favorevole per le popolazioni di uccelli nidificanti in Italia. *Rivista italiana di Ornitologia*, 86 (2): 3-36.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for

- Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 9 pp. Internet: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Heldbjerg H., Sunde P., Fox A. D., 2018. Continuous population declines for specialist farmland birds 1987-2014 in Denmark indicates no halt in biodiversity loss in agricultural habitats. *Bird Conservation International*, 28 (2): 278-292.
 - Josefsson J., Berg A., Hiron M., Pärta T., Eggers S., 2013. Grass buffer strips benefit invertebrate and breeding skylark numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181: 101-107.
 - Laidlaw R. A., Smart J., Smart M. A., Gill J. A., 2017. Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. *Journal of Applied Ecology*, 54 (4): 1219-1229.
 - Lislevand T., Byrkjedal I., Grønstøl G., 2009. Dispersal and age at first breeding in Norwegian Northern Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Ornis Fennica*, 86: 11-17.
 - Longoni V., Serrano S., Vigorita V., Cucé L., Fasola M., 2011. Ecologia e popolazioni della Pavoncella *Vanellus vanellus*, specie d'interesse venatorio, in Regione Lombardia. Regione Lombardia, Milano.
 - Mezzavilla F., Bettiol K (eds.), 2007. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti. Grafiche Italprint, 200 pp.
 - Mezzavilla F., Scarton F., Bon M., 2016. Gli uccelli del Veneto. *Biologia, distribuzione e abbondanza*. Danilo Zanetti Editore, Montebelluna. Pp. 434.
 - Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S., Serra L., 2015. Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, Serie Rapporti, 219/2015.
 - Oosterveld E. B., Nijland F., Musters C. J., de Snoo G. R., 2011. Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. *Journal of Ornithology*, 152: 161-170.
 - Pannekoek, J., Van Strien, A., 2005. TRIM 3 manual. Trends and indices for monitoring data. Research-Paper 0102. Statistics Netherlands (CBS), The Hague, the Netherlands.
 - PECMBS - Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, 2016. Trends of common birds in Europe, 2017 update. Internet:<http://www.ebcc.info/>. Ultimo accesso: 26 luglio 2018.
 - Rete Rurale Nazionale e Lipu, 2015. Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del FarmlandBird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2014. Internet: www.reterurale.it.
 - Scarton F., 2016. L'avifauna presente in periodo riproduttivo in un'area ad agricoltura intensiva del Veneto. *Alula*, 23: 99-110.
 - Scarton F., Valle R., 2018. Distribuzione e abbondanza della pavoncella *Vanellus vanellus* (Linnaeus 1758) (Aves) nidificante in aree agricole del Veneto orientale. *Lavori Società Veneziana di Scienze Naturali*, 43: 13-24.
 - Sheldon R. O. B., Bolton M., Gillings S., Wilson A., 2004. Conservation management of lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. *Ibis*, 146: 41-49.
 - Stival E., 1989. La Pavoncella *Vanellus vanellus* nel Veneto. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.*, 14: 101-109.
 - Toffoli R., Pellegrino A., 1991. Censimento e distribuzione della popolazione nidificante di Pavoncella (*Vanellus vanellus*) in provincia di Cuneo (Aves Charadriidae). *Riv. Piem. St. Nat.*, 12: 101-106.
 - Visser J. M., Peterson G., 1994. Breeding populations and colony site dynamics of seabirds nesting in Louisiana. *Colonial Waterbirds*, 17: 146-152.
 - Zmihorski M., Pärt T., Gustafson T., Berg Å., 2016. Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53 (2), 587-595. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12588>.

Brevi note



Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) (Disegno: M. Falchi)

**PRIMA NIDIFICAZIONE DI AIRONE GUARDABUOI *Bubulcus ibis*
NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE NAZZANO
TEVERE-FARFA (LAZIO)**

CHRISTIAN ANGELICI⁽¹⁾ & MASSIMO BRUNELLI⁽²⁾

⁽¹⁾R.N.R. Nazzano Tevere-Farfa (christianangelici@hotmail.it)

⁽²⁾SROPU (mss.brunelli@gmail.com)

Abstract – First reproduction of Cattle Egret *Bubulcus ibis* in the Regional Nature Reserve Nazzano Tevere-Farfa (Lazio, central Italy). During the breeding season 2018 9 pairs of Cattle Egret nested in the R.N.R. Nazzano Tevere-Farfa.

In Italia l’Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* è specie parzialmente sedentaria, nidificante di recente immigrazione con trend in incremento ed espansione territoriale (Brichetti & Fracasso, 2013); nel Lazio le prime nidificazioni sono state rinvenute nel 2008 presso le Saline di Tarquinia (12 coppie; Biondi *et al.*, 2008) e sull’Isola Bisentina (2-3 coppie; Calvario *et al.*, 2008). Nelle successive indagini sulle garzaie presenti nel territorio regionale sono state censite 307-308 coppie distribuite in 2 siti nel 2013 e 483 coppie distribuite in 6 siti nel 2016 (Angelici *et al.*, 2013; Biancolini *et al.*, 2017).

Il 30/03/2018, durante un sopralluogo per il monitoraggio della garzaia di Airone cenerino *Ardea cinerea* presente nel territorio della Riserva Naturale Regionale Nazzano Tevere-Farfa (RM), per la prima volta è stata accertata la nidificazione dell’Airone guardabuoi con il rinvenimento di 9 coppie nidificanti, 7 di queste si sono riprodotte con successo portando all’involo 14 giovani, le altre 2 coppie hanno invece interrotto la cova per cause ignote. L’involo dei giovani è avvenuto intorno al 20/05/2018; in Tab. 1 sono riportati i parametri riproduttivi. I nidi erano posti su alberi di Pioppo bianco *Populus alba* frammisti a quelli di Airone cenerino.

La nidificazione dell’Airone guardabuoi è stata preceduta da una presenza sempre più costante della specie nella Riserva e nelle aree circostanti del medio corso del Fiu-

Tabella 1. Parametri riproduttivi dell’Airone guardabuoi nidificante nella R.N.R. Nazzano Tevere-Farfa (RM) nel 2018.

| | |
|---------------------------------------|-----|
| Coppie controllate (a) | 9 |
| Coppie che hanno deposto (b) | 9 |
| Coppie che hanno allevato giovani (c) | 7 |
| Giovani involati (d) | 14 |
| Produttività (d/a) | 1,5 |
| Successo riproduttivo (d/b) | 1,5 |
| Tasso d’involo (d/c) | 2,0 |

me Tevere dove, fino alla fine del secolo scorso, era di comparsa accidentale (Di Carlo, 1976) e solo a partire dal 2007 si è iniziato ad assistere ad una regolarizzazione delle presenze (Angelici & Brunelli, 2008, 2012). Fino all'evento descritto nella presente nota la specie nell'area era presente da settembre ad aprile, con picchi in dicembre e gennaio (max 196 individui il 16/01/2015; Angelici dati inediti). Quanto riportato conferma la tendenza in atto della specie ad espandere il suo areale di nidificazione nazionale e regionale (Brichetti & Fracasso, 2013; Biancolini *et al.*, 2017).

BIBLIOGRAFIA

- Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Calvario E., Cento M., Corbi F., Demartini L., Pastorelli S. Pietrelli L., Pinos F., Roma S., Sarrocco L., Sterpi L. & Sterpi M., 2013. Le garzaie nel Lazio, aggiornamento al 2013. Alula, XX (1-2): 3-10.
- Angelici C. & Brunelli M., 2008. Gli uccelli della Riserva Naturale "Tevere-Farfa". Edizioni Belvedere, Latina, le scienze (9), 100 pp.
- Angelici C. & Brunelli M., 2012. Year-round use of the Regional Nature Reserve of Nazzano, Tevere-Farfa (Latium, central Italy) by waterbirds. Avocetta, 36 (2): 113-120.
- Biancolini D., Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Demartini L., Mantero F., Muratore S., Papi R., Sterpi L., Sterpi M. & Sarrocco S., 2017. Le garzaie del Lazio: aggiornamento al 2016. Alula, XXIV (1-2): 13-27.
- Biondi M., Pietrelli L., Meschini A., Cecchetti S., Mocchi E., Bruno M., 2008. Prima nidificazione di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, XXXIII (1-2): 86-92.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013. Ornitologia Italiana. Vol. 1 - Parte Prima: Gaviidae-Phoenicopteridae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Calvario E., Sarrocco S. & Brunelli M., 2008. Prima nidificazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo* e nuovo sito riproduttivo di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio all'interno della ZPS Lago di Bolsena – Isole Bisentina e Martana. Alula, XV (1-2): 233-235.
- Di Carlo E.A., 1976. L'Oasi di Protezione Faunistica detta "La Meanella" o "Lago di Nazzano" sul Fiume Tevere, a Nord di Roma. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, VII; 321-358.

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2018

MASSIMO BRUNELLI, LUCIO BORDIGNON^(*), MATTEO CALDARELLA, ENZO CRIFEZZI,
MAURIZIO FRAISSINET, EGIDIO MALLIA, MAURIZIO MARRESE, NICOLA NORANTE, SALVATORE
URSO, BRUNO VASCHETTI, GABRIELLA VASCHETTI & MATTEO VISCEGLIA

G.L.I.Ci.Ne. (Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera) - Via Vioglio 16, 13834 Soprana (BI)

^(*)Autore per la corrispondenza: lucio.bordignon@gmail.com

Abstract – The breeding of Black Stork in Italy in the 2018 year. In 2018 year the annual monitoring of the Italian population of Black Stork recorded the presence of 20 territorial pairs whit 45 fledged juveniles.

Anche nel 2018 è proseguito il monitoraggio dell'attività riproduttiva della popolazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* nidificante in Italia avviato sin dalle prime nidificazioni (Caldarella *et al.*, 2018; Fraissinet *et al.*, 2018), i risultati sono riportati in Tab. 1.

In Piemonte sono state rinvenute 4 coppie, 3 di queste hanno rioccupato gli stessi siti dello scorso anno ed hanno portato all'involo 7 giovani, la quarta coppia è stata rinvenuta in provincia di Cuneo in seguito all'osservazione di un adulto intento ad alimentare un giovane, per quest'ultima coppia non è stato possibile accertare il numero esatto di giovani involati, l'individuo adulto era marcato con anello colorato del Centro Cicogne e Anatidi di Racconigi (CN) presso il quale era stato ricoverato nel 2010 con una frattura e successivamente liberato nel 2012. Nel Lazio l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 3 giovani. In Molise sono state rinvenute 2 coppie territoriali, di cui una sola si è riprodotta con successo portando all'involo 3 giovani. In Campania l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 2 giovani. In Basilicata sono state rinvenute 7 coppie territoriali che hanno portato all'involo 15 giovani. In Puglia son state rinvenute 3 coppie territoriali, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involo 7 giovani. In Calabria sono state rinvenute 2 coppie territoriali, entrambe si sono riprodotte con successo portando all'involo 7 giovani.

