

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Fulco Pratesi

VOLUME 32 (2) - 2025

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
Fabrizio Bulgarini
Enrico Calvario
Claudio Carere
Jacopo Giuseppe Cecere
Fulvio Fraticelli
Marco Gustin
Alessandro Montemaggiori
Vincenzo Penteriani
Tommaso Pizzari
Samuele Ramellini



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) - Alessandro Montemaggiori - Samuele Ramellini

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

Impaginazione/Editing: Monica Amadio

(p) ISSN 1126-8468

(e) ISSN 2975-1616

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME 32 (2) - 2025

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

EDITORIALE

Quando una parte diventa il tutto

Questo editoriale racconta una storia molto personale, chiedo quindi scusa in anticipo se può sembrare presuntuoso e probabilmente lo è. Superati i 70 è subentrato in forma difensiva l'orgoglio dell'età; io ho avuto modo di vederne tante, che poi le abbia messe a buon fine è un'altra storia. Vorrei descrivere una serie di eventi che hanno accompagnato la mia formazione giovanile e che, spero, si possano ripetere in forma aggiornata anche per le generazioni future, certo con esiti migliori dei miei. Avete mai avuto un *wunderkammer* con *mirabilia naturalia*? Per chi non lo sapesse, io l'ho saputo solo da adulto, il *wunderkammer* è il gabinetto delle meraviglie, una stanza adibita a contenere *mirabilia naturalia*, vale a dire reperti di origine naturale. Io non avevo una stanza, ma mezzo ripiano nel mobile delle scope sul terrazzino di cucina. Però avevo tante *mirabilia*, o almeno così erano per me. Un Maggiolino marmoreggiato *Polyphylla fullo* trovato a Piazza Mazzini a Roma, un cristallo di calcite, un pezzo di corteccia di Sughera *Quercus suber*, un barattolo con una Lucertola dei campi *Podarcis sicula* sotto alcol denaturato rosa, un erbario anche con foglie di prezzemolo e geranio, tutto, quando possibile, determinato ed etichettato. Il pezzo forte, però, era un Martin pescatore *Alcedo atthis* regalatomi da un cacciatore disonesto e fatto imbalsamare con le manette che mi dava mia nonna da uno dei famosi tassidermisti Fratelli Bertoni. Mettete da parte l'etica, erano gli anni '50 dello scorso secolo, nel dopoguerra non l'avevano ancora inventata. Tutto sotto il coordinamento di Pietro Zangheri che dalle pagine di "Il Naturalista esploratore raccoglitore preparatore", pubblicato da Hoepli nel 1952, consigliava, proponeva, istruiva e faceva sognare spedizioni naturalistiche in siti selvaggi. Avrò avuto otto o nove anni quando trovai questo libro fondamentale in un posto magico, l'angolo a sinistra in fondo a un corridoio cieco al piano interrato della libreria Hoepli della Galleria Colonna, ora Galleria Alberto Sordi. Il mio sito selvaggio di raccolte naturalistiche era via di Santa Cornelia alle porte della capitale, a quei tempi archetipo di campagna romana. Abitando nel quartiere Prati, mio padre, quando libero dal lavoro, mi portava in breve tempo in quella fonte di *mirabilia* con la nostra Topolino giardinetta. Per le determinazioni era un grande problema, prima non esistevano guide di riconoscimento, poi lentamente sono comparse la "Guida degli Uccelli d'Europa" di Peterson, Mountfort e Hollom edizioni Labor nel 1958, "La Fauna", il meraviglioso terzo volume della serie Conosci l'Italia del Touring Club nel 1959, l'"Enciclopedia Motta di Scienze Naturali" con i cinque volumi di zoologia nel 1960. Era una grande fatica, ma se non altro provavo a dare un nome alle varie tessere di quel puzzle che andava lentamente a rappresentare una biocenosi. Ora tutto è cambiato, ci sono sbalorditivi strumenti tecnologici, come ad esempio il binocolo Swarovski AX Visio, che, grazie all'intelligenza artificiale, determina la specie osservata. Questi strumenti hanno però l'in-

valicabile limite di decontestualizzare l'osservazione. Il fine, anzi l'anelato verdetto, è solo un nome e niente più. E qui sta il problema, la parte diventa il tutto. Sapere il nome di quella specie di uccello che abbiamo di fronte è la parte, inquadrarlo in un contesto ecologico è il tutto. E per comprendere il tutto bisognerebbe avere un "approccio naturalistico", certo di tipo ottocentesco, ma fondamentale. Bisognerebbe avere un *wunderkammer* mentale che possa permettere d'inquadrare una Cinciallegra nella biocenosi che la circonda con le larve primaverili di *Tortrix viridiana*, con le foglie di *Quercus cerris* che si sbrigano a produrre tannini per difendersi, con le grasse larve di *Curculio glandium* all'interno delle ghiande, con l'acaro *Dermanyssus gallinae* che succhia il sangue ai pulli nei nidi, con ... mi fermo perché non è possibile mettere la parola fine. Specializziamoci, anzi diventiamo dei super esperti che sanno riconoscere al volo un *Muscicapa striata striata* da un *Muscicapa (striata) tyrrhenica*, ma ricordiamoci sempre che intorno c'è una infinita *mirabilia naturalia* e che senza questa il nostro meraviglioso Pigliamosche non potrebbe neppure esistere.

FULVIO FRATICELLI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Roma, Italy.
e-mail: f_fraticelli@hotmail.com

SULLO SVERNAMENTO DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN LOMBARDIA (2000-2025)

LUCIO BORDIGNON, IVANO ADAMI, PIERFRANCESCO CORUZZI, LUIGI PAGANI, LUCA RAVIZZA,
BASSANO RIBONI & NUNZIO GRATTINI

*G.L.I.Ci.Ne. (Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera) lucio.bordignon@gmail.com

Abstract – About the wintering of the Black Stork *Ciconia nigra* in Lombardy (2000-2025).

This study analyses Black Stork sightings in Lombardy during the winter period from 2000 to 2025. In the provinces of Cremona, Lecco, Mantua, and Pavia, the species is considered an irregular wintering visitor, with a marked increase observed since 2020. These new data suggest that the rise in observations may have been facilitated by ongoing climate change, undoubtedly linked to the milder winter conditions in the Po Plain. These conditions no longer involve frozen or snow-covered ground, nor persistent ice on water surfaces, allowing Black Storks to continue feeding regularly. Since 2020, the regional wintering population can be estimated at a minimum of 5–10 individuals.

Key words - Black stork wintering, Lombardy, northern Italy.

Riassunto – In questo lavoro vengono analizzate le segnalazioni di Cicogna nera in Lombardia nel periodo invernale 2000-2025. Nelle province di Cremona, Lecco, Mantova, Pavia la specie viene considerata svernante irregolare con un aumento deciso a partire dal 2020. Questi nuovi dati fanno supporre che l'aumento di osservazioni può essere stato favorito dai cambiamenti climatici in atto indubbiamente legate al mitigamento invernale del clima in pianura, che non comporta più gelo e neve sul terreno, né ghiaccio persistente sulle superfici acquatiche consentendo alle Cicogne nere di continuare ad alimentarsi regolarmente. La popolazione svernante regionale a partire dal 2020 può essere stimata in almeno 5-10 individui.

Parole chiave – Svernamento, Cicogna nera, Lombardia, nord Italia.

INTRODUZIONE

La Cicogna nera *Ciconia nigra*, è specie monotipica a distribuzione paleartico-a-frotropicale (Boano & Brichetti, 1989). La popolazione nidificante in Europa risulta in incremento e viene stimata in 10.100– 16.200 coppie (Burfield *et al.*, 2023). La maggior parte delle popolazioni di questa specie sono completamente migratrici (del Hoyo *et al.*, 1992), anche se alcune popolazioni che si riproducono in Europa (ad esempio in Spagna) e nel Sud Africa sono parzialmente sedentarie (Cramp & Simmons, 1977; del Hoyo *et al.*, 1992). La maggioranza dei soggetti segnalati in Italia risulta inanellata in Repubblica Ceca e Germania con singoli dati rispettivamente da Polonia e Slovacchia (Spina & Volponi, 2009).

In Italia è specie migratrice nidificante di recente immigrazione con i primi casi accertati in Piemonte e Calabria nel 1994 (Fraissinet *et al.*, 2018). Attualmente nidifica in 7 regioni (Basilicata, Calabria, Campania, Lazio, Molise, Piemonte, Puglia con più di 40 coppie (Brunelli *et al.*, 2024).

La specie durante i periodi migratori transita con modalità e consistenze diverse sul territorio nazionale (Bordignon & Brunelli, 2005; Brunelli *et al.*, 2023). Svernante rara ma apparentemente regolare nell'ultimo decennio (Brichetti & Fracasso,

2018; Brunelli *et al.*, 2023). In Lombardia a inizio anni 2000 è nota una sola segnalazione presso Orio Litta nel Lodigiano di un individuo il 21/12/2003, attribuibile a un migratore precoce o tardivo (Bordignon & Mastrorilli, 2004); negli anni successivi la specie viene invece considerata a livello regionale svernante rara ma regolare (Longoni *et al.*, 2014; Aletti *et al.*, 2022).

Si nutre in corsi d'acqua poco profondi, stagni, paludi (del Hoyo *et al.*, 1992), zone paludose (Snow & Perrins, 1998), prati umidi (Hancock *et al.*, 1992), pianure alluvionali, stagni in letti di fiumi asciutti e occasionalmente in praterie (del Hoyo *et al.*, 1992).

Le minacce principali per questa specie sono rappresentate dal degrado degli habitat sia in Europa che nelle regioni di svernamento africane, dove molte di queste aree sono ulteriormente minacciate dalla conversione e dall'intensificazione agricola, dalla desertificazione e dall'inquinamento causato dalla concentrazione di pesticidi e altre sostanze chimiche (Hancock *et al.*, 1992; del Hoyo *et al.*, 1992).

Lo scopo del presente lavoro è quello di aggiornare la fenologia della Cicogna nera in Lombardia, considerato che l'ultima ricerca copriva un ampio spazio temporale dal 1829-2001 ed era estesa a tutto l'arco dell'anno (Bordignon & Mastrorilli, 2004). La presente indagine analizza i dati esclusivamente invernali dal 2000 al 2025, ma soprattutto, relativi al periodo 2023/24 e 2024/25, con particolare riferimento alla provincia di Lodi, che pare essere, perlomeno alla luce dei dati raccolti, la più vocata per lo svernamento in Lombardia.

AREA DI STUDIO

La superficie della Lombardia si divide quasi equamente tra pianura (che rappresenta circa il 47% del territorio) e le zone montuose (che ne rappresentano il 41%). Il restante 12% della regione è collinare. Sotto l'aspetto morfologico la regione viene divisa in cinque aree: alpina (Alpi Lepontine e Retiche), prealpina (Alpi Orobie e Prealpi Lombarde), alta pianura (Varesotto, Brianza, Monzese, Milanese, Cremasco, Bassa Bergamasca, Franciacorta, Bassa Bresciana, Alto Mantovano), bassa pianura (Lomellina, Pianura Padana, Oltrepò Mantovano), appenninica (Oltrepò Pavese). La regione è attraversata da decine di fiumi (tra cui il Po,) ed è bagnata da centinaia di laghi di origine naturale e artificiale. I massicci principali sono il Bernina (4049 m), il Disgrazia (3678 m), l'Ortles (3905 m) e l'Adamello (3555 m), nelle Alpi Retiche; il Pizzo Coca (3053 m), nelle Alpi Orobie; il Pizzo del Diavolo di Tenda (2915 m), nelle Prealpi e il Monte Lesima (1724 m), nell'Oltrepò Pavese. Raggiunge il punto più elevato con la Punta Perrucchetti (4020 m), appartenente al Bernina. Le principali valli sono la Val Camonica, la Val Trompia, la Val Sabbia, la Valtellina, la Val Seriana, la Val Brembana, la Valsassina, e la Valassina.

Il clima della Lombardia, per quanto determinabile di tipo temperato umido con estate calda, si presenta molto variegato a causa delle diverse conformazioni naturali presenti sul territorio: montagne, colline, laghi e pianure.

In genere le stagioni estive in pianura sono afose (a causa della molta umidità)

e calde. La continentalità fa sì che la media delle temperature massime nel mese di luglio sia di 29 °C. In base alle medie degli ultimi 30 anni, le temperature invernali sono generalmente comprese fra un minimo di -2 °C in gennaio e un massimo di 13 °C in marzo, con precipitazioni contenute.

In montagna il clima è tipicamente alpino con estati fresche, abbondanti precipitazioni e inverni lunghi, rigidi e poco piovosi. La Pianura Padana, a causa dello sbarramento alpino a nord e dell'Appennino a sud è una delle zone meno ventilate d'Italia. La neve, abbondante sui rilievi, cade ma non sistematicamente anche in pianura, essendo la temperatura media minima in gennaio di -1 °C.

METODI

Il periodo analizzato in questa indagine è compreso dal 2000 al 2025, con particolare attenzione agli inverni 2023-2025, in un arco temporale compreso da inizio dicembre-fine febbraio dove in Pianura Padana, non sono noti movimenti migratori della specie (Bordignon & Brunelli, 2005). I dati sono stati raccolti quasi totalmente dagli Autori integrati da alcune informazioni bibliografiche o inedite di ornitologi e birdwatcher che hanno frequentato il territorio regionale, nonché tratti dalla piattaforma ornitologica *ornitho.it*. Nella provincia di Lodi dall'inverno 2024/25, vista l'importanza dell'argomento, si è deciso di effettuare un monitoraggio regolare da ottobre a marzo, impostando una ricerca specifica e continua che ha coinvolto più osservatori effettuando 32 uscite.

RISULTATI

Di seguito vengono elencate le province della Lombardia con la relativa fenologia e i dati riferiti al periodo invernale compreso tra il 2000-2025.

Bergamo: in provincia non ci sono osservazioni in periodo invernale (Bassi e GOB, com. pers.; www.ornitho.it).

Brescia: non sono note osservazioni invernali nella provincia (Brichetti & Gargioni, 2016; Vezzoli *et al*, 2021; Gargioni, com. pers.).

Como: non sono note osservazioni invernali nella provincia (Bazzi *et al.*, 2020; Bonvicini e CROS, com. pers.).

Cremona: in provincia la specie è svernata irregolare con le maggiori osservazioni rilevate in particolare a partire dal 2015 lungo l'asta del fiume Po (Balbo & Grattini, 2021; Balbo e Mantovani, com. pers.).

Lecco: non sono note osservazioni invernali nella provincia (Bazzi *et al.*, 2020; Bonvicini e CROS, com. pers.).

Lodi: la prima osservazione in provincia fu registrata presso Orio Litta il 21/12/2003 (Bordignon & Mastroiilli, 2004; Riboni, oss. pers.). Mentre dall'inverno 2019/2020 nell'area si sono verificate le prime osservazioni che si sono protratte regolarmente sino al 2024-2025 (Tab. 1).

Tabella 1. Individui presenti in provincia di Lodi negli inverni dal 2019-20 al 2024-25.

Inverni	N. individui	Presenza roost	Età
2019-20	1	sconosciuto	adulto
2020-21	1	sconosciuto	adulto
2021-22	3	sconosciuto	adulti
2022-23	5	sconosciuto	adulti
2023-24	5	sconosciuto	adulti
2024-25	7	sì	6 adulti, 1 giovane

Nel periodo invernale 2024/25 è stato rilevato un dormitorio frequentato regolarmente da 4 individui presso Bargano composto da un boschetto che si sviluppa lungo un canale irriguo, largo un paio di metri, con acqua debolmente corrente, precisamente in un'ansa, dove c'è una superficie di circa 1.000² di suolo non coltivato che è stato occupato da un boschetto costituito da *Populus nigra*, contornato da qualche cespuglio. Nel boschetto è presente una colonia di Airone cenerino *Ardea cinerea*, con una trentina di nidi. La zona è ubicata in aperta campagna, confinante con un'area vietata alla caccia (sulla riva opposta). In questo sito le prime cicogne nere sono state avvistate a metà novembre 2024 e le ultime presenze il 31 marzo 2025.

Sempre nell'inverno 2024-2025 un secondo dormitorio frequentato regolarmente da 3 individui è stato localizzato in comune di Brembio ed è composto da un doppio filare di alberi lungo circa 150 metri, che si sviluppa su entrambi i lati di un piccolo rigagnolo con acqua corrente a basso fondale. La strada più vicina, con scarso traffico veicolare dista un centinaio di metri (Adami e Pagani, oss. pers.).

Nei giorni tra la fine di febbraio e inizio marzo 2025, circa la metà delle piante che costituivano il dormitorio sono state abbattute: non è stato possibile verificare se le cicogne abbiano abbandonato l'area per tale motivo o si siano spostate in aree limitrofe. Nel comprensorio di Brembio le prime cicogne sono state avvistate il 27 ottobre 2024 e le ultime il 12 marzo 2025. La distanza tra i due dormitori è di 9 km circa. Le Cicogne nere raggiungevano i due roost, quasi a buio, in relazione al fotoperiodo e alle condizioni meteorologiche. In entrambi i dormitori sotto le fronde degli alberi occupati dalle Cicogne nere, scorreva l'acqua e ciò potrebbe essere uno dei fattori determinanti per la scelta del sito (Adami e Pagani, oss. pers.).

Nei due siti le cicogne si alimentavano nei canali irrigui con acqua corrente o nei piccoli canaletti laterali che presentavano piccole pozze d'acqua. Nei prati coltivati frequentemente le cicogne sono state associate in alimentazione o posate insieme a *Ardea cinerea*, *Bubulcus ibis*, *Egretta garzetta* e *Threskiornis aethiopicus*.

Mantova: svernante irregolare (Grattini *et al.*, 2016: Grattini & Pavesi, oss. pers.). La prima osservazione in provincia risale al 1° dicembre 2024 presso Ostiglia (Longhi, com. pers.): attualmente sono note 9 segnalazioni sino a gennaio 2025: 4 in gennaio e 5 in dicembre (78% rilevate a margine o lungo il fiume Po).

Milano: occasionali recenti osservazioni nel periodo 2020-2024 (Casale e Rubolini, com. pers., www.ornitho.it).

Monza/Brianza: non sono note osservazioni invernali (Bonvicini e CROS com. pers.).

Pavia: svernante irregolare in provincia (Conca *et al.*, 2015; Conca, 2017; Ferlini, com.pers.).

Sondrio: in provincia non ci sono osservazioni in periodo invernale (Bassi, com. pers.; www.ornitho.it).

Varese: in provincia non ci sono osservazioni note in periodo invernale (Aletti & Carabella, 2015; Aletti, 2021; Aletti, com. pers.).

DISCUSSIONE

Dopo la prima analisi nel periodo compreso dal 1829 al 2001 dove la specie non svernava in Lombardia, si è assistito recentemente ad un aumento di segnalazioni di Cicogne nere con una popolazione stimata nel periodo 2020-2025 in 5-10 individui. La maggioranza delle osservazioni riguardano il territorio pianeggiante compreso tra le province di Cremona, Mantova e Pavia e, in particolare Lodi (Fig. 1), dove la specie è considerata svernante irregolare. Di rilevante importanza risultano i due roost notturni rilevati nel Lodigiano, fenomeno ancora sconosciuto per quanto riguarda la Pianura Padana, anche se recentemente ne è stato osservato uno in Calabria durante il periodo post-riproduttivo (Congi, 2025).



Figura 1. Individuo svernante in provincia di Lodi (Foto di Ivano Adami).

Questa nuova situazione verificata in Lombardia, cioè la frequentazione invernale di aree agricole coltivate e pianeggianti, costituite da ambienti molto semplificati, apre uno scenario nuovo nel panorama della specie che potrebbe portare la Pianura

Padana a diventare una importante area di svernamento in Italia. La provincia di Lodi, pare essere, perlomeno alla luce dei dati raccolti, la più vocata per lo svernamento in Lombardia.

L'intenzione futura è quella di monitorare l'evoluzione ed il trend anche negli inverni successivi per comprendere meglio se il fenomeno sia stato favorito dai cambiamenti climatici in atto da alcuni decenni, causa apparente se considerato che Bordignon & Mastrorilli (2004) non avevano riscontrato alcun caso certo di svernamento. Tuttavia, vi è un particolare fattore che potrebbe avere contribuito alla presenza invernale delle cicogne ovvero la presenza di acqua nei canali di irrigazione (minimo vitale), misura virtuosa che non sempre viene attuata ovunque nel resto della Pianura, lasciando spesso i canali in secca. Anche l'incremento del numero di osservatori rispetto al passato ha contribuito notevolmente al miglioramento delle conoscenze sulla Cicogna nera, permettendo inoltre di meglio definire alcuni aspetti sull'ecologia in periodo invernale.

Ringraziamenti. Per le informazioni ricevute ringraziamo: Roberto Aletti, Simone Balbo, Gaia Bazzi, Fabio Casale, Flavio Ferlini, Arturo Gargioni, Sergio Mantovani, Federico Novelli, Alessandro Pavesi, Diego Rubolini. Un particolare ringraziamento a Piero Bonvicini e al (CROS) Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta Varenna e a Enrico Bassi e al (GOB) Gruppo Ornitologico Bergamasco.

BIBLIOGRAFIA

- Aletti R., 2021. Lista degli Uccelli della provincia di Varese aggiornata al 2020. <https://gruppoinsubrico.com/hotspot-e-avifauna/>
- 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.
- Aletti R., Brichetti P., Gargioni A. & Grattini N., 2022. Checklist degli uccelli della Lombardia aggiornata al dicembre 2021. BOL, Bollettino Ornitologico Lombardo online 4/1: 332.
- Balbo S. & Grattini N., 2021. Gli uccelli della fascia fluviale del Po delle province di Cremona-Mantova. (Lombardia, Italia settentrionale). Natura Bresciana, 44: 5-18.
- Bazzi G., Bonvicini P., Brembilla R. & Viganò E., 2020. Gli Uccelli delle Province di Como e di Lecco. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna - Museo Ornitologico Scanagatta, Varenna.
- Boano G. & Brichetti P., 1989. Proposta per una classificazione corologica per l'avifauna italiana. I. Non Passeriformi. Rivista Italiana di Ornitologia, 59: 141-158. 1.
- Bordignon L., 1995. Prima nidificazione di Cicogna nera, *Ciconia nigra*, in Italia. Rivista Italiana di Ornitologia, 64: 106-116.
- Bordignon L. & Mastrorilli M., 2004. La Cicogna nera *Ciconia nigra* in Lombardia. *Picus* 30: 5-18.
- Bordignon L. & Brunelli M., 2005. Conclusioni. In: Bordignon (a cura di). La cicogna nera in Italia. Parco Naturale del Monte Fenera. Tipolitografia di Borgosesia: 172-173.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Vol. 1. *Anatidae-Alcidae*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brichetti P. & Gargioni A., 2016. Check-list degli uccelli della provincia di Brescia (Lombardia). Aggiornata al dicembre 2016. Natura Bresciana, 40: 87-100.
- Brunelli M., Marrese M., Azzolini M., Bordignon L., Caldarella M., Cianchi F., Cusmano A., Do-

- vere B., Fraissinet M., Giacchini P., Giordano A., Grattini N., Grussu M., Laurenti S., Norante N., Pedrini P., Rassati G., Ridente D., Sorrentino A., Tinarelli R., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2023. Migration and wintering of the Black Stork *Ciconia nigra* in Italy (2005–2022). Brambilla M., Martinoli A. (Eds.) 2023. CISO - A copy of this document can be obtained at <https://doi.org/10.5281/zenodo.8278566>.
- Brunelli M., Bigu B., Bordignon L., Caldarella M., Cattaneo G., Congi G., Di Nucci S., Dovere B. Errico D., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Pucci M., Rocca G., Sorrentino A., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2024. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2024 Alula, 31(2): 47-48 <https://doi.org/10.60990/alula.2024.22>
 - Burfield I.J., Rutherford C.A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R.W., Balman M., Evans M.I. & Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International, 33: 66, 1–11.
 - Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere, Latina, “le scienze” (28).
 - Conca G., Ferlini F. & Vigo E., 2015. Check-list degli uccelli della provincia di Pavia (Aggiornata al 31 dicembre 2014). Gli Uccelli d'Italia, XL: 117-138.
 - Congi G., 2025. Monitoraggio di roost di Cicogna nera *Ciconia nigra* durante la migrazione post-riproduttiva all'interno della ZPS Sila Grande (Appennino calabro) – sud Italia. Alula, 32 (1): 76-79. <https://doi.org/10.60990/alula.2025.09>
 - 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. Rivista Italiana di Ornitologia, 88 (1): 15-22.
 - Grattini N., Novelli F. & Bellintani S., 2016. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). Aggiunte a tutto il 2015. Natura Bresciana, 40: 101-118.
 - Hancock, J. A.; Kushlan, J. A.; Kahl, M. P., 1992. Storks, ibises and spoonbills of the world. Academic Press, London.
 - Hockey P.A.R., Dean W.R.J. & Ryan P.G., 2005. Roberts birds of southern Africa. Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund, Cape Town, South Africa.
 - Longoni V., Rubolini D., Pinoli G. & Fasola M., 2014. I censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Regione Lombardia, 2002 - 2013. Regione Lombardia, Milano.
 - Snow D.W., Perrins C.M., 1998. The Birds of the Western Palearctic, Volume 1: Non-Passerines. Oxford University Press, Oxford.
 - Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma.
 - Vezzoli D., Bricchetti P., Forlani E., Gargioni A., Sottile F., Trotti P. (Editors), 2021. Atlante degli uccelli presenti in inverno in Provincia di Brescia (Lombardia). Inverni 2012/2013 – 2018/2019. Monografie n. 33 di Natura Bresciana. Mus. Civ. Sc. Nat., Brescia.

IL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* NELLA RISERVA NATURALE STATALE LITORALE ROMANO IN DIECI ANNI DI MONITORAGGIO (2014 - 2023)

FABIO BORLENGHI¹, MARINA M. CIANCONI², UMBERTO DE GIACOMO³
ALESSIA DE LORENZIS⁴ & ALBERTO SORACE⁵

¹ ALTURA - borlenghifabio@gmail.com

² ALTURA - marina.cianconi@tiscali.it

³ ALTURA - umberto.degiacomo@tiscali.it

⁴ LIPU - oasi.casteldiguido@lipu.it

⁵ ISPRA - alberto.sorace@isprambiente.it

Dedicato a Michele Panuccio

Abstract - The Black Kite *Milvus migrans* in the Litorale Romano State Nature Reserve in ten years of monitoring (2014 - 2023). This study investigates the ten-year trend (2014–2023) of the breeding population of the Black Kite *Milvus migrans* in Castel di Guido area (Rome), within the Litorale Romano State Nature Reserve. At the local scale, the species exhibited a reproductive behavior influenced by the presence of the Malagrotta landfill, which was closed in 2013. Monitoring activities led to the identification of 22 nesting sites, distinguishing between isolated pairs (NND > 700 m) and those in aggregated “colony” configurations (NND < 700 m), with a significant preference for north-facing nesting sites. Reproductive parameters (breeding success, productivity, and fledging rate) remained globally stable throughout the study period. However, compared to the phase during which the landfill was operational, a reduction in potential productivity was observed, likely due to decreased trophic availability. The closure of the landfill resulted in a clear shift in the species’ spatial and reproductive ecology, although no contraction in the number of breeding pairs was detected.

Finally, the study emphasizes the key role of traditional pastoral practices specifically, the extensive grazing of Maremma cattle in preserving the open and semi-natural habitats essential to the species’ ecology.

Key words - Black kite, municipality of Rome, breeding performance, nest site preference.

Riassunto - Lo studio analizza l’andamento decennale (2014–2023) della popolazione nidificante di Nibbio bruno *Milvus migrans* nell’area di Castel di Guido (Roma), all’interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano. La specie ha mostrato in contesto locale un comportamento riproduttivo influenzato dalla presenza della discarica di Malagrotta, chiusa nel 2013. Nel corso del monitoraggio sono stati individuati 22 siti riproduttivi, distinguendo tra coppie in configurazione isolata (NND > 700 m) e quelle in configurazione “colony” (NND < 700 m). La specie ha mostrato una preferenza significativa per le esposizioni settentrionali dei siti occupati. I parametri riproduttivi sono risultati stabili lungo il periodo analizzato; tuttavia, rispetto al periodo di attività della discarica, è stata rilevata una diminuzione della produttività a causa della ridotta disponibilità trofica. I risultati evidenziano come la chiusura della discarica abbia comportato un mutamento nell’ecologia spaziale e riproduttiva della specie, ma non ha determinato una contrazione del numero delle coppie.

Si sottolinea infine il ruolo fondamentale della gestione pastorale tradizionale (allevamento di bovini maremmani) nella conservazione degli habitat aperti, fondamentali per l’ecologia della specie.

Parole chiave - Nibbio bruno, comune di Roma, parametri riproduttivi, scelta dei siti di nidificazione.

INTRODUZIONE

Il Nibbio bruno *Milvus migrans* è fra i rapaci più abbondanti del mondo (Ferguson-Lees & Christie 2010); inserito in Allegato I della Direttiva 2009/147/CE, tuttavia in Europa la sua popolazione non è considerata attualmente in declino essendo classificato Non-SPEC (Burfield *et al.*, 2023). Nella lista rossa italiana la specie è classificata a Minor preoccupazione (LC) (Gustin *et al.*, 2021).

Nella regione Lazio la specie è presente con una popolazione riproduttiva stimata in 77-117 coppie (Guerrieri & De Giacomo 2012). I primi accertamenti della presenza di Nibbio bruno nidificante nell'area in esame risalgono ai primi anni '90 con una stima di 3-5 coppie nidificanti (Borlenghi, oss. pers.); una quindicina di anni prima era stata accertata la nidificazione della specie in una zona limitrofa (Petretti, 1976). Successivamente, negli anni 2000, su iniziativa dell'Oasi Lipu Castel di Guido, si è avviata un'attività di monitoraggio sistematica che ha portato al rilevamento di 7 coppie certe nidificanti nel 2003 (Cecere & Ricci, 2003) mentre negli anni successivi tale numero è salito progressivamente fino ad arrivare negli anni precedenti al presente studio a una stima della popolazione di 10-13 coppie (Valori *et al.*, 2009; Borlenghi, oss. pers.). Tale aumento si ritiene dovuto in parte a quello effettivo delle coppie di nibbi bruni e in parte al progredire delle conoscenze di campo.

A ridosso di Roma, nel quadrante sud-occidentale, sono presenti altre tre colonie ubicate in altrettante riserve naturali (Castelporziano, Decima Malafede e Tenuta dei Massimi). Anche questi tre nuclei sono oggetto di monitoraggio e studio da diversi anni a questa parte (Battisti & Cignini, 1997; Battisti *et al.*, 2001, 2003; Borlenghi, 1996; De Giacomo *et al.*, 1999, 2004; Guerrieri *et al.*, 2009; Sorace *et al.*, 2018).

Il Nibbio bruno è un rapace la cui alimentazione spazia coprendo un'ampia varietà di prede, in particolare si nutre di mammiferi, uccelli, rettili, anfibi, pesci, insetti ed anche carogne e rifiuti (De Giacomo *et al.*, 1993). A proposito di questi ultimi, l'abitudine ad utilizzare le discariche da parte del Nibbio bruno è cosa nota da tempo (Donazar, 1992; Blanco, 1997; Kabouche & Vetrux, 1999) e la Discarica di Malagrotta aveva dimostrato di rivestire importanza nel sostentamento trofico della popolazione romana della specie (Panuccio, 2005; De Giacomo & Guerrieri, 2008; Castaldi & Guerrieri, 2009).

Già da una superficiale analisi del territorio era ipotizzabile che la Discarica di Malagrotta rappresentasse una sostanziale risorsa trofica per le colonie di Nibbio bruno sopra elencate, tenuto conto che, dal 1985 a settembre 2013, la discarica ha accolto oltre 5000 tonnellate di rifiuti al giorno, rifiuti organici e non. In particolare il sito di Malagrotta dista 4,5 km dalla zona centrale della colonia di Castel di Guido. Date le abitudini opportuniste della specie e vista la vicinanza ai siti riproduttivi, la colonia di Castel di Guido ha usufruito in quegli anni, in modo importante, della più grande discarica d'Europa tanto da far ipotizzare si trattasse, se non dell'unica, della principale fonte di cibo. Come da abitudine della specie è frequente rinvenire anche materiale di origine antropica, in questo caso reperito tra i rifiuti, nella realizzazione strutturale dei nidi (Sergio *et al.*, 2011; Jagiello *et al.*, 2023) che spesso mostrano la

presenza anche di plastica, materiale purtroppo potenzialmente dannoso, soprattutto se ricondotto alle sue micro o nano componenti. In questo contesto generale la chiusura della Discarica di Malagrotta poteva essere un fattore negativo con ricadute sul numero di coppie e/o sugli esiti riproduttivi delle stesse.

Considerando che la Riserva Naturale del Litorale Romano ricalca i confini di una Important Bird Area (IBA Riserva Litorale Romano) che necessita di un monitoraggio continuativo delle specie in Allegato I della Direttiva Uccelli, negli anni successivi alla chiusura della discarica la Lipu ha ritenuto importante monitorare la popolazione locale di Nibbio bruno. I risultati ottenuti sono riportati in questo contributo.

AREA DI STUDI E METODI

L'area di studio coincide in parte con la ZSC IT6030025 “Macchiagrande di Ponte Galeria” (Lazio) estendendosi per circa 15 km² (Fig.1) all'interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano. Internamente all'area di studio sono presenti un'Azienda agricola gestita dal Comune di Roma e l'Oasi Lipu Castel di Guido. I confini dell'area di studio ricalcano i limiti dei monitoraggi svolti negli anni precedenti.



Figura 1. L'area di studio è situata nella periferia occidentale della città di Roma, a breve distanza dalla ex-discarica di Malagrotta (angolo in basso a destra), area di foraggiamento principale dei Nibbi bruni fino al 2013.

L'area comprende tratti di campagna e zone boscate nel comune di Roma, a circa 8 km dal GRA della città, con presenza di vegetazione spontanea erbacea, arbustiva e cespugliosa prevalentemente di tipo mediterraneo unitamente alla cosiddetta “macchia alta” caratterizzata da una dominanza di Roverella *Quercus pubescens* e Leccio

Q. ilex; laddove il microclima risulta più fresco, in un'alternanza di valli e impluvi, sono presenti fitti boschi di Cerro *Q. cerris* e Farnetto *Q. frainetto* (Bartolucci & De Lorenzis, 2004). La massima quota altimetrica è di 71m s.l.m.. Negli anni sono stati fatti vari rimboschimenti, anche con specie di conifere alloctone, che hanno in parte depauperato la presenza di aree aperte funzionali all'ecologia degli uccelli rapaci. Nell'area è presente un nutrito pascolo bovino di mucche maremmane, suddiviso in 3-4 nuclei distinti.

A circa 5km più a est dal centro dell'area di studio, fino al 2013, era attiva la discarica di Malagrotta, la più grande d'Europa, dove sistematicamente i nibbi bruni andavano ad alimentarsi.

Nella metodologia utilizzata per il monitoraggio sono state previste quattro fasi temporali in funzione delle fasi del ciclo riproduttivo della specie in esame:

1. ultima decade di marzo - mese di aprile: rilevamento delle coppie territoriali in procinto di deporre (display territoriali, vocalizzazioni, apporto rami al nido, copula);
2. mesi di maggio e giugno: rilevamento delle coppie in corso di nidificazione ed eventuali primi involi (comportamento attivo al nido se visibile o presso la porzione di bosco ospitante il nido; osservazione presso il sito dei giovani dell'anno);
3. mese di luglio: rilevamento degli involi dei giovani (osservazione presso il sito dei giovani dell'anno posati e/o in volo);
4. ultima settimana di luglio-prima decade di agosto: rilevamento di eventuale roost pre-migratorio (conteggio serale degli individui in arrivo al roost).

Considerando la non visibilità di quasi tutti i nidi attivi nel periodo estivo nei giorni prossimi all'involto, il numero di giovani involati riportato nello studio è da considerarsi una stima in quanto l'unico strumento per il loro censimento è stata l'osservazione di essi nei primi giorni di volo nei pressi del sito riproduttivo.

Nel periodo della ricerca (2014-2023) sono state effettuate 221 uscite di campo nell'area di studio per un totale di 745 ore (marzo-agosto). I parametri riproduttivi della produttività (giovani involati/coppie controllate), del successo riproduttivo (giovani involati/coppie in deposizione) e del tasso d'involto (giovani involati/coppie di successo) sono stati rilevati secondo quanto indicato da Cheylan (1981).

Nel 2020, causa lock down per covid 19, si sono potute effettuare uscite di campo a partire dal mese di giugno, potendo così registrare le sole coppie di successo e i giovani involati.

Le osservazioni sono sempre avvenute a una distanza di sicurezza al fine di non arrecare disturbo alla specie.

Per l'analisi statistica dei dati sono stati usati due test non parametrici: il test di Wilcoxon per i confronti a coppie nei vari anni studiati relativi al numero di siti occupati (escludendo il 2020), al numero di giovani involati e al tasso d'involto; il test di Spearman per la valutazione degli andamenti annuali delle variabili.

RISULTATI

Al termine della prima fase sono state rilevate le coppie territoriali presenti avendole distinte in “coppie isolate” ($NND > 700$ m) e coppie corrispondenti a una distribuzione di tipo *colony* ($NND < 700$ m) (Sergio & Boto, 1999). Complessivamente sono stati rilevati 22 siti riproduttivi, occupati alternativamente, costituiti da porzioni di bosco misto ubicati in spallette naturali acclivi dove sono presenti i nidi, più di uno per alcune coppie. La quasi totalità dei nidi conosciuti sono collocati su querce caducifoglie con altezza dal suolo compresa nel range 5-15 m, spesso aventi il tronco ricoperto di edera; negli ultimi anni dello studio è stato rilevato un nido occupato sulla sommità di una grande sughera.

In Figura2 è riportato l'andamento della distribuzione delle coppie territoriali rilevate nei dieci anni della ricerca, nel quale risulta assente il 2020 per mancanza di osservazioni (lock down). Nel grafico si nota una tendenza nella fase iniziale alla diminuzione del numero di coppie *colony* fino al 2019 per poi risalire fino al 2022 e ridiscendere di nuovo nell'ultimo anno di studio, mentre il numero di coppie isolate cresce inizialmente fino al 2017 per poi rimanere costante fino al 2019 e successivamente decresce fino al 2022 per poi invertire la tendenza nell'ultimo anno di studio. L'andamento annuale del numero di coppie solitarie e coloniali non mostra variazioni statisticamente significative (Spearman test, $p > 0,05$ in entrambi i casi).

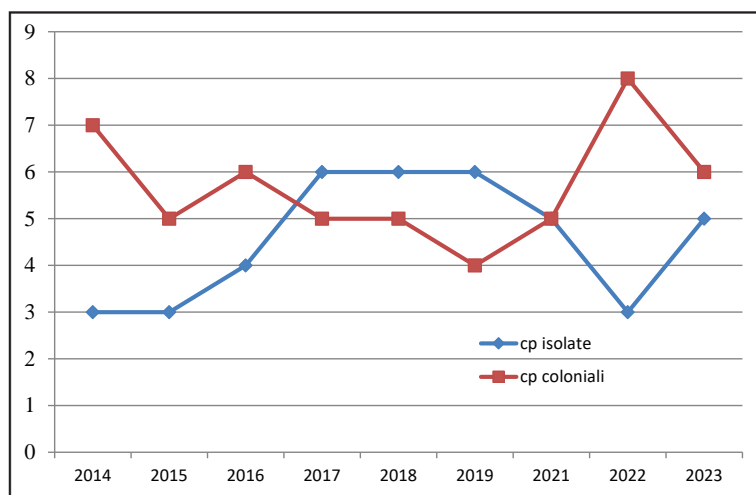


Figura 2. Andamento della distribuzione delle coppie di Nibbio bruno a Castel di Guido secondo le due categorie coloniali o isolate.

Per quanto attiene alla riproduzione, in Tabella1 sono indicati i siti occupati nei vari anni di studio dalle coppie territoriali e il numero di giovani involati per ciascun sito. I siti evidenziati per il 2020 sono solo quelli che hanno involato giovani, contribuendo così al solo valore medio del tasso d'involto complessivo.

Tabella 1. Quadro relativo alle occupazioni dei 22 territori di Nibbio bruno e agli involi dei giovani rilevati nell'area studiata nel decennio 2014-2023. Legenda: x=siti occupati all'arrivo della migrazione; y=siti occupati rilevati, per lock down covid, nella fase d'involto (2020).