Rispetto alla stagione 2017 (Brunelli *et al.*, 2017) si è verificato un incremento da 16 a 20 coppie territoriali, il numero più elevato riscontrato a tutt'oggi, le nuove coppie sono state rinvenute in Piemonte, Molise, Puglia e Calabria; i valori dei parametri riproduttivi hanno invece fatto registrare una flessione (Tab. 1).

In Basilicata, nel territorio del Parco Nazionale dell'Appennino Lucano, il 29 agosto è stato riscontrato il decesso di un individuo di età imprecisata, la carcassa era posta su una cengia nei pressi del nido, le particolari condizioni della parete non ne hanno permesso il recupero pertanto non è stato possibile accertarne le cause della morte. Nello stesso sito nel giugno 2014 era stato riscontrato il decesso, per cause imprecisate, di un individuo adulto la cui carcassa giaceva nel nido.

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2018. *Per il calcolo dei parametri riproduttivi non sono stati considerati i dati relativi alla coppia rinvenuta in provincia di Cuneo.

| | |
|---------------------------------------|-----|
| Coppie territoriali | 20 |
| Coppie controllate (a) | 19 |
| Coppie che hanno deposto (b) | 18 |
| Coppie che hanno allevato giovani (c) | 18 |
| Giovani involati (d) * | 44 |
| Produttività (d/a) | 2,3 |
| Successo riproduttivo (d/b) | 2,4 |
| Tasso d'involto (d/c) | 2,4 |

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati non sarebbe stata possibile: Giuseppe Agnelli, Giuseppe Amodeo, Remo Bartolomei, Gianni Bombara, Incoronata Brescia, Annamaria Cafiero, Stefano Celletti, Manuel Conti, Antonio Dembech, Bruno Dovere, Michele Ferro, Mariangela Francione, Egidio Fulco, Paolo Gattillo, Vittorio Giacoia, Maurizio Gioiosa, Antonio Grieco, Alfonso Ianiro, Claudio Labriola, Antonio Lepore, Marcello Longeri, Franco Lorenzini, Armando Mancinelli, Manuel Marra, Enzo Mastroiacovo, Alessandro Motta, Massimo Notarangelo, Matteo Orsino, Roberto Papi, Filomena Petruzzi, Vincenzo Rizzi, Giuseppe Rocca, Marco Saggioro, Carmine Sarcinella, Leonardo Siddi, Pierpaolo Storino, Ventura Talamo, Mario Vietti.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S. & Visceglia M., 2017. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2017. Alula, XXIV (1-2): 120-121.
- Caldarella M., Bordignon L., Brunelli M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Status della Cicogna nera (*Ciconia nigra*) e linee guida per la conservazione della specie in Italia. Ed. Parco Regionale Gallipoli Cognato - Dolomiti Lucane, 64 pp.
- Fraissinet M., Bordignon L., Brunelli M., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Giustino S., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Breeding population of Black Stork, *Ciconia nigra*, in Italy between 1994 and 2016. Riv. ital. Orn., 88 (1): 15-22.

**MONITORAGGIO DELLA POPOLAZIONE DI
CORMORANO *Phalacrocorax carbo sinensis* NIDIFICANTE
NELLA ZPS LAGO DI BOLSENA, LAZIO**

MASSIMO BRUNELLI⁽¹⁾, ENRICO CALVARIO⁽¹⁾ & STEFANO SARROCCO^(1,2)

⁽¹⁾SROPU - Piazza Margana 40, 00186 Roma (mss.brunelli@gmail.com; calvarix@libero.it)

⁽²⁾Direzione Capitale Naturale Parchi e Aree Protette, Regione Lazio - Via del Tintoretto 432,
000142 Roma (ssarrocco@regione.lazio.it)

Abstract – Monitoring of breeding population of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the lake of Bolsena, Lazio. The results of the monitoring of the only known Great Cormorant breeding colony in Lazio are shown. The species is settled on a small island in the Lake of Bolsena in a plurispesific heronry. The Cormorant started breeding in 2008 and reached 117 pairs in 2018 (Fig. 1), with an average annual increase of 250%.

Nel Lazio le attività di monitoraggio del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* furono avviate dall’Agenzia Regionale Parchi nel 2008 in collaborazione con la SROPU (Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli) nell’ambito del progetto “Cor-Man” (*Sustainable Management of Cormorant Population*), promosso dall’Unione Europea e coordinato a livello europeo dal *Cormorant Research Group* dell’IUCN/Wetland International e a livello nazionale da ISPRA (Bregnballe *et al.*, 2013).

Il principale obiettivo del progetto era l’aggiornamento delle conoscenze sulla distribuzione e l’abbondanza del Cormorano nella regione zoogeografica del Palearctico occidentale durante i periodi riproduttivo ed invernale, la gestione e l’analisi delle problematiche tra questa specie e le attività di pesca ed acquacoltura, precedentemente affrontate nel Lago di Bolsena con un specifico contributo (Calvario *et al.*, 2001).

Nel Lazio l’attività di monitoraggio è poi proseguita anche oltre il termine del progetto europeo, curata dalla Direzione Regionale in collaborazione con la SROPU.

In Italia il Cormorano è un nidificante di recente insediamento, ad eccezione di alcune piccole colonie localizzate sulle coste della Sardegna presenti già dagli anni ’60; nella Penisola ha iniziato a nidificare a metà degli anni ’80 in Emilia Romagna, successivamente ha ampliato la sua area di distribuzione interessando principalmente le regioni settentrionali (Bricchetti & Fracasso, 2013). Le ultime stime disponibili a livello nazionale sono riferite al 2012 e riportano una popolazione di circa 3900 coppie distribuite in 48 colonie (Volponi & CorMoNet.it, 2013).

Nel 2008 la specie è stata rinvenuta nidificante per la prima volta nel Lazio con il rinvenimento di 4 coppie sull’Isola Bisentina (Lago di Bolsena, VT); i nidi erano collocati all’interno di una garzaia plurispesifica con Garzetta *Egretta garzetta*, Nitticora *Nycticorax nycticorax* e Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* presente già dal 2007 e adiacente ad una colonia di Gabbiano reale *Larus michaellis* (Calvario *et al.*, 2008; Calvario, 2011).

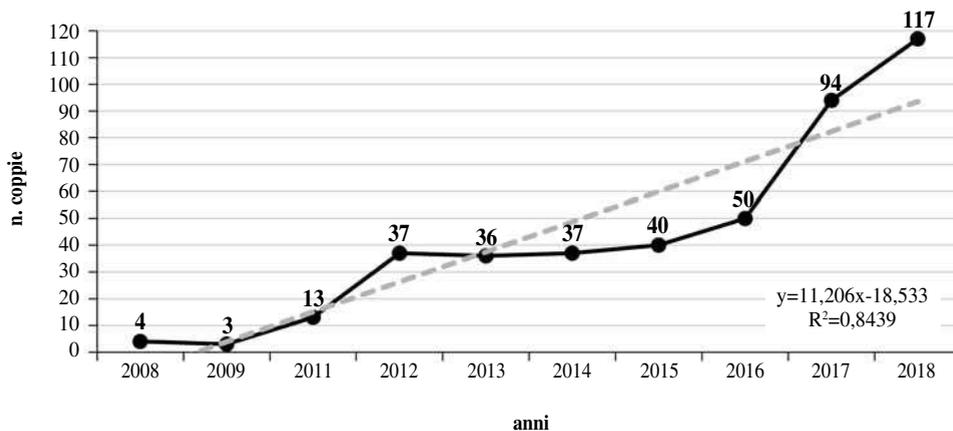


Figura 1. Andamento del numero di coppie di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nidificanti nella garzaia dell'Isola Bisentina. Nel grafico è riportata la linea di tendenza, tratteggiata, la relativa equazione e il valore R^2 ; è mancante il dato del 2010.



Figura 2. Particolare della colonia. Nell'ovale i primi nidi rinvenuti direttamente, o in prossimità, della parete rocciosa (Foto M. Brunelli).

Dal 2008 la consistenza della colonia di Cormorano è andata progressivamente aumentando (Angelici *et al.*, 2009, 2013; Biancolini *et al.*, 2017) fino a raggiungere le 117 coppie rinvenute nel 2018, evidenziando un forte incremento (Fig. 1) soprattutto nella prima fase di colonizzazione, 2008-2012 e nell'ultimo periodo dal 2015 al 2018, con un incremento medio annuo della popolazione di oltre il 250%. Ad oggi è l'unica colonia della specie presente nel Lazio.

La quasi totalità dei nidi è posta su alberi di Leccio *Quercus ilex* dell'altezza di circa 6-8 m ed il nucleo arboreo occupato dalla specie è andato incontro ad un rapido disseccamento delle fronde in conseguenza delle deiezioni rilasciate (Fig. 2). Nel 2018 sono stati rinvenuti i primi nidi posti direttamente sulla roccia o in prossimità di essa su tronchi spezzati alla base (Fig. 2).

I censimenti della colonia sono stati effettuati mediante un natante messo a disposizione dalla Polizia Provinciale di Viterbo, durante il periodo primaverile, tra maggio e giugno, con l'ausilio di foto di dettaglio della colonia; i nidi attivi sono stati identificati nelle foto verificando la presenza di adulti in cova o di pulli/giovani nel nido.

L'isola Bisentina, di proprietà privata, fa parte dei siti della rete Europea Natura 2000, designata come ZSC (Zona Speciale di Conservazione) e compresa nella ZPS (Zona di Protezione Speciale) del Lago di Bolsena, sui quali la Regione Lazio ha una diretta competenza per la gestione, il monitoraggio e la sorveglianza.

Ringraziamenti – Per la collaborazione prestata durante i censimenti desideriamo ringraziare la Polizia Provinciale di Viterbo per il supporto logistico. nelle persone dei capitani Valentino Gasparri ed Enrico Paziani, Michele Cento e Giulio Ielardi per la partecipazione ai censimenti. Si ringraziano inoltre i proprietari (famiglia Rovati) dell'Isola Bisentina per la disponibilità ed i permessi di accesso all'isola.

BIBLIOGRAFIA

- 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., Biondi M., Brunelli M., Calvario E., Cento M., Corbi F., Demartini L., Pastorelli S., Pietrelli L., Pinos F., Roma S., Sarrocco S., Sterpi L & Sterpi M., 2013. Le garzaie nel Lazio, aggiornamento al 2013. *Alula*, 20 (1-2): 3-10.
- Biancolini D., Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Demartini L., Mantero F., Muratore S., Papi R., Sterpi L., Sterpi M. & Sarrocco S., 2016. Le garzaie nel Lazio, aggiornamento al 2016. *Alula*, 24 (1.2): 13-27.
- Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J-Y. & van Eerden, M.R. (eds.) 2013. National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in parts of the Western Palearctic. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. AarhusUniversity, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Technical Report from DCE.
- Brichetti P. & Fracasso G, 2013. Ornitologia italiana. Vol. 1, Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, versione elettronica.
- Calvario E., Sarrocco S., Taddei A.R., Pietromarchi A., Milanese G., 2001. Impatto del Cormorano *Phalacrocorax carbo*, sulle attività di pesca nel Lago di Bolsena (VT). *Alula* VIII:41-51.
- Calvario E., 2011. Cormorano *Phalacrocorax carbo*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 94.

- Calvario E., Sarrocco S. & Brunelli M., 2008. Prima nidificazione di Cormorano *Phalacrocorax carboe* nuovo siti di nidificazione di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio all'interno della ZPS Lago di Bolsena – Isole Bisentina e Martana. *Alula*, 15 (1-2): 233-235.
- Volponi S. & CorMoNet.it, 2013. Status of the breeding population of Great Cormorants in Italy in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J-Y. & van Eerden, M.R. (eds.) 2013. National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in parts of the Western Palearctic. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Technical Report from DCE, 22: 59-64.

SEGNALAZIONI DI PROBABILI IBRIDI DI *Corvus corone* x *Corvus cornix* IN CALABRIA

GIANLUCA CONGI

Via Roma, 87055 San Giovanni in Fiore (CS) (gianlucacongi@libero.it)

Abstract – Observation of probable hybrids of *Corvus corone* x *Corvus cornix* in Calabria (Southern Italy). The author describes three observations of probable hybrids of *Corvus cornix* x *Corvus corone* recorded in a mountainous area of the “Sila Grande”, in the territory of the village Celico (Cosenza). The monitoring area is located 1.145 meters above sea level and the observations were recorded between May 2014 and January-February 2015

In Italia l'areale della Cornacchia nera *Corvus corone*, specie politipica a distribuzione euroasiatica discontinua, con diffusione occidentale in Europa continentale, e quello della Cornacchia grigia *Corvus cornix*, specie politipica a distribuzione euroasiatica, con diffusione orientale in Europa, vengono a contatto in ristrette fasce geografiche, dove si osservano frequenti casi di ibridazione tra i due taxa (Brichetti & Fracasso, 2011). In particolare la Cornacchia grigia è uniformemente distribuita su tutta la penisola e sulle isole maggiori, mentre sulle Alpi è sostituita dalla Cornacchia nera (Meschini & Frugis, 1993; Brichetti & Fracasso 2011). Dove gli areali si sovrappongono le due specie possono incrociarsi producendo ibridi fertili e la zona di ibridazione comprende tutta la fascia prealpina e l'area dei fondovalle alpini (Rolando, 1995). Per questa ragione le due forme erano considerate fino a poco tempo fa come due sottospecie della specie *Corvus corone* (Fracasso *et al.*, 2009). In Calabria è presente la sola Cornacchia grigia (Brichetti & Fracasso, 2011) sebbene Lucifero (1899), in *Avifauna Calabria*, segnalava entrambe le cornacchie sul territorio regionale, con la Cornacchia nera indicata sedentaria in provincia di Reggio Calabria, ritenendo che non fosse difficile incontrarla anche in qualche località del catanzarese. Tali affermazioni erano da confermare secondo Arrigoni degli Oddi (1929). Successivamente, in varie opere riguardanti l'ornitofauna della Sila e della Calabria, è segnalata la Cornacchia grigia, indicata come sedentaria e nidificante (Moltoni, 1940; Di Carlo, 1961, 1962; Moltoni, 1964). Il 19 maggio 2014, sulla Sila Grande in agro di Celico (CS), a una quota di 1145 m, all'interno di un campo arato destinato alla coltivazione di patate, osservai a occhio nudo un gruppo di almeno una ventina di cornacchie grigie, e tra di esse, un individuo che per piumaggio particolarmente scuro si distingueva nettamente dagli altri. In seguito, dopo una più attenta osservazione, compiuta grazie all'ausilio di un binocolo 10x50 e di una fotocamera digitale con zoom ottico di 65x, notavo che l'individuo presentava una pesante (densa/fitta) macchiettatura nera sulle parti che normalmente in Cornacchia grigia sono grigie (mantello, scapolari, fianchi, addome e basso ventre) (Fig. 1). Dopo quest'insolito avvistamento, nonostante le diverse uscite condotte in zona, non sono state registrate altre simili osservazioni sino al 19 gennaio 2015, quando, nella stessa zona del primo avvistamento, ho registrato nuovamente l'osservazione di un individuo con le medesime caratteristiche. Alla luce di questa seconda osservazione, nei giorni seguenti sono state condotte altre ri-



Figura 1. Individuo osservato in Sila il 19/05/2014 (Foto G. Congi).

cerche estese anche a zone limitrofe. Il 2 febbraio 2015 a circa 300 metri lineari dal luogo della prima e seconda osservazione, ho potuto nuovamente osservare un individuo simile a quello precedentemente descritto. Pur non potendo escludere la presenza di individui diversi, l'aspetto abbastanza caratteristico del piumaggio e l'area ristretta in cui sono avvenute le tre osservazioni suggeriscono che potesse trattarsi dello stesso individuo. In bibliografia non sono note osservazioni di individui presunti ibridi più a sud del Lazio (Sorace, 1996; Trotta, 2013), tuttavia, in Campania, un probabile individuo ibrido, è stato recentemente segnalato tra il 2 dicembre 2016 e il 3 gennaio 2017 nel comune di Alife (provincia di Caserta) (Janni, com. pers.). Pertanto, queste segnalazioni registrate in Sila (provincia di Cosenza), costituiscono i primi casi documentati più meridionali della penisola italiana.

Ringraziamenti – Desidero ringraziare: Giovanni Boano per i puntuali suggerimenti; Ottavio Janni, Alberto Sorace e Marco Trotta per i dati.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia italiana. Vol. 7 - *Paridae-Corvidae*. Oasi A. Perdisa Ed.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I: dal Pollino alla Sila. Riv. ital. Orn., 32: 90-91
- Di Carlo E.A., 1962. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte II: Dalle Serre all'Aspromonte. Riv. ital. Orn., 32: 235-279.
- Fracasso G, Baccetti N., Serra L. 2009. La Lista CISO-COI degli Uccelli italiani. Parte prima: liste A, B, e C. Avocetta, 33 (1): 5-54.
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Selezione di Scritti Naturalistici. Greentime Editori, Bologna, 167 pp.
- Meschini E. & Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 159
- Moltoni E., 1940. Escursione a scopo ornitologico della Sila Grande (Calabria) 25 giugno - 14 luglio 1939. Riv. ital. Orn., 10: 263-264
- Moltoni E., 1964. L'onitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 141-142
- Sorace A., 1996 (red.). Avvistamenti e comportamenti insoliti. Alula, III (1-2): 135-141.
- Trotta M., 2013. Osservazione di un probabile ibrido *Corvus corone* x *Corvus cornix* nel Lazio. Alula, XX (1-2): 155-156.

EFFETTI DELLA RIDUZIONE DELLE DISPONIBILITÀ TROFICHE SULLA POPOLAZIONE DI GABBIANO REALE *Larus michahellis* A ROMA

FULVIO FRATICELLI⁽¹⁾ & GABRIELE TECCHIATO⁽²⁾

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

⁽¹⁾ f_fratricelli@hotmail.com

⁽²⁾ gabriele.tecchiato@hotmail.it

Abstract – Effects of the reduction of the trophic availability on the population of Yellow legged Gull *Larus michahellis* in Rome. A significant decrease in the number of individuals of Yellow legged Gull, mainly from January to July, has been observed within Rome, comparing the data collected before and after the closure of a landfill nearby located.

La popolazione cittadina di Gabbiano reale *Larus michahellis* nidificante all'interno della cerchia urbana di Roma ha avuto negli ultimi anni un aumento costante e considerevole (Fratricelli & Varrone, 2006; Fraticelli & Manzia, 2017). Benché buona parte delle risorse trofiche durante il periodo riproduttivo possano essere rinvenute all'interno della città (Varrone & Fraticelli, 2005), la vicinanza di discariche può rappresentare una importantissima fonte di cibo, come d'altronde in molte città europee (Duhem *et al.*, 2008). Tale disponibilità condiziona la scelta dei siti di nidificazione (Scarton & Valle, 1996), la distribuzione spaziale durante il corso dell'anno (Fasola & Canova, 1991; Sol *et al.*, 1995), la dieta (Belant *et al.*, 1993; Bosch *et al.*, 1994; Oro *et al.*, 1995; Duhem *et al.*, 2003; Ramos *et al.*, 2009; Abdennadher *et al.*, 2014) ed i parametri riproduttivi (Pons, 1992; Bukacinska *et al.*, 1996; Oro *et al.*, 2004). Il presente studio è finalizzato a indagare e verificare, con particolare attenzione alle variazioni nella consistenza numerica d'individui presenti su un dato territorio, gli effetti della disponibilità trofica offerta da una discarica a una popolazione di gabbiano reale durante l'intero corso dell'anno.

Da marzo 2009 a dicembre 2012 e da settembre 2016 ad agosto 2017, a Roma, Piazzale Flaminio, nella fascia oraria compresa tra le 08:30 e le 09:30, solo esclusivamente in giornate senza precipitazioni e con velocità del vento inferiore a 11 km/h, per 30 secondi, utilizzando il metodo descritto in Fraticelli (2017), abbiamo effettuato in totale 772 conteggi di tutti i gabbiani reali, sia in volo che posati, che riuscivamo ad osservare. A circa 10 km dal centro di Roma (41°53'0" N - 12°20'2" E) si trova la discarica di Malagrotta: situata a 10,6 km dalla linea di costa e a 6,5 km dal fiume Tevere, occupa una superficie di circa 240 ha ed è stata in funzione dal 1975 fino all'ottobre 2013, accogliendo quotidianamente tra le 4500 e le 5000 t di rifiuti solidi urbani. Durante questo periodo è stata frequentata regolarmente da svariate migliaia di gabbiani reali per fini trofici (Fratricelli, *oss. pers.*). Nelle elaborazioni statistiche dei dati abbiamo utilizzato il test Kolmogorov-Smirnov e quello di Mann-Whitney, con un livello di significatività $\alpha < 0.05$.