Anni		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		2021		2022		2023		
sito	esp.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	sito occ.	juv.	tot. juv
1	SO																			x	1	1
2	N					x	0									x	1	x	0			1
3	N	x	1	x	2	x	2	x	1	x	2	x	1	y	1	x	0	x	1	x	1	12
4	NO	x	0	x	1	x	2	x	0	x	1	x	1	y	1	x	0	x	0	x	1	7
5	N																			x	0	0
6	NO	x	1	x	2	x	1	x	1	x	1	x	1	y	2	x	2	x	1	x	1	13
7								x	2	x	0	x	0							x	0	2
8	E							x	1	x	1	x	0	y	2	x	2	x	1	x	0	7
9	E															x	0					0
10	NE											x	1	y	1	x	0	x	0			2
11	O	x	0																			0
12	O	x	0	x	0	x	1	x	0	x	0	x	0			x	0	x	1			2
13	NE																			x	0	0
14	N	x	1	x	0	x	0	x	0	x	0											1
15	NO			x	0	x	1	x	1	x	1											3
16	N	x	1			x	0			x	0					x	0			x	1	2
17	S	x	0																			0
18	N	x	0	x	1	x	1	x	0			x	1					x	1			4
19	NO	x	1	x	0	x	0	x	1	x	1	x	1					x	0			4
20	NO																	x	0			0
21	NO							x	0	x	1	x	0	y	1	x	2	x	2	x	0	6
22	O																			x	1	1
siti occ.		10		8		10		11		11		10				10		11		11		
juv.			5		6		8		7		8		6		8		7		7		6	68

Come si evince dalla tabella alcuni siti mostrano una certa regolarità di occupazione diversamente da altri occupati saltuariamente nel periodo di studio. Nella stessa tabella sono riportate anche le esposizioni dei vari siti corrispondenti a quelle delle spallette acclivi ospitanti le piante con i rispettivi nidi. Nel caso del sito 7 l'esposizione non è ricavabile in quanto il sito è in piano. Il 67% dei siti (14/21) ha esposi-

zione settentrionale (N, NE, NO), esposizione preferita significativamente nel corso degli anni di studio (Tab.2). Il numero delle coppie di successo e di giovani involati è risultato significativamente superiore negli anni studiati in questi siti che in quelli con altre esposizioni (Tab.2). I doppi involi si sono avuti in sei siti e cinque di questi sono stati occupati con frequenza $\geq 70\%$ rispetto ai dieci anni della ricerca. Questi siti occupati con maggiore frequenza mostrano anche un numero significativamente maggiore di coppie di successo e di giovani involati (Tab.2). Tra le coppie isolate e in colonia non sono state evidenziate differenze significative per il numero delle coppie di successo e di giovani involati e per il tasso d'involto. Tuttavia, con riferimento alla distribuzione finale delle coppie di successo, al netto delle coppie che non hanno deposto o hanno fallito la schiusa, si evidenzia l'alta percentuale (88%) di quest'ultime in configurazione isolata ($NND > 700$ m), nonostante, in alcuni casi, alcune coppie di successo abbiano avuto, nella fase iniziale del ciclo riproduttivo, coppie limitrofe in configurazione *colony*. Nel periodo della ricerca si sono involati in totale 68 giovani (anno 2020 compreso).

Tabella 2. Confronto a coppie tra diverse categorie di siti di nidificazione per i valori annuali. Sono mostrati i valori medi annuali (\pm DS). In grassetto, i confronti risultati statisticamente significativi.

	Siti con esposizioni settentrionali (N, NE, NO)	Siti con altre esposizioni	Significatività
Siti occupati	7,7 \pm 0,9 (DS)	2,1 \pm 0,8 (DS)	p = 0,007
Coppie di successo	4,6 \pm 1,0 (DS)	0,9 \pm 0,7 (DS)	p = 0,005
Giovani involati	5,5 \pm 1,1 (DS)	1,1 \pm 0,9 (DS)	p = 0,005
Tasso d'involto	1,2 \pm 0,2 (DS)	1,3 \pm 0,5 (DS)	p = 0,89
	Anni di occupazione (>70%)	Anni di occupazione (<70%)	
Coppie di successo	4,0 \pm 1,1 (DS)	1,6 \pm 0,7 (DS)	p = 0,007
Giovani involati	5,51 \pm 1,5 (DS)	1,7 \pm 0,8 (DS)	p = 0,007
Tasso d'involto	1,3 \pm 0,3 (DS)	1,1 \pm 0,2 (DS)	p = 0,11
	Siti isolati	Siti coloniali	
Coppie di successo	3,0 \pm 1,0 (DS)	2,6 \pm 0,9 (DS)	p = 0,34
Giovani involati	3,9 \pm 1,5 (DS)	2,8 \pm 1,1 (DS)	p = 0,18
Tasso d'involto	1,3 \pm 0,4 (DS)	1,1 \pm 0,2 (DS)	p = 0,09

In Tabella 3 sono riassunti i dati riproduttivi nei vari anni di studio, avendo escluso l'anno 2020 di cui si conoscono solo le coppie di successo (N=6) e i giovani involati (N=8). L'andamento annuale dei diversi parametri non ha mostrato variazioni statisticamente significative per nessuno dei parametri elencati (Spearman test, $p > 0,05$ in tutti i casi). Il numero medio annuale delle coppie territoriali è risultato essere 10,2, il numero medio annuale di giovani involati è stato di 6,7 individui (con 60 giovani involati), mentre questo valore sale a 6,8 se si comprende il 2020. I valori medi riproduttivi nel periodo sono stati i seguenti:

- produttività: $0,65 \pm 0,09$ (DS) (N=10)
- successo riproduttivo: $0,82 \pm 0,14$ (DS) (N=10)
- tasso d'involò: $1,20 \pm 0,24$ (DS) (N=10)

In Figura3 si riporta l'andamento negli anni di studio dei tre parametri riproduttivi sopra citati, avendo escluso il 2020 per i motivi già indicati.

Tabella 3. Quadro dei parametri riproduttivi del Nibbio bruno a Castel di Guido.

Parametri riproduttivi	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2021	2022	2023	Tot.	Valore medio	DS ±
Coppie territoriali (a)	10	8	10	11	11	10	10	11	11	92	10,2	0,92
Coppie in nidificazione (b)	8	6	8	9	8	9	9	8	8	73	8,1	0,87
Coppie di successo (c)	5	4	6	6	7	6	4	6	6	50	5,6	0,96
Giovani involati (d)	5	6	8	7	8	6	7	7	6	60	6,7	0,94
Produttività (d/a)	0,50	0,75	0,80	0,64	0,73	0,60	0,70	0,64	0,55		0,65	0,09
Successo riproduttivo (d/b)	0,63	1,00	1,00	0,78	1,00	0,67	0,78	0,88	0,75		0,82	0,14
Tasso d'involò (d/c)	1,00	1,50	1,33	1,17	1,14	1,00	1,75	1,17	1,00		1,20	0,24

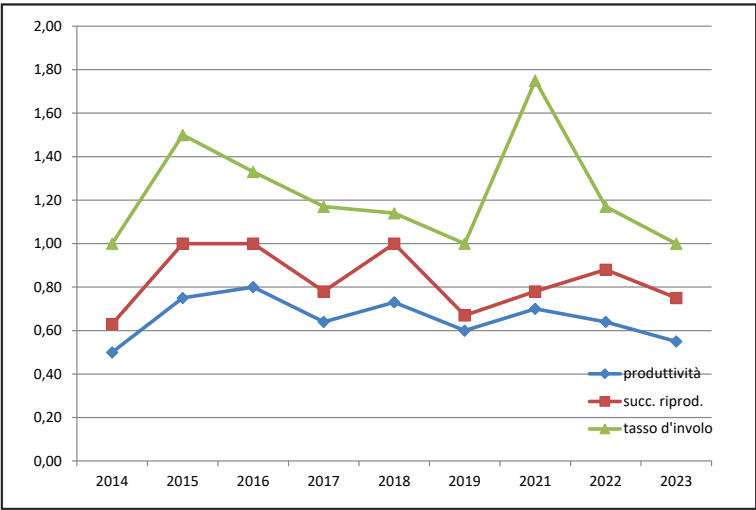


Figura 3. Andamento annuale di tre dei principali parametri riproduttivi studiati nel decennio 2014-2023 (escluso il 2020).

La possibile individuazione di roost serali di nibbi bruni prevista nella quarta fase della ricerca di campo non ha dato alcun esito nonostante in anni precedenti ci siano state osservazioni di roost serali pre-migratori nelle varie colonie della specie a ridosso di Roma. Il 12 agosto 1995 un roost di 120 nibbi bruni fu osservato nella Riserva Naturale della Tenuta dei Massimi (Borlenghi, 1996) e il 4 agosto 2011 un roost di 158 individui fu osservato nell'area di Castel di Guido (Borlenghi, Cecere, Cianconi e De Giacomo, oss. pers.).

DISCUSSIONE

A conclusione del decennio 2014-2023 è utile evidenziare gli aspetti salienti che emergono confrontando i periodi precedenti e successivi alla chiusura della vicina discarica di Malagrotta avvenuta nel 2013.

Il primo dato significativo riguarda il numero medio delle coppie territoriali di Nibbio bruno rimasto pressoché invariato dopo il 2013 (dato confermato sulla base di precedenti monitoraggi).

In altri contesti si è riscontrata la tendenza a variazioni annuali del numero dei territori occupati da parte del Nibbio bruno in base al peso di fattori locali favorevoli (utilizzo delle discariche) o sfavorevoli (arrampicate e predazione da parte del Gufo reale *Bubo bubo*) al loro mantenimento (Rizzolli *et al.*, 2023).

Tuttavia cambiamenti significativi sono avvenuti e hanno riguardato la distribuzione delle coppie e gli esiti riproduttivi. Per quanto riguarda la distribuzione dei siti dal 2014 in poi, anno successivo alla chiusura della discarica di Malagrotta, si è assistito al fenomeno, in parte già iniziato anni prima, dell'allontanamento delle coppie dalla zona centrale dell'area in esame, passando da una configurazione di tipo *colony* a una con più coppie isolate, analogamente con quanto riscontrato a Torino in relazione alla chiusura della rispettiva discarica (Marotto, 2015); questo fenomeno è avvenuto fino al 2019, poi, negli anni successivi, la tendenza ha subito variazioni altalenanti (Fig.2). Come già detto questo fenomeno era già stato notato anni prima dell'inizio della ricerca a causa della scomparsa progressiva di aree aperte (ampie radure) a ridosso del nido, indispensabili nell'ecologia della specie; riduzione dovuta principalmente alla scomparsa negli anni delle attività agrosilvopastorali.

È probabile che questo cambiamento significativo della distribuzione dei siti sia principalmente riconducibile a un'aumentata competitività intraspecifica in conseguenza della necessità di sfruttare al massimo le risorse naturali dei luoghi dell'area di studio e limitrofi (carrying capacity) essendo venuta a mancare la grande risorsa trofica puntiforme di Malagrotta.

Per quanto concerne gli esiti riproduttivi va premesso che negli anni precedenti alla ricerca non v'è mai stata una registrazione puntuale delle nidificazioni (involi in primis) e quindi per poter tentare un raffronto prima e dopo la ricerca ci si deve basare esclusivamente su alcune evidenze oggettive rilevate nei monitoraggi avvenuti prima del 2014 (Borlenghi, *oss. pers.*). Una di queste è l'osservazione di involi tripli in alcuni siti dell'area in esame nel primo decennio degli anni 2000 e inoltre va considerato il fatto che gli involi doppi, in quegli anni, erano abbastanza comuni. Nel periodo della ricerca involi tripli non sono mai avvenuti e per quanto riguarda i doppi involi questi sono stati 12 su un totale di 56, quindi solo il 21%. In conclusione è possibile ipotizzare che i parametri riproduttivi, negli anni con Malagrotta attiva, fossero superiori a quelli attuali, come riscontrato in una ricerca condotta nel 2008 a Castelporziano quando è stato rilevato un tasso d'involto (giovani/coppia di successo, secondo Cheylan, 1981) pari a $1,92 \pm 0,49$ DS (Guerrieri & De Giacomo 2012). Questa considerazione è ampiamente comprensibile in quanto, a parità di coppie presenti prima e dopo il 2014,

le risorse trofiche a disposizione potrebbero essere diminuite significativamente dopo la chiusura della grande discarica frequentata regolarmente dai nibbi.

Per quanto concerne gli aspetti di conservazione preme ricordare l'importanza del pascolo brado di nuclei di vacche maremmane quale contributo al mantenimento, anche se non sufficiente a pieno, delle aree aperte indispensabili per l'ecologia dei nibbi, infatti è noto come la specie prediliga il posizionamento del nido ai margini del bosco e a ridosso di ampie radure (Petretti, 2008). Inoltre il pascolo brado risulta funzionale alla catena alimentare di questi rapaci, in aprile per la ricerca delle placente e più in generale favorendo la presenza degli insetti, importante risorsa trofica in alcuni momenti del ciclo riproduttivo. Allo stesso modo i foraggi presenti nell'area possono contribuire in maggio-giugno quando lo sfalcio o l'incendio delle stoppie (che talvolta sfugge al controllo) viene sfruttato per la predazione della microfauna ferita, uccisa o in fuga (Castaldi & Guerrieri, 2009). Per tale motivo, in ogni relazione annuale che è stata consegnata dalla Lipu al Comune di Roma, ufficio Riserva Naturale Statale del Litorale Romano, è stato sottolineato apprezzamento per la gestione biologica dell'Azienda, ma anche auspicato e incentivato il recupero dei pascoli mantenuti dall'allevamento brado delle vacche maremmane. La condizione generale del prezioso, quanto raro, habitat a pascolo cespugliato infatti, in questi ultimi 10 anni tende ad impoverirsi a causa delle scarse piogge invernali/primaverili o a chiudersi con la rapida colonizzazione di ginestre, prugnoli e peri selvatici anche nell'Azienda Castel di Guido. D'altra parte si ritiene utile ricordare che lo stesso habitat risulta fondamentale per diverse altre specie ornitiche di interesse come per esempio il Biancone *Circaetus gallicus* e l'Averla piccola *Lanius collurio*. Infine è importante, per fini conservazionistici, il mantenimento dello stato dei boschi preservandoli da possibili future iniziative di taglio (Valori *et al.*, 2009).

Ringraziamenti. La dedica del presente articolo al compianto Michele Panuccio vuole essere un ringraziamento per la sua pluriennale attività di ricerca e studio mirata alla conservazione dei rapaci migratori nel nostro paese, in particolare modo focalizzandosi anche sul monitoraggio del Nibbio bruno nella Riserva di Decima Malafede (Roma), durante il quale collaborò assiduamente con gli autori del presente studio attraverso un professionale e generoso confronto continuo.

BIBLIOGRAFIA

- Bartolucci F., De Lorenzis A., Cecere J.G. (ed.), 2004. La Flora Vascolare, Quaderni dell'Oasi Castel di Guido vol 1. LIPU.
- Battisti C. & Cignini B., 1997. Nibbio bruno (*Milvus migrans*). In: Cignini B. & Zapparoli M. (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. F.lli Palombo editore, Roma: 40.
- Battisti C., Bottinelli V., Caruso R., Ferrero G., Mari C., Parrella M., Pallata G., Tommassetti M., Zocchi A., 2001. Il Nibbio bruno (*Milvus migrans*) a Roma: dati dalla Riserva Naturale Tenuta dei Massimi. Alula, VIII (1-2): 29-33.
- Battisti C., Mari C., Tommassetti M., Zocchi A., 2003. La colonia urbana di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, a Roma: attività riproduttiva e roosting premigratorio. Riv. ital. Orn., 73: 97-103.
- Blanco, G. 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black Kites (*Milvus migrans*). Journal of Raptor Research, 31:71-76.

- Borlenghi F., 1996. Nidificazione di Nibbio bruno *Milvus migrans* all'interno del raccordo anulare di Roma. Alula, III (1-2): 122-123.
- Burfield I.J., Rutherford C.A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R.W., Balman M., Evans M.I., Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International, 33, e66, 1–11.
- Castaldi A. & Guerrieri G., 2009. Uso trofico dell'habitat e preferenze Ambientali del Nibbio bruno *Milvus migrans* nell'interland romano (Lazio, Italia Centrale). U.D.I. numero speciale: 67-79.
- Cecere J.G. & Ricci S., 2003. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* a Castel di Guido (RM). Nidificazione e roosting premigratorio – Anno 2003. Alula, X (1-2): 75-80.
- Cheylan G., 1981. Introduction. In: Cheylan G. & Thibault J.C. (eds.). Rapaces Méditerranéens. Annales du Centre de Recherche Ornithologiques de Provence, 1: 3-5.
- De Giacomo U., Martucci O. & Tinelli A., 1993. L'alimentazione del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) nella Tenuta di Castelporziano (Roma). Avocetta, 17: 73-78.
- De Giacomo U., Stazi M., Pavan G., Tinelli A. & Fanfani A., 1999. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* nella Tenuta di Castel Porziano. Alula, VI (1-2): 137-149.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J.G., Ricci S., Borlenghi F. & Tinelli A., 2004. La popolazione romana di Nibbio bruno (*Milvus migrans*): aspetti ecologici: 95-124. In: Corsetti L. (ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina.
- De Giacomo U. & Guerrieri G. 2008. The feeding behavior of the Black kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. J. Raptor Res., 42 (2): 110-118.
- Donázar J.A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. Ardeola, 39: 29-40.
- Ferguson-Lees, J. & Christie, D. A., 2010. Raptors of the world. Bloomsbury Publishing
- Guerrieri G., De Giacomo U., Tinelli A., Fanfani A., 2009. Aspetti della biologia riproduttiva del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) nella Tenuta presidenziale di Castelporziano (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia XXXIV: 51-65.
- Guerrieri G. & De Giacomo U. 2012. Nibbio bruno. 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.
- Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, Teofili, C. (compilatori). 2021. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma
- Jagiello Z., Reynolds S.J., Nagy J., Mainwaring M.C., Ibáñez-Álamo J.D., 2023. Why do some bird species incorporate more anthropogenic materials into their nests than others? Phil. Trans. R. Soc. B 378: 20220156. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0156>
- Kabouche, B., and Ventroux, J., 1999. Évolution journalière de l'abondance des Milans noirs *Milvus migrans* sur la décharge d'ordures de Marseille. Alauda, 67:63-67.
- Marotto, P., 2015. Trend of a breeding population of Black kites *Milvus migrans* along the Po river in Turin (Italy). Rivista Italiana di Ornitologia, 85(2), 29-31.
- Panuccio M., 2005. Dati sulla presenza del Nibbio bruno *Milvus migrans* in due discariche di rifiuti urbani. Alula, XII (1-2): 189-192.
- Petretti F., 1976. Osservazioni sulla nidificazione del Nibbio bruno nella campagna romana. In: SOS Fauna, WWF, Camerino: 331-348.
- Petretti F., 2008. L'Aquila dei serpenti. Pandion edizioni.

- Rizzolli F., Osele E., Uber L., Pedrini P., 2023 – Dal monitoraggio del nibbio bruno (*Milvus migrans*) in provincia di Trento: aggiornamenti sul suo stato di conservazione (2017-2022). Studi Trentini di Scienze Naturali, 102: 73-78
- Sergio F. & Boto A., 1999. Nest dispersion, diet and breeding success of Black kite (*Milvus migrans*) in the Italian pre-Alps. J. Raptor. Res., 33 (3): 207-217.
- Sergio F., Blas J., Blanco G., Tanferna A., López L., Lemus J.A. & Hiraldo F., 2011. Raptor Nest Decorations Are a Reliable Threat Against Conspecifics. Science, 331: 327-330. DOI: 10.1126/science.1199422
- Sorace A., Trotta M., Mirabile M., Lorenzetti E., Monti P., Petrella S., Taffon D., Teofili C., Battisti C., 2018. Atlante degli uccelli nidificanti della Riserva Naturale Regionale di Decima- Malafede. Dati faunistici per la gestione di un'area protetta, ISPRA, Quaderni - Natura e Biodiversità 9/2018, Roma.
- Valori M., Borlenghi F., Cintio L., Di Carlo S., Scarfò F., Zapparoli M., Cecere J.G., Boitani L., 2009. Nidificazione del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in tre colonie del Lazio: studio per una corretta gestione dei sistemi forestali mediterranei. XV Convegno italiano di ornitologia, Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2): 390-392.

Appendice

Immagini dell'area di studio.



Foto 1. Un giovane Nibbio bruno (in alto) interagisce con l'adulto (foto di Roberto Ragno)

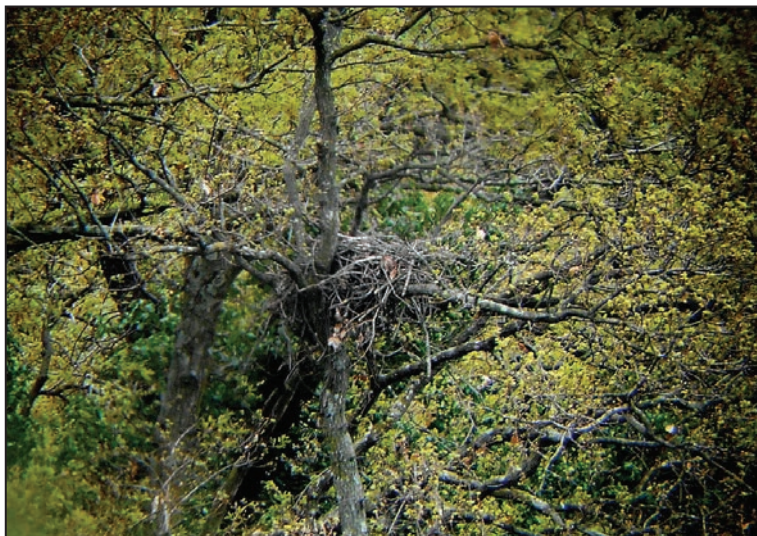


Foto 2. Un nido di Nibbio bruno fotografato a metà marzo poco prima dell'arrivo migratorio (foto di Fabio Borlenghi).



Foto 3. Il 'laghetto dei tori' nel pieno della sua capacità (foto di Fabio Borlenghi).



Foto 4. Il pascolo brado, fattore importante per l'ecologia del Nibbio bruno (foto di Fabio Borlenghi).

VARIAZIONE DELLA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE E OASI WWF LE BINE (MANTOVA-CREMONA) DAL 2008 AL 2024

FRANCESCO CECERE⁽¹⁾, SIMONE RAVARA⁽²⁾ & ANNA DALLA GRANA,⁽³⁾

(1) Strada Bine, 1424 – 46011 Acquaneгра sul Chiese (MN) - Italia

(2) Via Pieve Gurata, 9 – 26042 Cingia de Botti (CR) - Italia

(3) Strada Gialdine 4 - 26036 Rivarolo del Re (CR) - Italia

Abstract - Variation in breeding birds community nature reserve and WWF's Oasi "Le Bine" (N Italy) from 2008 to 2024. This paper represents an update of the nesting bird population censuses in the area, which has been ongoing since 1987. During this period, 55 nesting species have been identified, of which 27 non-passerines and 28 passerines. The simplification process of the breeding bird community, already highlighted in the past, continued during these years, particularly in relation to the wetland area, leading to the loss of many habitats dependent nesting species. The availability of an appropriate water level in the oxbow lake has represented a limiting factor for nesting of some species. We observed a decline in species dependent on wetlands, agricultural landscapes and open, in favor of species linked to mature woodlands and ecological generalists. Several factors may have impacted species and habitat conservation in the Le Bine area, notably geographical isolation, habitat fragmentation, vegetation structure, land transformation, use of biocides in agriculture and the small size of the protected area. Other factors of impact have been high nitrogen concentration in the water, river flow management and the loss of hydrologic connection between the wetland and the river, leading to a significant change in the vegetation and water quality. Nonetheless, it is important to highlight how the restoration ecology interventions have been fundamental in providing habitat to the more threatened species. Finally, we underline the role of long-term monitoring in understanding the evolutionary trend of the ornithic community, and in suggesting the right management choices.

Key words: long term monitoring, breeding community, Le Bine.

Riassunto – Questo studio rappresenta l'aggiornamento dei censimenti delle popolazioni di uccelli nidificanti nell'area, in corso dal 1987. Durante questo periodo, sono state identificate 55 specie nidificanti, di cui 27 non passeriformi e 28 passeriformi. Il processo di semplificazione della comunità di uccelli nidificanti, già evidenziato in passato, è proseguito in questi anni, in particolare in relazione all'area umida, portando alla perdita di molte specie nidificanti dipendenti dall'habitat. La disponibilità di un livello idrico adeguato nella lanca ha rappresentato un fattore limitante per la nidificazione di alcune specie. Abbiamo osservato un declino delle specie dipendenti da zone umide, paesaggi agricoli e aperti, a favore di specie legate a boschi maturi e altre generaliste ecologiche. Diversi fattori possono aver avuto un impatto sulla conservazione di specie e habitat nell'area di Le Bine, in particolare l'isolamento geografico, la frammentazione dell'habitat, la struttura della vegetazione, la trasformazione del territorio, l'uso di biocidi in agricoltura e le ridotte dimensioni dell'area protetta. Altri fattori di impatto sono stati l'elevata concentrazione di azoto nell'acqua, la gestione del flusso fluviale e la perdita di collegamento idrologico tra la zona umida e il fiume, con conseguenti cambiamenti significativi nella qualità della vegetazione e dell'acqua. Ciononostante, è importante sottolineare come gli interventi di ripristino naturalistico siano stati fondamentali nel fornire habitat alle specie più minacciate. Infine, sottolineiamo il ruolo del monitoraggio a lungo termine nella comprensione del trend evolutivo della comunità ornitica e nel suggerire le opportune scelte gestionali.

Parole chiave: monitoraggio lungo periodo, comunità ornitica nidificante, Le Bine.

INTRODUZIONE

La Riserva Naturale Le Bine è caratterizzata da una zona umida originatasi dal taglio artificiale di un meandro del fiume Oglio nella seconda metà del '700 (Agapito Ludovici *et al.*, 1987), e da un'ampia area di rispetto oggetto, a partire dal 1995, di interventi di forestazione e creazione di nuove zone umide (Agapito Ludovici & Cecere; 1996, 2003; Agapito Ludovici *et al.*, 2012). Negli ultimi 30 anni, a causa del naturale dinamismo delle zone umide, degli interventi di forestazione e rinaturalizzazione e del contesto estremamente antropizzato all'interno del quale si trova l'area protetta, le caratteristiche vegetazionali e l'uso del suolo sono cambiate notevolmente.

Il presente lavoro, nel quale presentiamo e discutiamo l'andamento della comunità ornitica dal 2008 al 2024, rappresenta la continuazione di un precedente lavoro che illustrava i dati dal 1987 al 2007 (Cecere & Ravara, 2007).

AREA DI STUDIO

La Riserva Naturale Le Bine, istituita nel 1987 (Delib. Consiglio regionale 01/10/1987, n. IV/759) si trova fra i comuni di Acquanegra sul Chiese (MN) e Calvatone (CR), all'interno del Parco Regionale Oglio Sud. È un SIC (IT20A0004) e ricade interamente in due siti di importanza comunitaria: la ZSC "Le Bine" IT20A0004 e la ZPS "Parco Regionale Oglio Sud" IT20B0401, nel basso corso del fiume Oglio ad un'altitudine di 24-26 m s.l.m.

L'area protetta per la maggior parte è compresa all'interno dell'argine maestro che delimita la lanca; solo una piccola porzione, estesa per circa 1 ha, è situata oltre l'argine.

Dal punto di vista climatico, l'area rientra nella "regione padana a carattere spiccatamente continentale", il regime pluviometrico è di tipo prealpino, con un minimo invernale e con riduzione delle piogge estive, e due massimi, primaverile ed autunnale (Agapito Ludovici *et al.*, 1987). Un'analisi dettagliata dei dati meteorologici del periodo 1951-2009 mostra alcuni cambiamenti. Infatti, dal punto di vista delle temperature sono stati individuati tre periodi stazionari: il primo (1951/1987) con temperatura media massima di 17,2°C, il secondo (1988/1996) con temperatura media massima di 17,9°C e il terzo (1997-2009) con temperatura media massima di 19,0°C. L'analisi stagionale dei dati rivela nel secondo periodo un incremento di temperatura in primavera e in estate rispetto al primo. Le precipitazioni mostrano invece un massimo principale in ottobre ed un massimo secondario a maggio, con precipitazioni totali medie annue di 829 mm. Il periodo relativo alle precipitazioni è stato suddiviso in due parti 1951/1979 e 1980/2009. Il secondo ha un valore pluviometrico medio di circa 60 mm inferiore al primo. Rispetto alle portate del fiume il loro andamento medio mensile (misurato a Capriolo tra il 1980 e il 2005) sembra modificarsi soprattutto dal 1992 in poi, quando aumenta la variabilità degli eventi, sia a livello di portata media annuale, che di fluttuazioni medie mensili (Agapito Ludovici *et al.*, 2012).

Il confronto fra le indagini idrobiologiche risalenti agli anni '80 del secolo scorso (Agapito Ludovici *et al.*, 1987; Lago, 1990) e altre più recenti (Bolgagnini *et al.*, 2007),

evidenzia il rapido interrimento della lanca, caratterizzata da sedimenti soffici ed estremamente reattivi, e concentrazioni relativamente contenute di azoto e fosforo, rispetto a quelle di altri habitat perifluviali del tratto terminale del fiume Oglio.

L'area è stata oggetto di numerosi studi che hanno permesso di conoscere i caratteri floristico-vegetazionali e la loro evoluzione (Agapito Ludovici *et al.*, 1987; Agapito Ludovici, 1988; Zavagno, 1990, 1992, 1993; Colli, 1996, 1997; Zavagno & Colli 2000; Bolpagni *et al.*, 2012). Nel periodo in oggetto la tendenza di semplificazione della vegetazione e del corteggio floristico, già evidenziato negli studi degli anni '90 (Colli, 2000) è proseguito portando alla notevole riduzione o scomparsa di numerose specie e di intere cenosi vegetali che caratterizzavano l'area umida (Agapito Ludovici *et al.*, 2012). Fra queste la scomparsa delle cenosi ad idrofite sommerse e natanti, del lamineto, delle ampie bordure di carici e del fragmiteto, fenomeno comune a buona parte delle zone umide legate al fiume Oglio (Bolpagni *et al.*, 2012).

Le aree boschive hanno subito diversi cambiamenti. I saliceti sono regrediti e le numerose piante che si sono schiantate in questi ultimi anni non vengono sostituite spontaneamente da altri salici. Recentemente si è osservata anche la riduzione di *Ulmus minor* provocata dalla grafiosi dell'olmo. Vi è stata inoltre una notevole modifica rispetto all'uso del suolo nell'area di rispetto che, fino a metà degli anni '90 del secolo scorso, era interamente occupata da pioppeti coltivati. Nel periodo in esame è proseguita la sostituzione di questa coltura con imboschimenti destinati sia ad arboricoltura da legno che a funzione protettiva, con specie diverse e densità d'impianto variabile fra 945 e 1.600 piante/ha (Agapito Ludovici & Cecere, 1996, 2003; Agapito Ludovici *et al.*, 2012). Negli ultimi anni di coltivazione del pioppo è cambiata anche la gestione colturale che, dal 2002 al 2007 (ultimo anno di presenza di pioppeti estensivi monospecifici), sono stati condotti con tecniche colturali a minor impatto (C.R.P.V., 1999; Gariboldi *et al.*, 2004). Dal 2023 all'interno degli imboschimenti sono iniziati i tagli di diradamento a carico degli ibridi di pioppo nero.

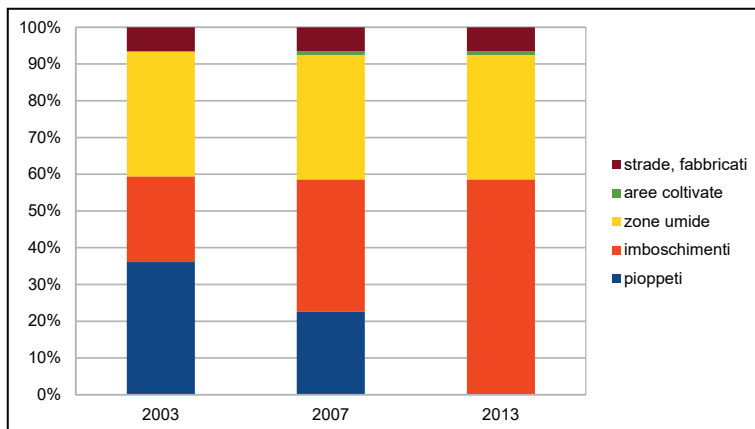


Figura 1. Variazione nell'uso del suolo dal 2003 al 2013.

La progressiva pensilizzazione del meandro rispetto al livello idrometrico del fiume Oglio (ovvero la disconnessione funzionale fra la lanca e il fiume determinata dall'approfondimento dell'alveo del fiume e l'accumulo di sedimenti nella lanca) e il significativo carico diffuso, veicolato quasi esclusivamente dal fiume a cui è sottoposta la lanca, determinano complessivamente uno scarso stato di conservazione (Bolpagni *et al.*, 2007). Il fenomeno della pensilizzazione è una delle cause dell'isolamento delle zone umide perifluviali nel bacino padano (Viaroli & Bartoli, 2009).

MATERIALI E METODI

La ridotta estensione e la forma dell'area protetta, la facile accessibilità grazie alla presenza di sentieri e strade all'interno e lungo il perimetro esterno della riserva e l'assenza di una fitta schermatura arborea arbustiva lungo la sponda destra della lanca hanno reso facile il censimento degli uccelli, che è stato effettuato principalmente con il metodo del mappaggio (Blondel, 1969), con sopralluoghi svolti circa ogni 10 giorni da marzo a luglio (Ravara, 2008-2024).

Per quanto riguarda invece il censimento della colonia di *Ardea cinerea* sono stati effettuati conteggi all'inizio della stagione riproduttiva con successivo conteggio dei nidi vuoti in inverno.

I parametri e gli indici utilizzati per lo studio e l'evoluzione della struttura della comunità, riferiti solo alla zona umida, sono i seguenti:

- ricchezza specifica (S);
- numero dominanti ($p > 0,05$; Turcek, 1956);
- diversità (H; Shannon & Weaver, 1963);
- indice di abbondanza (P_i);
- equiripartizione ($J = H/\ln S$; Lloyd & Ghelardi, 1964; ove $H_{\max} = \log S$; Pielou, 1966);
- Tasso di turnover: $T = (I + E)/(S_i + S_{ii})$: I = specie immigrate; E = specie scomparse; S_i e S_{ii} = numero specie alle stagioni i e ii) (Zunino & Zullini, 1995);
- indice di affinità (Sørensen, 1948);
- indice non Passeriformi (Ferry & Frochot, 1970);
- rapporto SN/EN dove SN = specie sedentarie nidificanti, EN = specie estive nidificanti (Bricchetti & Gariboldi, 1997).

Le specie sono elencate secondo la Check-list degli uccelli italiani (Baccetti *et al.*, 2021).

RISULTATI

Durante i diciassette anni considerati, dal 2008 al 2024, sono state individuate 55 specie nidificanti certe a cui si aggiungono 7 specie per le quali la nidificazione è stata ritenuta possibile o probabile (Tab. 1). Il numero di specie nidificanti è variato da un minimo di 35 (2011, 2013, 2016) ad un massimo di 47 (2008) (Fig. 2). In Appendice è indicato lo status delle specie nidificanti nel periodo 2008-2024.

Tabella 1. Specie nidificanti nel periodo 2008-2024. Il numero indica il numero di coppie censite. ? = nidificazione non certa, P = presente.

N	Specie	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
1	<i>Coturnix coturnix</i>	1	0	1?	1?	0	0	0	1?	0	0	0	0	?	0	0	0	0
2	<i>Phasianus colchicus</i>	4-5	4-5	3-4	4-5	3-4	2-3	3-4	3-5	4-5	5-6	6-8	7-10	5-7	5-7	4-5	4-5	2-3
3	<i>Anas platyrhynchos</i>	3	3-4	4-5	3-4	3-4	4-5	4-6	4-5	3-4	2-3	3-5	3-4	4-5	3-4	3-4	4-5	3-4
4	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	1-2	1	1	0	0	0	1	0	0	2	2-3	1-2	4-5	1	2-3	5
5	<i>Columba palumbus</i>	3	3	3-4	4-5	4-6	4-6	6-8	6-8	6-7	5-6	5-6	5-7	8-10	7-8	9-11	8-10	11-13
6	<i>Streptotelia turtur</i>	5-6	5-6	6-7	5-6	6-9	4-5	5-6	6-7	7-9	6-7	5-6	5-8	7-9	7-8	8-10	7-9	8-10
7	<i>Streptotelia decaocto</i>	1-2	1	1	2-3	1	1	1-2	1-2	1	2	2	1	1-2	1	1	1	1
8	<i>Cuculus canorus</i>	4-5	3-4	3-4	3-4	2-3	2-3	2-3	2-3	2	2	2-3	1-2	3	2-3	3	3	2
9	<i>Gallinula chloropus</i>	10-13	10-15	10-12	10-12	5-7	6-8	9-11	8-10	10-13	10-12	10-12	11-13	10-13	10-13	12-14	12-14	12-15
10	<i>Fulica atra</i>	3-4	4-5	5-6	6-7	2-3	3-5	5-7	3	3-4	2-3	3-5	2	3-4	3	1?	2	13-15
11	<i>Isobrychus minutus</i>	1-2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1?	0	0	0	0
12	<i>Ardea cinerea</i>	104	129	149	138	89	106	109	110	129	110	101	78	104	82	52	100	91
13	<i>Ardea purpurea</i>	1?	?	0	0	0	1?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	<i>Egretta garzetta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	?
15	<i>Phalacrocorax carbo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
16	<i>Charadrius dubius</i>	1?	1?	0	1?	1?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	<i>Athene noctua</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
18	<i>Asio otus</i>	1?	0	1	0	1	0	0	0	0	1?	0	0	0	1?	0	0	0
19	<i>Otus scops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1?	1?	0	0	0	0
20	<i>Strix aluco</i>	1	1?	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
21	<i>Pernis apivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1?	1?	1	1	1?	1	1	1	1?
22	<i>Circus aeruginosus</i>	1	?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	<i>Accipiter nisus</i>	0	0	0	0	1?	0	0	0	1?	0	0	1?	0	1?	0	1	1?
24	<i>Milvus migrans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1?	1	1	1	1?	1?
25	<i>Upupa epops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
26	<i>Merops apiaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
27	<i>Alcedo atthis</i>	2-3	1-2	1	1-2	1-2	1-2	1-2	2-3	2	1-2	1	1	1	1	1-2	1	1?
28	<i>Jynx torquilla</i>	1	1?	0	1?	1?	1	0	1	1?	0	1	1?	1?	0	0	0	0
29	<i>Picus viridis</i>	2-3	2-3	3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3	3	2-3	3-4	2-3	3	3	3
30	<i>Dryobates minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1?
31	<i>Picoides major</i>	3-4	3-4	3-4	4-5	4-5	3-4	3-4	3-4	3-4	4	3-4	3-4	4-5	3	4-5	4-5	4-5
32	<i>Falco tinnunculus</i>	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?	1?
33	<i>Falco subbuteo</i>	0	0	1	1?	1?	1	1	1	1	1	1?	1	1	1?	1?	1?	1?
34	<i>Oriolus oriolus</i>	4-5	3-4	4	3	3-4	3-4	3-4	4-5	4-5	3-4	3-4	3	4	3-4	3-4	2	2-3
35	<i>Lanius collurio</i>	1-2	1	1-2	1	1-2	0	1	1	1?	1	0	0	0	1?	0	0	0
36	<i>Garrulus glandarius</i>	1-2	1-2	1	1-2	1	1	1	1	1	1-2	1-2	1	1	1	1-2	1	2
37	<i>Pica pica</i>	2-3	2-3	1-2	2-3	1-2	2-3	1-2	1	1	1-2	1-2	1	1-2	1	1	1-2	1
38	<i>Corvus corone cornix</i>	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
39	<i>Cyanistes caeruleus</i>	7-8	7-8	6-8	5-6	6-7	5-8	5-7	6-8	5-6	6-8	5-6	5-6	4-5	5-6	5-6	3-4	3-4
40	<i>Parus major</i>	18-21	15-20	20-24	26-32	30-35	30-35	13-15	15-17	17-19	20-25	10-13	11-14	10-13	10-13	10-15	10-12	10-14
41	<i>Galerida cristata</i>	1-2	0	1	1?	2-3	1-2	1	1	0	1	1	1	1?	0	0	0	0
42	<i>Cisticola juncidis</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1?	2-3	3-4	4-5
43	<i>Hippolais polyglotta</i>	1-2	2-3	2	0	0	0	1	0	1-2	1-2	2	1	4	3	3-4	2	2-3
44	<i>Acrocephalus palustris</i>	13-15	7-9	3-4	5-6	5-7	4-5	5-7	3-4	5-7	5-6	3-4	2-3	3	3-4	5-7	4-5	1-2
45	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	6-7	6-7	3-4	2	2-3	1-2	1	3	1	3-4	4-6	3	4	3	2-3	1	1-2
46	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	3-4	1?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
47	<i>Hirundo rustica</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	<i>Cettia cetti</i>	8-9	3-4	2-3	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1?	1-2	1
49	<i>Aegithalos caudatus</i>	3-5	2-4	2-4	3-4	3-4	2-3	3-4	4	3-4	4-5	2-3	3-4	3-4	4-5	3-4	4-5	4-5
50	<i>Sylvia atricapilla</i>	40-45	40-45	35-40	35-40	35-40	35-40	32-37	30-35	26-30	35-38	40-45	35-40	30-35	35-38	35-40	30-35	30-35
51	<i>Sylvia communis</i>	2-3	1	3-4	1-2	2	2-3	1-2	1	2-3	1	2-3	3	4-5	3-4	2	1-2	1
52	<i>Sturnus vulgaris</i>	>100	~100	50-100	50-100	50-100	~50	~50	~50	>50	50	>50	>50	>50	>50	>50	>50	<50
53	<i>Turdus merula</i>	8-10	8-10	7-8	7-8	6-7	4-5	7-9	6-7	7-8	10-13	8-10	8-10	7-8	6-7	8-10	7-9	5-7
54	<i>Muscicapa striata</i>	2	2-3	4-5	3-4	2-3	3-4	4-5	5-6	5-6	3-5	4-5	4-6	4-6	4-6	3-4	3-4	3-4
55	<i>Luscinia megarhynchos</i>	38-42	35-40	35-38	30-34	25-30	30-35	30-35	30-34	30-32	34-36	25-30	35-40	26-30	30-35	34-37	32-35	30-32
56	<i>Saxicola torquatus</i>	0	0	1?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
57	<i>Passer italiae</i>	<10	~10	<10	<10	<10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
58	<i>Passer montanus</i>	>50	~50	<20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
59	<i>Motacilla flava</i>	5-6	4-5	3-4	4-5	3-4	4-5	3-4	4-5	4-5	3-4	3-4	4-5	5-6	5	4-5	4-5	3-4
60	<i>Fringilla coelebs</i>	1-2	1-2	0	0	0	0	1	1?	1	1?	1?	0	1	1-2	1	1?	1
61	<i>Carduelis chloris</i>	1	0	1?	0	0	1?	0	0	0	0	0	0	1?	0	1?	0	0
62	<i>Carduelis carduelis</i>	1-2	1-2	1	1-2	1	1?	1	2	1	1-2	1-2	1	1	1-2	1	1	1

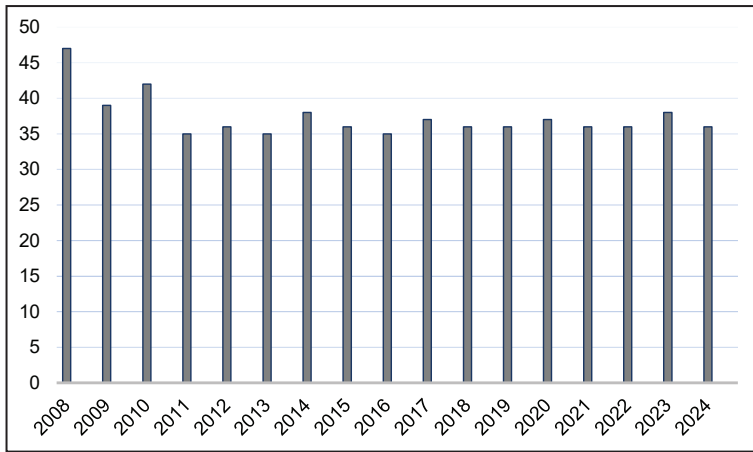


Figura 2. Numero di specie nidificanti dal 2008 al 2024.