Per verificare gli effetti della chiusura della discarica di Malagrotta sulla popolazio-

ne romana di gabbiani reali abbiamo confrontato i dati raccolti dal 2009 al 2012 e quelli da settembre 2016 ad agosto 2017. Il numero medio degli individui contattati dal 2009 al 2012 mostra un andamento paragonabile da un anno al successivo, non presentando differenze statisticamente significative (test Kolmogorov-Smirnov; marzo-dicembre 2009 vs marzo-dicembre 2010 $D = 0,250$; $P = 0,497$; 2010 vs 2011 $D = 0,292$; $P = 0,216$; 2011 vs 2012 $D = 0,167$; $P = 0,861$). Per verificare se ci potessero essere piccole differenze che, accumulandosi anno dopo anno, potessero rendere i valori differenti a distanza di più anni, abbiamo utilizzato il test Kolmogorov-Smirnov tra il periodo marzo-dicembre 2009 e lo stesso periodo del 2012 senza riscontrare nessuna significatività statistica ($D = 0,150$; $P = 0,965$). Per tale ragione abbiamo elaborato i dati raccolti nei primi quattro anni di campionamento, in maniera cumulativa, mese per mese. Il confronto dell'andamento mensile del numero medio d'individui di Gabbiano reale nei due periodi di rilevamento (Fig. 1) non presenta in generale differenze statisticamente significative (test Kolmogorov-Smirnov; $D = 0,208$; $P = 0,622$), ma confrontando i singoli mesi si riscontrano marcate differenze statisticamente significative da gennaio a luglio con una diminuzione media di circa il 44% (test Mann-Whitney; settembre $T = 0,982$; $P = 0,326$; ottobre $T = 0,206$; $P = 0,837$; novembre $T = 0,887$; $P = 0,375$; dicembre $T = 2,384$; $P = 0,017$; gennaio $T = 2,474$; $P = 0,013$; febbraio $T = 3,168$; $P = 0,002$; marzo $T = 2,220$; $P = 0,026$; aprile $T = 3,707$; $P = 0,0001$; maggio $T = 5,128$; $P = 0,0001$; giugno $T = 5,345$; $P = 0,0001$; luglio $T = 2,038$; $P = 0,042$; agosto $T = 0,200$; $P = 0,841$). I dati degli altri mesi sono in forte sovrapposizione per i due periodi in esame come se la mancanza delle risorse trofiche offerte dalla discarica influisse maggiormente sul periodo di formazione delle coppie, di sviluppo e deposizione delle uova e di allevamento dei *pulli*. Gli alti valori della deviazione standard confermano che per l'applicazione di questo metodo di rilevamento vi è bisogno di un importante numero di campioni.

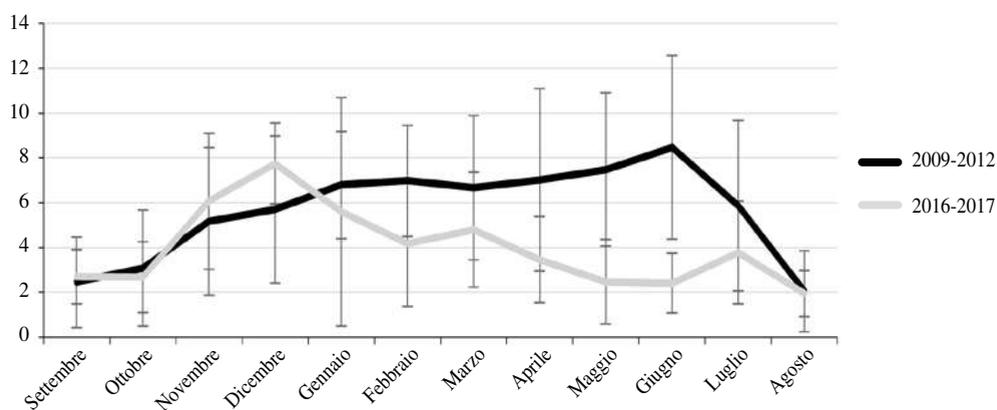


Figura 1. Numero medio di gabbiani reali \pm deviazione standard rilevati in 30 secondi a Piazzale Flaminio (Roma) in due differenti periodi di campionamento. *Average number of Yellow legged Gulls \pm standard deviation measured in 30 seconds at Piazzale Flaminio (Rome) in two different sampling periods.*

Gli effetti della chiusura della discarica di Malagrotta erano ipotizzabili a partire dal 2014 anche in studi che hanno utilizzato altri metodi (Fratlicelli & Manzia, 2017). Risulta singolare il fatto che solo dopo la chiusura della discarica di Malagrotta si siano evidenziati all'interno di Roma fenomeni di cleptoparassitismo nei confronti dell'uomo (Fratlicelli, 2016), confermando l'ipotesi di Spencer *et al.* (2017) secondo cui questa condotta può essere d'aiuto nel soddisfare i bisogni energetici in ambienti in cui i comportamenti normali di foraggiamento sono di difficile attuazione.

BIBLIOGRAFIA

- Abdennadher A., Ramírez F., Romdhane M.S., Jover L. & Sanpera C., 2014. Using a Three-Isotope Bayesian Mixing Model to Assess the Contribution of Refuse Dumps in the Diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis*. *Ardeola*, 61(2): 297-309.
- Belant J.L., Seamans T.W., Gabrey S.W. & Ickes S.K., 1993. Importance of Landfills to Nesting Herring Gulls. *Condor*, 95: 817-830.
- Bosch M., Oro D. & Ruiz X., 1994. Dependence of Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. *Avocetta*, 18: 135-139.
- Bukacinska M., Bukacinski D. & Spaans A.L., 1996. Attendance and Diet in Relation to Breeding Success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *Auk*, 113: 300-309.
- Duhem C., Roche P., Vidal E. & Tatoni T., 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul. Ecol.*, 50: 91-100.
- Duhem C., Vidal E., Legrand J. & Tatoni T., 2003. Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study*, 50: 61-67.
- Fasola M. & Canova L., 1991. Colony site selection by eight species of gulls and terns breeding in the "Valli di Comacchio" (Italy). *Boll. Zool.*, 58: 261-266.
- Fratlicelli F., 2017. Il monitoraggio delle popolazioni urbane di gabbiano reale. *Ecologia Urbana*, 29: 41-44.
- Fratlicelli F., 2016. Cleptoparassitismo del gabbiano reale (*Larus michahellis*) nei confronti dell'uomo. *Atti III Congresso Nazionale "Fauna problematica"*, Cesena: 177.
- Fratlicelli F. & Manzia F., 2017. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma: trend della popolazione e distribuzione spaziale. *Alula*, 24: 41-46.
- Fratlicelli F. & Varrone C., 2006. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma: passato, presente e futuro. *Alula*, 13: 171-180.
- Oro D., Bosch M. & Ruiz X., 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, 137: 547-549.
- Oro D., Cam E., Pradel R. & Martinez-Abraín A., 2004. Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 271: 387-396.
- Pons J.M., 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, 80: 143-150.
- Ramos R., Ramírez F., Sanpera C., Jover L. & Ruiz X., 2009. Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *J. Ornithol.*, 150: 265-272.
- Scarton F. & Valle R., 1996. Colony and nest-site selection of Yellow legged Gulls *Larus cachinnans michahellis* on barrier islands of the Po Delta (NE Italy). *Vogelwelt*, 117: 9-13.
- Sol D., Arcos J.M. & Senar J.C., 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study*, 42: 216-221.
- Spencer R., Russell Y.I., Dickins B.J.A. & Dickins T.E., 2017. Kleptoparasitism in gulls *Laridae* in an urban and a coastal foraging environment: an assessment of ecological predictors. *Bird Study*, 64: 12-19.
- Varrone C. & Fratlicelli F., 2005. Studio sulla biologia riproduttiva del Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma. *Alula*, 12: 241-253.

ACCERTATA PRESENZA DI PICCHIO ROSSO MEZZANO *Dendrocopos medius* IN PROVINCIA DI REGGIO CALABRIA

MANUELA POLICASTRESE^(1,*), EUGENIO MUSCIANESE⁽¹⁾, SALVATORE URSO⁽¹⁾,
FRANCESCO MARIA PITITTO⁽²⁾, ANTONINO SICLARI⁽³⁾, SERGIO TRALONGO⁽³⁾
& PIERPAOLO STORINO⁽¹⁾

⁽¹⁾ StOrCal, Stazione Ornitologica Calabrese - C/da Guarassano, 87036 Cosenza.

⁽²⁾ Parco Naturale Regionale delle Serre - Via S. Rosellina 2, 89822 Serra S. Bruno (VV)

⁽³⁾ Parco Nazionale dell'Aspromonte - Via Aurora 1, 89057 Gambarie di S. Stefano in Aspromonte (RC)

^(*) Autore per la corrispondenza: man_pol@libero.it

Abstract – Verified presence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in the province of Reggio Calabria (southern Italy). In Calabria the Middle Spotted Woodpecker (MSW) regularly nests only in the wooded areas of the Sila plateau in the province of Cosenza. During the 2018 breeding seasons, using both point count and linear transect sampling methods we counted two nesting MSW in two areas with good percentage of dead woods. With this work we verified possible nesting of MSW for the first time in the province of Reggio Calabria.

Il Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius*, specie di importante valore conservazionistico, con 400-600 coppie stimate in Italia (BirdLife International, 2015), risulta classificata con lo status *Vulnerabile* (VU) nella Lista Rossa italiana dei Vertebrati (Rondinini *et al.*, 2013). Nidifica, tra i 350 e i 1.700 m di quota, in boschi di latifoglie puri o misti con un ricco sottobosco e alberi deperienti. In Calabria, limite meridionale di distribuzione, la specie nidifica regolarmente nei comprensori boschivi dell'altopiano silano in provincia di Cosenza (Brichetti & Fracasso, 2007). In provincia di Crotona, Vibo Valentia, Catanzaro e Reggio Calabria, invece, la nidificazione non è mai stata accertata a causa della mancanza di ricerche *ad hoc* volte ad approfondire le conoscenze sulla distribuzione ed abbondanza della specie. Durante la stagione riproduttiva 2018, nell'ambito del progetto regionale (POR FESR FSE 2014-2020) “*completamento delle conoscenze della Rete Natura 2000 attraverso il monitoraggio di tutti i siti di interesse comunitario*”, sia il Parco Nazionale dell'Aspromonte (PNA) che il Parco Naturale Regionale delle Serre (PNRS), oltre che all'interno dei propri confini, hanno avviato il monitoraggio sullo status dell'avifauna forestale nidificante nelle aree della RN2000 di propria competenza (n=1 ZPS Costa Viola per il PNA, provincia di RC; n=7 ZSC per il PNRS, tra le province di VV, CZ e RC). All'interno delle ZSC del PNRS, il campionamento dei picidi (2 sessioni, periodo 1 marzo-30 maggio) si è basato sul rilevamento di presenza/abbondanza per punti d'ascolto (*Point count* - PC) con l'associazione del *playback* in caso di mancato contatto. Nella ZPS Costa Viola, invece, i rilevamenti sono stati eseguiti con transetti di circa 1 km di lunghezza (2 sessioni, periodo 1 aprile-15 giugno), con il metodo del *distance sampling*. La presenza del Picchio rosso mezzano (n = 2 individui) è stata rilevata esclusivamente in una sola particella per area d'indagine

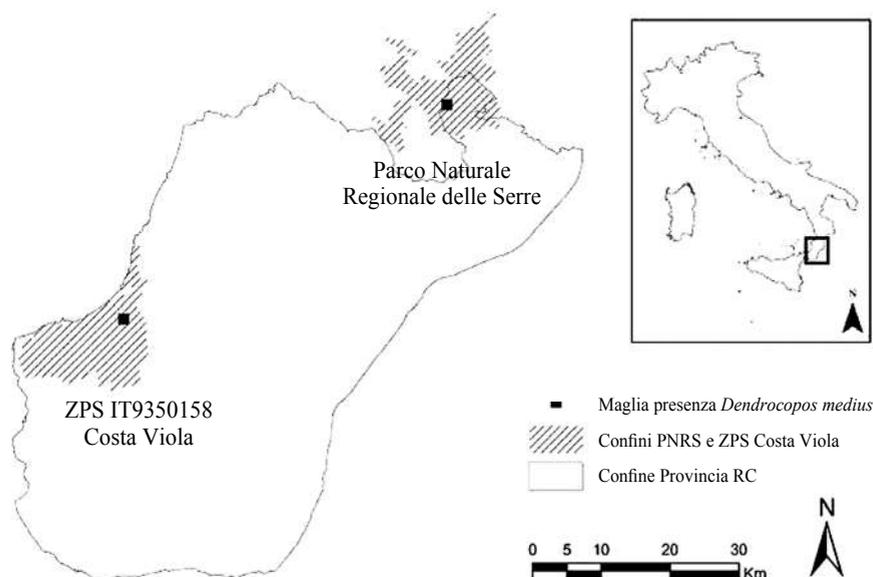


Figura 1. Aree di presenza del Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* nella ZPS IT9350158 - Costa Viola e nel Parco Naturale Regionale delle Serre.

(Fig. 1). Nel PNRS, ZSC Bosco di Stilo-Archiforo, la presenza della specie è stata registrata, ad una quota di 1.260 m s.l.m., successivamente alla stimolazione acustica (n=3 risposte) e all'interno di un bosco misto a prevalenza di faggio. Nella ZPS Costa Viola, sono stati riconosciuti 2 richiami emessi spontaneamente da un unico individuo, ad una quota di 630 m s.l.m., in un bosco di latifoglie con prevalenza di leccio. I dati riportati nella presente nota costituiscono i primi indizi di presenza, nonché di possibile nidificazione della specie, non solo per i territori del PNRS e della ZPS Costa Viola, ma anche dell'intera provincia di Reggio Calabria. Il futuro incremento dello sforzo di campionamento e dell'area indagata potrebbero permettere di accertare la nidificazione e definire con maggiore precisione la distribuzione della specie in Calabria.

Ringraziamenti - Gli autori ringraziano D. Bevacqua, G. Martino, M. Pucci e M. Vena, per il prezioso contributo durante le attività di campo.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae, Bologna.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C., 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.

PRIME NIDIFICAZIONI URBANE DI GABBIANO REALE *Larus michahellis* NELLA PROVINCIA DI LATINA

GIOVANNI PURIFICATO

Via Santa Maria la Noce 74, 04023 Formia (LT) (gipu90@live.it)

Abstract – First urban breeding of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* in the province of Latina (Southern Latium). This work documents the first breeding of Yellow-legged Gull in urban context in the province of Latina. The first nest was found in 2013 and contained two chicks; in 2018 two other breeding pairs were found. In one of the nests there was one chick.

Il Gabbiano reale *Larus michahellis* nidifica in colonie monospecifiche o miste, localmente con coppie isolate (Brichetti & Fracasso, 2006).

In Europa la specie ha avuto un notevole incremento per l'abbondanza di risorse alimentari collegate alle attività antropiche quali le discariche di rifiuti urbani, inoltre la pressione demografica nelle tradizionali aree di nidificazione ha favorito il fenomeno della colonizzazione dei centri urbani (Sartori & Richard, 2017).

Secondo stime recenti in Italia nidificano circa 30.000 coppie in un areale molto vario (Corbi, 2011). In Italia la prima nidificazione accertata in area urbana risale al 1971, nella città di Roma (Sartori & Richard, 2017). Successivamente, dai primi anni ottanta, altri casi sono stati registrati per le città di Sanremo, Livorno, Trieste, Napoli, fino ad interessare oltre 50 località per almeno 3.500 coppie complessive nidificanti nei vari centri urbani, valore da ritenere comunque sottostimato (Fraissinet, 2015; Sartori & Richard, 2017).

Nel Lazio la maggior parte della popolazione si riproduce nelle Isole Ponziane, segue la città di Roma e l'Isola Bisentina, nel Lago di Bolsena (Corbi, 2011). Nella provincia di Latina, oltre ad essere noto per le colonie nidificanti dell'Arcipelago Pontino, il Gabbiano reale si riproduce sulle falesie di Monte Orlando (Gaeta, LT) con 16 coppie rinvenute nidificanti nel 2007 (Corsetti & Fusacchia, 2007) e in minor misura nei Laghi Pontini (Corbi, 2011).

Nella seguente nota vengono riportati i primi dati accertati sulla riproduzione della specie in ambito urbano in provincia di Latina.

Anno 2013

Il 23 giugno 2013 è stata accertata la prima riproduzione della specie in contesto urbanizzato in provincia di Latina, nella città di Formia (LT), nel Lazio meridionale. In questa data sono stati osservati un adulto e due pulli, uno dei quali precipitato da un nido posto sulla sommità del fusto tagliato di una palma (*Phoenix sp.*) all'interno di un giardino privato della città. Negli anni a seguire la nidificazione non è stata più riconfermata a causa della rimozione del fusto di palma.

Anno 2018

Il 24 aprile 2018, grazie alla segnalazione di alcuni abitanti locali, è stato osservato un adulto di Gabbiano reale in cova sul tetto di un edificio nei pressi della stazione ferroviaria di Formia-Gaeta. Il nido, osservato da una certa distanza, sembrava essere composto da foglie secche di *Pinus pinea* e collocato nell'angolo dell'edificio dove erano presenti ciuffi di vegetazione spontanea. In città infatti il Gabbiano reale nidifica sui tetti, soprattutto se questi si presentano poco frequentati e ospitano anche vegetazione spontanea (Fraissinet, 2015). Di questa coppia non è stato accertato l'esito della riproduzione, ma la specie nidifica con certezza nello stesso sito dall'anno 2016 (com. pers.). Il giorno 8 giugno 2018 è stato osservato un nuovo nido con all'interno un pullo prossimo all'involo. Anche in questo caso, il nido, si trovava collocato sulla cima del fusto tagliato di una palma (*Phoenix sp.*) localizzata all'interno del giardino di una storica residenza.

Il Gabbiano reale ha trovato in questo ambiente delle condizioni molto favorevoli alla riproduzione, inoltre i rifiuti urbani costituiscono una fonte di cibo abbondante e costante (Fratricelli & Varrone, 2006). In alcune città la crescita della popolazione nidificante è stata molto veloce e con un andamento esponenziale (Sartori & Richard, 2017); nessuna poi, tra le colonie in ambito urbano, è scomparsa naturalmente (Mancuso, 2014). Nel Lazio la specie risulta ancora in fase di espansione (Corbi, 2011). I dati riportati quindi confermano l'attuale tendenza all'espansione del Gabbiano reale e la progressiva colonizzazione dei centri urbani.

Ringraziamenti – Un ringraziamento a Ferdinando Corbi, Denise Palumbo e Fabio Pinos.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. Vol. 3. Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Corbi F., 2011. Gabbiano reale *Larus michahellis*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Bonano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 148.
- Corsetti L. & Fusacchia P., 2007. Nidificazione di Gabbiano reale *Larus michahellis* e presenza di Gabbiano corso *Larus audouinii* nel Parco Regionale Riviera di Ulisse (Lazio meridionale). Alula, XIV (1-2): 128-130.
- Fraissinet M. (a cura di), 2015. La colonizzazione dei centri urbani italiani da parte del Gabbiano reale *Larus michahellis*. Conoscere il fenomeno, prevenirlo, gestirlo. Anci - Comune di Napoli: 32 pp.
- Fratricelli F. & Varrone C., 2006. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma: passato, presente e futuro. Alula, XIII (1-2): 171-180.
- Mancuso C., 2014. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* nidificante a Salerno: andamento demografico e biologia riproduttiva. Alula, XXI (1-2): 31-41.
- Sartori A. & Richard J., 2017. Nidificazione di gabbiano reale, *Larus michahellis* Naumann, 1840, nella città di Chioggia (VE). Lavori - Società Veneziana di Scienze Naturali - vol. 42: 127 - 128.

NIDIFICAZIONE INVERNALE DI GABBIANO REALE *Larus michahellis*

LORENZO SESTIERI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (lorenzosestieri@gmail.com)

Abstract – Winter reproduction of Yellow legged Gull *Larus michahellis*. Report of reproduction data of Yellow legged Gull during the winter season, the deposition occurred approximately on November 14th.

Il giorno 19 gennaio 2018, alle ore 17:15, osservai posato in terra a Piazza Lovatelli, nel centro storico di Roma, un giovane appena involato di gabbiano reale *Larus michahellis*. Avvicinatomi per osservarlo da più vicino si involò allontanandosi con volo ancora incerto.