Il rapporto fra i non passeriformi e i passeriformi (Fig. 4) varia fra 0,56 (2009) e 0,94 (2013), valori simili a quelli rilevati in precedenza nell'area (Cecere & Ravara, 2007), ma più bassi di quelli registrati in un'area vicina e paragonabile per tipologia ambientale ed estensione, come il Parco di San Lorenzo di Pegognaga (MN) (Grattini & Nigrelli, 2019).

Il rapporto tra specie sedentarie (SN) ed estive nidificanti (EN) (Fig. 3), varia fra 1,50 (2013) e 2 (2012 e 2024), valori leggermente più bassi di quelli rilevati nel periodo 1987-2007 (Cecere & Ravara, 2007) e più bassi di quelli indicati da Grattini & Nigrelli (2019) per il Parco di San Lorenzo di Pegognaga.

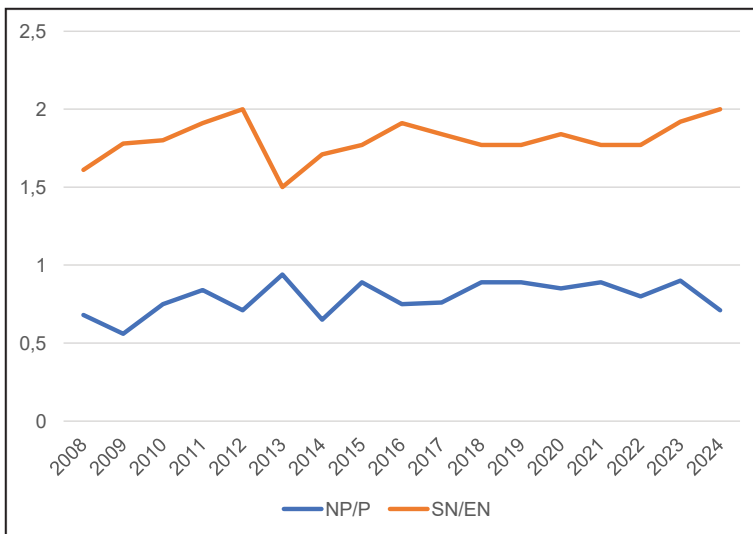


Figura 3. Rapporto NP/P e SN/EN dal 2008 al 2024

In tutto il periodo di studio, *Ardea cinerea* è sempre stata la specie più abbondante insieme a *Gallinula chloropus*. Fanno eccezione il 2012 e il 2024, anni in cui tra le specie più abbondanti figurano rispettivamente *Acrocephalus palustris* e *Fulica atra* (Tab. 2).

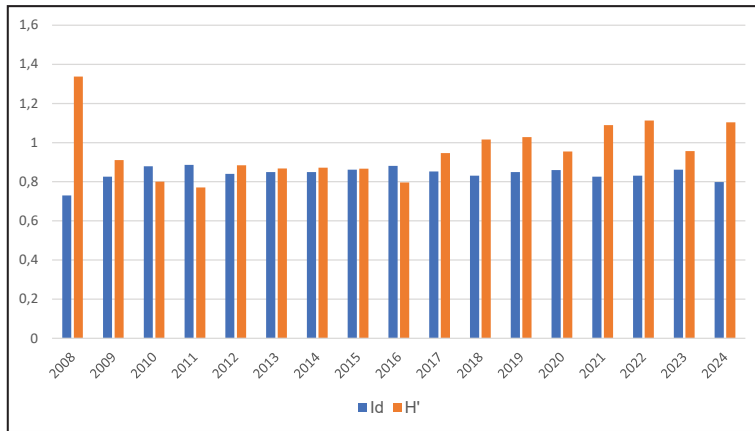


Figura 4. Variazione dell'indice di dominanza (Id) e dell'indice di diversità di Shannon (H') dal 2008 al 2024.

Tabella 2. Indici ecologici. N=coppie nidificanti nella lanca, S=specie nidificanti nella lanca, Specie più abbondanti: Ac=*Ardea cinerea*, Gc=*Gallinula chloropus*, Ap=*Acrocephalus palustris*, Fa=*Fulica atra*.

Anno	N	S	Specie più abbondanti
2008	156	12	Ac, Gc
2009	173	9	Ac, Gc
2010	182	10	Ac, Gc
2011	168	8	Ac, Gc
2012	113	7	Ac, Gc, Ap
2013	133	8	Ac, Gc
2014	140	7	Ac, Gc
2015	138	8	Ac, Gc
2016	159	8	Ac, Gc
2017	142	9	Ac, Gc
2018	136	8	Ac, Gc
2019	107	8	Ac, Gc
2020	136	9	Ac, Gc
2021	115	8	Ac, Gc
2022	77	7	Ac, Gc
2023	131	9	Ac, Gc
2024	133	8	Ac, Fa

L'indice di dominanza (Fig. 4) varia fra 0,730 (2008) e 0,886 (2011) con un valore simile a quello rilevato nel precedente periodo di studio 0,65-0,82. Dal punto

di vista quantitativo l’assetto della comunità ornitica nidificante è rimasto pressoché stabile. Il tasso di turnover nel periodo di studio varia fra 0,027 (2019) e 0,102 (2008), con una tendenza generale alla diminuzione e una media di 0,074, valore che indica cambiamenti minimi da un anno all’altro (Fig. 5).

L’indice di Sørensen (Tab. 3) mostra lievi variazioni fra un anno e il successivo mentre tali differenze sono più marcate fra l’inizio e il termine del periodo di studio con valori abbastanza simili a quelli del periodo 1987-2007 (Cecere & Ravara, 2007) nel quale però si è registrato un range più ampio (0,71-0,99). Un analogo andamento con un calo del valore dell’indice durante gli anni è stato registrato nel Parco San Lorenzo a Pegognaga (MN) (Grattini & Nigrelli, 2019) nel periodo 2008-2018.

Tabella 3. Andamento dell’Indice di Sørensen.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
2008	0,91	0,90	0,85	0,84	0,83	0,87	0,84	0,83	0,83	0,84	0,82	0,83	0,82	0,82	0,82	0,84
2009		0,91	0,92	0,88	0,81	0,91	0,85	0,89	0,87	0,85	0,85	0,89	0,88	0,88	0,88	0,91
2010			0,91	0,92	0,88	0,93	0,90	0,88	0,91	0,87	0,90	0,89	0,85	0,82	0,85	0,85
2011				0,96	0,89	0,93	0,93	0,89	0,89	0,90	0,90	0,89	0,90	0,87	0,88	0,87
2012					0,90	0,95	0,92	0,87	0,90	0,89	0,89	0,85	0,86	0,83	0,84	0,83
2013						0,90	0,93	0,89	0,89	0,90	0,90	0,86	0,85	0,82	0,82	0,82
2014							0,92	0,93	0,93	0,89	0,92	0,91	0,89	0,86	0,84	0,86
2015								0,90	0,93	0,94	0,94	0,90	0,89	0,86	0,86	0,86
2016									0,94	0,90	0,93	0,97	0,93	0,90	0,90	0,93
2017										0,90	0,93	0,92	0,88	0,85	0,88	0,88
2018											0,97	0,90	0,94	0,92	0,92	0,89
2019												0,93	0,94	0,92	0,92	0,89
2020													0,96	0,93	0,91	0,93
2021														0,97	0,92	0,92
2022															0,92	0,92
2023																0,92

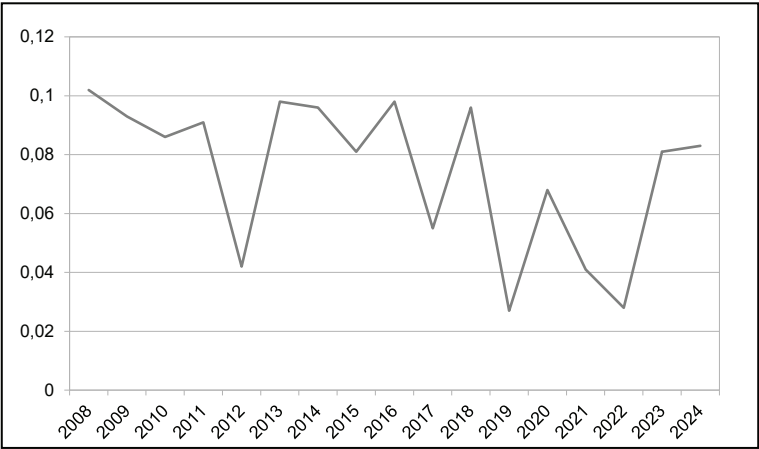


Figura 5. Andamento del tasso di turnover dal 2008 al 2024.

Il tasso di turnover nel periodo di studio è caratterizzato da valori che oscillano tra 0,027 (2019) e 0,102 (2008), con una tendenza lineare in regressione (Fig. 5). La media calcolata è pari a 0,074: la comunità nidificante presenta un basso tasso di turnover con la diminuzione delle specie nidificanti che non vengono sostituite da altre.

Rispetto alle normative di tutela e alle valutazioni sullo stato di conservazione a livello nazionale e europeo, nella Riserva Naturale le Bine nel periodo preso in esame hanno nidificato 8 specie in allegato I della Direttiva 79/409 “Uccelli”. In base alla classificazione proposta da Burfield *et al.* (2023) vi sono 2 specie SPEC 1 e 8 specie SPEC 3. In riferimento alla Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Gustin, 2021) hanno nidificato 6 specie tra quelle considerate minacciate (categorie VU, EN). Rispetto ai trend di conservazione (Nardelli *et al.*, 2015) hanno nidificato 25 specie con trend positivo, 16 con trend negativo, 5 con trend stabile, e 14 con trend sconosciuto. In base allo stato di conservazione in Italia (Gustin *et al.*, 2016), hanno nidificato 34 specie con status di conservazione favorevole, 15 inadeguato e 10 cattivo (Tab. 4; Figg. 6, 7).

Tabella 4. Numero di specie presenti nell’ allegato I della Direttiva CEE “Uccelli” 79/409, nell’elenco delle SPEC (Burfield *et al.*, 2023) e nella Lista Rossa delle specie nidificanti in Italia (Gustin *et al.*, 2021) che hanno nidificato dal 2008 al 2024.

Anno	Direttiva Uccelli	Classificazione SPEC		Lista Rossa Italiana	
	All. I	SPEC 1	SPEC 3	VU	EN
2008	8	2	7	3	2
2009	2	2	5	1	0
2010	3	2	6	2	0
2011	2	2	4	1	0
2012	2	2	5	1	0
2013	2	1	5	1	1
2014	2	1	5	1	1
2015	2	1	4	1	1
2016	1	1	3	0	0
2017	2	1	4	1	1
2018	2	1	1	0	0
2019	2	1	4	0	0
2020	2	1	3	0	0
2021	3	1	3	0	0
2022	3	1	3	0	0
2023	2	1	3	0	0
2024	0	1	3	0	0

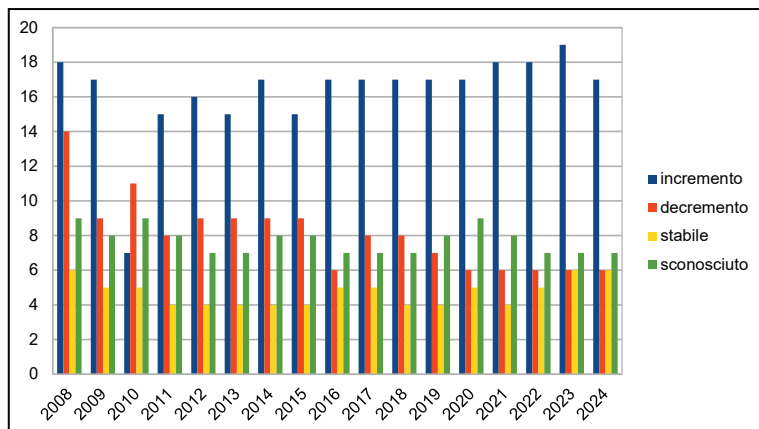


Figura 6. Variazione del numero di specie che hanno nidificato dal 2008 al 2024 in base al trend di conservazione (Nardelli *et al.*, 2015).

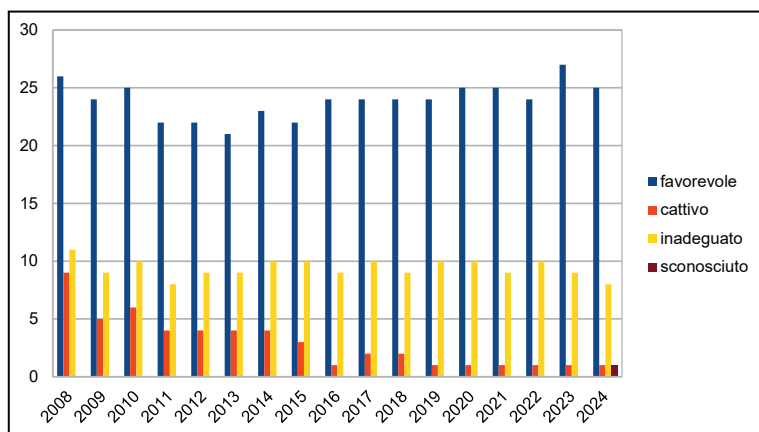


Figura 7. Variazione del numero di specie nel periodo di studio in base allo stato di conservazione in Italia (Gustin *et al.*, 2016).

DISCUSSIONE

Il processo di semplificazione e banalizzazione della comunità ornitica, in particolare di quella legata alla zona umida, rilevato nel periodo 1987-2007 (Cecere & Ravara, 2007) è proseguito negli anni, portando alla perdita, come nidificanti, di diverse specie legate a questo ambiente come *Ixobrychus minutus*, *Circus aeruginosus* e *Acrocephalus arundinaceus*. Mentre per altre specie come *Tachybaptus ruficollis* è emerso come, il fattore limitante per la sua presenza, sia rappresentato dalla disponibilità di un adeguato livello idrico nella lanca.

I risultati del monitoraggio pluridecennale svolto a Le Bine sono in linea con quanto riportato in altre aree con caratteristiche simili come il Parco di San Lorenzo di

Pegognana da Grattini & Nigrelli (2019) e con il quadro a livello nazionale (Gustin *et al.*, 2021). In particolare si evidenzia un calo per le specie legate alla zona umida, agli ambienti agricoli e a quelli aperti, a favore di specie legate agli ambienti forestali con un certo grado di maturità e, più in generale, a specie meno esigenti dal punto di vista ecologico, come evidenziato dalla diminuzione delle specie in allegato I della Direttiva “Uccelli” (Tab. 4), delle specie SPEC 1 e 3 (Tab. 4), delle specie considerate vulnerabili o in pericolo in base alla Lista rossa (Tab. 4), delle specie in decremento (Fig. 6) e infine di quelle in cattivo stato di conservazione (Fig. 7).

Alcuni fattori che hanno un notevole impatto sulla conservazione delle specie e degli habitat come l'isolamento geografico, la frammentazione degli habitat, la struttura della vegetazione, la trasformazione del territorio, l'uso di biocidi in agricoltura, l'elevato carico azotato delle acque del fiume Oglio, l'esiguità dell'area protetta (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961, Karr & Roth, 1971; Wilcox e Murphy, 1985; Soulé, 1986, Battisti, 2001, 2006; Bolpagni *et al.*, 2007), a Le Bine si sommano ad aspetti evidenziati più recentemente come la pensilizzazione della lanca (ovvero la disconnessione funzionale fra la lanca ed il fiume Oglio) e la gestione delle portate del fiume, portando ad una profonda modifica della vegetazione e della qualità delle acque, determinando, in conclusione, un analogo impoverimento di tutta la comunità ivi inclusa, ovviamente, quella ornitica.

Ciononostante è importante sottolineare come gli interventi di forestazione, l'apertura di radure, il mantenimento di alberi morti o deperienti (De Zan *et al.*, 2014, 2017), l'ampliamento o la creazione ex novo di aree umide siano importanti per offrire spazio a specie che, in altre aree geografiche, sono fortemente minacciate come *Streptotelia turtur* e, più in generale, ad assicurare che vi siano siti ove diverse specie, non solo quelle minacciate o inserite nelle categorie di tutela, possano trovare ambienti idonei per la nidificazione.

Si sottolinea, infine, l'importanza dei monitoraggi di lungo periodo per comprendere le dinamiche evolutive della comunità e per suggerire adeguate politiche gestionali.

Ringraziamenti. Grazie a Andrea Agapito Ludovici, Rossano Bolpagni, Pierandrea Brichetti, Fausto Leandri, Davide Meggiorini, Lella Rossetti e Guido Trivellini, per gli utili suggerimenti sul testo. Grazie ad Alessandro Pavesi per le osservazioni sul testo e per alcune indicazioni bibliografiche. Grazie ad Ernesto Cecere e a Ariel Brunner per la traduzione in inglese dell'abstract. Un ringraziamento particolare a Nunzio Grattini per il paziente lavoro di revisione del testo e per i molti consigli. Ringraziamo l'anonimo revisore che ha suggerito numerosi e utili suggerimenti per una migliore comprensione del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Agapito Ludovici A., Marchetti F. & Seghetti C., 1987. Le Bine. Studi e ricerche (1980-1986). WWF Lombardia, Quad. 4/87, Milano: 1-128.
- Agapito Ludovici A., 1988. Riserva naturale di Le Bine: stato di fatto ed interventi di gestione. T. d. L. in Sc. Biol. Fac. Sc. MM. FF. NN. Università degli Studi Milano:1-87.
- Agapito Ludovici A. & Cecere F., 1996. Parco dell'Oglio Sud. Riserva naturale Le Bine. Rinaturalizzazione di un terreno agricolo in un'area golenale del fiume Oglio. Parco Regionale dello Stirone, Atti del Convegno “Parchi fluviali e gestione delle aree demaniali”. Salsomaggiore (PR), 1996.

- Agapito Ludovici A. & Cecere F., 2003. La conservazione di una zona umida. La riserva naturale Le Bine. Trent'anni di gestione (1972-2002). Parco regionale Oglio Sud, I quaderni del Parco. N. 3, Calvatone: 1-120.
- Agapito Ludovici A., Cecere F., Bolpagni R., Bartoli M., Ferrari M. E., Pizzetti L., Rancati S., Ravara S., Salvarani M. & Toledo M. (2012). Evoluzione recente (1980-2009) della Riserva Naturale Le Bine (CR-MN): sintesi dello stato delle conoscenze sistemiche. In: Atti del convegno "Tutela ambientale del lago Trasimeno". ARPA Umbria, 324-333.
- Agazzi S., 2022. Rigogolo: 344-345. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Allegri M., 2000. Prospetto degli uccelli nidificanti nella Provincia di Cremona. Pianura 12: 117-140.
- Ambrosini R., Rubolini D., Trovò P., Liberini G., Bandini M., Romano A., Sicurella B., Scandolaria C., Romano M. & Saino N., 2012. Maintenance of livestock farming may buffer population decline of the barn swallow *Hirundo rustica*. Bird Conservation International, 22: 411-428.
- Assandri G., 2022. Torcicollo: 308-309. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Baccetti N. & Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020. Avocetta 45: 21-85.
- Battisti C., 2001. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati dalle riserve naturali "No-mentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia Centrale). Rivista Italiana di Ornitologia., 71: 115-123.
- Battisti C., 2006. I disturbi antropogenetici. In: C. Battisti (ed.). Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi editore: pp. 333-383.
- Baroni D., 2022. Picchio rosso minore: 324-325. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Battisti C., Dodaro G., Bombonato A., Cuizzi D., Vannuccini M., 2013. Selezione di specie ornitiche sensibili alla frammentazione come indicatori di rete ecologica: un caso di studio nell'Oltrepò Mantovano (Lombardia). Alula, 20: 21-31.
- Bauhus, J., Baber, K., & Müller, J., 2018. Dead wood in forest ecosystems. Advances in Ecological Research, 15. Israel Journal of Ecology and Evolution, 63(1): 19-27.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Blondel J., 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: Lamotte M., Bourlière F. (eds.). Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, Paris.
- Bolpagni R., Longhi D. & Bartoli M., 2007. Relazioni tra macrofite e stato trofico in ambienti umidi periferiali della pianura padana centrale. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol., 83: 145-150.
- Bolpagni R., Bartoli M. & Viaroli P., 2012. Species and functional plant diversity in a heavily impacted riverscape: Implications for threatened hydro-hygrophilous flora conservation. Limnologica, 43: 230-238.

- Boano G. & Bogliani G., 2022. Colombaccio: 118-119. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Bogliani G., 2022. Lodolaio: 334-335. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Brambilla M., 2022. Averla piccola: 346-347. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Brichetti P., Gariboldi A., 1997. Manuale pratico di ornitologia. Edagricole.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6 – Sylvidae-Paradoxornithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore. Bologna.
- Burfield IJ, Rutherford CA, Fernando E, Grice H., Piggott A., Martin RW, Balman M., Evans MI & Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International.
- Cecere F. & Ravara S., 2007. Variazione della comunità ornitica nidificante nella riserva naturale Le Bine (Mantova-Cremona) dal 1987 al 2007. Alula XIV (1-2): 9-37.
- Cecere F., Ravara S. & Trivellini G., 2011. Occupazione e biologia riproduttiva di *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Sturnus vulgaris* e *Passer montanus* in nidi artificiali nella Riserva naturale Le Bine (CR-MN): 1992-2009. Alula, 2011: 3-15.
- Cecere F., Agapito Ludovici A. & Ravara S., 2022. Nidificazione del Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus* Linnaeus 1758) nella riserva naturale e Oasi WWF Le Bine (CR-MN). Pianura, 41: 87-89.
- Centro Ricerche Produzioni Vegetali, 1999. Disciplinare di produzione integrata. Pioppo. Regione Emilia-Romagna: 1-16.
- Colli M., 1996. Il Piano di Gestione della Riserva Naturale WWF Le Bine: verifiche e aggiornamenti – Tesi di laurea in Scienze Naturali, Facoltà di Sc. MM., FF., NN., Università degli Studi di Milano: 1-125.
- Colli M., 1997. Indagine fitosociologica - anno 1997. WWF Lombardia - Riserva Naturale Le Bine, (ined.).
- De Zan, L. R., Battisti, C., & Carpaneto, G., 2014. Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation. *Community Ecology*, 15(2), 235-245.
- De Zan, L. R., de Gasperis, S. R., Fiore, L., Battisti, C., & Carpaneto, G. M., 2017. The importance of dead wood for hole-nesting birds: a two years study in three beech forests of central Italy. *Israel Journal of Ecology & Evolution* DOI: 10.1080/15659801.2016.1191168
- Fasola M., Cardarelli E. & Pellitteri-Rosa D., 2023. Relazione conclusiva monitoraggio ardeidi coloniali e specie associate: 1-55.
- Ferry C. & Frochot B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forest de chenes pedunculès en Bourgogne; étude de deux succession écologique. *Terre et Vie*, 2: 153-250.
- Galeotti P., 1987. Gufo comune. In Brichetti P. e Fasola M. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto: 107.
- Gariboldi A., Andreotti A. & Bogliani G., 2004. La conservazione degli uccelli in Italia. Strategie ed azioni. Alberto Perdisa editore: 482-492.

- Gargioni A., Grattini N., Balbo S. & Bellintani S., 2017. Osservazioni estive e prime nidificazioni di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nella bassa pianura orientale lombarda (province di BS, CR e MN). *Picus*, 43 (84): 85-93
- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 37: 143-181.
- Grattini N., Nigrelli G. & Bellintani S., 2017. Marcato aumento della popolazione nidificante di Allocco *Strix aluco*, in provincia di Mantova (Lombardia, Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 41: 37-40.
- Grattini N. & Nigrelli G., 2019. Variazione della comunità ornitica nidificante nel parco di San Lorenzo dal 2008 al 2018 (Pegognaga, Mantova). *Alula*, 26: 85-94.
- Grattini N., 2020. Il Tuffetto *Tachybaptus ruficollis* nidificante in provincia di Mantova (1985-2019). *Alula* 27 (1-2): 59-62.
- Grattini N. & Novelli F., 2022. Gli uccelli nidificanti in provincia di Mantova: fenologia, habitat, popolazione e trend. *Natura Bresciana*, 45: 17-53.
- Guenzani W., 2022. Sparviere: 288-289. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 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.
- Gustin M., Nardelli R., Brichetti P., Battistoni A., Rondinini C. & Teofili C. (compilatori), 2021. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 3-47.
- Ientile R. & Niederfringer O., 2022. Passera d'Italia: 526-527. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Ilahiane L., 2022. Sterpazzola: 450-451. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Lago T., 1990. Riserva naturale di "Le Bine" (Cr-Mn): verifica idrobiologica degli effetti dei lavori di riqualificazione ambientale. Tesi di Laurea in Sc. Biol. Fac. Sc. MM. FF. NN. Università degli Studi Milano: 1-105.
- Lebboroni M., 2022. Picchio rosso minore: 320-321. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Lloyd M. & Ghelardi R.J., 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. *Animal Ecology*, 33: 217-225.
- Karr J. R. & Roth R. R., 1971. "Vegetation Structure and Avian Diversity in Several New World Areas" *The American Naturalist* 105, no. 945 (Sep. - Oct., 1971): 423-435.
- MacArthur R. H. & MacArthur J. W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology*, 62: 594-598.
- Maffezzoli L. & Grattini N., 2003. Nidificazione di Sparviere, *Accipiter nisus*, e Lodolaio, *Falco sub-buteo*, in pioppeti coltivati del Mantovano. *Picus*, 29: 137-141.
- Maffezzoli L., 2024. Incarico per censimento avifauna acquatici, censimento garzaia Marcaria, controllo naturalistico territorio, produzione brevi filmati naturalistici didattici. Relazione finale: 1-11.

- Mencarelli M., 2022. Quaglia: 50-51. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Mezzavilla F., 2022. Falco pecchiaiolo: 268-269. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Marotto P., 2022. Nibbio bruno: 294-295. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Maselli M., 2022. Gruccione: 302-303. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Morganti M., 2022. Airone rosso: 182-183. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- 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.
- Pateri B., 2021. Analisi dell'avifauna nidificante nell'Oasi WWF Le Bine dal 1999 al 2021. T. di L. in Sc. e Tecnologie per l'ambiente. Dip. Sc. Ambiente e della Terra. Univ. Milano Bicocca: 1-31.
- Pavesi A., Meggiorini D., Maffezzoli L., Barattieri M., Aldi D., Armini A., Bagni L., Balasini L., Bergamaschi F., Braghiroli C., di Nardo M., Lovisetto F., Predieri C. & Soliani D., 2023. Presence of the Lesser Spotted Woodpecker *Dryobates minor* along the middle section of the Po river: a survey. Poster XXI Convegno Italiano di Ornitologi, Varese.
- Pezzo F., 2022. Tarabusino: 172-173. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Pielou E.C., 1966. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. Journal of Theoretical Biology, 13, 131-144.
- Ramellini S., 2022. Merlo: 482-483. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Ravara S., 2008-2024. Avifauna nidificante nella Riserva naturale Le Bine. Relazioni 2008-2024 (ined.).
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015. Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento dell'andamento delle popolazioni e del Farmland bird Index per la Rete Rurale Nazionale.
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2020. Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2020.

- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024. Farmland Bird Index nazionale e andamenti di popolazione delle specie in Italia nel periodo 2000-2024.
- Roscelli F., 2022. Tortora dal collare: 122-123. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Rossi G., 2022. Gallinella d'acqua: 148-149. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Scandolaro C., 2022. Upupa: 300-301. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Sgorlon G., 2022. Germano reale: 102-103. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5: 1-34.
- Solué M. E., 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Inc., Sunderland (Mass).
- Tirozzi P., Orioli V., Dondina O., Kataoka L. & Bani L., 2021. Species Traits Drive Long-Term Population Trends of Common Breeding Birds in Northern Italy. *Animals*, 3426.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. *Waldhygiene*, 8: 248-257.
- Velatta F., 2022. Cannaiola comune: 408-409. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Verducci D., 2022. Martin pescatore: 306-307. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglis L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- Viaroli P., Bartoli M., 2009. Ricerca ecologica e riqualificazione fluviale. *Riqualificazione fluviale*, 2: 15-22.
- Wilcox B. A. & Murphy D. D., 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist*. Vol. 125, No. 6 (Jun., 1985), pp. 879-887.
- Zavagno F., 1990, 1992, 1993. Studio fitosociologico sulla Riserva naturale Le Bine. (ined.).
- Zavagno F. & Colli M., 2000. L'impiego dei quadrati permanenti nel monitoraggio delle aree protette: il caso della Riserva naturale Le Bine. *Arch. Geobot.* Vol. 4 (1) 1998: 159-164.
- Zunino M., Zullini A., 1995. Biogeografia, la dimensione spaziale dell'evoluzione. Casa Editrice Ambrosiana: 1-139.

Appendice

Status delle specie nidificanti nel periodo 2008-2024

1. *Coturnix coturnix* Nonostante la presenza di aree apparentemente adatte, nel periodo in esame ha nidificato con certezza solo nel 2008. Questo potrebbe essere legato alla situazione generale della specie che, a livello provinciale, regionale e nazionale, appare in decremento (Grattini & Longhi, 2010, Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015, Brichetti & Fracasso, 2018, Tirozzi *et al.*, 2021) con uno stato di conservazione sfavorevole in Europa (Mencarelli, 2022).
2. *Phasianus colchicus* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 2 e 10. Presente in tutta la provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010), appare in netto aumento in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021). Il basso numero di coppie registrato nel 2024 è verosimilmente legato alla presenza di acqua su buona parte dell'area protetta da metà maggio a metà giugno.
3. *Anas platyrhynchos* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 2 e 6. Il trend di popolazione a livello nazionale ed europeo appare stabile (Sgorlon, 2022). Segnalato in aumento in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010) così come in Lombardia nel periodo 1992-2019 (Tirozzi *et al.*, 2021).
4. *Tachybaptus ruficollis* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame con un massimo di 5 coppie. A Le Bine il numero di coppie sembra legato positivamente al livello idrico nella zona umida; infatti, negli anni caratterizzati da alti livelli dell'acqua nella lanca il numero di coppie è aumentato (Ravara oss. pers). In provincia di Mantova è segnalato in calo negli ultimi 20 anni (Grattini, 2020).
5. *Columba palumbus* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 3 e 13 con una tendenza all'aumento (Pateri, 2021) così come registrato in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010), in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021), e a livello nazionale (Boano & Bogliani, 2022).
6. *Streptotelia turtur* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 4 e 10, con una tendenza all'aumento (Pateri, 2021). Segnalata in "vistosa diminuzione" per la provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010), in moderato aumento da Tirozzi *et al.*, 2021 per la Lombardia a differenza di Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024 che, sempre per la Lombardia, la indicano in declino moderato. A Le Bine ha verosimilmente beneficiato delle modifiche dell'uso del suolo che hanno determinato la presenza e l'alternanza di aree boscate, ambienti aperti e zone umide.
7. *Streptotelia decaocto* Ha nidificato nella cascina Le Bine, con regolarità in tutto

- il periodo in esame, con un numero di coppie variabile fra 1 e 2. Nel periodo 2000-2023 è indicata come stabile in Lombardia (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024), per altri autori, invece, è indicata in incremento a livello regionale (Tirozzi *et al.*, 2021) e nazionale (Roscelli, 2022).
8. *Cuculus canorus* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di territori variabile fra 1 e 5. Tirozzi *et al.* (2021) lo segnalano in leggero aumento in Lombardia, mentre in provincia di Mantova Grattini & Novelli (2022) lo indicano in diminuzione negli ultimi due decenni.
 9. *Gallinula chloropus* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 7 e 15. Ha presentato un calo solo nel 2012, a seguito di eventi di siccità prolungata che hanno coinvolto la zona umida. Negli ultimi anni la popolazione si sta ristabilendo, tornando al massimo storico del 2009 (Pateri, 2021). Ampiamente diffusa e ben distribuita sia a livello provinciale (Grattini & Novelli, 2022) che nazionale (Rossi, 2022). In Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicata in moderato calo (Tirozzi *et al.*, 2021).
 10. *Fulica atra* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 1 e 15 ad eccezione del 2022 quando, per la prolungata siccità che ha caratterizzato il periodo riproduttivo e determinato il prosciugamento della zona umida, non si è avuta la certezza della nidificazione. Al contrario, l'elevato numero di coppie del 2024 è verosimilmente legato al livello dell'acqua nella lanca che è stato alto per buona parte della stagione riproduttiva.
 11. *Ixobrychus minutus* Nel periodo in esame ha nidificato con certezza solo in tre anni. In Italia la specie è indicata in decremento (Pezza, 2022). Come riscontrato da Grattini & Nigrelli (2019) in un'area con caratteristiche simili nel mantovano, potrebbe aver risentito della rarefazione e della successiva scomparsa del fragmiteto da parte di una specie per la quale si suggerisce un ruolo importante come indicatore di frammentazione (Battisti *et al.*, 2013).
 12. *Ardea cinerea* Ha nidificato con regolarità in tutto il periodo in esame con un numero di coppie variabile fra 52 e 149. Le fluttuazioni del numero di coppie potrebbero essere legate a fattori di disturbo quali le operazioni di forestazione (svolte nel periodo invernale) e la senescenza degli alberi. In Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicata in aumento (Tirozzi *et al.*, 2021) mentre Fasola *et al.* (2023) la ritengono stabile pur con notevoli variazioni fra diverse aree della regione.
 13. *Ardea purpurea* Nel periodo in esame non vi è stata certezza della nidificazione. Nidifica nella vicina Riserva Naturale delle Torbiere di Marcaria e in altri siti del Parco Oglio Sud (Maffezzoli, 2024). In Italia il trend è considerato debolmente negativo (Morganti, 2022) così come a livello europeo (Birdlife, 2017). Come

già segnalato nel periodo precedente (Cecere & Ravara, 2007) la ridotta estensione e successiva scomparsa del canneto e, la modesta estensione delle fasce arboreo-arbustive, potrebbero aver influito negativamente sulla nidificazione. A livello regionale la popolazione appare stabile pur con fluttuazioni (Fasola *et al.*, 2023)

14. *Egretta garzetta* Solo una possibile nidificazione nel 2024 (Ravara, 2024). Nidifica nella vicina Riserva Naturale delle Torbiere di Marcaria e in altri siti del Parco Oglio Sud (Maffezzoli, 2024), così come in altre aree del mantovano (Grattini & Longhi, 2010). In Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicata in netto aumento da Tirozzi *et al.* (2021) e in diminuzione da Fasola *et al.* (2023).
15. *Phalacrocorax carbo* Ha nidificato solo nel 2017 con due coppie (Ravara, 2017). Nidificante localizzato in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010). per la Lombardia è considerato in aumento nel periodo 1992-2019 (Tirozzi *et al.*, 2021) stabile da Fasola *et al.*, 2023.
16. *Charadrius dubius* Non ha nidificato con certezza nel periodo in esame. Nel precedente periodo di studio (Cecere & Ravara, 2007) la specie veniva indicata come nidificante occasionale lungo il fiume Oglio e molto legata alle variazioni del livello dell'acqua e al disturbo antropico.
17. *Athena noctua* Ha nidificato con una coppia in tutto il periodo in esame. Presente in tutta la provincia di Mantova con una popolazione e trend non definiti (Grattini & Longhi, 2010).
18. *Asio otus* Ha nidificato con certezza solo in due anni. Indicato come diffuso in tutta la provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010). La scarsa contattabilità della specie potrebbe comunque sottostimarne la presenza (Galeotti, 1987).
19. *Otus scops* Possibile nidificazione nel 2019 e nel 2020. Segnalato in aumento ed espansione territoriale in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2016, Grattini & Novelli, 2022).
20. *Strix aluco* Ad eccezione di un anno, ha nidificato con continuità nel periodo in studio. Indicato come presente in maniera più ampia rispetto a quanto si pensasse in precedenza (Grattini *et al.*, 2017) in provincia di Mantova.
21. *Pernis apivorus* Ha nidificato con certezza per la prima volta nel 2018 (Ravara, 2018, Cecere *et al.*, 2022) e in maniera irregolare negli anni successivi. Nel mantovano era segnalata una sola possibile nidificazione nel 2006 (Grattini & Longhi, 2010), dal 2012 nidifica nella Riserva Naturale statale di Bosco Fontana (Gargioni *et al.*, 2017), in Italia la popolazione è ritenuta in aumento (Mezzavilla, 2022).
22. *Circus aeruginosus* L'ultima nidificazione accertata è del 2008, verosimilmente a causa della scomparsa del canneto. Nidifica regolarmente in provincia di

Mantova dove appare stabile o in calo in seguito alle pratiche di bruciatura del canneto (Grattini & Longhi, 2010).