Le date più precoci di deposizione di questa specie a Roma si collocano tra il 10 e il 19 febbraio (Fratlicelli & Manzia, 2017). Considerando 37 giorni la permanenza al nido e 29 giorni l'incubazione delle uova (Cramp & Simmons, 1983), l'individuo osservato dovrebbe essere nato da un uovo deposto all'incirca il 14 novembre 2017. Non mi risultano dati analoghi riportati in letteratura.

BIBLIOGRAFIA

- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds.), The birds of the Western Palearctic. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.
- Fratlicelli F. & Manzia F., 2017. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma: trend della popolazione e distribuzione spaziale. Alula, 24: 41-46.

LA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN CALABRIA: PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA IN PROVINCIA DI COSENZA

PIERPAOLO STORINO^{(1,*), GIUSEPPE ROCCA⁽¹⁾ & SALVATORE URSO⁽¹⁾}

⁽¹⁾ StOrCal, Stazione Ornitologica Calabrese - C/da Guarassano, 87036 Cosenza

(*) Autore per la corrispondenza: pierpaolo.storino@gmail.com

Abstract – The Black Stork *Ciconia nigra* in Calabria: first confirmed nesting in the province of Cosenza (Calabria, southern Italy). In Calabria the Black Stork *Ciconia nigra* breeds only in the central Ionian sectors of the Region (i.e. “Alto Crotonese” area of the province of Croton), while in the province of Cosenza single individuals or small feeding aggregations are mainly observed during migration. During the 2018 breeding season, we found the first *C. nigra* nesting on rocky areas in a small river valley of this provincial area. Extending future investigations to a wider area, we could more accurately quantify the population trend of the species, the number of nesting pairs and their distribution at regional scale.

Specie monotipica a distribuzione paleartico-afrotropicale, la Cicogna nera *Ciconia nigra* è presente in Europa centro-orientale come estivante e nidificante regolare, presente inoltre nella Penisola Iberica con una popolazione più isolata e parzialmente sedentaria; è svernante irregolare nel Mediterraneo, con una popolazione complessiva di recente espansione numerica nei suoi settori occidentali (Brichetti & Fracasso, 2003), stimata in circa 9.800-13.900 coppie e trend europeo generale in aumento (BirdLife International, 2017). La specie è inclusa nell’Allegato I della Direttiva 2009/147/CEE Uccelli ed è classificata con lo status Vulnerabile (VU) nella Lista Rossa IUCN nazionale (Rondinini *et al.*, 2013).

In Italia le prime nidificazioni sono state accertate a partire dal 1994 in Piemonte e Calabria (Bordignon, 2005, 2006), da allora il trend nazionale della popolazione nidificante ha evidenziato un progressivo incremento, arrivando fino a 18 coppie nel 2016, ridotte a 16 nel 2017, distribuite tra Piemonte (n = 3), Lazio (n = 1), Campania (n = 1), Molise (n = 1), Puglia (n = 2), Basilicata (n = 7) e Calabria (n = 1) (Brunelli *et al.* 2017).

In Calabria, regione in cui raggiunge il suo limite meridionale di distribuzione, la Cicogna nera risulta svernante irregolare (altopiano Silano; Congi, 2017) e nidificante regolare. La specie, pur presente in alcuni settori delle province di Croton e Reggio Calabria sin dalla metà del XIX secolo (Lucifero, 1899), viene segnalata come nidificante soltanto nel crotonese dal 1994 al 2002 (Bordignon *et al.* 2003). Dopo più di un decennio di assenza, con osservazioni riguardanti prevalentemente individui isolati, dal 2016 la specie viene nuovamente segnalata come nidificante, sempre nello storico sito della Provincia di Croton (Lamanna, 2016). In provincia di Cosenza, invece, la nidificazione della Cicogna nera non è mai stata accertata e le osservazioni risultano scarse, riferibili solo a singoli individui o a piccoli gruppi osservati in alimentazione o in migrazione (agosto-ottobre/marzo-maggio).

Nel corso della stagione riproduttiva 2018, durante la campagna di monitoraggio fi-

nalizzata ad ampliare le conoscenze sullo status dell'avifauna nidificante della provincia di Cosenza, è stata accertata la nidificazione di una coppia di Cicogna nera in una piccola valle fluviale del settore ionico cosentino. Il nido, di circa 180 cm di lunghezza e circa 50 cm di altezza, è costruito sul terrazzo di una parete di arenaria e ad una quota di 198 m s.l.m..

La valle fluviale che accoglie il sito riproduttivo ha una lunghezza di circa 1,5 km, una larghezza che raggiunge gli 0,8 km nella sua porzione più larga e gli 0,12 km in quella più stretta. Il tessuto agricolo, con aree occupate da colture a conduzione estensiva tradizionale (es. agrumeto, uliveto), costituisce la porzione principale della matrice paesaggistica circostante il sito di nidificazione. La macchia mediterranea bassa, i boschi termofili con prevalenza di Leccio *Quercus ilex* e il pascolo, costituiscono le principali componenti della porzione rimanente della suddetta matrice.

Il tessuto idrografico circostante, con torrenti o fiumi a regime prevalentemente torrentizio stagionale, relativamente vicini al sito di nidificazione (tra gli 0,6 e i 4 km) costituiscono aree di alimentazione molto importanti per la specie durante l'allevamento dei piccoli.

Le aree urbane principali distano circa 2 Km dalla parete del nido, mentre la prima strada asfaltata è collocata a poco più di 0,5 Km. Sono 2 le Zone Speciali di Conservazione (ZSC) comprese tra gli 0,4 e i 2,2 km dal sito di nidificazione.

I controlli periodici bisettimanali, protratti dal mese di maggio fino alla fine del mese di luglio 2018, hanno permesso di verificare la data di involo dei 3 giovani, presumibilmente collocata tra il 15 e il 22 luglio.

Quanto riportato nella presente nota costituisce la prima prova certa della nidificazione della specie per il territorio dell'intera provincia di Cosenza. In futuro, pertanto, un incremento delle osservazioni durante il periodo riproduttivo su un'area di indagine più vasta e in siti con caratteristiche ecologiche simili permetterà di quantificare con maggiore precisione il numero di coppie nidificanti, la loro distribuzione e gli eventuali trend popolazionistici, non solo per l'area cosentina, ma anche a scala regionale.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana Vol. 1: Gaviidae-Falconidae: Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Oasi Alberto Perdisa, Bologna.
- BirdLife International, 2017. *Ciconia nigra* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22697669A111747857. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22697669A111747857.en>. Downloaded on 29 May 2018.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bordignon L., Brunelli M., Francione M., Rocca G., Visceglia M., 2003. Aggiornamento sulla riproduzione della Cicogna nera, *Ciconia nigra*, in Italia. Riv. ital. Orn., 73: 168-171.
- Bordignon L., Brunelli M., Visceglia M., 2006 - La Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia: tendenze storiche, biologia riproduttiva e fenologia. Avocetta, 30: 15-19.
- Bordignon L., Brunelli M. & Visceglia M., 2007. Nuovi dati sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia Alula, XIV: 124-125.
- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M. Norante N.

- Urso S. & Visceglia M., 2017. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2017. Alula, XXIV (1-2): 120-121.
- Congi G., 2017. Svernamento di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria. Alula XXIV (1-2): 130-132 (2017).
 - Lamanna F., 2016. Nesting of the Black Stork *Ciconia nigra* Linnaeus, 1758 (Aves Ciconiidae) in the Fiumara Vitruvo Valley (Calabria, Italy). Biodiv. Journ., 7: 3-6.
 - Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Avicula, 3 144-151.
 - Rocca G., 2005. La Cicogna nera in Calabria: in Bordignon (red), 2005 La Cicogna nera in Italia – Tipolitografia di Borgonesia s.a.s., Borgonesia (VC).

PRIMI DATI SULL'AVIFAUNA FORESTALE NIDIFICANTE NEL PARCO NAZIONALE DELL'ASPROMONTE

PIERPAOLO STORINO^(1,*), SERGIO TRALONGO⁽²⁾, GIUSEPPE MARTINO⁽¹⁾,
MANUELA POLICASTRESE⁽¹⁾, DOMENICO BEVACQUA⁽¹⁾, EUGENIO MUSCIANESE⁽¹⁾,
MAURIZIO VENA⁽¹⁾ & ANTONINO SICLARI⁽²⁾

⁽¹⁾ Stazione Ornitologica Calabrese, StOrCal - C/da Guarassano 129, 87100 Cosenza

⁽²⁾ Parco Nazionale dell'Aspromonte - Via Aurora 1, 89057 Gambarie di S. Stefano in Aspromonte (CS)

^(*) Autore per la corrispondenza: pierpaolo.storino@gmail.com

Abstract – First data of woodlands bird breeding species in the Aspromonte National Park (Calabria, southern Italy). The historic lack of data on the presence and distribution of nesting woodlands bird species in the Aspromonte National Park, together with the significance of this knowledge has for an effective habitat and species conservation strategy, cause us to carry out this study. Our results obtained at the end of the first sampling season, even though preliminary data, confirm both the naturalistic value of the Protected Area and the importance of bird communities monitoring as a valid management tool for the Aspromonte National Park.

La carenza di dati pregressi riferiti alla presenza e distribuzione delle specie di avifauna forestale nidificanti nel Parco Nazionale dell'Aspromonte (PNA), unitamente al valore che tale conoscenza ha per una efficace strategia di conservazione rivolta a specie ed habitat, sono state le motivazioni alla base del presente studio. Vengono presentati i dati raccolti durante la stagione primaverile 2016 secondo le modalità del *distance sampling* (Buckland *et al.*, 2001).

Come modello geografico di riferimento è stata considerata la griglia UTM con maglia 1x1 Km. La Griglia Generale (GG, N = 757 maglie) è stata costruita tramite software SIT e adattata al bordo esterno del PNA. Successivamente, considerando la carta della zonazione e la carta della vegetazione del Parco, sono state rimosse dalla GG tutte le maglie non interessate da interventi gestionali (es. pascolo, arbusteti, uliveti). In questo modo è stata ricavata la Selezione Principale (SP, Fig. 1) di maglie (N = 492) della GG, il 10% delle quali (N = 49), selezionate mediante procedura di randomizzazione, ha costituito la Griglia Primaria (GP, Fig. 1) di campionamento.