23. *Accipiter nisus* La certezza della nidificazione è stata verificata solo nel 2023. Rispetto al passato è maggiormente distribuita in Pianura Padana (Guenzani, 2022). Maffezzoli & Grattini (2003) ipotizzavano una presenza consolidata e diffusa lungo i maggiori fiumi della Pianura Padana. A Le Bine, potrebbe aver beneficiato degli interventi di riforestazione.
24. *Milvus migrans* Ha nidificato irregolarmente a partire dal 2019. Nidifica irregolarmente in provincia di Mantova (Grattini & Novelli, 2022) e, recentemente, ha occupato nuovi settori in Pianura Padana (Marotto, 2022). Ciononostante in Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicata in calo (Tirozzi *et al.*, 2021).
25. *Upupa epops* Ha nidificato per la prima volta nel 2024. Segnalata in drastico calo in provincia di Mantova e presente in maniera occasionale nella bassa mantovana (Grattini & Novelli, 2022). Sul territorio nazionale appare distribuita in maniera omogenea (Scandolara, 2022) con una popolazione stabile (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
26. *Merops apiaster* Ha nidificato solo nel 2023 con 7 coppie sulla riva sinistra del fiume Oglio in corrispondenza del ponte. È una specie in aumento nel mantovano (Grattini & Novelli, 2022), in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024,) e più in generale in Pianura Padana (Maselli, 2022).
27. *Alcedo atthis* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame. Nel 2024 la nidificazione non è stata accertata a causa del livello del fiume che ha sommerso i siti di nidificazione presenti lungo la riva destra per buona parte della stagione riproduttiva. In provincia di Mantova è ben presente nel territorio (Grattini & Longhi, 2010). La popolazione italiana appare in declino (Verducci, 2022).
28. *Jynx torquilla* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame ed è risultato non nidificante negli ultimi anni. Indicato in calo nel mantovano (Grattini & Novelli, 2022), in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021) e sul territorio nazionale (Assandri, 2022, Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
29. *Picus viridis* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 2-4 coppie con una tendenza stabile (Pateri, 2021). Indicato in marcato aumento sia in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010) che sul territorio regionale (Tirozzi *et al.*, 2021).
30. *Dryobates minor* Solo una possibile nidificazione nel 2024 (Ravara, 2024). Lo status della specie in questo settore di pianura è poco conosciuto (Grattini & Longhi, 2010, Pavesi *et al.*, 2023) per quanto è segnalato in aumento negli ultimi due decenni da Grattini & Novelli (2022). La presenza di questo picide po-

trebbe essere sottostimata per le sue caratteristiche eco-etologiche (Lebboroni, 2022). A Le Bine potrebbe beneficiare della presenza di molti esemplari vetusti e morti di grosse piante di *Populus* sp. e *Salix alba* così come della necromassa legnosa presente negli impianti di forestazione (Bauhus *et al.*, 2018, De Zan *et al.* 2014, 2017).

31. *Picoides major* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 3-5 coppie con una tendenza alla stabilità (Pateri, 2021). Ben distribuito nel mantovano (Grattini & Longhi, 2010) è in notevole crescita in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021) e in Italia (Baroni, 2022).
32. *Falco tinnunculus* Nidificazione non accertata nel periodo in esame. La specie era segnalata in rapida espansione in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010) e, più recentemente, sul territorio regionale (Tirozzi *et al.*, 2021). Indicata come stabile da Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
33. *Falco subbuteo* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame. Negli anni '90 risultava la specie di rapace diurno nidificante più comune in provincia di Cremona (Allegri, 2000). Già Maffezzoli e Grattini (2003) ipotizzavano una maggiore presenza della specie lungo i fiumi mantovani seppur con densità e distribuzione minori rispetto alla parte più occidentale della Regione. In provincia di Mantova appare in moderata diminuzione dopo un vistoso aumento verificato tra il 2000 e il 2010 (Grattini & Novelli, 2022), mentre risulta in aumento sul territorio nazionale (Bogliani, 2022).
34. *Oriolus oriolus* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 2-5 coppie. Nel periodo 1992-2019 è indicato in aumento (Tirozzi *et al.*, 2021) in Lombardia, così come a livello nazionale, seppur con fluttuazioni locali (Agazzi, 2022).
35. *Lanius collurio* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame con l'ultima nidificazione accertata nel 2017. Segnalata in calo a livello regionale e nazionale (Brambilla, 2022; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
36. *Garrulus glandarius* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-2 coppie. In provincia di Mantova Grattini & Longhi (2010) citano una rapida espansione della specie, così come nel resto della Lombardia nel periodo 1992-2019 (Tirozzi *et al.*, 2021).
37. *Pica pica* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-3 coppie. A livello regionale è considerata in forte incremento (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
38. *Corvus corone cornix* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 5-10 coppie. A livello regionale nel periodo 2000-2023 è considerata stabile (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024), mentre nel periodo 1992-2019 è indicato in leggero aumento (Tirozzi *et al.*, 2021).

39. *Cyanistes caeruleus* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 3-8 coppie con un trend in diminuzione (Pateri, 2021) in contrasto con la tendenza a livello regionale (Tirozzi *et al.*, 2021).
40. *Parus major* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 10-35 coppie. Tale notevole variazione potrebbe essere stata determinata, almeno in parte, dall'installazione di cassette nido artificiali, presenti fino al 2018 (Cecere *et al.*, 2011). Ben distribuita in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010), nel periodo 1992-2019 è indicata in forte aumento in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021).
41. *Galerida cristata* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame con 1-3 coppie. Segnalata come nidificante in maniera frammentata e in calo in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010) e in moderato calo a livello nazionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
42. *Cisticola juncidis* Ha nidificato irregolarmente nel periodo in esame con 1-4 coppie, con un andamento in crescita. In provincia di Mantova la presenza della specie è segnalata come frammentaria con ampie fluttuazioni della popolazione (Grattini & Novelli, 2022).
43. *Hippolais polyglotta* Dal 2008 al 2015 ha nidificato irregolarmente, dal 2016 ha nidificato tutti gli anni con 1-4 coppie, con un trend in aumento (Pateri, 2021) in accordo con la tendenza regionale (Tirozzi *et al.*, 2021).
44. *Acrocephalus palustris* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-15 coppie. Ben diffuso nel territorio mantovano (Grattini & Longhi, 2010). In Italia nel periodo 2000-2014 è indicato in declino moderato (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015).
45. *Acrocephalus scirpaceus* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-7 coppie. Nel mantovano è considerata nidificante in tutte le zone umide dove vi sia del canneto (Grattini & Longhi, 2010). A livello nazionale si registra un declino della popolazione nidificante (Velatta, 2022).
46. *Acrocephalus arundinaceus* L'ultima nidificazione accertata per la specie è stata nel 2008, verosimilmente a causa della scomparsa delle formazioni di *Phragmites australis* che rappresentano la formazione vegetale quasi esclusiva per la sua riproduzione (Brichetti & Fracasso, 2010). È segnalato in calo in provincia di Mantova (Grattini & Novelli, 2022).
47. *Hirundo rustica* Ha nidificato dal 2008 al 2014 con una coppia. A livello nazionale ha subito un deciso declino, con un calo del 53% in Pianura Padana nel periodo 2001-2010 (Ambrosini *et al.*, 2012). In Lombardia nel periodo 2000-2023 è segnalata in declino moderato (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).

48. *Cettia cetti* Ha nidificato irregolarmente con un massimo di 9 coppie nel 2008 a cui ha fatto seguito un rapido declino (Pateri, 2021). A livello nazionale fino a pochi anni fa era ritenuta stabile o in lieve incremento (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2011), più recentemente è indicato in moderato declino (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
49. *Aegithalos caudatus* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 2-5 coppie. Sia a livello regionale che a livello nazionale risulta in moderato aumento (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015; Tirozzi *et al.*, 2021). A Le Bine ha verosimilmente beneficiato degli interventi di forestazione.
50. *Sylvia atricapilla* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 26-45 coppie. Sia a livello regionale che a livello nazionale risulta in moderato aumento (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015; Tirozzi *et al.*, 2021).
51. *Sylvia communis* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-5 coppie, con un andamento in aumento (Pateri, 2021). A Le Bine ha verosimilmente beneficiato dal mantenimento degli ambienti aperti. Segnalata in declino e con una popolazione frammentata in provincia di Mantova (Grattini & Novelli, 2022). A livello nazionale si registra una moderata rarefazione in particolare in alcuni settori fra i quali la Pianura Padana (Ilahiane, 2022).
52. *Sturnus vulgaris* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 50-100 coppie. A livello regionale è indicato in declino moderato (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
53. *Turdus merula* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 4-10 coppie. In Lombardia è indicato in aumento nel periodo 1992-2019 (Tirozzi *et al.*, 2021). A livello nazionale il trend di popolazione è positivo (Ramellini, 2022).
54. *Muscicapa striata* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 2-6 coppie. In provincia di Mantova è segnalato come nidificante lungo i boschi ripariali e nei residui di boschi planiziali (Grattini & Longhi, 2010). In Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicato in forte aumento (Tirozzi *et al.*, 2021).
55. *Luscinia megarhynchos* Ha nidificato con regolarità nel periodo in esame con 25-32 coppie, con un trend stabile (Pateri, 2021) a differenza di quanto registrato a livello regionale dove è segnalato in moderato declino (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
56. *Saxicola torquatus* Solo una possibile nidificazione nel 2010. Per la provincia di Mantova è indicato come ben distribuito ma influenzato negativamente dalla meccanizzazione agricola (Grattini & Longhi, 2010), nel cremonese appare in drastico calo (Ravara oss. pers.). È segnalato in forte declino in Lombardia (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
57. *Passer italiae* Ha nidificato con meno di 10 coppie fino al 2012. Segnalato in

decremento in provincia di Mantova in maniera analoga a quanto osservato nel resto d'Italia (Grattini & Longhi, 2010). A livello regionale è indicata in forte declino (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024) così come a livello nazionale (Ientile & Niederfringer, 2022).

58. *Passer montanus* Ha nidificato fino al 2010 con circa 20-50 coppie. Grattini & Longhi (2010) la indicavano in decremento in provincia di Mantova. Più recentemente, viene indicata in declino in Lombardia (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024;) così come a livello nazionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2020; Tirozzi *et al.*, 2021).
59. *Motacilla flava* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 3-6 coppie. In provincia di Mantova è segnalata come nidificante lungo i corsi d'acqua e in calo rispetto al passato (Grattini & Longhi, 2010). Sia a livello regionale che nazionale risulta in declino moderato (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
60. *Fringilla coelebs* Ha nidificato in maniera irregolare nel periodo in esame con 1-2 coppie. Ben distribuito in provincia di Mantova (Grattini & Longhi, 2010). Più recentemente in Lombardia nel periodo 1992-2019 è indicato in calo (Tirozzi *et al.*, 2021).
61. *Carduelis chloris* Ha nidificato in maniera irregolare nel periodo in esame con 1 coppia. Indicato come comune nel mantovano (Grattini & Longhi, 2010) è segnalato in declino sia in Lombardia che sul territorio nazionale (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).
62. *Carduelis carduelis* Ha nidificato regolarmente nel periodo in esame con 1-2 coppie. Distribuito in tutto il territorio della provincia di Mantova, è segnalato in forte declino sia in Lombardia che su scala nazionale (Tirozzi *et al.*, 2021; Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2024).

IMPATTO DEL PARROCCHETTO DAL COLLARE *Psittacula krameri* SU UNA COLTIVAZIONE DI MANDORLO *Prunus dulcis* NEL LAZIO

LORENZO DI BIAGIO ⁽¹⁾, FABIOLA FONTANA ⁽²⁾ & FULVIO FRATICELLI ⁽³⁾

⁽¹⁾ lorenzodibiagio1.99@gmail.com

⁽²⁾ Maccarese S.p.A Società Agricola Benefit, Viale Maria 423, 00054 Maccarese, Fiumicino (Roma),
fabiolafontana@maccaresepa.com

⁽³⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Piazza Margana 40, 00186 Roma,
f_fraticelli@hotmail.com indirizzo per corrispondenza
<http://orcid.org/0000-0003-3999-3663>

Abstract - Impact of the Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* on an Almond *Prunus dulcis* crop in the Lazio Region. The Rose-ringed Parakeet is an invasive alien species known to cause severe damage to agricultural crops, including Almond. We monitored a 120 ha super-intensive Almond orchard at the Maccarese farm (Fiumicino, Italy) from February 2024 to April 2025, recording parakeet presence and feeding activity. The species exhibited erratic behavior, with strong daily fluctuations in abundance (from >150 individuals to only a few), and feeding activity was mainly concentrated along orchard margins. Different types of impact were observed:

1. Post-harvest and winter – feeding on fallen almonds and apical vegetative buds, with no relevant production loss.
2. Flowering – damage to ~15% of flowers, consumed for nectar and pollen.
3. Fruit set and ripening – direct consumption of almonds and cutting of fruit-bearing branches, causing both immediate yield losses and reduction of future fruiting potential.

A trial consisting of topping the adjacent windbreak hedge temporarily reduced parakeet presence, although its long-term effectiveness remains uncertain. Our results highlight flowering and fruit set as the most critical stages for economic losses, while the species' erratic occurrence complicates the implementation of effective control strategies.

Key words: Rose-ringed Parakeet, Almond, crop damage, Lazio.

Riassunto - Il Parrocchetto dal collare è una specie aliena invasiva che può arrecare gravi danni alle colture agricole, tra cui il mandorlo. Abbiamo monitorato da febbraio 2024 ad aprile 2025 un mandorleto superintensivo di 120 ha nell'azienda agricola Maccarese (Fiumicino), registrando la presenza e l'attività trofica della specie. I parrocchetti hanno mostrato un comportamento erratico, con fluttuazioni numeriche giornaliere (da >150 individui a pochi esemplari), concentrando l'attività nelle fasce marginali degli appezzamenti. Sono state osservate diverse tipologie di impatto:

1. Periodo post-raccolta e inverno – consumo delle mandorle cadute e delle gemme vegetative apicali, senza effetti produttivi rilevanti.
2. Fioritura – danneggiamento di circa il 15% dei fiori, alimentandosi di nettare e polline.
3. Allegagione e maturazione – consumo diretto dei frutti e recisione di rami con mandorle e gemme, con perdite sia di produzione annuale sia di rami fruttiferi per l'anno successivo.

Un intervento sperimentale di capitozzatura della siepe frangivento prossimale ha ridotto temporaneamente la frequenza della specie, ma l'efficacia a lungo termine resta incerta. I risultati indicano che le fasi più critiche per i danni economici sono fioritura e allegagione, e che la variabilità spaziale e temporale della specie rende complessa l'applicazione di misure di contenimento.

Parole chiave: Parrocchetto dal collare, Mandorlo, danni alle coltivazioni, Lazio.

INTRODUZIONE

Il Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* è una delle specie aliene e invasive che crea maggiori problemi alle biocenosi autoctone e alle attività umane (ad es.: Mack *et al.*, 2000; Kumschick & Nentwig, 2010; Menchetti & Mori, 2014; White *et al.*, 2019; Jackson, 2021). Uno degli impatti maggiori avviene nei confronti delle attività agricole (ad es.: Dhindsa & Saini, 1994; Ahmad *et al.*, 2012; Khan *et al.*, 2013; Dulera, 2022; Reddy *et al.*, 2022) e questo è evidente anche nel nostro paese (Battisti & Fanelli, 2022). La mancanza di dati scientifici circostanziati, molto spesso solo aneddotici, sui danni arrecati dalle specie aliene e invasive alle attività agricole, evidenziata da Strubbe *et al.* (2011), ha portato a notevoli ritardi nella applicazione di piani d'intervento con difficoltà non superabili una volta che la specie problematica ha consolidato il suo comportamento impattante. In Italia la specie è ancora localizzata come nidificante in ambienti urbani (Mori, 2022), ma a livello globale ci sono evidenze di espansione anche in ambiti rurali (Pârâu, *et al.*, 2016). La popolazione italiana era stimata nel 2016 in 9.200 individui (Pârâu, *et al.*, 2016), ma è stata evidenziata una capacità di crescita nella popolazione romana di tipo esponenziale (Fratlicelli, 2014) e, in generale, è una delle specie con la più alta capacità di crescita numerica a livello mondiale (Balmer *et al.*, 2013; Hernández-Brito *et al.*, 2022) riuscendo, in alcuni casi, a raddoppiare la popolazione in circa tre anni e mezzo (Shiels & Kalodimos, 2019). È noto che tra le coltivazioni danneggiate dal Parrocchetto dal collare ci sia anche il Mandorlo *Prunus dulcis* (Sandhu & Chakravarthy, 1982) e questo è stato evidenziato anche nel nostro Paese a Genova (Spanò & Truffi, 1986), e a Roma, in un piccolo appezzamento sperimentale (Mentil *et al.*, 2018), senza però poter determinare l'impatto a livello più ampio e senza seguire l'intero ciclo vegetativo delle piante. In questo lavoro abbiamo valutato durante l'intero corso dell'anno i danni arrecati dal Parrocchetto dal collare in una coltivazione super estensiva di mandorlo.

AREA DI STUDIO MATERIALI E METODI

Abbiamo svolto la ricerca all'interno della azienda agricola Maccaresse S.p.A. (41°52'N – 12°13'E), estesa 3.200 ha (Mazzù *et al.*, 2022; Colafranceschi & Martini, 2024) che, a sua volta, è situata all'interno della Riserva Naturale Statale del Litorale Romano nel comune di Fiumicino (Roma). La superficie utilizzata per le attività agricole si estende per 2.400 ha utilizzati principalmente per la coltivazione di cereali, proteaginose, foraggi e ortaggi. È inoltre presente un allevamento di vacche da latte con 3.600 capi. Nel 2019 è iniziata la piantumazione di un mandorleto superintensivo dalla superficie di 120 ha, suddiviso in vari appezzamenti, utilizzando le seguenti cultivar di *Prunus dulcis*: Lauranne Avijor, Soleta, Vialfas, Makako, Guara (Gazzola & Fontana, 2020). Gli alberi sono posizionati in file distanti 3,8 m l'una dall'altra e la distanza d'impianto è 1,2 m. Al raggiungimento della fase produttiva le piante hanno un'altezza di 3,5 m e una larghezza di circa 1,4 m. L'azienda dista circa 15 km dal Grande Raccordo Anulare, quindi dalle aree a maggior densità di siti

di nidificazione, e circa 7 km dai bordi del minimo poligono convesso che racchiude tutti i siti di nidificazione del Parrocchetto dal collare nel Lazio (Fratricelli & Montemaggiori, 2025).

In Italia la superficie di mandorleti era nel 2024 di 53.386 ha con una produzione di 79.092 Mg (<http://stra-dati.istat.it/Mobile/Tables.aspx?QueryId=33705#>). È comunque da considerare che, sia a seguito dei cambiamenti climatici sia della selezione di cultivar a fioritura tardiva che sfuggono così alle gelate di fine inverno, la coltivazione del mandorlo, anche a causa della forte richiesta del mercato, si sta diffondendo anche in aree più a nord della nostra penisola rispetto a quelle storiche del centro e del sud. Nel Lazio, come nel resto d'Italia, la coltivazione del mandorlo è in forte aumento (Pica *et al.*, 2022) anche grazie a sistemi di coltivazione innovativi (Sottile *et al.*, 2014) ed è quindi fondamentale valutare i potenziali danni arrecati da specie invasive. Abbiamo effettuato osservazioni sulla presenza del Parrocchetto dal collare durante la mattinata con frequenza almeno ogni 15 giorni su tutti gli appezzamenti di mandorleto, ma in particolare sugli appezzamenti di Fig.1 da febbraio 2024 ad aprile 2025.



Figura 1. Appezzamenti coltivati a mandorlo dove sono stati effettuati i rilievi di presenze del parrocchetto dal collare.

RISULTATI E CONCLUSIONI

Antecedentemente ai primi giorni febbraio 2024 la presenza della specie nell'area era stata casuale, successivamente abbiamo cominciato a osservare un numero di individui difficilmente quantificabile a causa dei continui movimenti, ma frequentemente nettamente superiore a 150. Si alimentavano delle mandorle cadute in terra, dopo la raccolta meccanizzata effettuata da metà settembre, e quantificabile nel 2%

della produzione (Fig. 2). L'attività trofica avveniva quasi esclusivamente in una fascia di circa 30 m dal bordo del campo, a ridosso di una siepe frangivento di eucalitti e altre specie arboree alta mediamente circa 10 m. Nel giro di pochi giorni tutte le mandorle cadute in terra sono state rotte e l'endocarpo mangiato.



Figura 2. Mandorle cadute in terra e mangiate dai Parrocchetti dal collare.

Dopo la caduta delle foglie dei mandorli, durante tutta la stagione invernale 2024 fino ai primi giorni di febbraio, abbiamo osservato i Parrocchetti dal collare che hanno frequentato l'area di studio, sempre in numero estremamente variabile e senza un'apparente regolarità, alimentarsi delle gemme vegetative a legno sui rami apicali, apparentemente disinteressandosi di quelle in via di differenziazione florale. Questi due tipi di gemme presentano differenze sostanziali per quanto concerne la loro biochimica. Le gemme floreali presentano una maggiore quantità di zuccheri solubili e/o amidi rispetto a quelle a legno (ad es.: Wang *et al.*, 2023). È noto per altre specie arboree che la quantità di zuccheri presenti nelle gemme a fiore diminuisce gradualmente durante la stagione invernale (Shang *et al.*, 2022) non è quindi comprensibile perché i Parrocchetti dal collare non effettuino una selezione nei confronti delle

gemme con un contenuto maggiormente energetico. Da un punto di vista produttivo questo comportamento non crea problemi perché la parte apicale dei rami, quella che viene colpita dall'attività trofica dei Parrocchetti dal collare, verrà eliminata durante la potatura. La fioritura, in relazione alle varie cultivar, dura da due a tre settimane e in questo lasso di tempo abbiamo riscontrato che i Parrocchetti dal collare arrecano gravi danni agli alberi. In una fascia di circa 50 m dal bordo del campo sono stati distrutti circa il 15% dei fiori che vengono aperti con il becco nella parte basale del ricettacolo per alimentarsi di nettare e polline (Figg. 3 e 4). Non tutti i fiori rinvenuti in terra presentavano segni di attività trofica poiché abbiamo osservato che molti venivano recisi e immediatamente lasciati cadere.



Figura 3. Fiore di mandorlo con la base del ricettacolo aperta con il becco dal Parrocchetto dal collare.

Dopo l'allegagione i Parrocchetti dal collare che frequentavano l'area, sempre in maniera apparentemente casuale e limitatamente a una fascia di circa 100 m dal bordo del campo, oltre ad alimentarsi delle mandorle in maturazione direttamente sull'albero (Fig. 5), tagliavano con il becco un alto numero di rami contenenti i frutti, in alcuni casi anche il 50% di un'intera pianta, alimentandosi tenendoli con la zampa. Questo comportamento provoca danni notevoli perché su questi rami sono presenti anche le gemme che daranno i brindilli per l'anno successivo.



Figura 4. Fiori di mandorlo recisi dal Parrocchetto dal collare durante l'attività trofica.



Figura 5. Mandorle mangiate dal Parrocchetto dal collare direttamente sugli alberi durante la fase di maturazione.

In tutte le fasi della ricerca il numero dei Parrocchetti dal collare presenti è stato sempre estremamente variabile, passando da più di 150 individui a pochissimi individui il giorno successivo. Questo comportamento fa ipotizzare che il mandorlo sia solo una delle risorse trofiche nell'area frequentata, che la disponibilità alimentare all'interno dell'*home range* sia in tutte le stagioni particolarmente abbondante e che venga applicato un comportamento da erratici, senza una specifica fedeltà a uno specifico sito di alimentazione. Queste fluttuazioni numeriche renderebbero molto problematica la calibrazione di eventuali metodi di controllo. La fascia più colpita dalla attività trofica dei Parrocchetti dal collare è stata in tutte le fasi vegetative quella più marginale in rapporto al sesto d'impianto, come già riscontrato in altre situazioni (Mentil *et al.*, 2018). Per questo motivo nel mese di gennaio 2025 è stata effettuata un'operazione di capitozzatura degli alberi della siepe frangivento prossimale e, apparentemente, è diminuito nei giorni successivi il numero dei Parrocchetti dal collare che frequentavano l'area. Su queste alberature i parrocchetti si appollaiavano sia per riposo sia come sito sicuro se disturbati. A causa delle fluttuazioni numeriche insite nel comportamento della specie è difficile avere certezza sul risultato dell'intervento e sulla persistenza nel tempo dell'efficacia. Nonostante gli interventi di contenimento abbiano per questa specie risultati molto limitati (Klug *et al.*, 2019), il periodo migliore per intervenire è quello durante la fioritura poiché è un momento molto sensibile per le piante e gli eventuali effetti positivi si potrebbero ripercuotere anche nel successivo periodo di allegagione.

BIBLIOGRAFIA

- Ahmad S., Khan H.A. & Javed M., 2012. An estimation of Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) depredations on Citrus, Guava and Mango in orchard fruit farm. International Journal of Agriculture & Biology, 14: 149–152.
- Balmer D.E., Gillings S., Caffrey B., Swann R., Downie I. & Fuller R., 2013. Bird Atlas 2007 – 2011: the breeding and wintering birds of Britain and Ireland. BTO Thetford, Norfolk
- Battisti C. & Fanelli G., 2022. Foraging diet of the two commonest non-native parakeets (Aves, Psittaciformes) in Italy: assessing their impact on ornamental and commercial plants. Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali, 33: 431-439.
- Colafranceschi S. & Martini A., 2024. Maccarese 1925-2025. Storia di una comunità, di un territorio, di un'impresa. Donzelli Editore, Roma.
- Dhindsa M.S. & Saini H.K., 1994. Agricultural ornithology: an Indian perspective. Journal of Bio-Science, 19: 391-402.
- Dulera J.G., 2022. Fruit damage by rose-ringed parakeet, *Psittacula krameri* (Scopoli) in pomegranate orchard. Pharma Innovation Journal, 11: 981-988.
- Fraticelli F., 2014. The rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* in a urban park: demographic trend, interspecific relationships and feeding preferences (Roma, central Italy). Avocetta, 38: 23-28.
- Fraticelli F. & Montemaggiore A., 2025. From city to countryside: the case of the Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri* in Lazio (Central Italy). Alula, 32: 31-39.
- Gazzola E. & Fontana F., 2020. Maccarese investe sul mandorlo superintensivo. L'Informatore Agrario, 28: 27-30.

- Hernández-Brito D., Carrete M. & Tella J.L., 2022. Annual censuses and citizen science data show rapid population increases and range expansion of invasive rose-ringed and monk parakeets in Seville, Spain. *Animals*, <https://doi.org/10.3390/ani12060677>
- Jackson H.A., 2021. Global invasion success of the Rose-ringed Parakeet: 159-172 In: Pruett-Jones S. (ed.). *Naturalized parrots of the world*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Khan H.A., Javed M., Tahir A. & Kanwal M., 2013. Limiting the Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) damage on guava (*Psidium guajava*) and mango (*Mangifera indica*) with an ultrasonic sound player in a farmland of Faisalabad, Pakistan. *African Journal of Agricultural Research*, 8: 6608-6614.
- Klug P.E., Bukoski W.P., Shiels, A.B, Kluever B.M. & Siers S.R., 2019. Critical review of potential control tools for reducing damage by the invasive Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) on the Hawaiian Islands. Unpublished Final Report QA-2836. USDA APHIS WS NWRC. Fort Collins, CO.
- Kumschick, S. & Nentwig, W., 2010. Some alien birds have as severe an impact as the most effective alien mammals in Europe. *Biological Conservation* 143: 2757–2762.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Mazzù M.F., Benetton A., Baccelloni A. & Lavini L., 2022. Maccarese - From agriculture to food tech: trading-up and de-commoditizing valuable raw materials. Luiss, Roma.
- Menchetti M. & Mori E., 2014. Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. *Ethology Ecology & Evolution*, 26: 172-194.
- Mentil L., Battisti C. & Carpaneto G.M., 2018. The impact of *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769) on orchards: first quantitative evidence for Southern Europe. *Belgian Journal of Zoology*, 148: 129-134.
- Mori E., 2022. Parrocchetto dal collare: 342-343. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di). *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Pârâu L.G., Strubbe D. & Mori E., 2016. Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* populations and numbers in Europe: a complete overview. *Open Ornithology Journal*, 9: 1-13.
- Pica A.L., Silvestroni C., Mariotti R. & Cristofori V., 2022. Meglio le cultivar tardive per i mandorleti laziali. *L'Informatore Agrario*, 21: 36-41.
- Reddy R., Sunitha V., Rajashekhar M., Aruna Sri I., Baja N., Venkateswarlu P., Rao AVL N. & Vasudeva Rao V., 2022. Reduction of Rose-Ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) damage in sunflower crop in Telangana. *Agriculture Association of Textile Chemical and Critical Reviews Journal*, <https://doi.org/10.58321/AATCCReview.2022.10.04.06>
- Sandhu P.S. & Chakravarthy S., 1982. Rose-ringed Parakeet damage to almonds at Ludhiana in Punjab. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 523: 14-21.
- Shang C., Cao X., Tian T., Hou Q., Wen Z., Qiao G. & Wen X., 2022. Cross-talk between transcriptome analysis and dynamic changes of carbohydrates identifies stage-specific genes during the flower bud differentiation process of Chinese cherry (*Prunus pseudocerasus* L.). *International Journal of Molecular Sciences*, <https://doi.org/10.3390/ijms232415562>
- Shiels A.B. & Kalodimos N.P., 2019. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 15. *Psittacula krameri*, the Rose-Ringed Parakeet (Psittaciformes: Psittacidae). *Pacific Science*, 73: 421-449.

- Sottile F., Barone E., Barbera G. & Palasciano M., 2014. The Italian almond industry: new perspectives and ancient tradition. *Acta Horticulturae*, 1028: 401-407.
- Spanò S. & Truffi G., 1986. Il Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri*, allo stato libero in Europa, con particolare riferimento alle presenze in Italia, e primi dati sul Pappagallo monaco, *Myiopsitta monachus*. *Rivista italiana di Ornitologia*, 56: 231-239.
- Strubbe D., Shwartz A. & Chiron F., 2011. Concerns regarding the scientific evidence informing impact risk assessment and management recommendations for invasive birds. *Biological Conservation*, 144: 2112–2118.
- Wang, S., Chen X., Liu S., Zhang, X., Li Y., Shang, W., Song, J., Tian J., Li X. & Xing L., 2023. Comparative proteomic and metabonomic profiling of buds with different flowering capabilities reveal novel regulatory mechanisms of flowering in apple. *Plants*, <https://doi.org/10.3390/plants12233959>
- White R.L., Strubbe D., Dallimer M., Davies Z.G., Davis A.J.S., Edelaar P., Groombridge J., Jackson H.A., Menchetti M., Mori E., Nikolov B.P., Pârâu L.G., Pečnikar Ž.F., Pett, T.J., Reino L., Tollington S., Turbé A. & Shwartz A., 2019. Assessing the ecological and societal impacts of alien parrots in Europe using a transparent and inclusive evidence mapping scheme. *NeoBiota*, 48: 45-69.

VARIAZIONI STAGIONALI DELLA FENOLOGIA DEL CANTO DEI PASSERIFORMI IN UN PARCO URBANO DI ROMA

FULVIO FRATICELLI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Piazza Margana 40 - 00186 Roma

f_fraticeili@hotmail.com

<http://orcid.org/0000-0003-3999-3663>

Riassunto – Lo studio ha analizzato la fenologia dell'attività canora di alcune specie di passeriformi nel contesto urbano di Villa Borghese (Roma), utilizzando un protocollo standardizzato su 14 anni (2003–2016) e oltre 2.100 transesti. Sono stati considerati esclusivamente i canti chiaramente territoriali, escludendo richiami e versi di allarme o di contatto. L'analisi ha valutato la distribuzione temporale del canto per ciascuna specie, verificando la normalità delle distribuzioni e l'eventuale presenza di bimodalità. Il periodo migliore durante la stagione riproduttiva per avere il maggior rendimento utilizzando le emissioni canore è risultato quello tra la terza decade di marzo e la terza di aprile. La fenologia canora urbana risulta influenzata da fattori ambientali e antropici, come l'inquinamento acustico e l'illuminazione artificiale. Le differenze nei pattern di canto tra specie e rispetto a dati di ambienti naturali evidenziano l'importanza di analisi locali per evitare sottostime nei monitoraggi avifaunistici. Questi dati sono utili per ottimizzare i monitoraggi e comprendere meglio l'ecologia urbana degli uccelli canori.

Parole chiave – Passeriformi, fenologia del canto, parco urbano.

Abstract – **Annual phenology of song in passerine birds in an urban park in Rome.** This study analyzed the phenology of vocal activity in several passerine species within the urban environment of Villa Borghese (Rome), using a standardized protocol over a 14-year period (2003–2016) and more than 2,100 transects. Only clearly territorial songs were considered, while calls and alarm or contact vocalizations were excluded. The analysis assessed the temporal distribution of singing activity for each species, testing for normality and potential bimodality in the data. The period between the third ten-day interval of March and the third of April proved to be the most effective during the breeding season for maximizing detection based on song emissions. Urban song phenology appeared to be influenced by both environmental and anthropogenic factors, such as noise pollution and artificial lighting. Differences in song patterns among species and compared to natural habitats highlight the importance of site-specific analyses to avoid underestimation in bird surveys. These findings are valuable for improving monitoring strategies and enhancing our understanding of the urban ecology of songbirds.

Key words – Passerine birds, phenology of song, urban park.

INTRODUZIONE

Lo studio delle emissioni canore degli uccelli sta avendo un forte interesse scientifico negli ultimi anni (ad es.: Buxton *et al.*, 2016; Singh Alvarado *et al.*, 2021; Mooney, 2022; Kawaji *et al.*, 2024; Cirone & Goldberg, 2025) anche con approcci innovativi (Sueur *et al.*, 2008; Lellouch *et al.*, 2014) e con l'introduzione del concetto dei paesaggi sonori (*soundscapes*) (ad es.: Haselmayer & Quinn, 2000; Celis-Murillo *et al.*, 2009; Farina *et al.*, 2011a, 2011b; Farina & Pieretti, 2014; Hedblom, 2014; Hao *et al.*, 2020). Gli uccelli usano il canto per rivendicare il territorio e attrarre un

partner (Marler, 2006; Slater, 2008), ma le varie attività umane posso alterare questo comportamento (Gasc *et al.*, 2013), in particolare i rumori (Slabbekoorn & Ripmeester, 2008); logicamente questo è più evidente nei parchi urbani rispetto ad ambienti forestali extraurbani. La frequenza di attività canora negli uccelli è estremamente variabile durante la stagione riproduttiva (Slagsvold, 1977; Wilson & Bart, 1985; Towsey *et al.*, 2014; Francomano *et al.*, 2020) e, in alcuni casi, si protrae anche oltre (Fratlicelli & Montemaggiori, 1992). Conoscere la fenologia di canto delle specie presenti in una determinata area è fondamentale per evitare sottostime nei rilevamenti che possono essere estremamente importanti (Singer *et al.*, 2025). In questo studio ho voluto analizzare la fenologia di canto di alcune specie di passeriformi in un ambiente di parco urbano.

AREA DI STUDIO

Ho effettuato la ricerca all'interno di Villa Borghese, un parco urbano di 80 ha situato al centro di Roma (coordinate centrali 41°54'N-12°29'E). Da un punto di vista strutturale la vegetazione del parco è costituita quasi esclusivamente dallo strato arboreo, formato prioritariamente da esemplari particolarmente vetusti. Lo strato arbustivo è pressoché assente, essendo le siepi limitate alle recinzioni, a ridosso di muri o inferriate. Sono presenti grandi estensioni di terreno nudo o asfaltato, mentre le superfici a prato sono sottoposte a fortissimo calpestio, poiché utilizzate a fini ricreativi e sportivi, che, nonostante periodiche irrigazioni, limitano la crescita dell'erba. La villa è circondata da una matrice di edificato urbano continuo percorso però da viali alberati che la collegano, più o meno direttamente, ad altre aree verdi vicine. Per una descrizione più dettagliata dell'area si veda Gratani & Bonito (2013) e Fraticelli (2005).

MATERIALI E METODI

Da gennaio 2003 a dicembre 2016, durante l'intero corso dei 14 anni, ho effettuato, durante la mattinata, non oltre le ore 9.00, ed esclusivamente in assenza di eventi atmosferici che potessero influenzare i rilievi, 2.137 transetti di 700 m per un totale quindi di circa 1.496 km. Ogni anno ho effettuato in media $59,4 \pm 11,0$ transetti. Un numero così elevato di rilievi, effettuati in un significativo numero di anni, tende a minimizzare gli eventuali effetti delle fluttuazioni del clima o degli eventi stocastici insiti negli ambienti urbani (Wilson & Bart, 1985). Ho utilizzato il metodo proposto da Merikallio (1946) e Järvinen & Väisänen (1973), senza però limiti alla fascia di osservazione (Bibby *et al.*, 2000). Questo metodo è specificatamente consigliato per rilevamenti da effettuare in tutte le stagioni (Blondel, 1969; Alatalo, 1981; Bibby *et al.*, 2000), in presenza anche di specie non territoriali (Storch & Kotecky, 1999) e specificatamente in ambienti urbani (DeGraff *et al.*, 1991). Ho preso in considerazione esclusivamente le emissioni acustiche che potessero essere riferite senza dubbio a un canto territoriale e non allarmi o versi di contatto. Tra i passeriformi presenti non ho preso in considerazione la Cornacchia grigia *Corvus cornix* poiché non possiede

uno specifico canto e lo Storno *Sturnis vulgaris* perché frequenta l'area, a volte in alto numero, ma esclusivamente a fini trofici. Non ho considerato anche la Passera d'Italia *Passer italiae* e la Passera mattugia *Passer montanus* perché frequentano l'area campione esclusivamente a fini trofici, la seconda con un numero d'individui estremamente limitato. È da tener presente che l'intero percorso del transetto è illuminato durante le ore notturne da lampioni e questo potrebbe aver alterato il comportamento di canto per alcune specie (Da Silva *et al.*, 2015; Ritz-Radlinská *et al.*, 2025). Bisogna inoltre considerare che alcune specie avrebbero potuto avere il massimo dell'attività canora in orari differenti, probabilmente antecedenti, rispetto a quelli dei miei rilevamenti e che, in ambiente urbano, è noto un anticipo stagionale di questa attività (Møller *et al.*, 2015). Per l'elaborazione statistica dei dati ho utilizzato il test di normalità di Kolmogorov-Smirnov con la correzione di Lilliefors e con il livello di significatività $\alpha < 0,05$. Ho inoltre utilizzato il coefficiente di bimodalità di Sarle considerando le distribuzioni con valori dell'indice $g > 0,555$ potenzialmente bimodali.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Riporto di seguito le considerazioni sulla frequenza dell'attività di canto durante il corso dell'anno per tutte le specie di passeriformi prese in considerazione.

Cinciarella *Cyanistes caeruleus*. In questa specie il massimo delle emissioni canore avviene immediatamente dopo l'alba (Poesel *et al.*, 2001, 2006), ma questo dato è in contrasto con quanto riscontrato in ambiente rurale (Fraticelli & Sorace, 1990). Questa difformità di dati potrebbe far supporre che possano esistere ulteriori differenze nell'area di studio con influenze sui dati raccolti. L'attività canora è iniziata, anche se con frequenza molto bassa, nella prima decade di gennaio per terminare nella seconda di maggio con una distribuzione gaussiana dei dati ($D = 0,18$; $P = 0,26$). Il massimo dell'attività si è avuto nella terza decade di febbraio (Fig.1) con un mese di anticipo rispetto a quanto riscontrato più di 20 anni prima nel bosco litoraneo di Palo Laziale (Ladispoli, Roma) distante circa 33 km (Fraticelli, 1990). Anche in quell'area era stata evidenziata l'attività canora con frequenza molto bassa nel mese di gennaio (Fraticelli & Montemaggiori, 1992).