All'interno di ciascuna particella della GP, ciascun operatore ha eseguito un transetto a piedi di circa 1 km di lunghezza e 30 minuti di durata, registrando gli individui visti o sentiti all'interno di 3 buffer/distanza (0-25 m; 25-100 m; >100 m). I dati di presenza e abbondanza delle specie, infine, sono state relazionate con le caratteristiche fisionomico-strutturali del transetto percorso. Durante i rilievi condotti (N = 98), sono state registrate N = 2.387 osservazioni (o record), per un totale di N = 5.182 individui ($N_{\text{ind}/\text{medio}/\text{record}} = 2,17 \pm 0,32$ ES; $N_{\text{min}} = 1$ ind., $N_{\text{max}} = 14$ ind.) appartenenti a 59 specie e 26 famiglie ($N_{\text{sp}/\text{medio}/\text{fam}} = 2 \pm 0$ ES - $N_{\text{min}} = 1$ sp/fam, $N_{\text{max}} = 7$ sp/fam), con Fringillidae, Sylvidae e Paridae aventi quasi la metà degli individui osservati ($N_{\text{Sylv}+\text{Fring}+\text{Par}} = 2.408$ ind., 46,4%; Fig. 2).

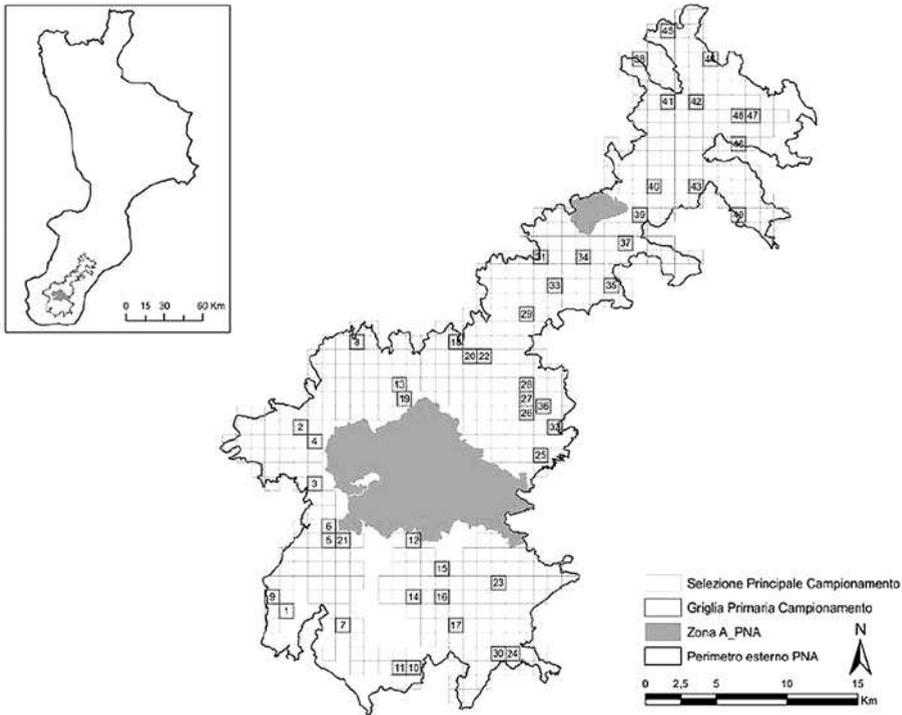


Figura 1. Campionamento avifauna degli ambienti boschivi nidificante nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Rappresentazione della Selezione Principale (SP, quadrati grigi) e della Griglia Primaria (GP, quadrati rossi) di campionamento (N = 49 maglie, 10% della SP).

La specie più contattata (N = 231 record) è stata il Fringuello *Fringilla coelebs* (N = 637 ind.; $N_{\text{medio}} = 3 \pm 0$ ES - $N_{\text{min}} = 1$ ind., $N_{\text{max}} = 10$ ind.). La maglia con il maggior numero di individui contattati (N = 185) è stata la n. 45, mentre N = 30 (61,22% sul totale) sono state le maglie con più di N = 100 individui osservati (Fig. 3).

Sono state 2 le specie boschive particolarmente protette (All. I Dir. Uccelli 2009/147/CE) contattate all'interno di 13 maglie (26,5% sul totale). La presenza di Averla piccola *Lanius collurio* in ambiente boschivo è stata accertata in 3 settori del PNA con una densità di 0,6 coppie nidificanti per Km², all'interno di N = 1 categorie vegetazionali ecotonali (Camerieri *et al.*, 2002), quali 1311. *Bosco di Leccio con camedrio siciliano frammisto ad aspetti di degradazione*. La Balia dal collare *Ficedula albicollis* è stata osservata in 8 settori della porzione centro-meridionale del PNA, con una densità di 4,9 coppie nidificanti per Km², all'interno di N = 4 categorie vegetazionali, quali 1211. *Bosco di farnetto misto ad aspetti di degradazione*, 1221. *Bosco di quercia congesta frammisto ad aspetti di degradazione*, 1312. *Bosco misto di leccio e farnetto*, e 5320. *Rimboschimenti della fascia montana a conifere a prevalenza di Pino calabro*. La Magnanina *Sylvia undata* e la Tottavilla *Lullula arborea*, infine, pur non appartenendo alle specie

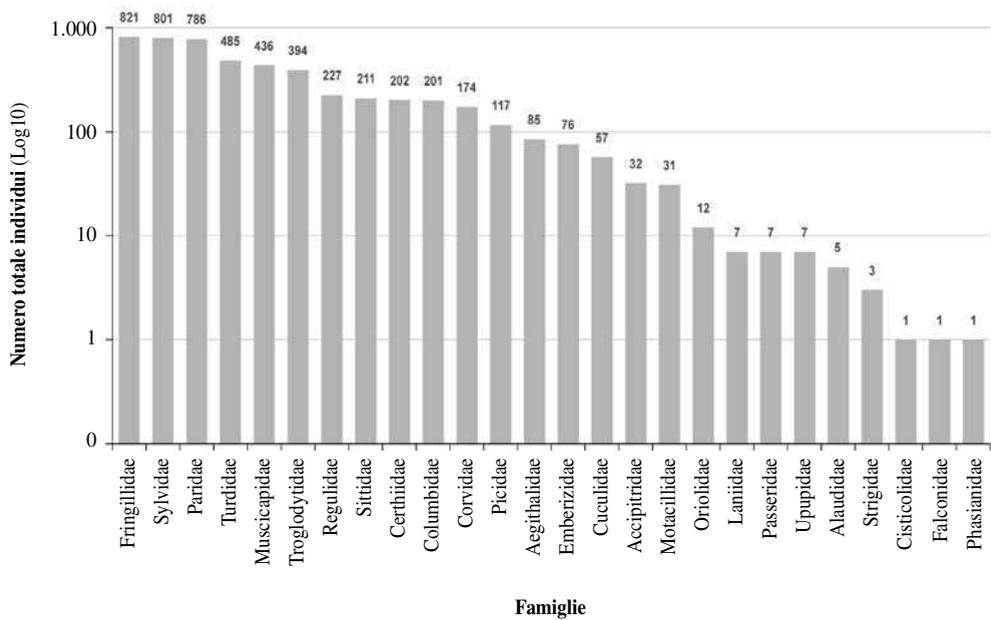


Figura 2. Numero totale di individui per famiglia della Griglia Principale di campionamento (GP) rilevate nel corso del periodo del campionamento (10/04/2016 - 19/06/2016) e delle due sessioni di indagine avifauna nidificante all'interno del Parco Nazionale dell'Aspromonte. I valori sull'asse delle ordinate sono rappresentati su scala logaritmica (base 10).

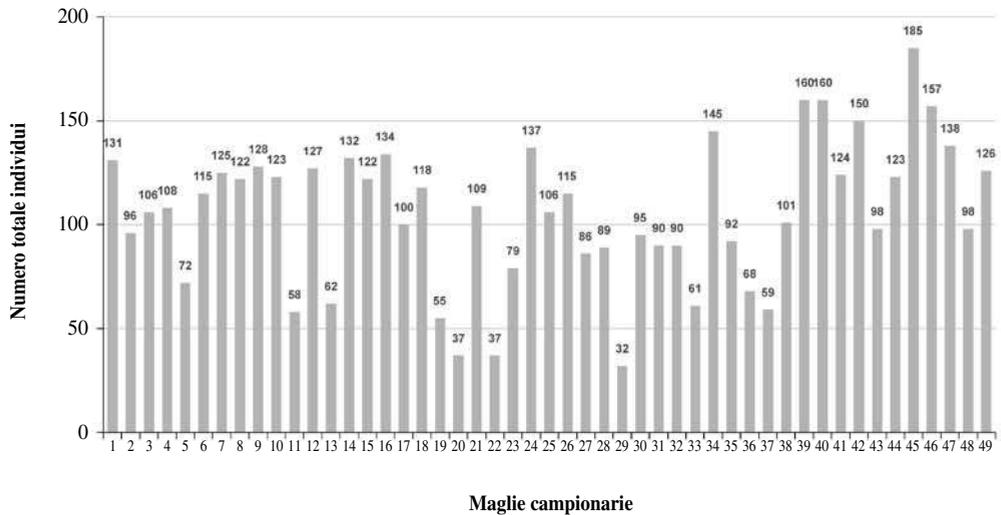


Figura 3. Numero totale di individui per maglia della Griglia Principale di campionamento (GP) rilevate nel corso del periodo del campionamento (10/04/2016 - 19/06/2016) e delle due sessioni di indagine avifauna nidificante all'interno del Parco Nazionale dell'Aspromonte.

tipicamente collegate all'habitat boschivo, sono state comunque inserite in check-list e conteggi finali essendo state rilevate in N = 2 settori differenti (*S. undata*, maglia n. 49; *L. arborea*, maglia n. 40) della porzione settentrionale del PNA. Le indagini, inoltre, hanno permesso di accertare la nidificazione di *Turdus philomelos* per la prima volta in provincia di Reggio Calabria (Storino *et al.*, 2017). I risultati ottenuti alla fine della prima stagione di campionamento, anche se parziali, confermano sia il valore naturalistico dell'area indagata sia come il costante monitoraggio delle comunità ornitiche possa rappresentare un valido strumento gestionale per l'Ente Parco.

BIBLIOGRAFIA

- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L., 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. OUP Oxford.
- Camerieri P., Caridi D., Crisafulli A., Spampinato G., 2002. La carta della vegetazione reale del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Italia meridionale). 97° Congresso Nazionale della Società Botanica Italiana. Lecce.
- Storino P., Martino G., Policastrese M., Muscianese E., Bevacqua D., Tralongo S., Siclari A., 2017. Prima nidificazione accertata di Tordo bottaccio *Turdus philomelos* nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Riv. ital. Orn., 87 (2): 45-47.

SVERNAMENTI DI POIANA CODABIANCA *Buteo rufinus rufinus* 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)

Abstract – Winterings of Long-legged Buzzard *Buteo rufinus rufinus* in the Lungo and Ripasottile Lakes Regional Nature Reserve (Latium, central Italy). During the winters of 2015-2016, 2016-2017, and 2017-2018 in the Lungo and Ripasottile Lakes Regional Nature Reserve (Province of Rieti) we recorded the winterings of one individual of Long-legged Buzzard, an irregular wintering species for Italy and for Latium, with twelve records to date in this region.

La Poiana codabianca *Buteo rufinus* è migratrice scarsa ma regolare, estivante irregolare e svernante irregolare in Italia, principalmente con la sottospecie nominale *B. r. rufinus*, nidificante a Pantelleria (TP) con la sottospecie *B. r. cirtensis* (Brichetti & Fracasso, 2013). Nel Lazio era ritenuta accidentale fino al 2009, con segnalazioni limitate alla provincia di Roma (Brunelli & Fraticelli, 2010a,b), mentre oggi è considerata migratrice irregolare (M. Brunelli com. pers.). La specie non è riportata nella check list della Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RNRLLR) (RI; Rossi *et al.*, 2006). La Poiana codabianca è inclusa nell'All. I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE ex 79/409/CEE) ed il suo stato di conservazione in Europa è recentemente passato da sfavorevole (SPEC 3, status “vulnerabile”; BirdLife International, 2004) a favorevole (Non-SPEC, status “in aumento”; Burfield *et al.*, submitted). Durante le stagioni invernali dal 2015-16 al 2017-18 abbiamo seguito ripetuti svernamenti di un individuo nella Zona di Protezione Speciale “Laghi Lungo e Ripasottile”, inclusa nella RNRLLR (12°51'E, 42°28'N). Per una descrizione dell'area rimandiamo a Di Carlo & Castiglia (1981), Bonomi *et al.* (1992) e AA.VV. (2009).

Tra 4 dicembre 2015 e 23 marzo 2016 abbiamo seguito lo svernamento di un individuo di Poiana codabianca della sottospecie nominale all'interno della RNRLLR. Successivamente un individuo è stato osservato tra 27 novembre 2016 e 29 gennaio 2017 e tra 25 ottobre 2017 e 5 febbraio 2018. In tutti e tre i periodi il rapace è stato segnalato mensilmente in una-cinque diverse date e sempre nella medesima zona ad E e a SE del Lago Lungo, caratterizzata da estesi coltivi ad erba medica e frumento, prati-pascoli, incolti, fragmiteti, canali e rade alberature a pioppi e salici. Lo home range, calcolato con il metodo del Minimo Poligono Convesso (Mohr, 1947), è risultato di circa 100 ha, sebbene di esso sia stata utilizzata prevalentemente la porzione meridionale di circa 30 ha, maggiormente interessata dalla presenza di fragmiteti, canali ed alti pioppi e salici spesso utilizzati come posatoi e probabilmente più ricca di prede e meno soggetta ad

interventi e disturbi antropici. La distanza di fuga dell'animale è aumentata da circa 50 m durante il primo inverno a circa 300 m nei successivi. Ciò ha reso difficile effettuare osservazioni accurate ed ottenere documentazioni fotografiche utili alla esatta determinazione dell'età dopo il primo inverno, durante il quale è stato invece possibile verificare che si trattava di un giovane. In seguito, in alcune occasioni, siamo però riusciti ad accertare che l'individuo presente non era un giovane. La poiana non è mai stata osservata durante le visite effettuate nel corso delle stagioni riproduttive intercorse o in altri periodi al di fuori di quelli indicati. Nello stesso sito abbiamo nuovamente osservato un individuo di Poiana codabianca il 13 e il 18 ottobre e il 4 novembre 2018.

Rarità della presenza, fedeltà al sito di svernamento, età maggiore dell'individuo e aumentata distanza di fuga dopo il primo inverno lasciano supporre che tutte le osservazioni riportate nella presente nota si riferiscano al medesimo individuo. La prima delle nostre osservazioni risulta essere la tredicesima nel Lazio e la prima in provincia di Rieti (Brunelli & Fraticelli, 2010b; M. Brunelli com. pers.) e nella RNRLLR (Rossi *et al.*, 2006). Quanto riportato, oltre che per l'interesse conservazionistico della specie, assume particolare rilevanza in quanto documenta i primi casi di svernamento della specie nel Lazio e alcuni dei pochi noti per l'Italia (Brichetti & Fracasso, 2013). Le osservazioni dell'autunno 2018 fanno ritenere probabile il quarto svernamento consecutivo.

Ringraziamenti – Ringraziamo Massimo Brunelli, Andrea Corso, Riccardo Molajoli, Stefano Sarrocco e Maurizio Sterpi per l'aiuto fornito.

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.
- 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., 2013. Ornitologia Italiana. Vol. 1 - Parte Terza: Pandionidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010a. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010b. Gli uccelli di comparsa accidentale nel Lazio: aggiornamento a tutto il 2009. Alula, 17 (1-2): 23-42.
- Burfield I. J. et al. (submitted). Birds in Europe 3: Species of European Conservation Concern.
- 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.
- Mohr C. O., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. Am. Midl. Nat., 37:223-249.
- 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.

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 all'indirizzo: referees@sropu.org

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 & 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 Regio-

nale Lago di Penne (Abruzzo). Riv. ital. Orn., 60 (1-2): 79-87.

- Libro: Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Capitolo di libro o Atti di convegno: Brunelli M., 2004: 45-49. Il Lanario, *Falco biarmicus*, e il Pellegrino, *Falco peregrinus*, nel Lazio. In: Corsetti L. (ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina, 174 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 in maiuscolo (Merlo, Averla piccola, Strillozzo...).

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 eventuali illustrazioni in china nera, vanno realizzati su carta bianca o lucida, formato massimo A4, grandi 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 25 (1-2) - 2018

INDICE

| | |
|---|-----|
| Battisti C. & Mandolini R. - La comunità ornitica nidificante in un settore residuale della Campagna Romana (corridoio tra le Riserve naturali "Valle dei Casali" e "Tenuta dei Massimi"; Roma, Italia centrale) | 1 |
| Borlenghi F., Cianconi M.M., Ranazzi L. & Sorace A. - Possibili interferenze di fattori meteorologici invernali sulla riproduzione dell'Aquila reale <i>Aquila chrysaetos</i> nell'Appennino centrale | 11 |
| Brichetti P. & Grattini N. - Distribuzione ed evoluzione delle popolazioni di Ortolano <i>Emberiza hortulana</i> nidificanti in Italia settentrionale nel periodo 1980-2017 | 19 |
| Condello E.G. - Revisione e aggiornamento delle conoscenze sulla presenza del Sacro <i>Falco cherrug</i> nel Lazio | 37 |
| Fracicelli F. - Considerazioni sulla popolazione urbana di Germano reale <i>Anas platyrhynchos</i> a Roma | 47 |
| Grattini N., Crema M., Novelli F., Nigrelli G., Mantovani C & Bellintani S. - Incremento numerico ed espansione territoriale delle popolazioni di Taccola <i>Corvus monedula</i> nidificanti in provincia di Mantova | 55 |
| Grosso G. & Battisti C. - Presenza di <i>Columba livia</i> forma domestica lungo mura di interesse storico: disponibilità, uso e selezione di siti e implicazioni gestionali | 61 |
| Gustin M., Cripezzi E., Giglio G., Pellegrino S.C., Visceglia M., Francione M. & Frassanito A.G. - Incremento della popolazione sinantropica e rurale di Grillaio <i>Falco naumanni</i> in Puglia e Basilicata | 67 |
| Martino G., Ciulla A., Siclari A. & Tralongo S. - La Coturnice <i>Alectoris graeca</i> nel Parco Nazionale dell'Aspromonte: prime indagini su status ed ecologia della specie e prospettive per il futuro | 75 |
| Muratore S., Monaco E., Piroli R. & Sorace A. - L'Avifauna nidificante in un mosaico agricolo dell'Italia centrale: la Riserva Naturale di Macchiatonda (Lazio) | 81 |
| Ramellini S. - Fenologia e biodiversità della comunità ornitica nel Monumento Naturale "Lago di Giulianello" (Lazio, Italia centrale) | 99 |
| Scarton F. & Valle R. - Monitoraggio quadriennale della popolazione di Pavoncella <i>Vanellus vanellus</i> nidificante in aree ad agricoltura intensiva del Veneto | 109 |

Brevi note

| | |
|---|-----|
| Angelici C. & Brunelli M. - Prima nidificazione di Airone guardabuoi <i>Bubulcus ibis</i> nella Riserva Naturale Regionale Nazzano Tevere-Farfa (Lazio) | 123 |
| Brunelli M., Bordignon L., Caladrella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G., & Visceglia M. - Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Italia. Anno 2018 | 125 |
| Brunelli M., Calvario E. & Sarrocco S. - Monitoraggio della popolazione di Cormorano <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i> nidificante nella ZPS Lago di Bolsena (Lazio) | 127 |
| Congi G. - Segnalazioni di probabili ibridi di <i>Corvus corone</i> x <i>Corvus cornix</i> in Calabria | 131 |
| Fracicelli F. & Tecchiato G. - Effetti della riduzione delle disponibilità trofiche sulla popolazione di Gabbiano reale <i>Larus michahellis</i> a Roma | 133 |
| Policastrese M., Muscianese E., Urso S., Pititto F.M., Siclari A., Tralongo S. & Storino P. - Accertata presenza di Picchio rosso mezzano <i>Dendrocopos medius</i> in provincia di Reggio Calabria | 136 |
| Purificato G. - Prime nidificazioni urbane di Gabbiano reale <i>Larus michahellis</i> nella provincia di Latina | 138 |
| Sestieri L. - Nidificazione invernale di Gabbiano reale <i>Larus michahellis</i> | 140 |
| Storino P., Rocca G. & Urso S. - La Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Calabria: prima nidificazione accertata in provincia di Cosenza | 141 |
| Storino P., Tralongo S., Martino G, Policastrese M., Bevacqua D., Muscianese E., Vena M. & Siclari A. - Primi dati sull'avifauna forestale nidificante nel Parco Nazionale dell'Aspromonte | 144 |
| Zanotti C., Peron C. & Cento M. - Svernamenti di Poiana codabianca <i>Buteo rufinus rufinus</i> nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale) | 148 |