Cinciallegra *Parus major*. Il massimo dell'attività giornaliera di canto si ha in questa specie all'alba (Kacelnik & Krebs, 1983; Fraticelli & Sorace, 1990) e l'illuminazione notturna dell'area di studio ne potrebbe aver ulteriormente anticipato il ritmo circadiano (Spoelstra *et al.*, 2018) con conseguenti effetti sui dati raccolti. Ho riscontrato canti pressoché durante tutto l'anno a eccezione delle decadi più calde dell'estate. Il massimo si ha nella seconda decade di marzo e nella seconda di aprile (Fig. 1). Nel periodo tra la prima decade di gennaio e la seconda di luglio si ha una distribuzione gaussiana dei dati ($D = 0,14$; $P = 0,39$). Il massimo del canto si ha alcuni giorni prima della deposizione (Slagsvold, 1977) e il flesso che si osserva tra la terza decade di marzo e la prima di aprile potrebbe rappresentare il periodo che intercorre tra prima e seconda deposizione, considerando anche che il valore del co-

efficiente di Sarle $g = 0,783$ suggerisce una possibile bimodalità dei valori. Per i mesi di dicembre e gennaio l'andamento delle emissioni canore appare simile a quello riscontrato nel bosco di Palo Laziale (Fraticeili & Montemaggiori, 1992).

Capinera *Sylvia atricapilla*. Questa specie possiede popolazioni migratrici nel nord e nel centro Europa, mentre quelle meridionali tendono a essere stanziali (Bertold *et al.*, 1990). I dati dalla prima decade di gennaio alla prima di agosto non hanno una distribuzione gaussiana ($D = 0,24$; $P = 0,003$) e presentano una distribuzione bimodale con il valore del coefficiente di Sarle $g = 0,785$. Il flesso che si nota tra la terza decade di marzo e la seconda di aprile potrebbe rappresentare il momento di passaggio tra la presenza degli individui svernanti, che hanno anticipato la loro attività canora già dalla prima decade di gennaio, e quella degli individui stanziali nidificanti nell'area di studio. Riferendosi alla prima fase di attività di canto il valore massimo della prima decade di marzo non coincide però con il massimo del transito migratorio pre-riproduttivo nel nostro Paese che avviene principalmente nella seconda decade di aprile (Spina & Volponi, 2008); i dati in questo periodo presentano comunque una distribuzione gaussiana ($D = 0,23$; $P = 0,11$). Durante la stagione riproduttiva il massimo dell'attività canora si ha nella prima decade di giugno per poi decrescere gradualmente fino alla prima decade di agosto (Fig. 1) senza però mostrare una distribuzione gaussiana ($D = 0,28$; $P = 0,009$). Nella elaborazione dei dati non ho preso in considerazioni le emissioni di sottocanto, comportamento noto in questa specie al di fuori della stagione riproduttiva (Cheke & Ashcroft, 2015). Il canto invernale completo, considerato raro, è noto esclusivamente per il sud Europa (Géroudet, 1974) e i canti riscontrati a novembre e nella prima decade di dicembre sono da considerare eventi episodici anomali.

Fiorrancino *Regulus ignicapilla*. In passato avevo già analizzato l'attività canora di questa specie, ma con solo due anni di campionamento (Fraticeili, 2004), riscontrando comunque un andamento paragonabile a quello di questo studio. Ho rilevato la specie in canto pressoché durante tutto l'anno confermando solo parzialmente quanto riportato da Géroudet (1972) il quale afferma che questa specie emette il suo canto da metà febbraio a fine luglio, con una ripresa a settembre. Thaler (1979) afferma che il canto viene emesso durante il periodo riproduttivo con un breve periodo aggiuntivo in settembre-ottobre; la frequenza dei canti è alta prima della formazione della coppia, decresce al minimo durante la cova, per aumentare di nuovo leggermente durante l'allevamento dei giovani. È da considerare che i precedenti autori hanno analizzato popolazioni di Fiorrancini più nordici rispetto a quella in studio e probabilmente composte da individui migratori, inoltre, a distanza di più di venti anni, le condizioni climatiche nell'intera Europa sono cambiate notevolmente (Twardosz *et al.*, 2021) e questo può aver influito sulla fenologia di canto di molte specie. Dalla prima decade di febbraio alla prima di luglio i dati mostrano una distribuzione gaussiana ($D = 0,14$; $P = 0,53$) con il massimo nella prima di maggio (Fig. 1). Il valore del coefficiente di Sarle $g = 0.864$ mostra chiaramente che i dati hanno una distribuzione bimodale con un flesso nella terza decade di aprile, probabilmente

da mettere in relazione con un particolare momento della fase riproduttiva.

Scricciolo *Troglodytes troglodytes*. La specie emette un canto completo durante tutto l'anno, ma con minore regolarità al di fuori della stagione riproduttiva. Dalla prima decade di gennaio alla seconda di luglio i dati mostrano una distribuzione gaussiana ($D = 0,14$; $P = 0,34$) con il massimo nella seconda di aprile (Fig. 1). In un precedente studio, sempre all'interno di Roma, ma una zona maggiormente antropizzata, la frequenza delle emissioni canore era risultata pressoché analoga a esclusione di un periodo di silenzio da agosto a ottobre (Fratlicelli, 1996). Per i mesi di dicembre e gennaio l'andamento delle emissioni canore è paragonabile con quello riscontrato nello stesso periodo nel bosco di Palo Laziale (Fratlicelli & Montemaggiore, 1992).

Rampichino *Certhia brachydactyla*. La specie emette un canto completo durante tutto l'anno, ma con minore regolarità al di fuori della stagione riproduttiva. Dalla terza decade di gennaio alla terza di giugno i dati mostrano una distribuzione gaussiana ($D = 0,20$; $P = 0,08$) con un netto picco nella seconda di aprile (Fig. 1). Il valore del coefficiente di Sarle $g = 0.400$ non evidenzia una palese distribuzione bimodale dei dati.

Merlo *Turdus merula*. Questa specie inizia a cantare la mattina molto presto, anche prima dell'alba (Hölzinger, 1994) e questo potrebbe aver influenzato i miei dati. Ho riscontrato l'attività di canto dalla terza decade di gennaio alla prima di luglio (Fig. 1) con una distribuzione gaussiana dei dati ($D = 0,16$; $P = 0,258$). La durata dell'attività canora è probabilmente associata al prolungamento della stagione riproduttiva noto in questa specie in ambiente urbano (Najmanová & Adamík, 2009). Ho riscontrato il massimo dell'attività canora nella terza decade di aprile e successivamente nella prima di giugno. Il valore del coefficiente di Sarle $g = 0.662$ potrebbe evidenziare che la distribuzione dei dati possa essere bimodale e il flesso che si nota nel mese di maggio potrebbe essere dovuto all'intervallo che intercorre tra due covate successive.

Pettirosso *Erithacus rubecula*. Questa specie difende i territori invernali con il canto (ad es.: Lack, 1953; Oosterveld & Frauendorf, 2024) aumentando la durata delle frasi in relazione all'intensità dell'inquinamento rumoroso (Proudfoot & Norton, 2025). La fenologia di canto durante il periodo di migrazione post-riproduttiva si sovrappone perfettamente con quella della intensità della migrazione (Spina & Volponi, 2008) mostrando il valore massimo nella terza decade di ottobre (Fig. 1). La frammentarietà dei dati durante il periodo riproduttivo è dovuta alla bassa densità come nidificante e alla irregolarità di presenza nei vari anni.

Fringuello *Fringilla coelebs*. L'inizio del canto in questa specie si ha nella seconda decade di febbraio e l'attività canora continua fino alla seconda di luglio (Fig. 1). È evidente un picco di frequenza di canto nella seconda decade di aprile, seguito da un netto calo per poi aumentare nuovamente con un massimo nella prima e seconda di giugno nonostante la distribuzione dei dati sia gaussiana ($D = 0,11$; $P = 0,89$). Questo andamento potrebbe essere messo in relazione con la complessa fenologia canora di questa specie (Nürnberg *et al.*, 1989; Hanski & Laurila, 1993).

evidenziata anche dal valore del coefficiente di Sarle $g = 0.656$ che indica che i dati potrebbero avere una distribuzione bimodale.

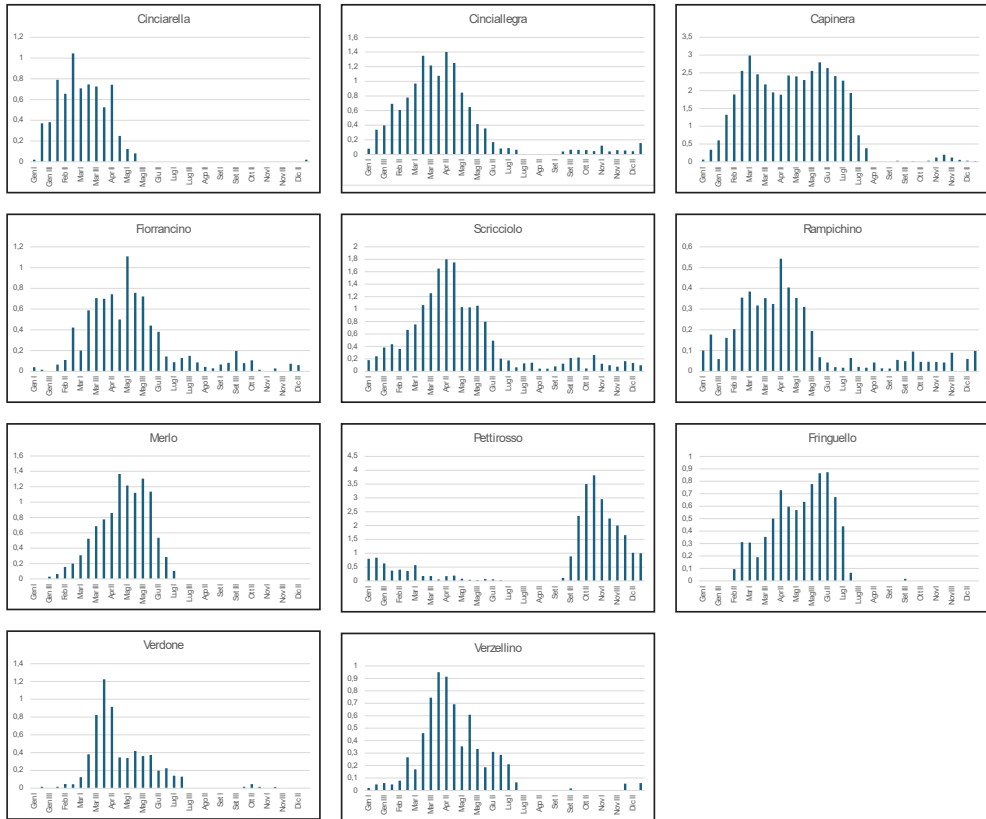


Fig. 1. Numero medio durante il corso dell'anno suddiviso in decadi di individui in canto delle varie specie di passeriformi presenti nell'area di studio. *Mean number of singing individuals per species, recorded throughout the year and grouped by ten-day periods, for passerine species present in the study area.*

Verdone *Chloris chloris*. I dati dalla prima decade di febbraio alla seconda di luglio non presentano una distribuzione gaussiana ($D = 0.25$; $P = 0,005$) e il valore del coefficiente di Sarle $g = 0,704$ potrebbe indicare una distribuzione bimodale. Il massimo dell'attività canora è risultato nella prima decade di aprile per poi decrescere repentinamente (Fig. 1). Durante la stagione autunnale, a ottobre e novembre, ho riscontrato alcuni canti, ma estremamente rari e da considerare quindi eventi episodici.

Verzellino *Serinus serinus*. I dati dalla prima decade di gennaio alla seconda di luglio presentano una distribuzione gaussiana ($D = 0,18$; $P = 0,08$) e il valore del coefficiente di Sarle $g = 0,678$ potrebbe indicare una distribuzione bimodale. Il

massimo dell'attività canora è risultato nella prima decade di aprile (Fig. 1). Ho riscontrato alcuni canti anche nel mese di dicembre che potrebbero essere interpretati come un anticipo della stagione riproduttiva come già evidenziato in ambiente rurale (Fraticelli & Montemaggiori, 1992). I canti in altre stagioni devono essere considerati eventi episodici.

In conclusione, dai dati emersi si evidenzia il fatto che in ambiente urbano gli studi delle popolazioni ornitiche che utilizzano come sistema di rilevamento anche le emissioni canore dovrebbero prendere in considerazione la fenologia di canto delle varie specie per evitare sottostime anche notevoli. Prendendo come caso di studio la situazione riscontrata a Villa Borghese, nel periodo da gennaio a luglio, considerando l'insieme di tutte le specie indagate, per avere il maggior rendimento utilizzando le emissioni canore, il periodo migliore è compreso tra la terza decade di marzo e la terza di aprile (Fig. 2), ricordando sempre che alcune specie potrebbero essere sottostimate. Bisogna inoltre considerare che in questo studio non ho preso in considerazione i versi di allarme e di contatto che costituiscono una frazione importante della contattabilità.

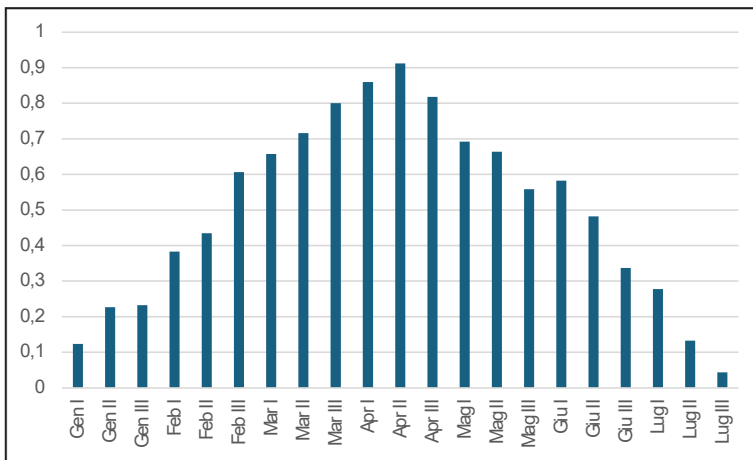


Fig. 2. Numero medio da gennaio a luglio suddiviso in decadi di individui in canto dei passeriformi presenti nell'area di studio. *Mean number of singing passerine individuals from January to July, grouped by ten-day periods, in the study area.*

BIBLIOGRAFIA

- Alatalo V.R., 1981. Habitat selection of forest birds in the seasonal environment of Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 18: 103-114.
- Berthold P., Wiltschko W., Miltenberger H. & Querner U., 1990. Genetic transmission of migratory behavior into a nonmigratory bird population. *Experientia*, 46: 107-108.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, London.

- Blondel J., 1969. Synecologie des passeraux résidents et migrants dans un échantillon de la région méditerranéenne française. Centre Regional Documentation Pédagogique, Marseille.
- Buxton R.T., Brown E., Sharman L., Gabriele C.M. & McKenna M.F., 2016. Using bioacoustics to examine shifts in songbird phenology. *Ecology and Evolution*, 6: 4697–4710.
- Cheke A.S. & Ashcroft R.E., 2015. Vocal gatherings of Blackcaps *Sylvia atricapilla* in olive trees on a Greek island. *Rivista italiana di Ornitologia*, 85: 36–37.
- Celis-Murillo A., Deppe J.L. & Allen M.F., 2009. Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal Field Ornithology*, 80: 64–78.
- Cirone L. & Goldberg J.H., 2025. Birdsong learning: Dopamine signals guide song improvement in juvenile birds. *Current Biology*, 35: 412–414.
- Da Silva A., Valcu M. & Kempenaers B., 2015. Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0126>
- DeGraff R.M., Geis A.D. & Healy P.A., 1991. Bird population and habitat surveys in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 21: 181–188.
- Farina A. & Pieretti N., 2014. Sonic environment and vegetation structure: a methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. *Ecological Acoustic*, 21: 120–132.
- Farina A., Lattanzi E., Malavasi R., Pieretti N. & Piccioli L., 2011a. Avian soundscapes and cognitive landscapes: theory, application and ecological perspectives. *Landscape Ecology*, 26: 1257–1267.
- Farina A., Pieretti N. & Piccioli L., 2011b. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: a Mediterranean Europe case-study. *Ecological Informatics*, 6: 354–363.
- Francomano D., Gottesman B.L. & Pijanowski B.C., 2020. Biogeographical and analytical implications of temporal variability in geographically diverse soundscapes. *Ecological Indicators*, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105845>
- Fraticelli F., 1990. L'attività canora primaverile degli uccelli in un bosco mediterraneo. *Avocetta*, 14: 1–10.
- Fraticelli F., 1996. Frequenza dell'attività canora dello Scricciolo, *Troglodytes troglodytes*, in un ambiente urbano. *Rivista italiana di Ornitologia*, 66: 184–185.
- Fraticelli F., 2004. L'attività canora del Fiorrancino *Regulus ignicapilla* in un parco urbano. *Alula*, 11: 93–97.
- 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. & Montemaggiore A., 1992. L'attività canora invernale degli uccelli in una zona mediterranea. *Alula*, 1: 125–130.
- Fraticelli F. & Sorace A., 1990. Ritmi circadiani dell'attività canora primaverile degli uccelli in un bosco mediterraneo. *Avocetta*, 14: 111–118.
- Gasc A., Sueur J., Jiguet F., Devictor V., Grandcolas P., Burrow C., Depraetere M. & Pavoine S., 2013. Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? *Ecological Indicators*, 25: 279–287.
- Géroutet P., 1972. Les Passereaux. III : des pouillots aux moineaux. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel.
- Géroutet P., 1974. Les Passereaux d'Europe. II: des mésanges aux fauvettes. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel.
- Gratani L. & Bonito A., 2013. Villa Borghese – Itinerario Verde. Università di Roma La Sapienza, IRIS, <https://hdl.handle.net/11573/620202>

- Hanski I.K. & Laurila A., 1993. Variation in song rate during the breeding cycle of the Chaffinch, *Fringilla coelebs*. *Ethology*, 9: 161-169.
- Hao Z., Wang C., Sun Z., Konijnendijk van den Bosch C., Zhao D., Sun B., Xu X., Bian Q., Bai Z., Wei K., Zhao Y. & Pei N., 2020. Soundscape mapping for spatial-temporal estimate on bird activities in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126822>
- Haselmayer J. & Quinn J.S., 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in amazonian southeast Peru. *Condor*, 102: 887–893.
- Hedblom M., Heyman E., Antonsson H. & Gunnarsson B., 2014. Bird song diversity influences young people's appreciation of urban landscapes. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13: 469–474.
- Järvinen O. & Väisänen R.A., 1973. Species diversity of Finnish birds: I Zoogeographical zonation based on land birds. *Ornis Fennica*, 50: 93-125.
- Hölzinger J., 1994. Die Vogel Baden-Württembergs. Singvogel 1, vol 3.1. Ulmer, Stuttgart
- Kacelnik A. & Krebs J.R., 1983. The dawn chorus in the great tit (*Parus major*): proximate and ultimate causes. *Behaviour*, 83: 287-308.
- Kawaji T., Fujibayashi M. & Abe K., 2024. Goal-directed and flexible modulation of syllable sequence within birdsong. *Nature Communications*, <https://doi.org/10.1038/s41467-024-47824-1>
- Lack D., 1953. *The Life of the Robin* (revised edition). Penguin, London.
- Lellouch L., Pavoine S., Jiguet F., Glotin H. & Sueur J., 2014. Monitoring temporal change of bird communities with dissimilarity acoustic indices. *Methods in Ecology and Evolution*, 5:495–505.
- Marler P., 2006. Bird calls: Their potential for behavioral neurobiology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, <https://doi.org/10.1196/annals.1298.034>
- Merikallio E., 1946. Über regionale Verbeitung und Anzahl der Landvögel in Süd und mittel Finnland, besonders in deren östlichen Teilen, im Lichte von quantitativen Untersuchungen. *Annals Zoological Society Vanano*, 12: 1-143, 12: 1-120.
- Möller A.P., Díaz M., Grim T., Dvorská A., Flensted-Jensen E., Ibáñez-Álamo J.D., Jokimäki J., Mänd R., Markó G., Szymański P. & Tryjanowski P., 2015. Effects of urbanization on bird phenology: a continental study of paired urban and rural populations. *Climate Research*, 66: 185-199.
- Mooney R., 2022. Birdsong. *Current Biology*, 32: 1090-1094.
- Najmanová L. & Adamík P., 2009. Effect of climatic change on the duration of the breeding season in three European thrushes. *Bird Study*, 56: 349-356.
- Nürnberger F., Siebold D. & Bergmann H.-H., 1989. Annual changes of learned behaviour variation of song pattern in free-living Chaffinches, *Fringilla coelebs*, during the breeding season. *Bioacoustics*, 1: 273-286.
- Oosterveld E.B. & Frauendorf M., 2024. Is the settlement of a winter territory in the European Robin *Erithacus rubecula* triggered by the arrival of conspecific migrants? *Journal for Ornithology*, 165: 563–568.
- Poesel A., Foerster K. & Kempenaers B., 2001. The dawn song of the Blue Tit *Parus caeruleus* and its role in sexual selection. *Ethology*, <https://doi.org/10.1046/j.1439-0310.2001.00680.x>
- Poesel A., Kunc H.P., Foerster K., Johnsen A. & Kempenaers B., 2006. Early birds are sexy: male age, dawn song and extrapair paternity in blue tits, *Cyanistes* (formerly *Parus*) *caeruleus*. *Animal Behaviour*, 72: 531-538.
- Proudfoot C. & Norton W.H.J., 2025. Non-breeding European Robins adjust their song in noisy environments. *Behavioral Ecology*, <https://doi.org/10.1093/beheco/arafo70>
- Ritz-Radlinská A., Barták V., Kadlec T., Říhová L. & Zasadil P., 2025. Synergistic effect of light and noise pollution on dawn and dusk singing behavior of urban European Blackbird: Changes during

- nesting season. *Applied Animal Behaviour Science*, <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2024.106486>
- Singer D., Kamp J., Hondong H., Schuldt A. & Hagge J., 2025. Diel and seasonal vocal activity patterns revealed by passive acoustic monitoring suggest expert recommendations for breeding bird surveys need adjustment. *Journal of Ornithology*, <https://doi.org/10.1007/s10336-025-02307-y>
 - Singh Alvarado J., Goffinet J., Michael V., Liberti III W., Hatfield J., Gardner T., Pearson J. & Mooney R., 2021. Neural dynamics underlying birdsong practice and performance. *Nature*, 599: 635–639.
 - Slabbekoorn H. & Ripmeester E.A.P., 2008. Birdsong and anthropogenic noise: Implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>
 - Slagsvold T., 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. *Ornis Scandinavica*, 8: 197-222.
 - Slater P.J.B., 2008. Bird song: Biological themes and variations. Second Edition. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754791>
 - Spina F. & Volponi S., 2008. 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), Roma.
 - Spoelstra K., Verhagen I., Meijer D. & Visser M.E., 2018. Artificial light at night shifts daily activity patterns but not the internal clock in the great tit (*Parus major*). *Proceedings of. Royal Society B*, <http://doi.org/10.1098/rspb.2017.2751>
 - Storch D. & Kotecky V., 1999. Structure of bird communities in the Czech Republic: the effect of area, census technique and habitat type. *Folia Zoologica*, 48: 265-277.
 - Sueur J., Pavoine S., Hamerlynck O. & Duvail S., 2008. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS One*, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>
 - Thaler E. 1979, Das Aktionssystem von Winter- und Sommergoldhähanchen (*Regulus regulus*, *R. ignicapillus*) und Deren ethologische Differenzierung. *Bonner zoologische Monographien*, 12: 1-151.
 - Towsey M., Zhang L., Cottman-Fields M., Wimmer J., Zhang J. & Roe P., 2014. Visualization of longduration acoustic recordings of the environment. *Procedia Computer Science*. Elsevier, <https://doi.org/10.1016/j.procs.2014.05.063>
 - Twardosz R., Walanus, A. & Guzik I., 2021. Warming in Europe: Recent Trends in Annual and Seasonal temperatures. *Pure and Applied Geophysics*, <https://doi.org/10.1007/s00024-021-02860-6>
 - Wilson D.M. & Bart J., 1985. Reliability of singing bird surveys: effects of song phenology during the breeding season. *Condor*, 87: 69-73.

AMBIENTI DI ALIMENTAZIONE DELL'IBIS SACRO *Threskiornis aethiopicus* IN PROVINCIA DI MANTOVA (LOMBARDIA, ITALIA SETTENTRIONALE)

NUNZIO GRATTINI ⁽¹⁾, FEDERICO NOVELLI ⁽²⁾, STEFANO BELLINTANI ⁽³⁾, ENRICO CATALANO ⁽⁴⁾,
DONATELLA ROTTICHERI ⁽⁴⁾, CRISTIANO MANTOVANI ⁽⁵⁾ & CLAUDIA DE BATTISTI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ CISNiAr/SOM Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” Via Montirone, 3 - Mortizzuolo
Mirandola (MO) (cristatus@virgilio.it)

⁽²⁾ WWF Mantovano U.O. Mantova, Via Formigosa, 36 - 46100 (MN)

⁽³⁾ Via Danilo Martelli, 7 - 46034 Borgo Virgilio (MN)

⁽⁴⁾ ecmn@26052012.com - drmn@26052012.com

⁽⁵⁾ Strada Chiesanuova 40/b - 46100 (MN)

Abstract - Foraging environments of the Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* in the Mantua province (Lombardy, Northern Italy). In the decade from 2014 to 2024, the Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* has progressively become established in the province of Mantua (Lombardy, Northern Italy) and its surroundings, with an exponential increase in sightings over the years. To identify the environments wherein the species most frequently forages throughout the year, non-standardized monitoring was carried out from February 2019 to the end of December 2024 in 37 different sites across the entire provincial territory. A total of 726 Sacred Ibis observations were made, counting 12,854 individuals. The majority of observations of the species during foraging activities were made in hay fields, flooded meadows, permanent pastures, and in ditches, canals, and quarries, totalling 518 observations and 10,054 individuals (78%). The 15 largest groups observed, composed of 100-200 individuals, were also found in these environments. The collected data suggested a substantial stability in the total number of foraging individuals observed annually during the 6-year study period.

Key words - Foraging environments, Sacred Ibis, Mantua, Lombardy, Northern Italy.

Riassunto - Nel decennio 2014-2024 l'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* si è progressivamente insediato nel mantovano e nelle aree limitrofe, determinando un incremento esponenziale delle segnalazioni nel corso degli anni. Allo scopo di identificare le tipologie di ambiente in cui la specie si alimenta più di frequente nel corso dell'anno, da febbraio 2019 a fine dicembre 2024 sono stati svolti monitoraggi in 37 siti diversi distribuiti sull'intero territorio provinciale. Sono state effettuate complessivamente 726 osservazioni di Ibis sacro, contando in totale 12.854 individui. Il maggior numero di osservazioni della specie in alimentazione è stato compiuto in prati da sfalcio, prati allagati, prati stabili e presso fossati, canali e cave, per un totale di 518 osservazioni e 10.054 individui (78%). In tali ambienti sono inoltre avvenuti i 15 avvistamenti dei gruppi di maggiori dimensioni, composti da 100-200 individui. I dati raccolti hanno inoltre rivelato una sostanziale stabilità nel numero complessivo di individui in alimentazione osservati annualmente nel corso del periodo di studio.

Parole chiave - Ambienti alimentazione, Ibis sacro, Lombardia, nord Italia.

INTRODUZIONE

L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* è specie a distribuzione afrotropicale, presente nella Regione Palearctica occidentale con la sottospecie nominale *aethiopicus* (Latham, 1790). Il suo ampio areale primario si estende nell'Africa sub-sahariana dalla Mauritania al Sud Africa, mentre piccole popolazioni isolate e in decremen-

to sono presenti nel sud dell'Iraq. In Egitto la specie era particolarmente abbondante nell'antichità e ancora apparentemente comune nell'anno 1805, ma sembra aver subito un progressivo declino nel corso del XIX secolo, sfociato nell'estinzione locale (Goodman & Meininger, 1989; del Hoyo *et al.*, 1992). A livello globale il trend dell'Ibis sacro, con una popolazione compresa tra 200.000 e 450.000 individui maturi, sembra in calo, pur essendo attualmente classificato come "Least Concern" nella Lista Rossa IUCN (BirdLife International, 2024). Le popolazioni locali sono principalmente residenti, con movimenti nomadici legati a cambiamenti nella disponibilità e distribuzione spaziale delle fonti alimentari; nell'areale sub-sahariano sono stati registrati spostamenti post-riproduttivi fino a 1.500 km dal sito di nidificazione e sono stati riportati in passato movimenti sino al Mar Caspio e al Mar Nero (Cramp & Simmons, 1977). Il primo caso di nidificazione in Italia si è verificato in Provincia di Vercelli (Piemonte) nel 1989 (Carpegna *et al.*, 1989). Dati recenti dimostrano che gli individui nati nelle regioni del Nord Italia possono disperdersi su media-lunga distanza, sino ad alcune centinaia di chilometri dal sito di origine (Cocchi *et al.*, 2020).

Gli ambienti di foraggiamento documentati sono piuttosto variegati, comprendendo zone umide, prati e coltivi, campi arati, discariche (Clergeau *et al.*, 2010; Marion, 2013). Questa ecletticità nella selezione degli ambienti di alimentazione si riflette sulla composizione della dieta, che comprende Insetti (Ortotteri, Coleotteri, Ditteri, comprese forme larvali), crostacei ed altri artropodi, sia acquatici che terrestri, molluschi, pesci, anfibi, rettili, uccelli e micro mammiferi, nonché semi, carogne e rifiuti organici reperiti in discariche (Brown *et al.*, 1982; del Hoyo *et al.*, 1992; Hancock *et al.*, 1992). È nota la predazione a carico di uova e pulli di altre specie di uccelli che sembra però coinvolgere individui specializzati in questo tipo di predazione (Clergeau *et al.*, 2010; Marion, 2013). Nonostante il generale carattere opportunistico dell'ecologia alimentare dell'Ibis sacro, dati di lungo periodo raccolti nel fulcro dell'area distributiva francese hanno rivelato che la specie durante la stagione riproduttiva si nutre soprattutto di invertebrati e secondariamente di scarti animali, mentre i vertebrati risultano una componente meno rilevante della dieta (Marion, 2013).

In Italia, negli ultimi anni la specie è risultata oggetto di diversi studi riguardanti la distribuzione, la biologia riproduttiva, l'ecologia, l'interazione con altre specie, inclusi progetti di inanellamento a scopo scientifico (Castiglioni *et al.*, 2015; Cucco *et al.*, 2021; Scarton *et al.*, 2021; Gagliardi *et al.*, 2023; Pantalone *et al.*, 2023; Usai, 2023; Volponi *et al.*, 2023; Fraticelli, 2024; Castiglioni, 2025).

AREA DI STUDIO

La Provincia di Mantova si estende su di una superficie di circa 2.300 km². Essa confina a nord e a est con il Veneto (Province di Verona e di Rovigo), a sud con l'Emilia-Romagna (Province di Ferrara, Modena, Reggio Emilia e Parma), a ovest con le Province di Cremona e di Brescia. Il territorio provinciale è prevalentemente pianeggiante, ad esclusione della porzione più settentrionale, situata al centro dell'an-

fiteatro morenico del Lago di Garda, e caratterizzata da colli la cui quota massima è di poco superiore ai 200 m.s.l.m.

L'analisi dell'idrografia del territorio mantovano evidenzia la notevole ricchezza di corsi d'acqua e bacini, sia di origine naturale che artificiale. Al reticolo idrografico principale, costituito da tratti dei fiumi Po, Mincio, Oglio, Secchia e Chiese e dai tre laghi di Mantova (Superiore, di Mezzo e Inferiore), va infatti ad aggiungersi la fitta rete di canali ad uso irriguo che si estendono in modo capillare sull'intero territorio e sono il risultato delle imponenti opere di bonifica che hanno interessato in passato l'intera Pianura Padana. La relativa scarsità di ambienti boschivi spontanei rende relativamente importanti per l'avifauna i pioppeti coltivati, che risultano invece molto comuni e diffusi sull'intero territorio, particolarmente nelle aree golenali dei fiumi. A sud del fiume Po il paesaggio agricolo è principalmente caratterizzato dalla coltivazione di erba medica *Medicago sativa*, e in minor misura di frumento, *Triticum aestivum*, orzo *Hordeum vulgare* e granoturco *Zea mays*.

METODI

I dati sono stati raccolti attraverso monitoraggi in 37 siti distribuiti su tutto il territorio della provincia di Mantova, nel periodo febbraio 2019 – dicembre 2024. Il metodo di monitoraggio utilizzato consisteva in plurime uscite sul campo in ciascun mese dell'anno, in zone dove sono concentrate le garzaie frequentate dall'Ibis sacro e dove sono presenti i roost notturni noti della specie. Su apposita scheda di rilevamento sono state registrate tutte le osservazioni compiute in un dato sito, suddivise nelle varie tipologie di ambiente presenti e riportando il numero di individui osservati. Sono stati conteggiati esclusivamente gli individui di Ibis sacro in alimentazione ad una distanza massima di circa 500 metri dall'osservatore. Le osservazioni sono state effettuate nelle ore diurne, dalle 8:00 del mattino fino al tramonto. La cartina in Figura 1, che mostra la posizione dei siti di osservazione e la distribuzione dei diversi tipi di uso del suolo (classificati secondo il livello 2 della nomenclatura CLC), è stata generata con il software QGIS v3.40.9, utilizzando il raster CORINE Land Cover 2018 con risoluzione spaziale di 100 m (Copernicus Land Monitoring Service).

RISULTATI

Durante questa indagine sono state effettuate complessivamente 726 osservazioni, conteggiando un totale di 12.854 individui in alimentazione. Il maggior numero di osservazioni di Ibis sacri in attività di foraggiamento è stato effettuato in zone umide e corsi d'acqua, sia naturali che artificiali (29,7%) e nei prati da sfalcio (26,02%), mentre la maggiore abbondanza di individui è stata rilevata nei prati da sfalcio (25,6%), nei prati allagati (23,4%) e nelle zone umide (19,5%), la specie comunque ha utilizzato una discreta varietà di ambienti di foraggiamento (Tab. 1).

Nel corso del periodo di studio, dal 2019 al 2024, il numero totale degli individui censiti è variato significativamente (test di Kruskal-Wallis, $\chi^2(5) = 33,164$; p-value = $3,492e^{-06}$), in particolare seguendo un apparente trend positivo (Tab. 2). Tuttavia,

una volta tenuto conto del totale annuale dei monitoraggi in cui si è avuto successo nell’osservare la specie in alimentazione, tale andamento si è rivelato essere puramente un artefatto del concomitante aumento dello sforzo di campionamento (test di correlazione di Kendall, $T = 15$, $\tau = 1$, $p = 0,002778$). In effetti, una volta corretta per la variabilità inter-annuale del numero di monitoraggi, l’abbondanza annuale degli individui di Ibis sacro osservati in alimentazione risulta essere rimasta sostanzialmente costante nel periodo di studio (test dei segni di Wilcoxon con correzione per la continuità, $V = 12,5$, $p = 0,7525$). La media del numero totale di Ibis sacri in alimentazione, pesata per il numero di osservazioni per anno, è risultata essere pari a 2.872,4 individui.

Tabella 1. Elenco degli ambienti principali in cui sono stati osservati gruppi di individui di Ibis sacro in alimentazione e relativi conteggi del numero totale di individui di Ibis sacro osservati e del numero complessivo di osservazioni della specie.

Ambienti di alimentazione	Numero di individui osservati	Numero di osservazioni
Altro	559 (4,3%)	53
Letamaio	251 (2,0%)	20
Prato allagato	3.011 (23,4%)	83
Prato stabile	1.249 (9,7%)	35
Risaia	492 (3,8%)	36
Cava/canale/ fossato	2.508 (19,5%)	210
Stoppie di mais e riso	854 (6,6%)	50
Prato da sfalcio	3.286 (25,6%)	190
Terreno arato/seminato	644 (5,0%)	49
Totale complessivo	12.854	726

Tabella 2. Numero totale di osservazioni di individui di Ibis sacro in alimentazione compiute annualmente, del numero totale di individui osservati ogni anno e dell’abbondanza relativa annuale che tiene conto dello sforzo di campionamento (totale individui osservati/numero di osservazioni) nel periodo 2019-2024.

Anno	Totale individui	Numero di osservazioni	Abbondanza relativa (tot ind./n. osservazioni)
2019	346	11	31,5
2020	1.278	48	26,6
2021	1.523	102	14,9
2022	3.225	200	16,1
2023	2.570	155	16,6
2024	3.912	210	18,6
Media pesata	2.872,4	Mediana	17,6

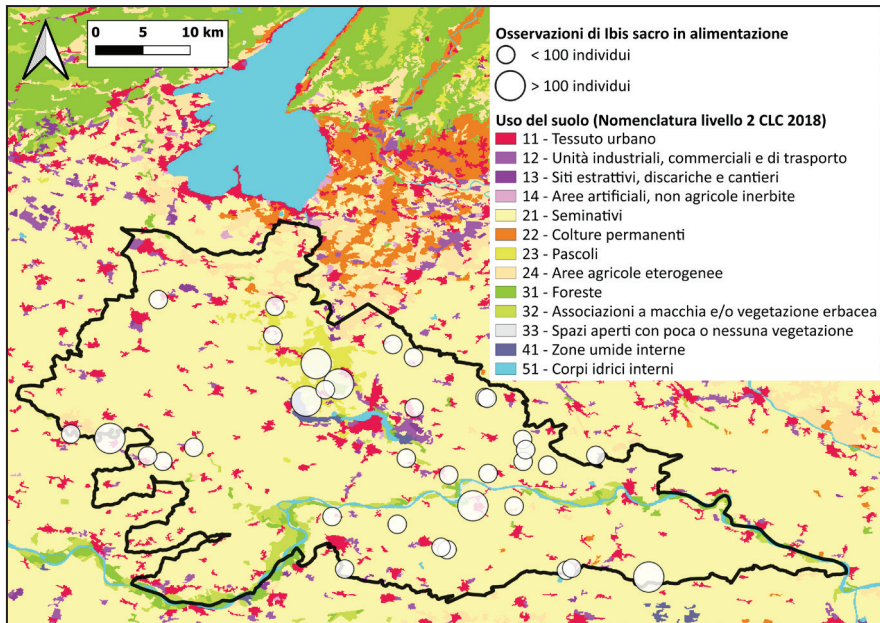


Figura 1. Mappa distributiva dei 37 siti di osservazione di Ibis sacro in attività di alimentazione, con suddivisione in base alla dimensione massima dei gruppi di individui osservati in ogni località del territorio provinciale mantovano. La mappa mostra inoltre la distribuzione delle diverse tipologie di ambiente secondo classificazione utilizzata in CORINE Land Cover 2018 (livello 2 della nomenclatura CLC).

DISCUSSIONE

Questo studio dimostra l'utilizzo di una notevole varietà di ambienti di foraggiamento da parte dell'Ibis sacro sul territorio della provincia di Mantova, tra cui varie tipologie di zone umide, prati, prati allagati e stabili, campi arati, letamai, risaie, stoppie di mais, confermando quanto noto in letteratura per altre aree colonizzate recentemente dalla specie (Clergeau *et al.*, 2010; Marion, 2013; Yésou *et al.*, 2017; Cucco *et al.*, 2021).

Inoltre, nel periodo 2019-2024 sono state osservate frequenti aggregazioni di individui di Ibis sacro in alimentazione presso ambienti umidi in associazione con Garzetta *Egretta garzetta*, Airone bianco maggiore *Ardea alba*, Airone cenerino *Ardea cinerea* e Mignattaio *Plegadis falcinellus*, similmente a quanto riportato in aree della Francia (Marion & Marion, 1994; Yésou *et al.*, 2017) e inoltre nelle zone umide monitorate sono state documentate diverse predazioni a carico dell'invasivo Gambero della Louisiana *Procambarus clarkii*, osservate anche in Francia da Marion (2013) e in Italia nelle Marche da Pantalone *et al.* (2023).

Nel periodo di studio, correggendo per il crescente sforzo di campionamento nel corso degli anni, il numero totale degli esemplari della specie osservati annualmente

in alimentazione è rimasto sostanzialmente costante, variando solo in modo statisticamente non-significativo dalla media annuale di 2.872,4 individui.

Questa indagine esplorativa, seppur limitata ad un periodo di sei anni, fornisce una prima panoramica sulle tipologie di ambienti trofici preferiti dall'Ibis sacro nella provincia di Mantova durante il corso dell'anno. Essa potrebbe rappresentare il volano di maggiori approfondimenti sull'argomento e di futuri studi che esplorino altri aspetti correlati dell'ecologia della specie, quali analisi quali-quantitative della dieta, compresa la valutazione dell'impatto della predazione a carico di specie invasive e di quelle autoctone, delle interazioni entro i gruppi in foraggiamento e tra specie commensali e delle dinamiche spazio-temporali della selezione degli ambienti di alimentazione in relazione alla fenologia dell'Ibis sacro nell'area di studio.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandria G., 2022. Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus*. :166-167. In Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G. & Brambilla M. (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, historia naturae (11), Latina.
- BirdLife International., 2024. Species factsheet: African Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus*. Downloaded from <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/african-sacred-ibis-threskiornis-aethiopicus> on 16/12/2024.
- Brown L.H., Urban E.K. & Newman K., 1982. The Birds of Africa, Volume I. Academic Press, London.
- Carpegna F., Della Toffola M., Alessandria G. & Re A., 1999. L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* nel Parco Naturale Lame della presenza Sesia e sua in Piemonte. Avocetta, 23: 82.
- Castiglioni R., Azzola C., Vergallo S. & Biancardi C., 2015. Ecologia e riproduzione di ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*) in provincia di Bergamo. Atti XVIII Convegno italiano di Ornitologia, Caramanico Terme: 45.
- Castiglioni R., 2025. African Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* and Grey Heron *Ardea cinerea*: Nesting dynamics and coexistence strategies in urban heronries in Lombardy.
- Clergeau P., Reeber S., Bastian S. & Yésou P., 2010. Le profil alimentaire de l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* introduit en France métropolitaine: espèce généraliste ou spécialiste? - Rev. Écol. (Terre Vie), 65: 331-342.
- Cocchi R., Volponi S. & Baccetti N., 2020. Piano di gestione nazionale dell'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* (Latham, 1790). Istituti superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), Roma.
- Copernicus Land Monitoring Service. CORINE Land Cover 2018. European Environment Agency (EEA). Accesso 06/08/2025. Disponibile presso <https://doi.org/10.2909/960998c1-1870-4e82-8051-6485205ebbac>
- Cucco M., Alessandria G., Bissacco M., Carpegna F., Fasola M., Gagliardi A., Gola L., Volponi S. & Pellegrino I., 2021. The spreading of the invasive Sacred Ibis in Italy. Scientific Report, 11 (86), <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79137-w>
- Del Hoyo J., Elliot A. & Sargatal J., 1992. Manuale degli Uccelli del mondo (Lynx Edicions, Barcellona, 1992).
- Fraticelli F., 2024. L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* nel Lazio Alula 31 (1): 73-77.

- Gagliardi A., Volponi S., Tenan S. & Preatoni D.G., 2023. Predators and prey: interactions between Sacred ibis (*Threskiornis aethiopicus*) and other species at nesting sites in northern Italy. DOI:10.13140/RG.2.2.21228.07040
- Goodman S.M. & Meininger P.L.M. (eds), 1989. The Birds of Egypt. Oxford University Press.
- Hancock J. A., Kushlan J. A. & Kahl M. P., 1992. *Storks, ibises and spoonbills of the world*. Academic Press, London.
- Marion I. & Marion P., 1994. Première installation spontanée d'une colonie d'Ibis Sacré *Threskiornis aethiopicus*, au Lac de Grand-Lieu. Données préliminaires sur la production en jeunes et sur le regime alimentaire. *Alauda*, 62: 275-280.
- Marion L., 2013. Is the Sacred ibis a real threat to biodiversity? Long-term study of its diet in non-native areas compared to native areas. *Comptes Rendus Biologie*, 336(4): 207–220.
- Pantalone M., Bai S.O. & Sborgia M., 2023. L'Ibis sacro *Threskiornithidae aethiopicus* nelle Marche e in Abruzzo: presenza, habitat, ecologia e attività trofica nell'Italia centrale adriatica. *Alula* 30, (1-2): 131 – 147.
- Usai A., de Filippo G. & Doveire B., 2023. Espansione dell'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* in Italia Meridionale: aggiornamento dalla Campania. *Uccelli d'Italia*, 48: 82-84.
- Volponi S., Tenan S., Gagliardi A. & Giuntini S., 2023. Bird ringing as a tool for management of a little-known alien species: the Sacred ibis (*Threskiornis aethiopicus*). XXI Convegno Italiano di Ornitologia, 5-9 settembre, 2023, Università dell'Insubria, Varese. DOI:10.13140/RG.2.2.32768.61445.
- Yésou P., Clergeau P., Bastian S., Reeber S. & Maillard J.F., 2017. The Sacred Ibis in Europe: ecology and management. *British Birds*, 110: 197-212.

CENSIMENTO AUTUNNALE DEI PASSERIFORMI MIGRATORI SUL VALICO MONTANO DEL MONTE PIZZOC (VITTORIO VENETO, FREGONA – TV). ANNI 2004-2024

FRANCESCO MEZZAVILLA* & FRANCO SALVINI**

*Via Malviste 4, 31057 Silea (TV). (mezzavillafrancesco@gmail.com)

** Via E. Fermi 3/1, 31050 Morgano (TV). (faisalvini@gmail.com)

Abstract - Fall migration census of Passeriformes over Mount Pizzoc (Vittorio Veneto, Fregona – TV). Years 2004-2024. From 2004 to 2024 in the area of Mount Pizzoc (46°02'45"N – 12°20'18"E), the autumn migration of Passeriformes has been carried out. Between early September and mid-November, over about 10-15 days/year, from dawn until midday, migratory birds were censused by visual count method. Birds arrived from the east, overflight the Vallorch valley, in the southern sector of the Cansiglio forest, then continued westward following the Prealps. The beech forest that dominates the Vallorch area was sometimes used by several species as a resting and feeding area. During 21 years of observations, carried out by a standardized method, 587,315 birds were counted during 1,247 hours. Differences in passage between species were observed over the years, sometime depending on weather conditions. Wind from the north, fog, clouds and rain often prevented or significantly reduced counting activity. Our results highlight that the area is one of the most important for migratory Passeriformes in the Italian prealpine sector. The visual counts is an important method for quantitative estimate of migrating birds.

Key words - Passeriformes, fall migration, Mount Pizzoc

Riassunto - Dal 2004 al 2024, nell'area del Monte Pizzoc (46°02'45"N – 12°20'18"E), è stata indagata la migrazione autunnale dei Passeriformi. Tra la fine di settembre e metà novembre, per circa 10-15 giorni/anno, dall'alba a mezzogiorno, gli uccelli migratori sono stati censiti con il metodo del conteggio visivo. Gli uccelli, giunti da est, hanno sorvolato la valle di Vallorch, nel settore meridionale della foresta del Cansiglio, per poi proseguire verso ovest seguendo le Prealpi. La faggeta che domina l'area di Vallorch è stata talvolta utilizzata da diverse specie come area di sosta e alimentazione. Durante 21 anni di osservazioni, effettuate con metodo standardizzato, sono stati contati 587.315 uccelli in 1.247 ore. Nel corso degli anni sono state osservate differenze di passaggio tra le specie, talvolta dipendenti dalle condizioni meteorologiche. Vento da nord, nebbia, nuvole e pioggia hanno spesso impedito o ridotto significativamente l'attività di conteggio. I nostri risultati evidenziano che l'area è una delle più importanti per i Passeriformi migratori nel settore prealpino italiano. I conteggi visivi rappresentano un metodo importante per la stima quantitativa degli uccelli migratori.

Parola chiave - Passeriformi, migrazione autunnale, Monte Pizzoc

INTRODUZIONE

Tra le varie attività di indagine in campo ornitologico la migrazione degli uccelli passeriformi risulta particolarmente indagata in Italia applicando il metodo della cattura e dell'inanellamento. In particolare il Progetto Alpi (Pedrini *et al.*, 2012; Pedrini & Spina, 2021) che interessa un considerevole numero di stazioni che gravitano attorno la nostra catena montuosa, negli ultimi decenni ha coinvolto molti ricercatori. Diversamente al di fuori di questo contesto, sono molto poche le inda-

gini svolte in aree montane e prealpine, basate sul conteggio a vista (*visual count*) (Calvi *et al.*, 2009; Calvi *et al.*, 2023). Tali aree rientrerebbero a pieno titolo nella categoria dei cosiddetti valichi montani dove gli uccelli si concentrano per superare le catene montuose. Si tratta di punti dove l'orografia montana crea passaggi a quote inferiori rispetto le cime circostanti che si ergono a maggiore altezza. Nel caso delle migrazioni che avvengono in periodo post riproduttivo, molti siti noti nel Veneto e definibili Valichi Montani si pongono lungo linee migratorie aventi un asse maggiore che da est volge verso ovest. Tra tutti questi siti il Valico del Monte Pizzoc, nei mesi di agosto e settembre, viene attraversato da migratori transahariani che si spostano compiendo percorsi molto lunghi e successivamente a partire dalla seconda metà del mese di settembre da migratori intrapaleartici che dal nord Europa svernano attorno l'area mediterranea. Questi ultimi hanno interessato le nostre indagini a partire dal 2004 quando sono iniziati i censimenti. A seguito di queste attività dopo sette anni di censimenti, con l'approvazione del Piano Faunistico Venatorio Provinciale di Treviso, dove ricade l'area del Monte Pizzoc, e successivamente in quello regionale del Veneto, l'importanza del sito è stata riconosciuta e pertanto tutelata come Valico Montano ai sensi dell'art. 4 della Direttiva Uccelli (Direttiva 2009/147/CE). Attualmente rappresenta l'unica area tutelata ai fini di questa Direttiva nell'ambito regionale.

In tale contesto i censimenti sono stati svolti con lo scopo di monitorare le variazioni numeriche delle varie specie di Passeriformi migratori, di identificare le variabili locali che hanno influito sui passaggi annuali e in particolare di quelle meteorologiche. Tutto ciò confermando che questo tipo di indagini basate sul conteggio a vista e pertanto ricadenti tra quelle definite semiquantitative, non hanno permesso di ottenere dati assoluti nei conteggi ma solo parziali (Hussel, 1981; Bibby *et al.*, 1992). Il totale degli individui e la determinazione specifica, in alcuni casi sono pertanto da ritenersi approssimati anche se vicini alla realtà.

AREA DI STUDIO E METODI

L'area di indagine è posta nella parte mediana dell'ampio arco montano sommitale che si estende dal monte Pizzoc (1.565 m) fino al monte Millifret (1.581 m). Tra le due cime una serie di creste poste a quote leggermente inferiori, che si aggirano attorno 1.500 m, separa la parte superiore del vallone di Vallorch ad est, dalle scoscese rupi che repentinamente degradano verso la sottostante valle Lapisina. La parte superiore di questa ampia area è dominata da prati in parte pascolati da ovi-caprini e da alcuni asini. In tale contesto sono presenti nuclei isolati di faggi e cespugli di ginepro. Nella parte sottostante si estende una faggeta gestita da Veneto Agricoltura e la Riserva Naturale Biogenetica Campo di Mezzo – Pian Parrocchia, estesa su 667 ha, che invece è gestita dal Reparto Carabinieri Biodiversità di Vittorio Veneto (Mezzavilla, 2014). In questo complesso forestale la presenza dell'abete rosso risulta poco diffusa.

La singolarità del sito migratorio è rappresentata anche dal fatto che a partire dal

2011 nella stessa area è stata avviata una stazione di cattura e inanellamento degli uccelli a scopo scientifico (Progetto Alpi) che opera in sincronia con questa indagine. In tale modo è stato spesso possibile confrontare i dati raccolti per mezzo del censimento a vista con quelli delle catture (Mezzavilla & Favaretto, 2014; Favaretto & Mezzavilla, 2018). Dall'istituzione del Valico Montano, in tutta l'area su una superficie di circa 200 ha è stata vietata l'attività venatoria che in precedenza veniva svolta in maniera molto diffusa. In particolare fino a circa 25 anni fa, la migrazione degli uccelli era collegata ad una intensa attività venatoria, svolta da appostamenti temporanei. Fino alla metà del secolo scorso erano presenti anche due impianti di cattura (roccoli). Tra questi però solo uno ha continuato l'attività anche dopo gli anni '70 del secolo scorso. Questo nel 1976 ha ottenuto il "permesso di uccellagione ad esclusivo scopo scientifico" dal direttore dell'allora Laboratorio di Zoologia applicata alla Caccia di Bologna. La sua gestione venne affidata a Gino Fantin che in Italia fu tra i primi ad ottenere il permesso di inanellare gli uccelli catturati con questo metodo (Fantin, 1980, 1982; Fantin *et al.*, in: Mezzavilla & Favaretto, 2014). Tale attività è continuata fino al 1986 quando successivamente, per poco più di venti anni, venne utilizzato esclusivamente per la cattura e il commercio di uccelli da richiamo (presicci). Attualmente dell'impianto rimane solo il casello e l'abitazione è stata ristrutturata per essere adibita a scopi diversi da quelli originari. Nell'area sono presenti abitazioni sparse solo temporaneamente occupate ed un agriturismo. Nel periodo estivo ed autunnale le creste superiori vengono percorse da centinaia di escursionisti che sebbene non creino impatti sui migratori, disturbano l'attività di cattura ed inanellamento.

Il censimento degli uccelli migratori è iniziato nel 2004 quando l'amministrazione Provinciale di Treviso affidò all'Associazione Faunisti Veneti l'incarico di svolgere una serie di censimenti della fauna comprendente anche il conteggio degli uccelli migratori (Mezzavilla, 2005). Da allora le indagini sono state attuate tutti gli anni nel periodo compreso tra l'inizio di ottobre fino al 15 di novembre. L'attività è stata svolta in media con osservazioni che iniziavano poco dopo l'alba fino alle ore 12 circa, ad intervalli di circa 3-4 giorni. Tutto ciò con condizioni meteorologiche molto diverse, sia nelle giornate di bel tempo con ottima visibilità che in condizioni avverse con presenza di pioggia e in alcuni casi con grandine e neve al suolo.

Il metodo di censimento a vista, impiegato per questa indagine, risulta spesso impiegato in Europa (Huppopp *et al.*, 2010). Rientra tra quelli semiquantitativi e pertanto non del tutto esatti e si basa sul conteggio dei gruppi di uccelli o dei singoli individui in transito. Quando i passaggi erano costituiti da gruppi molto numerosi, in linea di massima superiori alle 100-150 unità, si è proceduto anzitutto alla determinazione della o delle specie e successivamente al conteggio con una stima per blocchi (Berthold, 2003; Newton, 2008, 2010; Kerlinger, 2009).

La determinazione specifica è stata fatta in funzione del tipo di volo, della colorazione dell'abito, in parte dai richiami emessi in volo e dal tipo di comportamento quando erano posati sugli alberi oppure al suolo. In alcuni casi la successiva cattura

attuata sulle reti dell'impianto poste a circa 100 metri dietro la nostra postazione ha permesso di verificare ulteriormente il livello di attendibilità delle osservazioni. Vale comunque il fatto che per alcune specie come ad esempio il Regolo *Regulus regulus* e il Fiorrancino *Regulus ignicapilla* determinabili solo dall'analisi in mano oppure a breve distanza, si è provveduto ad inserirle in un'unica categoria (*Regulus* sp.), sebbene il secondo sia sempre risultato meno abbondante (Favaretto & Mezzavilla, 2018). Anche la determinazione della Pispola *Anthus pratensis* e dello Spioncello *Anthus spinoletta* non sempre facile, quando i passaggi sono avvenuti ad una discreta distanza, è stata riassunta in un'unica categoria come *Anthus* indet. (Tab. 1). Lo stesso vale per le osservazioni fatte a maggiori distanze quando alcune specie non facilmente identificabili sono state inserite in un unico gruppo (Passeriformes indet.).

Ad intervalli di 15 minuti si è provveduto a produrre un resoconto inerente: temperatura, visibilità, direzione ed intensità del vento ed eventuali precipitazioni.

L'analisi dei dati raccolti con lo scopo di definire l'andamento quantitativo negli anni è stata svolta mediante l'impiego del programma TRIM 3.4 (Pannekoek & Van Strien, 2010). In particolare per le specie più abbondanti negli anni, è stato ricavato il trend dal modello lineare che ha permesso di definire gli incrementi complessivi e di valutare mediante il Wald Test l'attendibilità rispetto il sito di indagine.

Nel corso dei censimenti sono stati impiegati binocoli vari (8-10x40-50) e cannocchiali (20-60x50-60). I dati successivamente riportati in uno specifico *data base* sono stati suddivisi per giornate e per anni al fine di poter calcolare i passaggi orari che in questo tipo di indagini costituiscono un importante parametro di analisi (Dunn, 2005).

RISULTATI

Il flusso migratorio osservato in 21 anni di censimenti è avvenuto nella maggior parte dei casi lungo una linea principale avente una direzione da est verso sud-ovest. Solo una minima parte di uccelli e, in particolare i Turdidi, in alcuni casi sono stati osservati mentre arrivavano da nord costeggiando la dorsale sovrastante la valle Lapisina e il monte Millifret. In particolare nelle giornate con maggiore visibilità i migratori provenienti dal settore orientale del Cansiglio, ricadente nella provincia di Pordenone, si potevano seguire quando sorvolavano il sottostante vallone di Vallorch fino al superamento della nostra postazione. Superata la valle Lapisina, la linea migratoria proseguiva verso sud ovest con il sorvolo del settore occidentale delle Prealpi Trevigiane.

Nel corso dei censimenti sono stati contati complessivamente 587.315 uccelli, tra questi la maggior parte (Tab. 1) era composta da Fringuello (287.230), Peppola (157.884), fringillidi indeterminati (43.054), Frosone (21.799), Lucherino (13.585) e Cesena (7.177). Tutte le altre specie sono risultate con abbondanze pari o molto inferiori all'1%. Nel corso degli anni i passaggi sono risultati molto variabili, sia riguardo le varie specie che nel totale e quindi nei passaggi orari. Dall'analisi di quest'ultimo dato calcolato nel totale dei conteggi, rispetto a quello del numero com-

plessivo di ore impiegate, si è ottenuto un valore medio di 471 ind/ora. Tutto ciò a fronte di giornate con passaggi quasi nulli fino ad altre con conteggi molto elevati. In particolare nel 2018 il Fringuello in alcune giornate, comprese tra la terza e quarta pentade di ottobre, ha superato i 6.000 - 7.000 individui nel corso di una mattinata con picchi di più di 3.000 individui in una sola ora. La Peppola invece in media ha evidenziato abbondanze quasi sempre inferiori a quelle del Fringuello, ad esclusione del 2017, 2019 e soprattutto del 2023 quando lo ha raddoppiato (Tab.1).

Analizzando in maniera più dettagliata le specie più comuni, si sono sempre notate forti variazioni nei passaggi orari rilevati negli anni.

Fringuello. È risultata la specie più abbondante nel corso dei censimenti annuali, pari al 48,9 % del totale dei conteggi. Negli anni ha evidenziato un progressivo incremento, raggiungendo nel 2020 il numero massimo di 38.732 individui nel corso di sole 90 ore di censimento. Nel 2020 e nel 2022 i passaggi orari hanno superato abbondantemente i 400 individui (Fig. 1). Anche i censimenti annuali hanno evidenziato un discreto aumento, evidenziato dall'andamento della retta di regressione. Tale forte variabilità viene avvalorata anche dal valore di $p = 0,074$ che risulta però non significativo. In particolare i valori minimi osservati nel 2010 e nel 2015 sono in gran parte imputabili alle condizioni meteorologiche che hanno influito a livello locale sui passaggi. Il picco dei passaggi è quasi sempre avvenuto attorno la seconda decade di ottobre, come è stato verificato in altre indagini (Pedrini *et al.* 2012). L'andamento dei migratori negli anni analizzato con TRIM, sui passaggi orari annuali, è risultato nel complesso caratterizzato da un moderato incremento e la stima del metodo mediante il test di Wald è risultato molto significativo ($n = 21$; Wald Test = 7; $P < 0,01$). Tale andamento è risultato difforme da quanto osservato per l'arco alpino (Franzoi *et al.*, 2021) dove il Fringuello non presentava alcun trend.

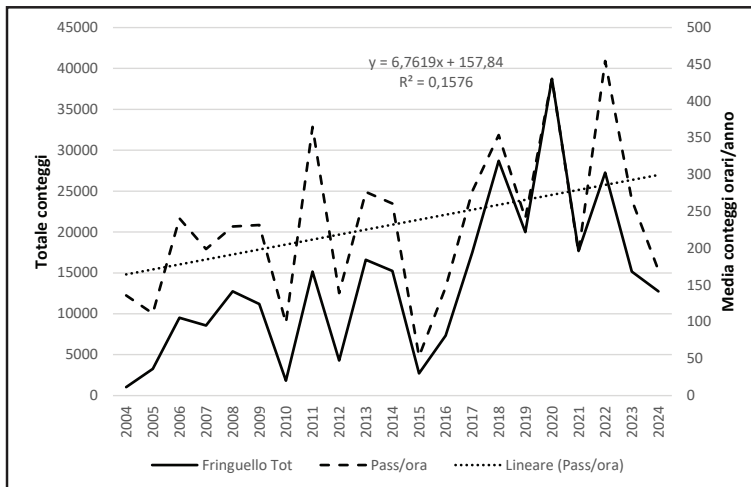


Figura 1. Censimento del Fringuello negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Chaffinch census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Tabella 1. Riassunto dei dati raccolti negli anni (2004-2024) presso il Valico del Monte Pizzoc. *Summary of data collected over the years (2004-2024) at Mt. Pizzoc mountain pas.*

Specie	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Totali
Rondine <i>Hirundo rustica</i>	4							1	3	7							78	1	170			264
Rondine montana <i>Pyronoprogne rupestris</i>																	28	5	17		30	
Allodola <i>Alauda arvensis</i>			106	10	3	16	14	30	2	2	3		6	1	6	56	3				12	
Culbianco <i>Oenanthe oenanthe</i>															1	1	4		1			7
Anthus indet.	98	49	71	36	66	99	15	42	7	22	19	5	24			57		1	42	17	37	707
Pispola <i>Anthus pratensis</i>		19	51	14	76	103	63	174		21	77	70	158	27	26	82	92	75	61	56	83	1328
Spioncello <i>Anthus spinoletta</i>			11	43	18	4	1	22		170	142	47	33		58	30	206	98	20	2	130	1035
Passera scopaiola <i>Prunella modularis</i>			46	81	57	136	27	153	3	6	80	3	1	2				7		1	7	610
Codiroso spazzacamino <i>Phoenicurus ochruros</i>	17	5	16	3	10	1		68	125	67	70	81	109	102	35	182	35	126	104	139	134	1429
Petrossiro <i>Erihacus rubecula</i>							5		29	10	11			10		3	2			2	8	80
Merlo dal collare <i>Turdus torquatus</i>	1				2	1			2			2									3	13
Merlo <i>Turdus merula</i>		167	28	59	450	111	84	680	88	245	582	46	162	227	836	457	106	505	481	141	213	5668
Cesena <i>Turdus pilaris</i>	61	917	61	140	386	22	126	94	162	83	88	339	146	468	113	540	1356	48	209	1788	30	7177
Tordo bottaccio <i>Turdus philomelos</i>	6	167	50	111	91	89	16	140	153	358	563	39	416	1141	451	1305	107	203	290	125	42	5863
Tordo sassello <i>Turdus iliacus</i>		46	46	15	143	197	34	33	6	83	34	6	32	613	282	279	117	92	108	179	94	2439
Tordella <i>Turdus viscivorus</i>	147	53	42	163	383	124	286	110	182	186	133	151	89	190	384	801	176	367	185	173	185	4510
<i>Turdus</i> indet.	208	217	38	58	78	59	45	158	12	20	98		2			10	1			4	6	1014
Lui piccolo <i>Phylloscopus collybita</i>				4		15	2	7	3	2	4			10	14	12	10	43	32	2	26	186
<i>Regulus</i> sp.		193	86	244	21	35	23	48	258	102	130	15	89	133	1824	1322	29	500	213	316	5581	
Cincia mora <i>Periparus ater</i>		27	297	201	24	111	25	55	1	414	53	118	283	171	1219	36	479	150	640	445	4749	
Cinciarella <i>Cyanistes caeruleus</i>		58	153	41	206	18	34	19	7	951	84	99	560	45	170	18	153	48	344	98	3106	
Cinciallegre <i>Parus major</i>		11	470	41	234	71	18	46	12	1282	11	38	308	10	197	2	221	55	138	180	3345	
<i>Paridae</i> indet.	217	20	139	82	49	19	27	46	23	315	10	7	6			13	2	1		21	10	1007
Sturno <i>Sturnus vulgaris</i>			4	1	5	28	9		22	37	3	4	1			39	5	18	41	3	8	228
Fringuello <i>Fringilla coelebs</i>	1021	3266	9521	8567	12755	11197	1832	15153	4287	16596	15226	2712	7330	17483	28710	19985	38732	17671	27270	15160	12756	287230
Peppola <i>Fringilla montifringilla</i>	1508	1351	1049	4566	5840	15342	1312	1503	3058	13874	5913	2652	3976	17817	8011	19593	1087	10882	2789	31302	4459	157884
Fringillidae indet.	9903	7615	6670	5212	3425	4720	472	2044	168	1429	937	117	289	10	4	4	17			12	6	43054
Vardone <i>Chloris chloris</i>	56		1	8	13	11	4	15	5	19	2		1	5				19	39	7	205	
Cardellino <i>Carduelis carduelis</i>	223	86	88	363	360	127	26	101	144	91	193	92	116	121	44	289	1635	390	434	650	183	5756
Lucchetto <i>Spinus spinus</i>	162	121	220	1182	296	766	20	172	106	194	354	313	201	1551	283	506	4806	397	708	885	342	13585
Fanello <i>Linaria cannabina</i>		31	91	5	11	63	4	18	1	17					2	10	3	6	33		16	311
Crociere <i>Loxia curvirostra</i>	83	39	3	165	157	46	40	9	12	83	122		4	445	101	146	45	313	13	31	6	1863
Ciuffolotto <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	23	106	1	5	10	165	27	11	9		14	8	1	38		58	19	46	3	21	32	597
Frosone <i>Coccothraustes coccothraustes</i>	509	538	604	179	96	5681	23	2071	102	1704	3890	50	244	1033	1971	1090	820	372	83	437	302	21799
Zigolo muciatto <i>Emberiza cia</i>			13	5	5	3	1	12	4	8	11	3	1	12	1	12	8	10	9	3	6	127
Passeriformes indet.	1113	439	168	486	149	174	15	418	266	312	144	21	56	197		153				25	72	4208
Totali/anno <i>Total year</i>	15143	15449	19308	22626	25494	39834	4752	23371	9124	35951	31810	7059	13678	42752	41692	49123	50878	32552	33882	52553	20284	587315
Media pass/orari/anno <i>Mean/berids/hour/year</i>	322.2	286.1	378.6	435.1	417.9	751.6	169.7	531.1	294.3	599.2	548.4	138.4	273.5	678.6	473.8	591.8	565.3	357.7	564.7	921.9	270.4	
Tot ore/anno <i>Total hours/year</i>	47	54	51	52	61	53	28	44	31	60	58	51	50	63	88	83	90	91	60	57	75	1247

Peppola. È risultata la seconda specie in ordine di abbondanza con un totale di 157.884 individui pari al 26,9 % dei conteggi complessivi, risultati però quasi la metà rispetto a quelli del Fringuello (Tab. 1). Passaggi orari superiori alle 250 unità sono stati osservati nel 2009, 2017 ma soprattutto nel 2023 quando ha raggiunto il massimo di 549,1 ind/ora (Fig. 2) e un totale di 31.302 individui. Tale dato ha rappresentato il picco annuale più elevato dei conteggi tra tutte le specie, confermando l'incremento talvolta molto abbondante nel corso di alcune annate in Europa (Newton, 2006). La sua fenologia migratoria autunnale ha evidenziato un picco attorno l'ultima decade di ottobre e la prima pentade di novembre, così come evidenziato dai dati raccolti presso alcune stazioni del Progetto Alpi (Pedrini *et al.* 2012; Favaretto & Mezzavilla, 2018). L'andamento negli anni analizzato sui passaggi orari mediante TRIM ha evidenziato forti variazioni con abbondanze elevate che si sono alternate a successive diminuzioni. La stima generale del metodo di analisi mediante il test di Wald non è risultata significativa ($n = 21$; Wald Test = 2,2; $p = 0,140$) e l'andamento negli anni è risultato incerto. In generale non ha evidenziato alcun trend così come osservato per l'intero arco alpino (Franzoi *et al.*, 2021).

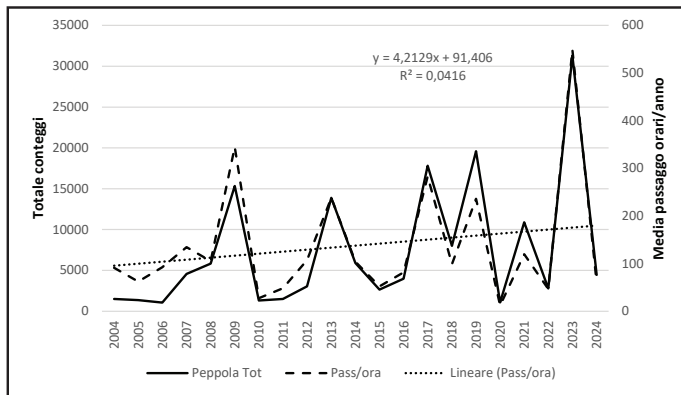


Figura 2. Censimento della Peppola negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Brambling census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Lucherino. È risultata la terza specie in ordine di abbondanza. Nei vari anni di indagine sono stati censiti complessivamente 13.585 individui, pari al 2,3 % del totale (Tab. 1). Nel 2020 ha evidenziato un picco nei passaggi pari a 4.806 individui e una media di 53,4 ind/ora (Fig. 3). Oltre quest'anno, nel 2007 e 2017, quando i passaggi orari hanno superato di poco una media di 22 e 24 ind/ora; in tutti gli altri anni i passaggi sono risultati molto inferiori. Nel passato Fantin (1980, 1982) considerava il Lucherino come una delle specie più abbondanti in transito, stimando in alcune giornate il passaggio di migliaia di individui. In media il maggiore picco di passaggi è stato evidenziato nella terza decade di ottobre, risultando in linea con quanto osservato nell'arco alpino (Pedrini *et al.*, 2012). Dall'analisi del grafico (Fig. 3) dove sono ripor-

tati i passaggi orari medi e i conteggi totali annuali si nota come la conseguente retta di regressione risulti in leggero aumento. L'analisi più accurata del trend effettuata con il programma TRIM sui passaggi orari, ha evidenziato forti variabilità negli anni. La stima generale del metodo di analisi mediante il test di Wald non è risultata significativa ($n = 21$; Wald Test = 1,5; $p = 0,213$) e l'andamento negli anni è risultato incerto.

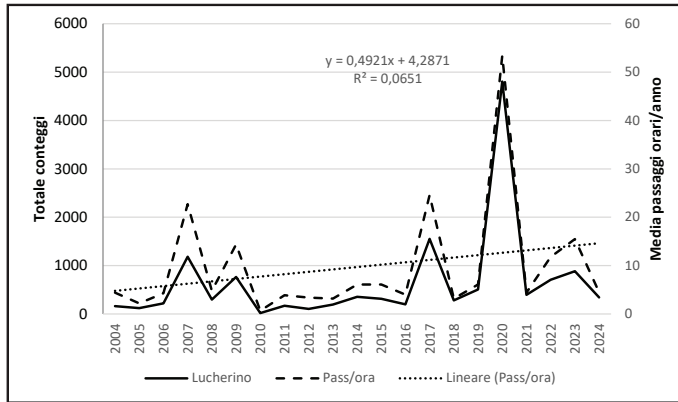


Figura 3. Censimento del Lucherino negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Siskin census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Frosone. Piuttosto comune, nel corso dei censimenti sono stati contati 21.799 individui, pari al 3,7 % del totale. Nel 2009 e 2014 sono stati contati rispettivamente 5.681 e 3.890 individui (Tab. 1). Anche il Frosone ha evidenziato una forte variabilità nei passaggi con annate in cui sono stati contati meno di 100 individui, alternate ad altre con picchi di qualche centinaio di individui giornalieri. L'andamento generale però risulta anche in questo caso molto variabile negli anni di indagine (Fig. 4). Il maggior numero di passaggi è stato osservato nella seconda e terza decade di ottobre, un periodo relativamente ampio, legato forse a condizioni ambientali e meteorologiche non del tutto note ma collegate alle aree riproduttive di partenza (Newton, 2010). Il Frosone dall'analisi del grafico che rappresenta i passaggi annuali (Fig. 4), ha evidenziato un andamento mediante analisi di regressione, in leggera diminuzione. L'analisi del trend effettuata con il programma TRIM sui passaggi orari ha però evidenziato forti variabilità negli anni per cui la stima generale del metodo di analisi mediante il test di Wald non è risultata significativa ($n = 21$; Wald Test = 1,2; $p = 0,263$) e l'andamento complessivo è risultato incerto non evidenziando alcun trend, così come osservato per l'intero arco alpino (Franzoi *et al.*, 2021).

Cesena. È risultata la quinta specie in ordine di abbondanza ma è stato il Turdide maggiormente censito con un totale di 7.177 individui (Tab. 1); ha però raggiunto solo l'1,2 % complessivo tra tutte le specie rilevate. Anche la cesena ha evidenziato forti variazioni nei passaggi annuali. Solo nel 2020 e nel 2023 con 1.356 e 1.788 individui ha raggiunto livelli più elevati, mentre nelle altre annate i conteggi sono variati tra poche

decine, fino ad alcune centinaia di individui. I migratori arrivavano quasi sempre da est ma una linea migratoria di minore afflusso ha evidenziato anche una provenienza da nord. È una specie tardiva che in media raggiunge il suo apice migratorio nella prima decade di novembre. Utilizza le vaste aree prative presenti nella parte superiore del valico per effettuare soste a scopi alimentari. Anche la Cesena nell'analisi del grafico che rappresenta i dati dei censimenti annuali (Fig. 5), ha evidenziato un andamento mediante analisi di regressione, in leggero aumento. L'analisi più accurata del trend effettuata con il programma TRIM sui passaggi orari ha però, anche in questo caso, evidenziato forti variabilità negli anni. La stima generale del metodo di analisi mediante il test di Wald non è risultata significativa ($n = 21$; Wald Test = 1,2; $p = 0,275$) e l'andamento è risultato incerto.

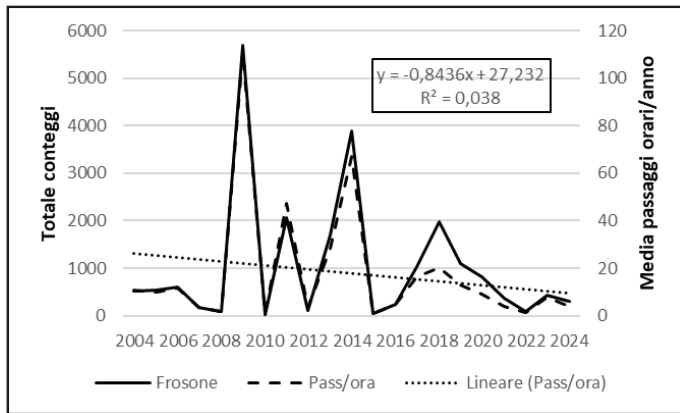


Figura 4. Censimento del Frosone negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Hawfinch census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

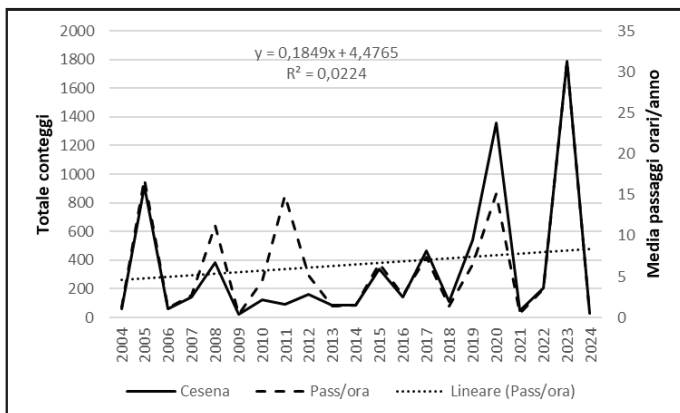


Figura 5. Censimento della Cesena negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Fieldfare census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Tordo bottaccio. Si riproduce in tutta l'area prossima all'indagine e nell'intero arco alpino; appare pertanto possibile che parte dei conteggi siano imputabili ad individui locali in migrazione. Nel complesso è la seconda specie di Turdide rilevata; sono stati contati 5.863 individui, pari a circa l'1 % dei totali. Si tratta di un valore relativamente basso rispetto le specie precedenti. Tra i vari tordi è quello che anticipa la migrazione evidenziando un picco nella prima decade di ottobre. Ciò lo pone in linea con le indagini svolte in altri settori dell'arco alpino (Pedrini *et al.*, 2012; Franzoi *et al.*, 2021). Il passaggio però continua fino alla prima decade di novembre sebbene con intensità molto inferiori. Come altri tordi si osserva sia in fase di migrazione attiva con gruppetti composti al massimo da 10-15 individui e sia in fase di riposo e alimentazione nelle aree prative attorno quelle di indagine. Si tratta di individui che in fase migratoria sostano per qualche ora prima di riprendere il viaggio. Nel corso dei censimenti ha evidenziato due annate, nel 2017 e 2019, con passaggi elevati che hanno permesso conteggi di 1.141 e 1.305 individui (Fig. 6). Tali abbondanze hanno contribuito a determinare una linea di tendenza in leggero incremento. Anche in questo caso però l'analisi più accurata del trend effettuata con il programma TRIM sui passaggi orari ha confermato non solo forti variabilità negli anni, ma anche un andamento nel complesso incerto. Tutto ciò anche a seguito della stima generale del metodo di analisi mediante il test di Wald che non è risultata significativa ($n = 21$; Wald Test = 0,5; $p = 0,468$).

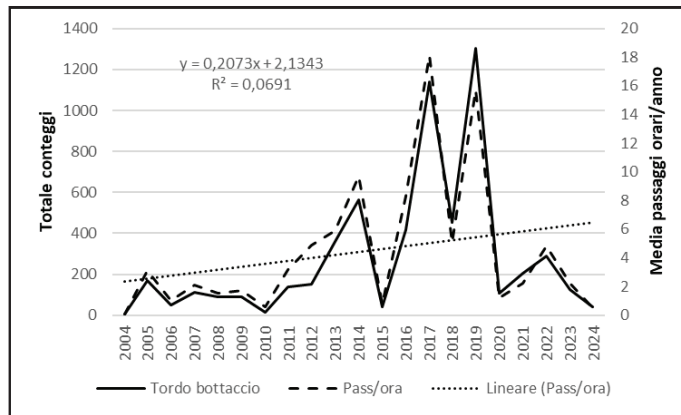


Figura 6. Censimento del Tordo bottaccio negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Song Thrush census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Cardellino. Nel corso dei censimenti sono stati contati 5.756 individui in migrazione, pari a circa l'1 % del totale (Tab. 1). I passaggi annuali sono stati in media piuttosto limitati con annate che non hanno superato il centinaio di individui. Solo nel 2020 è stato evidenziato un picco con 1.635 migratori e un valore nei passaggi pari a 18,1 ind/ora (Fig. 7). La specie tende spesso a fermarsi nelle praterie prossime

al sito di censimento per riposarsi e alimentarsi. In alcune giornate però il volo migratorio è risultato diretto e i vari gruppi hanno superato il valico in maniera veloce e senza sosta. Il picco nei passaggi avviene di regola attorno l'inizio della terza decade di ottobre con variazioni annuali legate soprattutto alle condizioni meteorologiche locali che possono far variare di qualche giorno il picco migratorio. Per quanto riguarda il trend dei passaggi negli anni, il grafico (Fig. 7) evidenzia un andamento della retta di regressione leggermente positivo; diversamente l'analisi svolta con il programma TRIM sui passaggi orari, ha evidenziato un andamento piuttosto incerto. Tale analisi è stata confermata anche dal test di Wald che non è risultato significativo ($n = 21$; Wald Test = 2,08; $p = 0,149$).

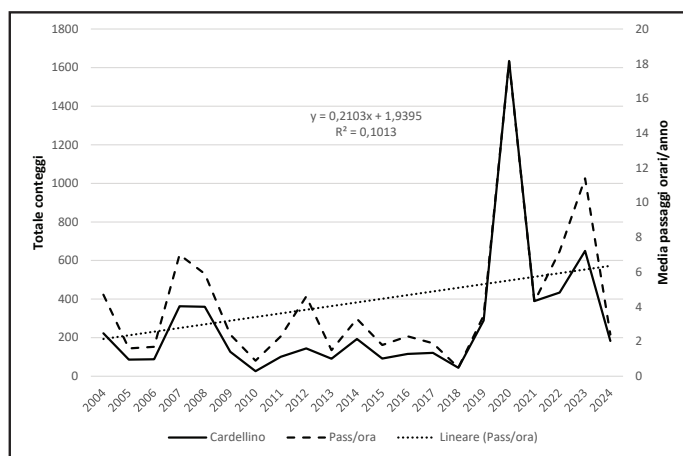


Figura 7. Censimento del Cardellino negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Goldfinch census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Merlo. È risultata l'ottava specie in ordine di abbondanza nei passaggi. Nel corso delle indagini sono stati contati 5.668 individui che in totale hanno costituito circa l'1 % dei migratori. Nel complesso il picco massimo dei passaggi si è verificato nel 2018 quando sono stati censiti 836 individui pari a 9,5 ind/ora. In questi anni però non sono mai stati evidenziati forti incrementi nei passaggi (Tab. 1) e le variazioni sono risultate di regola contenute attorno a poche centinaia di unità. Migra di regola in piccoli gruppi o individui singoli che possono sostare temporaneamente tra gli alberi oppure al suolo alla ricerca di risorse alimentari. L'andamento negli anni ha evidenziato un forte grado di ciclicità (Fig. 8) con alternanza di passaggi annuali più elevati, seguiti da successive diminuzioni. Se nel corso delle indagini la media dei passaggi orari ottenuta mediante il calcolo della retta di regressione ha messo in evidenza un lieve incremento, un'analisi più accurata svolta con il programma TRIM ha confermato un andamento piuttosto incerto. Tale risultato è stato avvalorato dal test di Wald che anche in questo caso non è risultato significativo ($n = 20$; Wald Test = 0,97; $p = 0,323$).

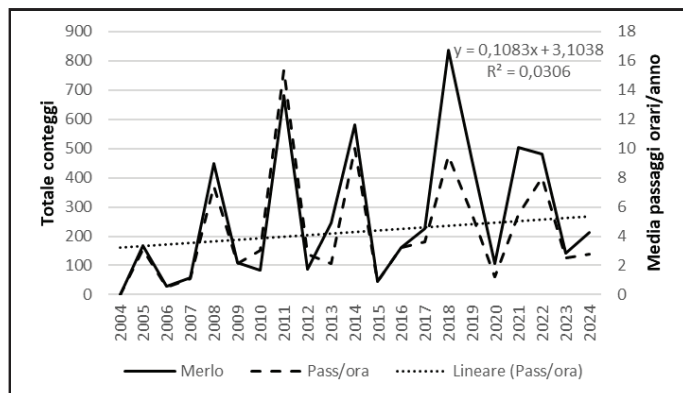


Figura 8. Censimento del Merlo negli anni. Totale individui e media conteggi orari. *Blackbird census over the years. Total individuals and average hourly counts.*

Tutte le altre specie sono state censite con percentuali inferiori all'1 % (Tab. 1) e con andamenti annuali molto variabili. Comunque le tre specie più abbondanti: Fringuello, Peppola e Frosone, da sole hanno rappresentato circa il 78,7 % dei conteggi totali. Se poi a queste si aggiunge il 7,3 % costituito dal gruppo dei Fringillidae indeterminati, si raggiungono valori ben più elevati. Per quest'ultima categoria si deve evidenziare che con il procedere dei censimenti nei vari anni, i conteggi e l'inserimento in questa categoria, si sono progressivamente ridotti fino ad annullarsi. Ciò è collegabile al fatto che nel tempo si sono affinate le capacità di determinazione delle varie specie. Diversamente i migratori in volo a notevoli distanze dal sito di osservazione talvolta non sono stati conteggiati. Lo stesso vale per la categoria dei passeriformi ritenuti indeterminati che comunque hanno rappresentato un valore totale ritenuto irrilevante rispetto il totale dei conteggi.

Dall'analisi dei dati raccolti negli anni (Tab. 1) si nota come alcune specie siano risultate nel complesso relativamente rare nell'area in periodo migratorio. In particolare Rondine montana, Culbianco, Pettiroso e Merlo dal collare sono stati censiti con abbondanze totali inferiori alle 100 unità. Tra questi si evidenzia il caso del Pettiroso, un migratore notturno, catturato in abbondanza nell'area nel corso delle attività di inanellamento (Favaretto & Mezzavilla, 2018), ma poco contattabile di giorno come migratore.

I Paridi, come gli altri uccelli, hanno evidenziato forti fluttuazioni negli anni con dei picchi molto elevati nel 2014, relativamente alla cinciallegra e al 2019 per la Cincia mora (Tab. 1). Nel caso della Cinciallegra si ipotizza anche una correlazione tra i picchi di invasione con le fasi di pasciona del faggio (Mezzavilla, 2014) che contribuirebbero ad aumentare la presenza dei migratori (Nowakowski & Vahatalo, 2003). Si segnalano infine tra i non passeriformi le osservazioni di gruppi di colombacci in migrazione e voli locali di Aquila reale, Grifone, Albanella reale, Sparviere, Gheppio, Falco pellegrino e Gufo comune.

DISCUSSIONE

Il conteggio complessivo nell'area effettuato nel corso di 21 anni di indagini, rappresenta solo una parte dei migratori che in questi anni hanno attraversato il valico. Considerando che annualmente si è operato su circa un terzo delle mattine che hanno interessato il flusso migratorio più rilevante, che complessivamente dura circa 45 giorni, e che solo in poche occasioni sono stati svolti conteggi nelle ore pomeridiane, quando di regola i migratori si riducono, si può stimare un passaggio migratorio di almeno il triplo di individui, stimato complessivamente in circa 1,5-2 milioni di uccelli. A questi si dovrebbe aggiungere un quantitativo di migratori notturni non stimabile ma verificato negli ultimi decenni dalle attività svolte dalla stazione di inanellamento che dal 2011 ha operato nell'area nell'ambito del Progetto Alpi (Favaretto & Mezzavilla, 2018). Inoltre non sono stati censiti i migratori a lungo raggio transahariani che di regola superano il valico a partire dalla fine di agosto fino quasi tutto il mese di settembre.

L'analisi dei dati raccolti ha comunque confermato le forti variazioni delle specie migranti che si verificano nell'area. Solo nel caso del Fringuello, l'andamento dei censimenti ha permesso di evidenziare un trend in leggero incremento (Fig. 2), mentre nel caso di tutte le altre specie censite con abbondanze superiori all'1 % del totale, l'analisi svolta applicando il programma TRIM, ha evidenziato andamenti variabili ma nel complesso incerti.

Le variazioni negli anni, sia in termini di conteggi totali che di passaggi orari, non sono risultate correlabili a fattori specifici. Considerando le condizioni meteorologiche nelle aree centro e nord europee presenti nei mesi della riproduzione di maggio, giugno e luglio, oppure di giugno, luglio e agosto, interessati dalla riproduzione e riassumibili nei due indici del NAO (Nord Atlantic Oscillation) (Hurrell, 1995; Hurrell & Adams, 2025) non è stata rilevata alcuna correlazione con i passaggi orari in questo valico. Valori negativi dell'indice, corrispondenti a tempo secco e poco piovoso nel nord Europa avrebbero dovuto influire positivamente sulle nidificazioni e pertanto aumentare il numero dei migratori in questo valico (Moller, 2002; Hubalek, 2003). L'analisi di correlazione svolta mediante il test di Spearman tra i due valori dell'indice NAO ed i passaggi orari delle otto specie più abbondanti analizzate sopra, non ha però evidenziato risultati significativi. D'altra parte appare importante considerare non solo le condizioni meteorologiche locali delle singole specie in periodo riproduttivo ma anche quelle rilevate nel sito del valico. Nell'area di indagine infatti si è visto che nelle giornate in cui spirava vento più o meno forte da nord, i passaggi risultavano molto ridotti (Haest *et al.*, 2019). Questo tipo di ventilazione infatti spingeva i migratori a volare a quote inferiori passando soprattutto nell'area collinare prealpina. Tali dati sono stati più volte avvalorati dai conteggi dei migratori attuati sopra il valico di Forcella Mostaccin (Colli Asolani, Maser TV), dove per alcuni anni si sono svolti censimenti simili a quello in oggetto (Mezzavilla *et al.*, 2013). Passaggi ridotti dovuti al vento da nord sopra questo valico, erano quasi sempre collegati a incrementi dei migratori presso Forcella Mostaccin Posta nella

parte mediana dei Colli asolani (Maser, TV), ad una altitudine di circa soli 300 metri. Diversamente da queste situazioni il vento anche quando spirava con una direzione contraria a quella di volo (*head wing*) non ha mai influito sul flusso migratorio. In questi casi però si è osservato come gli uccelli si muovessero in prossimità del suolo fino a superare le creste e proseguire il volo usuale verso ovest. La ventilazione maggiormente ricorrente è stata quella che da sud, ossia dalla pianura, spirava verso nord. Tale fenomeno però, nel corso di molte giornate, determinava dopo le prime ore della mattina, la formazione di una copertura nuvolosa che impediva in parte lo svolgimento di conteggi appropriati. Si è però osservato che la migrazione si svolgeva lo stesso localmente tra le nuvole. Le condizioni meteorologiche in certe annate hanno determinato una forte riduzione del flusso migratorio. In particolare nell'ottobre del 2010 una serie di perturbazioni accompagnate da nevicate che hanno favorito la copertura nevosa al suolo per qualche settimana e la continua presenza di vento da nord, hanno non solo reso difficile raggiungere e sostare presso la postazione, ma hanno ridotto notevolmente i passaggi migratori. La diminuzione dei passaggi rilevata nel 2015 appare non interpretabile. Diversamente la diminuzione verificata nel 2024 (Tab. 1) potrebbe essere imputabile alla tempesta Boris che nel settembre dello stesso anno ha causato forti precipitazioni e allagamenti in una vasta area compresa tra la Germania, la Polonia e gran parte dell'Europa centro orientale. Altri fattori che influiscono sulle dinamiche di popolazione delle specie, oggetto di questa indagine, come ad esempio la disponibilità di risorse trofiche oppure le condizioni meteorologiche nelle aree di riproduzione e il conseguente successo riproduttivo (Newton, 1980), non sono risultati analizzabili poiché non è stato possibile trovare dati che relativi ad un areale così vasto da cui derivano i singoli migratori oggetto di questa indagine (Spina *et al.*, 2022).

I dati raccolti sostengono ampiamente il valore dell'area sotto il punto di vista della tutela come Valico Montano ai fini della Direttiva Uccelli 2009/147/CE. Per tale motivo, grazie alle indagini svolte, dal 2007 l'area è stata tutelata ai fini dell'attività venatoria e tale vincolo è stato adottato in tutti i piani faunistici venatori da allora prodotti a livello provinciale (Treviso) e regionale del Veneto. Nel complesso sebbene questo tipo di indagini, svolte in maniera volontaristica, non siano del tutto complete ma basate su un metodo di censimento semi quantitativo, hanno assunto un ruolo fondamentale nella salvaguardia di un grande numero di uccelli migratori che nel passato non sempre riuscivano a superare indenni l'attraversamento di questa area. In futuro si auspica che questo tipo di censimenti possano diffondersi come avviene in molti altri paesi d'Europa, al fine di aumentare le conoscenze inerenti alle dinamiche migratorie (Korner-Nievergelt *et al.*, 2007; Boirot-Colomb *et al.*, 2020; www.trektellen.org).

Ringraziamenti. Rivolgiamo un ricordo particolare all'amico Saverio Lombardo, deceduto nel 2012, il quale nei primi anni ha contribuito con grande interesse nel censimento degli uccelli migratori. Con l'amico Andrea Favaretto, gestore della stazione di inanellamento operante nel medesimo sito, è sempre

stata svolta una fattiva collaborazione. Nel corso degli anni collaboratori temporanei hanno partecipato ai censimenti; tra questi ricordiamo L. Boscain, R. Storer, A. Franchin, P. Vacilotto, G. Malagola, F. Menegat, S. Morato. A tutti questi rivolgiamo i nostri ringraziamenti con la speranza che in futuro qualcuno decida di collaborare in maniera più fattiva.

BIBLIOGRAFIA

- Berthold P., 2003. La migrazione degli uccelli. Ed Bollati Boringhieri, Torino.
- Bibby C., Burgess N., Hill D., 1992. Bird census techniques. British Trust for Ornithology, RSPB. Academic Press, London.
- Boirot-Colomb X., Giacomo C., Maire M., Materac J. 2020. Evolution annuelle (1993-2019) de la migration postnuptiale au défilé de l'Ecluse (Haute-Savoie et Ain, France). *Nos Oiseaux*, 64: 221-245.
- Calvi G., Bonazzi P., Vigorita V., Cucè L., Fornasari L., 2009. Confronto e integrazione di due metodi per lo studio della migrazione: conteggio ed inanellamento dei Passeriformi migratori in un passo delle Prealpi Lombarde. *Alula XVI*: 72-74.
- Calvi G., Pinoli G., Cutini S., Londi G., Reginato F., Vitulano S., 2023. Visual monitoring of bird migrating through the Alps. *Riassunti XXI CIO*, Varese: 16.
- Dunn E., 2005. Counting migrants to monitoring bird populations: state of the art. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GRT-191*: 712-717.
- Fantin G., 1980. Rapporto dal Veneto. *Gli Uccelli d'Italia*, 4: 190-211.
- Fantin G., 1982. Veneto 1981: osservazioni di un anno. *Gli Uccelli d'Italia*, 3: 190-211.
- Fantin P., Finco G., Mezzavilla F., 2014. Analisi dei dati raccolti presso l'Osservatorio Ornitologico. Anni 1976-1986. In: Mezzavilla F., Favaretto A., (Red.) 2014. Osservatorio Ornitologico del valico montano del Monte Pizzoc. Provincia di Treviso, ANLC: 30-47.
- Favaretto A., Mezzavilla F., 2018. Il Valico Montano del Monte Pizzoc. Risultati delle indagini 2004-2017. Regione del Veneto, ANLC. Tipografia Stampatori della Marca, Vallà di Riese Pio X (TV).
- Franzoi A., Tenan S., Sanchez P., Pedrini P., 2021. Temporal trends in abundance and phenology of migratory birds across the Italian Alps during a 20-year period. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 91: 13-28.
- Korner-Nievegelt F., Korner-Nievegelt P., Baader E., Fischer L., Schaffner W., Kestenholtz M., 2007. Herbstlicher Tagzug auf der Beringungsstation Ulmethoch in Jura: Veränderungen in den Fangzahlen über 40 Jahre (1966-2005). *Der Ornithologische Beobachter*, 104: 3-30.
- Haest B., Huppopp O., van de Pol M., Bairlein F., 2019. Autumn bird migration phenology: a potpourri of wind, precipitation and temperature effects. *Global Change Biology*, 25: 4064-4080.
- Hubalek Z., 2003. Spring migration of birds in relation to North Atlantic Oscillation. *Folia Zoologica*, 52: 287-298.
- Huppopp K., Dierschke J., Dierschke V. Hill R., Jackmann K., Huppopp O., 2010. Phanologie des sichtbaren Vogelzugs über der Deutschen Bucht. *Vogelwarte*, 48: 181-262.
- Hurrell J., Adam P. 2025. Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based) - Contatto 2025-03-25.
- Hurrell J., (1995). Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitations. *Science*, 269: 676-679
- Hussen D., 1981. The use of migration counts for monitoring bird population levels. In: Ralph J. & Scott M (Eds) 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* N. 6, Cooper

Ornithological Society: 92-102.

- Kerlinger P., 2009. How Birds Migrate. Stackpole Books.
- Mezzavilla F., 2005. Censimento dell'avifauna in provincia di Treviso. Provincia di Treviso.
- Mezzavilla F., Martignago G., Lombardo S., Boscain L., Silveri G., 2013. Migrazione autunnale del Frosone, *Coccothraustes coccothraustes*, attraverso le Prealpi Trevigiane. Anni 2004-2010. Rivista italiana Ornitologia, 81: 123-131.
- Mezzavilla F., Favaretto A., (Red.) 2014. Osservatorio Ornitologico del valico montano del Monte Pizzoc. Provincia di Treviso, ANLC: 94.
- Mezzavilla F., 2014. Il Faggio e la Fauna. Indagini ecologiche nella Riserva Naturale Biogenetica Campo di mezzo – Pian Parrocchia Foresta del Cansiglio. Corpo Forestale dello Stato, Mipaaf. Tipografia DBF, Seren del Grappa.
- Moller A.P., 2002. North Atlantic Oscillation (NAO) effects of climate on the relative importance of first and second clutches in a migratory passerine bird. Journal of Animal Ecology, 71: 201-210.
- Newton I., 1980, The role of food in limiting bird numbers. Ardea, 68: 11-30.
- Newton I. 2006. Advances in the study of irruptive migration. Ardea, 94: 433–460.
- Newton I., 2008. The Migration Ecology of Birds. Elsevier, Amsterdam.
- Newton I., 2010. Bird Migration. Collins, London.
- Nowakowski J., Vahatalo A., 2003. Is the Great Tit *Parus major* an irruptive migrant in North-East Europe? Ardea, 91: 231-243.
- Pannekoek J., Van Strien A.J., 2010. TRIM 3 Manual Trends and Indices for Monitoring Data. Research paper no. 0102. CBS Voorburg, Netherlands.
- Pedrini P., Tenan S., Spina F., (a cura di) 2012. La migrazione postriproduttiva degli Uccelli attraverso le Alpi italiane: fenologia ed andamenti. Museo delle Scienze, Trento: 112.
- Pedrini P., Spina F., 2021. Un po' di storia del Progetto ALPI. Rivista Italiana di Ornitologia, 91: 5-12.
- Spina F., Baillie SR., Bairlein F., Ambrosini R., Fattorini N., Fiedler W., Franks S., Funghi C., Thorup K., 2022. Eurasian- African Bird Migration Atlas - Executive Summary: 44.
- www.trektellen.org. Contatto 2025-03-27.

MONITORAGGIO DELLA COTURNICE *Alectoris graeca* ALL'INTERNO DELLA RISERVA NATURALE REGIONALE MONTAGNE DELLA DUCHESSA (LAZIO – APPENNINO CENTRALE)

EMANUELA PERIA^{1*}, DOMENICO ROSSETTI², GIANPIERO DI CLEMENTE² &
GIANFRANCO FRANCHI²

¹ Regione Lazio - Direzione Programmazione Economica, Fondi Europei e Patrimonio naturale
Area Protezione e Gestione della Biodiversità - Via di Campo Romano 65 - Roma (RM)

² Regione Lazio - Riserva Naturale Regionale Montagne della Duchessa
Via Cicolana 52 - Borgorose (RI)

*Autore per la corrispondenza: eperia@regione.lazio.it

Abstract - Monitoring of the Rock Partridge *Alectoris graeca* within the Montagne della Duchessa Regional Nature Reserve (Lazio - Central Apennines). This study analyzes abundance and density of Rock Partridge *Alectoris graeca* within the Montagne della Duchessa Nature Reserve. The presence of the species was detected through the playback technique in the spring period (pre-reproductive phase) between 2015 and 2024, covering six linear transects located at altitudes between 1600 and 2000 meters approximately, along the slopes and crests of the main mountain reliefs of the protected area. Overall transects were covered 69 times for a total of 221 km; 82% of repeated transects were positive. Considering only the positive ones, the average kilometric abundance was equal to 0.54 (± 0.15 95%CI) ind/km, which corresponds to a reproductive density of 1.22 (± 0.39 95%CI) pairs/kmq. In the case of total transects, the average kilometric abundance drops to 0.44 (± 0.17 95% CI) ind/km while the reproductive density becomes 1.01 (± 0.41 95% CI) pairs/kmq. The abundance and density values found on the Duchessa Mountains during the present study are comparable with those obtained from other studies in other Apennine and Alpine areas. Abundance (ind/km) and density (pairs/kmq) were analyzed also for individual mountain of the protected area. The percentage frequency of pairs in Duchessa massif has not changed significantly in the study years.

Key words - Rock Partridge *Alectoris graeca*, monitoring, Montagne della Duchessa Nature Reserve, Lazio.

Riassunto - Nel presente lavoro vengono esposti i risultati dell'attività di monitoraggio della Coturnice *Alectoris graeca* condotta su aree campione all'interno della Riserva Naturale Montagne della Duchessa. La presenza della specie è stata rilevata attraverso la tecnica del playback nel periodo primaverile (fase pre-riproduttiva) tra il 2015 e il 2024, percorrendo sei transetti lineari fra 1600 e 2000 metri slm, lungo i versanti e le creste dei principali rilievi montuosi dell'area protetta. I sei transetti sono stati percorsi complessivamente 69 volte per un totale di 221 km, di cui l'82% sono risultati positivi. Considerando solo le percorrenze che hanno dato esito positivo, l'abbondanza chilometrica media è risultata pari a 0,54 ($\pm 0,15$ 95%CI) ind/km, che corrisponde ad una densità riproduttiva di 1,22 ($\pm 0,39$ 95%CI) coppie/kmq. Nel caso dei transetti totali l'abbondanza chilometrica media scende a 0,44 ($\pm 0,17$ 95%CI) ind/km mentre la densità riproduttiva diviene 1,01 ($\pm 0,41$ 95%CI) coppie/kmq. I valori di abbondanza e di densità riscontrati sulle Montagne della Duchessa nel corso del presente studio, sono comparabili con quelli ottenuti da altri studi in altre aree appenniniche ed alpine. I parametri di abbondanza (ind/km) e densità (coppie/kmq) della popolazione sono stati analizzati anche per i singoli rilievi montuosi dell'area protetta. La frequenza percentuale delle coppie stimate nella Riserva non è variata significativamente nel corso degli anni.

Parole chiave - Coturnice *Alectoris graeca*, monitoraggio, Riserva Naturale Montagne della Duchessa, Lazio

INTRODUZIONE

La Coturnice *Alectoris graeca* è una specie politipica a distribuzione europea con popolazioni appenniniche attualmente isolate e demograficamente indipendenti dalle altre popolazioni della specie, che secondo Randi *et al.* (2003) costituiscono un'unità evoluzionistica di interesse conservazionistico (ESU, *sensu* Moritz, 1994). Comprensiva di tutte le sottospecie, è inserita nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE (ex 79/409/CEE) e nell'Allegato III della Convenzione di Berna; ha uno stato di conservazione sfavorevole (SPEC 1) in tutta Europa, in quanto attraversa un moderato ma continuo stato di declino (Burfield *et al.*, 2023). La tendenza negativa mostrata dalle popolazioni e il degrado dell'habitat idoneo caratterizzano negativamente lo stato di conservazione della specie anche in Italia (Trocchi *et al.*, 2016).

La Riserva Naturale ha partecipato alle attività coordinate dalla Regione Lazio nel 2008 e 2009 finalizzate a definire lo stato di conservazione e la distribuzione della Coturnice nell'Appennino (Sorace *et al.*, 2013) e successivamente (2014) ha aderito alla Rete di Monitoraggio regionale (DD Regione Lazio n. A00466 30/01/2013).

Scopo del presente lavoro è realizzare un report sull'andamento della popolazione all'interno dell'area protetta in base ai dati di presenza rilevati nel periodo 2015-2024.

AREA DI STUDIO E METODI

Il territorio incluso nella Riserva Naturale Montagne della Duchessa, istituita nel 1990 con lo scopo di tutelare e ripristinare gli ecosistemi naturali in tutte le componenti biotiche e abiotiche, è esteso per circa 3.500 ettari e coincide con l'omonima Zona di Protezione Speciale (codice Natura 2000: IT6020046) individuata ai sensi della Direttiva Uccelli (2009/147/CE).

Il massiccio montuoso si trova nel Lazio al confine con l'Abruzzo, nel settore della provincia di Rieti denominato Cicolano, nel comune di Borgorose. I versanti molto acclivi superano i 2000 metri di quota, mentre profonde incisioni vallive modellano il paesaggio e costituiscono le principali vie di accesso alle aree montane. Le aree campione prese in esame sono situate lungo i principali rilievi montuosi presenti all'interno dell'area protetta (Monte Morrone 2141 m, Monte Murolungo 2184 m, Monte Cava 2000 m, Monte Costone 2238 m), e individuate fra gli ambienti preferiti dalla Coturnice, quelli caratterizzati da pendii rocciosi ripidi, tra il limite delle faggete e le praterie d'alta quota, con preferenza per aree soleggiate e a bassa umidità.

Abbiamo individuato sei percorsi lineari di lunghezza variabile fra 2 e 3 km c.a., situati a quote comprese fra 1600 e 2000 metri c.a., lungo i versanti e le creste dei principali rilievi montuosi dell'area protetta. Allo scopo di indagare al meglio gli habitat idonei disponibili, abbiamo aggiunto ai quattro transetti che percorrono le creste delle principali montagne della Riserva Naturale, due transetti a quote minori, localizzati sul versante laziale del Monte Cava e sul versante meridionale del Monte Morrone (Fig.1).

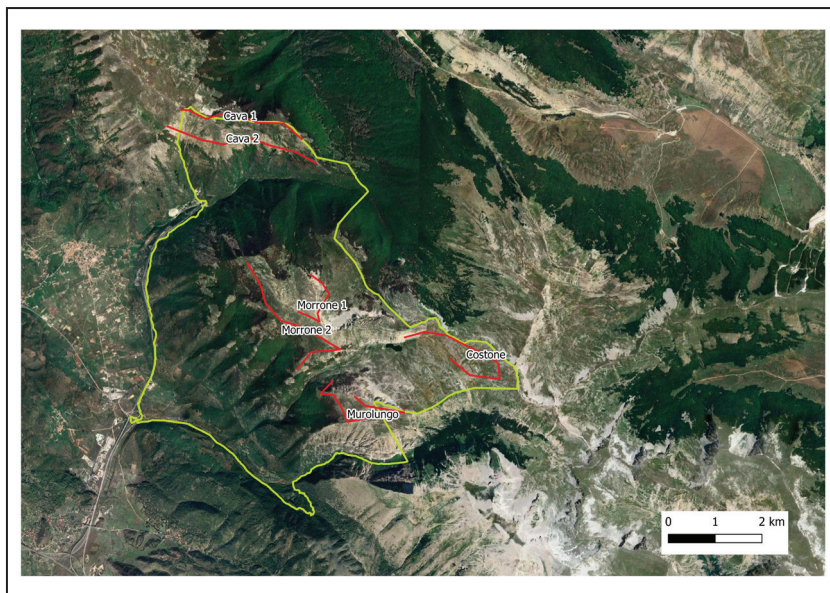


Figura 1. Localizzazione dei transetti all’interno della Riserva Naturale Regionale Montagne della Duchessa.

Considerato che il Monte Cava e il Monte Morrone sono stati campionati annualmente percorrendo 2 transetti in giornate distinte per montagna e che in alcuni anni il transetto è stato ripetuto una seconda volta a causa delle condizioni metereologiche e ambientali, al fine di rendere comparabili i dati, si è proceduto a calcolare e utilizzare le medie ponderate annuali per la misura delle distanze chilometriche percorse (Tab.1); abbiamo calcolato la media ponderata utilizzando la formula: $(x_1p_1 + x_2p_2 + \dots + x_n p_n) / (p_1 + p_2 + \dots + p_n)$ dove ‘x’ rappresenta la lunghezza del transetto e ‘p’ la percorrenza annuale del transetto.

Tabella 1. Localizzazione, altimetria e lunghezza dei transetti percorsi in periodo pre-riproduttivo.

Nome esteso	Quota min m	Quota max m	Lunghezza km	Anni di campionamento	km tot (media ponderata)
Monte Cava 1	1644	2004	2,83	10	30,32
Monte Cava 2	1601	1768	3,38		
Monte Morrone 1	1833	2082	1,77	10	27,97
Monte Morrone 2	1695	1913	3,97		
Monte Murolungo	1763	2174	3,70	10	37,02
Monte Costone	1786	2116	3,69	9	33,25
				Totale	128,55

RISULTATI

Nei dieci anni di studio (2015-2024) le percorrenze dei transetti, calcolate come medie ponderate delle distanze chilometriche annuali, sono state effettuate 39 volte (Tab.2), con una risposta positiva al rilevamento della specie pari all'82%. La maggior frequenza di risposte positive è stata rilevata sui monti Morrone e Cava (Tab. 2).

Tabella 2. Denominazione delle montagne indagate, numero di anni in cui le percorrenze hanno dato esito positivo o negativo alla presenza di Coturnice rispetto al totale dei transetti effettuati e frequenza percentuale di risposte positive.

Denominazione	N risposta positiva	N risposta negativa	N totale	Frequenza risposta positiva
M. Cava	9	1	10	90%
M. Morrone	9	1	10	90%
M. Murolungo	8	2	10	80%
M. Costone	6	3	9	67%
Totale	32	7	39	

Il totale dei chilometri realizzati in 10 anni è pari a 128,55 km, con valori massimi di percorrenza sui monti Costone e Murolungo (Tab. 3);

Le tabelle seguenti mostrano rispettivamente il valore medio dell'abbondanza dei singoli individui (Tab. 3) e della densità delle coppie (Tab. 4), mettendo a confronto i valori ottenuti considerando i soli transetti dove è stata registrata una risposta positiva (N=32), con i transetti totali (N=39). Nel primo caso l'abbondanza chilometrica media risulta essere pari a $0,54 \pm 0,15$ ind/km che corrisponderebbe ad una densità riproduttiva pari a $1,22 \pm 0,39$ coppie/kmq.

Nel caso dei transetti totali l'abbondanza chilometrica media scende a $0,44 \pm 0,17$ ind/km mentre la densità riproduttiva diviene $1,01 \pm 0,41$ coppie/kmq.

Tabella 3. Calcolo dell'indice di abbondanza numerica degli individui rilevati nel periodo di studio (2015-2024), mettendo a confronto i valori ottenuti dalle sole percorrenze in cui è stata rilevata la specie (+) rispetto alle percorrenze totali.

Denominazione	Individui	km risposta +	Ind/km risposta +	km totale	Ind/km totale
M. Cava	12,53	27,49	0,46	30,32	0,41
M. Morrone	18,58	25,10	0,74	27,97	0,66
M. Murolungo	16,50	29,62	0,56	37,02	0,45
M. Costone	8,50	22,16	0,38	33,25	0,26
Totale	56,11	104,37	$0,54 \pm 0,15$	128,55	$0,44 \pm 0,17$

La somma del numero medio degli individui stimati nei 10 anni di studio è risultato essere pari a 56,11 con una media annuale di $14,03 \pm 4,46$; la maggior frequenza di rilevamento pari a circa il 33% è relativa al Monte Morrone (Fig. 2).

Tabella 4. Calcolo della densità delle coppie rilevate nel periodo di studio (2015-2024) mettendo a confronto i valori ottenuti dalle sole percorrenze in cui è stata rilevata la specie (+) rispetto alle percorrenze totali.

Denominazione	Coppie	Area risposta +	Cp/kmq risposta +	Area totale	Cp/kmq totale
M. Cava	11,32	11,00	1,03	12,13	0,93
M. Morrone	17,00	10,04	1,69	11,19	1,52
M. Murolungo	16,00	11,85	1,35	14,81	1,08
M. Costone	7,00	8,87	0,79	13,30	0,53
Totale	12,83 (valore medio)	41,75	1,22 ± 0,39 (valore medio)	51,42	1,01 ± 0,41 (valore medio)

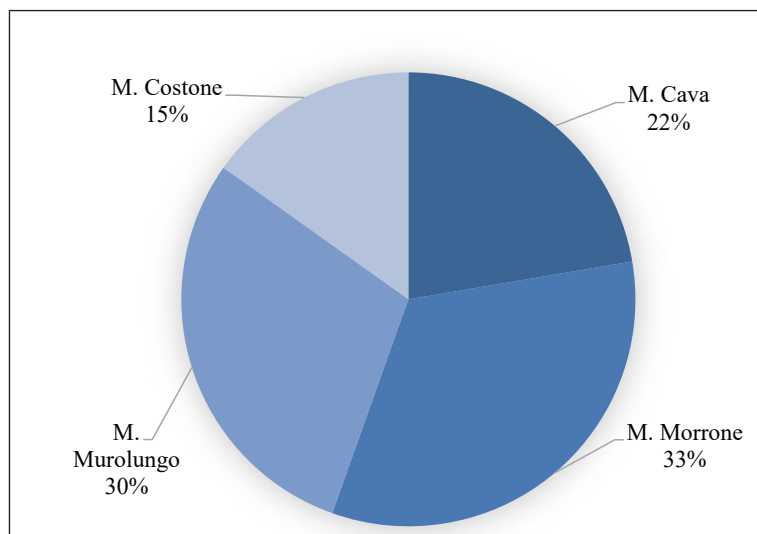


Figura 2. Frequenza di rilevamento percentuale dei singoli individui per rilievo montuoso.

Nel periodo 2015-2024 abbiamo stimato 51,32 coppie complessive. Di seguito riportiamo la frequenza percentuale delle coppie indicizzate (Tab. 5) e la loro distribuzione nel periodo di studio (Fig. 3).

L'andamento della frequenza percentuale delle coppie di Coturnice nel decennio di studio si mostra fluttuante con una leggera tendenza alla crescita della popolazione. Il test di Correlazione di Spearman mostra che la correlazione tra le due variabili non è statisticamente significativa (Spearman Correlation test: $r_s(10) = 0.445$ p (a 1 coda) = 0,564 ($p > 0.05$), così come l'andamento della frequenza di rilevamento delle coppie sui singoli rilievi montuosi:

M. Cava $r_s(10) = 0.18$, $p > .05$ (a 1 coda);

M. Morrone $r_s(10) = -0.19$, $p > .05$ (a 1 coda);

M. Murolungo: $r_s(10) = 0.30$ $p > .05$ (a 1 coda);

M. Costone $r_s(9) = 0.33$ $p > .05$ (a 1 coda).

In Figura 4 viene evidenziato l’andamento delle coppie rilevate annualmente, con linea di tendenza negativa sul Monte Morrone.

Tabella 5. Frequenza percentuale delle coppie stimate su base annuale rispetto alle coppie stimate nell’intero periodo di studio (2015-2024).

Anno	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	10 anni
M. Cava	0,33	1	0	1,66	1,5	2,33	2,5	1	0,5	0,5	
M. Morrone	3	1	0,5	1	2	4	2,5	0	2,5	0,5	
M. Murolungo	0,5	2,5	2	0	2	0	1	2	2	4	
M. Costone	0	1		0	0,5	1	2,5	1	0	1	
coppie/anno	3,83	5,5	2,5	2,66	6	7,33	8,5	4	5	6	
coppie / 10 anni											51,32
freq % coppie/anno	7%	11%	5%	5%	12%	14%	17%	8%	10%	12%	

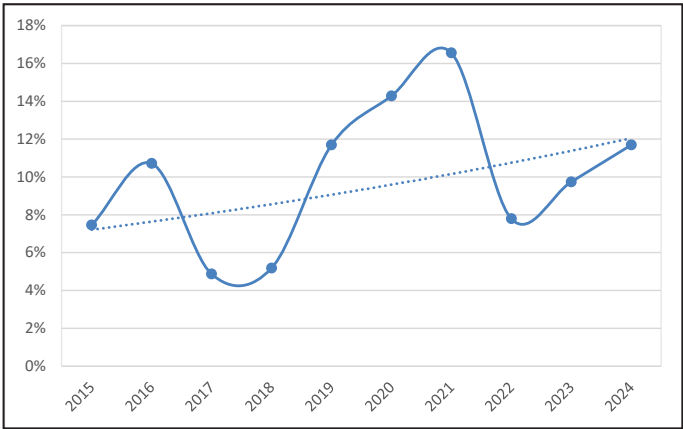


Figura 3. Andamento della frequenza di rilevamento percentuale delle coppie di Coturnice nel decennio di studio, con linea di tendenza lineare.

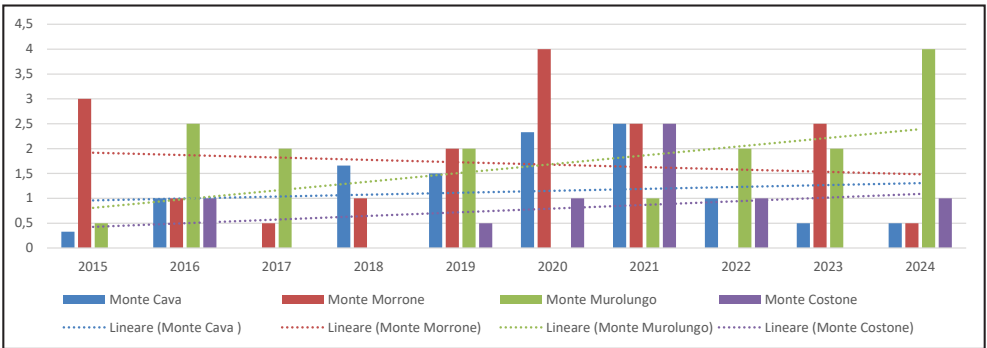


Figura 4. Valore medio delle coppie di Coturnice stimate annualmente per ciascun rilievo montuoso.

DISCUSSIONE

Il monitoraggio a lungo termine standardizzato permette di ottenere risultati utili per valutare i trend delle popolazioni sul lungo periodo. Il metodo della stima primaverile al canto ancora una volta si è rilevato efficace considerata l'elevata percentuale di transetti positivi pari al 82%; la partecipazione dei medesimi rilevatori negli anni aumenta le competenze individuali e riduce l'errore umano; la ripetizione degli stessi percorsi in un ampio intervallo di tempo (10 anni) minimizza la variabilità nelle stime.

Analizzando i risultati ottenuti sui singoli rilievi montuosi che costituiscono il massiccio della Duchessa, otteniamo la maggiore frequenza percentuale di risposta positiva al lancio del richiamo per transetto percorso sui monti Morrone e Cava (90%); in particolare sul M. Morrone abbiamo rilevato i massimi valori di abbondanza e densità a fronte del minor numero di km percorsi. Su M. Cava abbiamo ottenuto una stima di popolazione pre-riproduttiva inferiore anche al Murolungo, nonostante la maggiore percentuale di risposte positive. Il M. Murolungo, con il maggior numero di chilometri percorsi rappresenta valori di abbondanza e densità intermedi fra i primi due rilievi analizzati. Infine, la percorrenza del M. Costone ha riportato i valori minimi sia in termini di frequenza delle risposte positive che di abbondanza e densità.

Complessivamente I valori di abbondanza e densità riscontrati sull'intero massiccio nel corso del presente studio, sono comparabili con quelli di altre aree appenniniche ed alpine, restando compresi nell'ambito dei valori minimi e massimi confrontati (Tab.6 e Tab.7). In particolare, riteniamo che l'intervallo di tempo maggiore (10 anni) e il numero elevato di transetti percorsi abbia permesso di ridurre la variabilità.

Tabella 6. Abbondanza (ind/km) di Coturnice sulle Montagne della Duchessa (presente studio), messa a confronto con i valori ottenuti in diversi gruppi montuosi del Lazio (Sorace *et al.*, 2011). La variabilità viene espressa in termini di Deviazione Standard (Intervallo di Confidenza 95%)

Area	Transetti positivi Ind/km (\pm DS, n=transetti)	Transetti totali Ind/km (\pm DS, N=transetti)
Montagne della Duchessa (presente studio)	0,54 \pm 0,15 n=32	0,44 \pm 0,17 n=39
Monti della Laga	0,84 (\pm 0,47; n = 4)	0,56 (\pm 0,56; n = 6)
Monti Reatini	1,07 (\pm 0,82; n = 8)	0,85 (\pm 0,85; n = 10)
Monti Cicolani	0,34 (n = 1)	0,05 (\pm 0,13; n = 7)
Montagne della Duchessa	1,19 (\pm 0,82; n = 3)	0,89 (\pm 0,89; n = 4)
Monti Simbruini	0,60 (\pm 0,13; n = 5)	0,43 (\pm 0,31; n = 7)
Monti Ernici	0,33 (n = 1)	0,16 (\pm 0,23 n = 2)
PNALM e aree di protezione esterna	0,79 (\pm 0,46; n = 6)	0,43 (\pm 0,53; n = 11)
Totale Lazio	0,85 (\pm 0,59; n = 28)	0,39 (\pm 0,58; n = 63)

Tabella 7. Densità (cp/kmq) di Coturnice sulle Montagne della Duchessa (presente studio), messa a confronto con i valori di riferimento bibliografici. La variabilità, laddove riportata, viene espressa in termini di Deviazione Standard (Intervallo di Confidenza 95%).

Area	Coppie/kmq (\pm DS, n=transetti)	Riferimento bibliografico
Montagne della Duchessa	1,01 (\pm 0,41 n=39)	(presente studio)
Montagne della Duchessa	1,90 (\pm 1,79; n = 4)	Sorace <i>et al.</i> , 2011
M. Cicolani	0,12	Sorace <i>et al.</i> , 2011
Lazio (rilievi montuosi)	0,86 (\pm 1,33; n = 63)	Scalisi <i>et al.</i> , 2011
Provincia Rieti (aree protette)	0,50 - 0,62	Amici <i>et al.</i> , 2011
PNALM e aree di protezione esterna	0,43	Sorace <i>et al.</i> , 2009
Monti Sibillini	1,85	Renzini <i>et al.</i> , 2001
Appennino abruzzese	1,4-1,7	Spanò <i>et al.</i> , 1985
Alpi	0,6-4,7	Bernard-Laurent & Leonard, 2000
Cilento	1,54 \pm 1,5	Rippa <i>et al.</i> , 2005
Parco regionale Etna	0,80 (95% CI: 0.17–2.22)	Anile <i>et al.</i> , 2021

L'andamento sinusoidale della frequenza percentuale delle coppie di Coturnice nel decennio di studio (Fig. 3) potrebbe essere ricondotto a diverse motivazioni. Studi effettuati sulle popolazioni di Coturnice delle Alpi Dolomitiche (Cattadori *et al.*, 1999) illustrano come fluttuazioni cicliche a breve termine, tipiche dell'avifauna selvatica alle latitudini settentrionali, siano state registrate anche su questa specie con un areale ristretto all'Europa meridionale. Tali fluttuazioni demografiche annuali possono essere determinate da molteplici fattori locali, riguardo ai quali possiamo avanzare alcune ipotesi. Sebbene i principali fattori che si pensa possano causare i cicli di popolazione siano interazioni trofiche dipendenti dalla densità, tali effetti devono ancora essere dimostrati e concordati per qualsiasi specie ciclica (Cattadori *et al.*, 1999). Negli ambienti più secchi le popolazioni possono essere maggiormente soggette all'infezione da parte di Nematodi parassiti (*Ascaridia compar*) (Rizzoli *et al.*, 2003). Anche la predazione può avere un impatto importante sulla dinamica di popolazione a livello locale, in particolare da parte di uccelli rapaci, corvidi, volpe e cinghiale, così come il prelievo venatorio. Infatti, sebbene ci troviamo all'interno di un'area protetta e il prelievo della Coturnice sia stato sospeso nel Lazio a partire dalla stagione venatoria 2005-2006, non possiamo escludere la possibilità di sconfinamenti lungo il limite amministrativo con l'Abruzzo sia da parte di cacciatori, ponendo in essere episodi di bracconaggio, sia da parte delle coturnici stesse, che si troverebbero in aree dove il prelievo viene programmato all'interno di Distretti territoriali individuati annualmente, con carniere stagionale variabile da 0 a 10 capi.

In conclusione, l'attività di monitoraggio condotta nei 10 anni di studio sulle Montagne della Duchessa sembra indicare che nell'area protetta sia presente una popolazione di Coturnice soggetta a periodiche fluttuazioni ma con tendenza ad un incremento negli anni, seppure modesto.

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti coloro che hanno collaborato alla realizzazione del presente lavoro, in particolare Costantini A., Cristallini P., Di Giorgio L., Franchi N., Lelli M., Mattei A. e Petracchini R. per aver collaborato allo svolgimento delle attività di campo. Emiliano De Santis per la lettura critica del testo, Marco Scalisi per aver avviato la Rete di Monitoraggio della Coturnice nel Lazio e il revisore anonimo per i preziosi consigli.

BIBLIOGRAFIA

- Amici A., Serrani F., Adriani S., Bonanni M., Viola P., Primi R., Ronchi B., 2011. Status della Coturnice (*Alectoris graeca*) in alcune aree dell'Appennino centrale. L'Italia Forestale e Montana, 66 (2): 119-125.
- Anile S., Mazzamuto M.V. & Lo Valvo M., 2021. Habitat determinants and density of the endemic Sicilian Rock Partridge *Alectoris graeca whitakeri* on Mt. Etna, Sicily, Italy. Acta ornithologica, 56 (2) <https://doi.org/10.3161/00016454AO2021.56.2.002>
- Bernard Laurent A., Laurent J.L., 1984. Méthode de recensement des perdrix bartavelles (*Alectoris graeca saxatilis* Bechstein 1805) au printemps; applications dans les Alpes-Maritimes. Gibier Faune Sauvage, 4: 69-85.
- Bernard Laurent A., Leonard Y., 2000. Vulnerability of an alpine population of rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) to climatic events: evaluation with deterministic and stochastic models. Game and Wildlife Science, 17 (2): 63-79.
- Burfield I.J., Rutherford C.A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R.W., Balman M., Evans M.I., Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International, 33, e66, 1-11. <https://doi.org/10.1017/S0959270923000187>
- Cattadori I.M., Hudson P.J., Merler S., Rizzoli A., 1999. Synchrony, scale and temporal dynamics of rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) populations in the Dolomites. Journal of Animal Ecology, 68: 540-549.
- Moritz C.C., 1994. Defining 'evolutionary significant units' for conservation. Trends Ecol. Evol. 9: 373-375.
- Randi E., Tabarroni C., Rimondi S. & Sfougaris A., 2003. Phylogeography of the rock partridge (*Alectoris graeca*). Molecular Ecology, 12: 2201-2214
- Renzini F., Forconi P., Piscini P.L., Pandolci M., 2001. La Coturnice *Alectoris graeca* nel Parco nazionale dei Monti Sibillini: densità pre e post-riproduttive. Atti XI Convegno italiano di Ornitologia. Avocetta, 25: 104.
- Ripa D., Zaccara A.T., Valore M., Carpino F., Fulgione D., 2005. La Coturnice *Alectoris graeca* in Campania. Atti XIII Convegno italiano di Ornitologia. Avocetta, 29: 204.
- Rizzoli A., Rosso F., Ferrari N., Rosà R., Farrè L., Manfredi M. T., Hudson P.J., 2003. Infestazione da *Ascaridia compar* (Schränk, 1790) nella Coturnice alpina: effetti sull'ovodeposizione e su alcuni valori ematochimici. J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 291- 294.
- Sorace A., Guglielmi S., Properzi S., Riga F., Trocchi V., Artese C., De Sanctis E., Latini R. & Scalisi M., 2009. Stato di conservazione e distribuzione della Coturnice (*Alectoris graeca*) nel Lazio. Alula, XVI (1-2): 136-138.
- Sorace A., Guglielmi S., Properzi S., Riga F., Trocchi V., Artese C., De Sanctis E., Latini R. & Scalisi M., 2011. La Coturnice nel Lazio: status e piano d'azione. Edizioni ARP, Roma; 80 pp.
- Sorace A., Artese C., Antonucci A., Bernoni M., Bonanni M., Brusafferro A., Carafa M., Carotenuto L., Cortone P., De Filippo G., De Santis E., Forconi P., Fabrizio M., Fulco E., Guglielmi S., Latini R., Liberatoscioli E., Magrini M., Mangiacotti M., Mariani F., Pellegrini M., Peria E., Pinchiurri V.,

- Properzi S., Riga F., Scalisi M., Spera M., Trocchi V., 2013. Status and distribution of rock partridge *Alectoris graeca* in Apennine areas. *Avocetta*, 37: 111-118.
- Spanò S., Traverso G., Sarà M., 1985. Distribuzione attuale di *Alectoris graeca* e *Alectoris barbara* in Italia. Atti III Convegno italiano di Ornitologia: 58-61.
 - Trocchi V., Riga F., Sorace A., 2016 (a cura di). Piano d'azione nazionale per la Coturnice (*Alectoris graeca*). Quad. Cons. Natura, 40 MATTM - ISPRA, Roma.

RILEVAMENTI ACUSTICI PASSIVI CONFERMANO LO SVERNAMENTO REGOLARE DELL'ASSIOLO *Otus scops* NEL NORD ITALIA

ANDREA RAVAGNANI

Via Montirone n° 3/1 Sant'Agata Bolognese (BO) (andrea.ravva@yahoo.it)

Abstract - Passive acoustic monitoring confirms the regular wintering of Scops Owl *Otus scops* in Northern Italy. The Scops Owl *Otus scops* is a strigiform considered a regular wintering bird in Italy only in southern and central regions, irregular in northern regions. During monitoring of wintering birds by night audio recordings in Emilia-Romagna, the presence of a Scops Owl was detected in Sant'Agata Bolognese (Bologna) from 24/11/2020 to 8/02/2021.

The audio tracks were analyzed to reveal 46 contact calls distributed over 26 nights were detected with an increasing frequency near the spring season.

The recording of a second Scops Owl in the Po Delta area in January 2021 suggested that the wintering population in Emilia-Romagna could be underestimated, partly because of the reduced song activity of the species in the colder months, making it elusive and difficult to detect. Therefore, acoustic recorders were placed at various sites scattered throughout Emilia-Romagna region over the next three winters, detecting the presence of the species at 17 out of 30 locations and confirming its regular wintering for the first time in northern Italy.

Key words - Scops Owl, wintering, passive acoustic monitoring, Emilia-Romagna

Riassunto - L'Assiolo *Otus scops* è uno strigiforme considerato svernante regolare in Italia solo nelle regioni meridionali e centrali, irregolare in quelle settentrionali. Durante il monitoraggio degli uccelli svernanti tramite registrazioni audio notturne in Emilia-Romagna è stata rilevata la presenza di un Assiolo a Sant'Agata Bolognese (Bologna) dal 24/11/2020 all'8/02/2021.

Le tracce audio sono state analizzate a computer ed è stato possibile rilevare 46 call di Assiolo distribuiti su 26 notti con una frequenza crescente in prossimità della stagione primaverile.

La registrazione di un secondo Assiolo nel Delta del Po ferrarese nel gennaio 2021 ha fatto supporre che la popolazione svernante in Emilia-Romagna fosse sottostimata, anche a causa della ridotta attività canora nei mesi più freddi, che rende questa specie elusiva e difficilmente rilevabile.

Si è provveduto quindi a posizionare registratori acustici in vari siti sparsi per l'Emilia-Romagna nei successivi tre inverni, rilevando la presenza dell'Assiolo in 17 punti su 30 e confermando la presenza della specie come svernante regolare per la prima volta in nord Italia.

Parole chiave - Assiolo, svernamento, rilevamenti acustici passivi, Emilia-Romagna

INTRODUZIONE

L'Assiolo *Otus scops* è uno Strigiforme ampiamente distribuito nel paleartico occidentale come specie nidificante (Cramp & Simmons, 1980). Ad esclusione di poche popolazioni parzialmente sedentarie attorno al bacino del Mediterraneo, la specie risulta migratrice transahariana, con un areale di svernamento localizzato a cavallo del Sahel in Africa centrale (Spina & Volponi, 2008). In Italia è specie migratrice regolare con movimenti tra fine agosto-novembre e tra marzo-inizio giugno; con anticipi occasionali nell'ultima decade di febbraio (Brichetti & Fracasso, 2006). Lo svernamento

risulta regolare nelle regioni meridionali ma diventa meno regolare con presenze localizzate nel centro Italia ed occasionale nel nord Italia (Brichetti & Fracasso, 2006). In Emilia-Romagna la specie è considerata migratrice regolare, riproduttiva e svernante irregolare (Bagni *et al.*, 2003)

La specie mostra un marcato comportamento territoriale durante la stagione riproduttiva con vocalizzazioni notturne molto sonore, questa spiccata territorialità non è stata confermata durante l'inverno, quando i call vengono emessi solo occasionalmente (Galeotti & Sacchi, 2001; Mori *et al.*, 2014), questi vocalizzi consistono in un "kiuu" ripetuto ritmicamente da entrambi i sessi (Van Der Weyden, 1975; Currie *et al.*, 2002; Dragonetti, 2007;)

I rilevamenti acustici svolgono un ruolo fondamentale nello studio della distribuzione e attività dei rapaci notturni (Fuller & Mosher, 1981; Haug & Didiuk, 1993). Negli ultimi anni si sono resi disponibili strumenti a prezzi contenuti per la registrazione automatica di suoni, ideali per estesi monitoraggi delle specie notturne anche attraverso attività di citizen science (Hill *et al.*, 2019).

In questo studio vengono presentati i risultati della ricerca della specie in periodo di svernamento in Emilia-Romagna su quattro inverni, dal 2020 al 2024, tramite rilevamenti acustici in ambienti eterogenei nelle province di Bologna, Modena, Ferrara e Ravenna.

AREA DI STUDIO

Emilia centrale: da est a ovest, da Bologna a Maranello (Modena), tra il Fiume Secchia ed il Fiume Reno, da nord a sud, da Vignola (Modena) a San Martino in Spino (Modena).

Litorale da Bosco Mesola (Ferrara) a Lido di Dante (Ravenna).

MATERIALI E METODI

Per verificare la presenza dell'Assiolo sono stati utilizzati registratori AudioMoth v1.1.0 (Open Acoustic Devices) durante l'intera stagione invernale. Lo strumento è stato posizionato per la prima volta a un'altezza di 10 metri sul tetto di un'abitazione nelle campagne del comune di Sant'Agata Bolognese (BO), 20 m s.l.m. (44°38'53.5"N-11°08'29.2"E).

L'area di studio è caratterizzata da campi arati destinati a seminativi primaverili, coltivati a erba medica, inframezzati da scoline e canali. È inoltre presente un noceto di circa 30 anni, delimitato perimetralmente da siepi miste di Nocciolo e Prugnolo.

I rilevamenti sono stati svolti da inizio novembre 2020 a fine febbraio 2021, registrando in maniera continuativa dalle ore 21:00 alle 07:30

Le tracce audio sono state successivamente ascoltate e visionate a computer tramite software Kaleidoscope Lite (Wildlife Acoustics) per l'analisi dello spettro audio,

I rilevamenti acustici negli inverni 2021-2022, 2022-2023 e 2023-2024 sono stati effettuati in 30 diversi siti nelle province di Bologna, Modena, Ferrara e Ravenna, sfruttando vari tipi di ambiente per poter comprendere quale ambiente fosse preferito

per lo svernamento.

I registratori sono stati lasciati attivi per minimo 6 notti per ogni sito nel periodo 21 dicembre - 7 febbraio, entrando in funzione dalle ore 21:00 alle ore 06:00 registrando tracce audio da 55 secondi ogni minuto e contando il numero totale di call a notte.

RISULTATI

Nell'inverno 2020/2021 a Sant'Agata Bolognese Sono state effettuate registrazioni in 120 notti per un totale di 75.600 tracce. Considerando le notti di tempo meteorologico avverso (forte vento o precipitazioni) sono risultate utilizzabili 60.480 tracce audio.

In 26 notti è stato registrato almeno un call di Assiolo, per un totale di 46 call, verosimilmente emessi da un singolo individuo. Il primo dato di presenza è stato rilevato il 24 novembre 2020, mentre l'ultimo indizio di presenza risale all' 8 febbraio 2021.

Nei successivi inverni, 2021/2022 – 2022/2023 – 2023/2024, sono state prodotte almeno 3.780 tracce per ogni sito, per un totale di 113.400 tracce, considerando le notti con forte vento o pioggia che impedivano l'ascolto o la visualizzazione chiara degli spettrogrammi, le tracce analizzabili sono risultate essere 91.493.

In 17 siti su 30 sono stati registrati call di Assiolo, con un tasso di presenza del 56,7% (Fig.1)

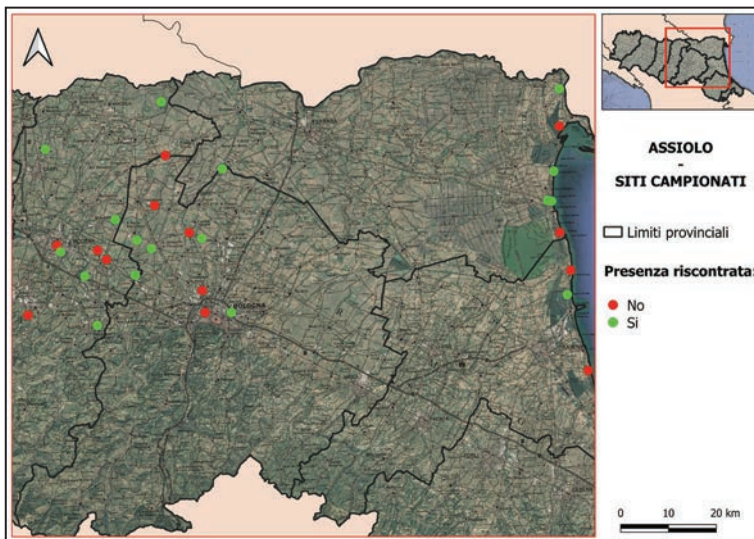


Figura 1. Presenza e assenza di Assiolo in periodo invernale nei siti campionati

L'attività canora si è confermata essere molto ridotta, i call registrati anche a distanza di ore nella stessa notte sono risultati essere molto pochi, da 1 a 4, come riportato nella tabella 1.

I siti in cui è stata rilevata la presenza sono caratterizzati tutti dalla presenza di alberi, ovvero pinete, boschi di pianura, rimboschimenti, parchi con alberi secolari,

parchi pubblici urbani, corti di campagna e giardini privati urbani. Nei siti con bassa densità di alberi, come le zone con campi pronti per la semina o coltivati a erba medica, non è stata rilevata la presenza della specie.

Tabella 1. Elenco dei siti indagati con presenza/assenza, data di registrazione, numero di call e tipo di ambiente. Rimboschimento con zona umida (r.z.u.), giardino privato urbano (g.p.u.), giardino privato collina (g.p.c.), frutteto adiacente al fiume Panaro (f.a.f.), villa con parco con alberi secolari (v.a.s.), siepe perimetrale campi (s.p.c.), bosco di pianura con zone umide (b.z.u.), tratto collinare fiume Panaro (t.c.f.), giardino privato di pianura in campagna (g.p.p.), parco pubblico urbano (p.p.u.), tratto di pianura del Fiume Reno (t.p.f.), rimboschimento di pianura (r.d.p.), pineta retrodunale litoranea (p.r.l.), bosco di pianura (b.d.p.), parco pubblico adiacente a zona umida (p.p.z.)

	Località	Inizio_data	Fine_data	pres/ass	1 call	2 call	3 call	4 call	Ambiente
1	Mirandola, loc. San martino in Spino (MO)	22/12/2021	1/1/2022	presente	2	1		1	r.z.u.
2	Carpi: loc. Fossoli, Oasi La Francesca (MO)	7/1/2022	15/1/2022	presente		1	1		r.z.u.
3	Modena, quartiere Sant'Agnese	17/1/2022	24/1/2022	assente					g.p.u.
4	Modena, zona Morane	17/1/2022	24/1/2022	presente	2	1	1		g.p.u.
5	Maranello, loc. Fogliano (MO)	6/1/2022	14/1/2022	assente					g.p.c.
6	San Cesario sul Panaro, loc. Sant'Anna (MO)	28/12/2021	3/1/2022	presente	1	1	1		f.a.f.
7	Castelfranco Emilia, Bosco Albergati (MO)	20/12/2022	27/12/2023	presente	1	1			v.a.s.
8	Castelfranco Emilia, Villa Sorra (MO)	29/12/2022	4/1/2023	assente					v.a.s.
9	Castelfranco Emilia, loc. Pioppa (MO)	28/12/2023	2/1/2024	assente					s.p.c.
10	Nonantola, A.R.E. Il Torrazzuolo (MO)	20/12/2021	27/12/2022	presente	2				b.z.u.
11	Vignola, fiume Panaro (MO)	3/1/2022	10/1/2022	presente	1				t.c.f.
12	Sant'Agata Bolognese (BO)	24/11/2020	8/2/2021	presente	22	2	1	1	g.p.p.
13	San Giovanni in Persiceto (BO)	28/12/2023	2/1/2024	presente	1				p.u.p.
14	Crevalcore, loc. Palata Pepoli (BO)	13/1/2022	19/1/2022	assente					s.p.c.
15	Crevalcore, loc. Beni comunali	20/12/2021	27/12/2021	assente					r.z.u.
16	Bologna, Parco Arboreto del Pilastro	21/12/2021	28/12/2021	presente	3	1	1		p.p.u.
17	Bologna, Prati di Caprara	8/1/2022	14/1/2022	assente					p.p.u.
18	Argelato (BO)	28/12/2021	3/1/2022	presente			1		r.z.u.
19	Calderara di Reno, loc. Lippo (BO)	26/1/2022	3/2/2022	assente					t.p.f.
20	Sala Bolognese, loc. Bagno di Piano (BO)	26/1/2022	3/2/2022	assente					t.p.f.
21	Comacchio, loc. Porto Garibaldi (FE)	2/1/2024	9/1/2024	presente		2			r.d.p.
22	Comacchio, loc. Lido di Spina (FE)	28/12/2022	5/1/2023	assente					p.m.l.
23	Comacchio, loc. Lido di Pomposa (FE)	21/12/2022	28/12/2022	presente	3				p.m.l.
24	Comacchio, loc. Lido delle Nazioni (FE)	21/12/2022	28/12/2022	presente	2				p.m.l.
25	Mesola, loc. Bosco Mesola (FE)	21/12/2022	28/12/2022	assente					b.d.p.
26	Mesola, loc. Santa Giustina (FE)	21/12/2022	28/12/2022	presente	1				b.d.p.
27	Sant'Agostino, Bosco della Panfilia	26/1/2022	3/2/2022	presente	1		1		b.d.p.
28	Ravenna, loc. Lido di Dante	28/12/2022	5/1/2023	assente					p.r.l.
29	Ravenna, loc. Marina Romea	28/12/2022	5/1/2023	presente	1	2		1	p.p.z.
30	Ravenna, loc. Casalborsetti	28/12/2022	5/1/2023	assente					p.r.l.

Analizzando gli orari di emissione dei call durante tutte le notti oggetto di studio, sembra esserci un aumento della frequenza nelle ore centrali, tra la mezzanotte e le ore 3 (Fig.2).

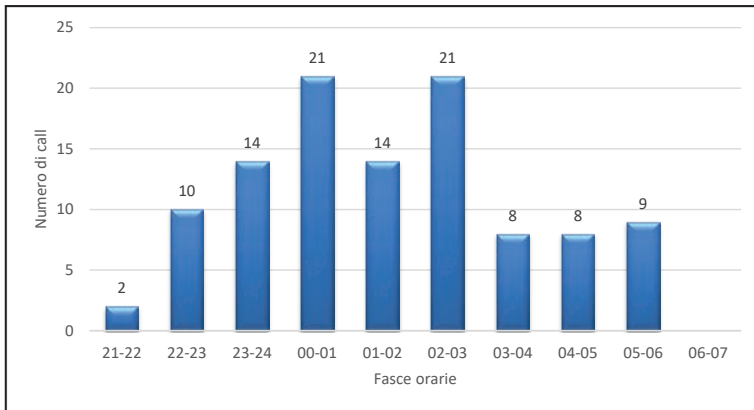


Figura 2. Frequenza dei call di Assiolo registrati per fascia oraria.

DISCUSSIONE

I dati confermano che l'attività canora dell'Assiolo durante i mesi di svernamento risulta ridotta rispetto al periodo estivo per un effetto di diminuzione della territorialità (Mori *et al.*, 2014).

Questa bassa attività rende particolarmente complicato il rilevamento degli individui svernanti, che si va ad aggiungere al comportamento elusivo della specie, a una ridotta presenza e bassa densità riportata per i soggetti svernanti in Italia e alla mancanza di rilevatori attivi nelle ore notturne nei mesi invernali.

I vari tentativi di cattura e marcaggio degli individui svernanti sono risultati vani, in quanto la specie non sembra attratta dal playback nel periodo invernale, l'unico metodo valido di rilevamento degli individui sono le registrazioni notturne.

L'analisi delle tracce audio ha confermato l'ipotesi che la presenza dell'Assiolo come specie svernante fosse fortemente sottostimata e ha rilevato questa specie come svernante regolare per la prima volta nel nord Italia.

In periodo riproduttivo l'area costiera ha una distribuzione molto continua di coppie riproduttive, con un'importante densità (oss. pers.), ed è caratterizzata in inverno da climi più miti. Tuttavia, non si è registrata una maggiore densità di individui svernanti sulla costa rispetto ai siti dell'interno della regione (56% e 57% di presenza nei siti indagati, rispettivamente). Tenendo conto anche che secondo il modello GLM di analisi statistica (dati non mostrati), il fattore meteo-climatico non sembra influire sull'attività canora in periodo invernale (sono stati registrati call in notti con temperatura minima di -4°C), è plausibile ipotizzare che la presenza dell'Assiolo come specie svernante sia fortemente sottostimata anche in altre regioni della Pianura Padana.

Ringraziamenti. Si ringraziano Alessandro Pavesi e Luca Giussani per le consulenze tecniche sulle registrazioni e lo studio degli spettrogrammi, Claudio Fiorini per le consulenze sull'analisi dei dati e la traduzione in inglese, Dayron Lopez per la cartografia, Fabio Gardosi, Romano Benassi, Enrico Selmi,

Giuseppe Rossi, Mauro Ferri, Sauro Contini, Alessio Farioli, Massimo Caprara e Margherita Ranotto per l'aiuto nel posizionamento dei registratori.

BIBLIOGRAFIA

- Bagni L., Sighele M., M. Passarella, Premuda G., Tinarelli R., Cocchi L. & Leoni G., 2003. Checklist degli uccelli dell'Emilia-Romagna dal 1900 al giugno 2003. *Picus*, 56 (2): 85-107.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. *Ornitologia Italiana*. Vol.3. Stercorariidae - Caprimulgidae. Alberto Perdisa. Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. *The Birds of Italy*. Vol. 2: Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Currie D., Millet J., Hill M. & Shah N.J., 2002. Factors affecting the response of Seychelles Scops-Owl *Otus insularis* to playback of conspecific calls: consequences for monitoring and management. *Bird. Cons. Int.*, 12: 353–364.
- Dragonetti M., 2007. Individuality in Scops Owl *Otus scops* vocalizations. *Bioacoustics* 16: 147–172.
- Fuller M.R. & Moscher J.A., 1981. Methods of detecting and counting raptors. *Stud. Avian Biol.*, 6: 235–246.
- Galeotti P. & Sacchi R. 2001. Turnover of territorial scops owls *Otus scops* as estimated by spectrographic analyses of male hoots. *Journal of Avian Biology*, 32: 256-262.
- Haug E. & Didiuk A. 1993. Use of recorded calls to detect burrowing owls. *J. Field Ornithol.* 64: 188–194.
- Mori E., Menchetti M. & Ferretti F. 2014. Seasonal and environmental influences on the calling behaviour of Eurasian scops owls. *Bird Study*, 61: 277-281.
- Spina F. & Volponi S., 2008. *Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia*, Volume 1: non Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Roma.
- Van Der Weyden W.J., 1975. Scops and screech owls: vocal evidence for a basic subdivision in the genus *Otus* (Strigidae). *Ardea*, 63: 65–77.
- Hill A. P., Prince P., Snaddon J. L., Doncaster C. P & Rogers A., 2019. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX*, 6, e00073.

Brevi note



Cicogna nera *Ciconia nigra* (Foto di Giulio Ielardi)

PRIMA NIDIFICAZIONE DI MARANGONE MINORE *Microcarbo pygmaeus* NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE NAZZANO, TEVERE-FARFA (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

CHRISTIAN ANGELICI ^{1*}, STEFANO BASSI ², MASSIMO BRUNELLI ² & MARCO PETRELLI ¹

¹ Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa

² Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

*Autore per la corrispondenza: christianangelici@hotmail.it

Abstract – First reproduction of Pygmy Cormorant *Microcarbo pygmaeus* in the Natural Reserve Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio, central Italy). The authors report the first confirmed case of nesting of the Pygmy Cormorant in the Nazzano, Tevere-Farfa R.N.R. with the discovery of three nests containing chicks.

Key words – Pygmy Cormorant, breeding, Lazio

Riassunto - Gli autori riportano il primo caso accertato di nidificazione del Marangone minore nella R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa con il rinvenimento di tre nidi contenenti pulli.

Parole chiave - Marangone minore, nidificazione, Lazio

Il Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* in Italia è specie migratrice, svernante e nidificante, inizialmente localizzata nelle zone umide dell'Alto Adriatico ha progressivamente ampliato il suo areale andando ad insediarsi in altre zone umide della Pianura Padana, delle Marche, dell'Umbria, della Puglia (Passarella, 2022) e, più recentemente, del Lazio (Sterpi *et al.*, 2021), della Calabria (Sottile, 2022) e della Toscana (Puglisi *et al.*, 2023).

Nella R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa (RM) la presenza della specie (Fig. 1) è un fenomeno recente (cfr Angelici & Brunelli, 2008, 2015), le prime osservazioni di individui sono infatti note solo a partire da ottobre 2021, inizialmente solo come migratori e svernanti e, a partire dalla primavera 2023, anche come estivi.

Nella primavera 2025, per la prima volta, è stata accertata la nidificazione della specie con il rinvenimento di tre nidi contenenti pulli. I nidi erano posti all'interno della garzaia plurispecifica presente nella Riserva in prossimità di nidi di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* e Airone cenerino *Ardea cinerea*.

La R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa è il secondo sito nel quale è stata accertata la nidificazione del Marangone minore nel Lazio dopo la R.N.R. del Laghi Lungo e Ripasottile (RI) nella quale fu accertata per la prima volta nel 2021 (Sterpi *et al.*, 2021).

BIBLIOGRAFIA

- Angelici C. & Brunelli M., 2008. Gli uccelli della Riserva Naturale "Tevere-Farfa". Edizioni Belvedere, Latina, Le Scienze 9.
- Angelici C. & Brunelli M., 2015. Nuove specie osservate nella Riserva Naturale Regionale Tevere-Farfa (Lazio, Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, 40: 107-108.

- Passarella M., 2022. Marangone minore. In: Lardelli R., Bogliani G., Bricchetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), historia naturae (11): 190-191.
- Puglisi LO., Arcamone E., Franchini M., Sacchetti A., Vanni L., Vezzani A. (a cura di), 2023. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana 2. Distribuzione, abbondanza e conservazione. Edizioni regione Toscana.
- Sottile F., 2022. Prima nidificazione di Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* in Calabria. Alula, 29: 148-150.
- Sterpi L., Sterpi M., Brunelli M. & Sarrocco S., 2021. Prima nidificazione di Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* nel Lazio. Alula, 28: 130-132.



Figura 1. Marangoni minori *Microcarbo pygmaeus* nella R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa (Foto di Stefano Bassi).

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2025

MASSIMO BRUNELLI, BEATRICE BIGU, LUCIO BORDIGNON*, MATTEO CALDARELLA,
GUIDO CATTANEO, GIANLUCA CONGI, BRUNO DOVERE, DIEGO ERRICO, MAURIZIO
FRAISSINET, MAURIZIO MARRESE, NICOLA NORANTE, MARIO PUCCI, GIUSEPPE ROCCA,
SALVATORE URSO, BRUNO VASCHETTI, GABRIELLA VASCHETTI & MATTEO VISCEGLIA

G.L.I.Ci.Ne. (Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera) – Via Vioglio 16 – 13835 Valdilana (BI)

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

Abstract - The breeding of Black Stork in Italy in the 2025 year. In 2025, 54 territorial pairs were found, of which 38 pairs were checked, which resulted in 86 young fledging.

Key words - Monitoring, Black Stork, breeding.

Riassunto - Nel 2025 sono state rinvenute 54 coppie territoriali, di queste ne sono state controllate 38 che hanno portato all'involto 86 giovani.

Parole chiave - Monitoraggio, Cicogna nera, nidificazione.

Anche nel 2025 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 individuate 5 coppie territoriali, nonostante le indagini svolte solo per una è stato individuato il nido a cui non è seguita alcuna riproduzione. Per la prima volta dall'insediamento della specie in Piemonte non sono stati rilevati giovani involati.

Nel Lazio sono state individuate 4 coppie territoriali, di cui solo una è stata controllata ed ha portato all'involto 4 giovani. Per un'altra coppia la nidificazione è certamente avvenuta ma non è stato possibile accertare il numero di giovani. Per le altre 2 coppie, nonostante le ricerche svolte, non è stato possibile individuare il nido.

In Molise sono state individuate 4 coppie territoriali, per 2 di esse è stata accertata la nidificazione ed entrambe si sono riprodotte con successo portando 4 giovani all'involto. Per le altre 2 coppie nonostante le indagini condotte non è stato possibile individuare il nido.

In Campania sono state rinvenute 4 coppie territoriali, per 3 di esse è stata accertata la nidificazione e tutte si sono riprodotte con successo portando all'involto 7 giovani. Per l'altra coppia non è stato possibile individuare il nido.

In Basilicata sono state rinvenute 14 coppie territoriali, di queste 12 sono state controllate e tutte si sono riprodotte con successo portando all'involto 27 giovani. Ulteriori 2 coppie sono state individuate ma non è stato possibile accertarne la nidificazione.

In Puglia sono state rinvenute 10 coppie territoriali, di queste 6 sono state con-

trollate e 5 si sono riprodotte con successo portando all’involo 16 giovani; una coppia ha fallito pur avendo deposto. Per altre 4 coppie il nido non è stato rinvenuto.

In Calabria sono state rinvenute 13 coppie territoriali, tutte si sono riprodotte con successo portando all’involo 28 giovani.

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2025.

Coppie territoriali	54
Coppie controllate (a)	38
Coppie che hanno deposto (b)	37
Coppie che hanno allevato giovani (c)	36
Giovani involati (d)	86
Produttività (d/a)	2,26
Successo riproduttivo (d/b)	2,32
Tasso d’involo (d/c)	2,39

Rispetto alla stagione 2024 (Brunelli *et al.*, 2024) il numero di coppie territoriali è aumentato passando da 43 a 54; il numero di coppie controllate è passato da 37 a 38, i giovani involati sono risultati 86, il dato più elevato mai registrato.

Le indagini svolte hanno inoltre portato ad acquisire importanti informazioni su ulteriori 7 siti dove l’osservazione di individui singoli, in periodo idoneo, potrebbe essere indicativo della presenza di ulteriori coppie nidificanti, in particolare in Friuli (1), Lazio (1), Molise (1), Puglia (4). In seguito a queste nuove osservazioni la popolazione italiana di Cicogna nera appare in ulteriore incremento, soprattutto nella porzione centro-meridionale dell’areale, con una consistenza che possiamo stimare in 54-61 coppie.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati della stagione 2025 non sarebbe stata possibile:

Piemonte: Odilio Antoniotti, Alessandro Bergamo, Simone Bocca, Andres Carrasco, Alessandro Cef-
fa, Alessandro Girodo, Paolo Marotto, Roberto Montorio, Mario Neggia, Annalisa Rebecchi, Giorgio
Rocchetto, Stefano Rossato, Leonardo Siddi, Luca Valente, Mario Vietti.

Friuli: Gianluca Rassati

Lazio: Stefano Bassi, Massimo Bellavita, Giovanni Bombara, Carlo Catoni, Stefano Celletti, Riccardo
La Torre, Roberto Papi, Guido Prola, Fabio Scarfò, Andrea Schiavone.

Molise: Walter Caterina, Carlo Fracasso, Alfonso Ianiro, Enzo Mastroiacovo.

Campania: Claudio Labriola

Basilicata: Mariangela Francione, Remo Bartolomei, Maurizio Fraissinet, Carmine Sarcinella, Rosa
Melucci, Andrea Cerverizzo, Rocco Silvaggi, Gianvito Santantonio.

Puglia: Lucia Abruzzese, Giuseppe Agnelli, Antonio Cillo, Mario Cillo, Liberato Colagrossi, Salvatore
Giannino, Francesco Mele, Vincenzo Rizzi.

Calabria: Giuseppe Candelise, Eugenio Muscianese.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Congi G., Di Nucci S., Dovere B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Rizzi V., Sorrentino A., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2024. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2024. Alula, 31(2): 47-48.
- 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. Rivista Italiana di Ornitologia, 88 (1): 15-22.

MONITORAGGIO 2025 DEI ROOST DI CICOGNA NERA *Ciconia nigra* DURANTE LA MIGRAZIONE POST-RIPRODUTTIVA ALL'INTERNO DELLA ZPS “SILA GRANDE” (APPENNINO CALABRO) – SUD ITALIA

GIANLUCA CONGI ^{1-2 *} & ALFREDO BRUNO ²

¹ Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 “SILA” - LIPU (*Lega Italiana Protezione Uccelli*)
glc.sila@lipu.it

² S.O.I. (*Società Ornitologica Italiana*) c/o Galleria di Storia Naturale
CAMS, Via del Risorgimento - 06051 Casalina (PG).

* autore per la corrispondenza: *gianlucacongi@libero.it*

Abstract - 2025 monitoring of Black Stork *Ciconia nigra* roosts during post-breeding migration within the “Sila Grande” SPA (Calabrian Apennines) - southern Italy. For the second consecutive year, monitoring of Black Stork roosts was carried out in an agro-silvo-pastoral area of the “Sila Grande” SPA, adjacent to Lake Cecita. Activities were carried out from 5:00 PM to 9:00 PM, every day, from August 20 to September 5, 2025. Only one roost was identified, with the peak number of observations occurring on September 3 with 16 individuals of various ages. The roost is in a tall forest area with planted conifers, covering approximately 7.24 ha, with a northeast exposure at an altitude of 1160 m above sea level. This paper confirms the importance of this site for the Black Stork, particularly during post-breeding migration. Furthermore, it represents a new and useful contribution to the study of the species' roosts at local and national levels.

Key words - Black Stork, monitoring, *roost*, post-breeding migration, “Sila Grande” SPA

Riassunto - Per il 2° anno consecutivo è stato realizzato il monitoraggio dei *roost* di Cicogna nera in un comprensorio agro-silvo-pastorale della ZPS “Sila Grande”, limitrofo al lago Cecita. Le attività sono state svolte dalle ore 17:00 alle 21:00, tutti i giorni, dal 20 agosto al 5 settembre 2025. Un solo *roost* è stato individuato, il picco di osservazioni è stato il 3 settembre con 16 individui di varie età. Il *roost* è rappresentato da un'area boschiva d'altofusto con conifere da impianto, estesa circa 7,24 ha, con esposizione a Nord-Est ad un'altitudine di 1160 m slm. Il presente contributo conferma l'importanza del sito d'interesse per la Cicogna nera in particolare durante la migrazione post-riproduttiva. Inoltre, rappresenta un nuovo contributo utile allo studio dei *roost* della specie in ambito locale e nazionale.

Parole chiave - Cicogna nera, monitoraggio, *roost*, migrazione post-riproduttiva, ZPS “Sila Grande”.

Nella penisola italiana la Cicogna nera *Ciconia nigra* è specie migratrice, nidificante e svernante (Brunelli *et al.*, 2023), con una popolazione nidificante stimata in almeno 43-53 coppie (2024), di cui 11 coppie territoriali nidificanti certe e 2 coppie probabili/possibili per la Calabria (Brunelli *et al.*, 2024). Sul massiccio della Sila e nelle sue propaggini è segnalata come migratrice, nidificante e svernante (Congi, 2017, 2020, 2021, 2025). La Sila è un altopiano posto nella parte centrale dell'Appennino Calabro, tra i più vasti d'Europa ed è esteso per oltre 150.000 ha compresi i rilievi minori annessi; si estende a Nord fino alla Piana di Sibari e il Golfo di Corigliano, a Est fino al Marchesato crotonese, a Sud giunge sino ai rilievi collinari tra Lamezia Terme e Catanzaro e ad Ovest sovrasta l'ampia valle del fiume

Crati. La migrazione post-riproduttiva (o autunnale) della Cicogna nera ha inizio nella prima decade di agosto, raggiunge il picco nella terza decade dello stesso mese per poi diminuire dopo la terza decade di ottobre (Brunelli *et al.*, 2023). Per il 2° anno consecutivo è stato attuato il monitoraggio giornaliero finalizzato a intercettare individui della specie durante il picco della migrazione post-riproduttiva presso dei *roost* già individuati e monitorati nell'estate 2024 (dal 20 al 31 agosto). Tramite idonea strumentazione ottica (binocoli, cannocchiali e macchine fotografiche) sono stati stabiliti alcuni punti di osservazione fissa. Inoltre, al fine di ottimizzare i risultati, sono stati attuati degli spostamenti di supporto (a piedi e/o in auto) al fine di stabilire altri punti ad ampia veduta. Le attività sono state concentrate nella fascia oraria compresa tra le 17:00 e le 21:00. L'area maggiormente indagata è ubicata all'interno di un vasto comprensorio pianeggiante limitrofo al lago di Cecita o Muccone, con destinazione agro-silvo-pastorale ed esteso circa 1,19 km², facente parte della porzione geografica della Sila Grande, in agro del comune di Celico (provincia di Cosenza), con un'altitudine compresa tra i 1130 e i 1160 m s.l.m. I luoghi oggetto di monitoraggio fanno parte della ZPS (Zona di Protezione Speciale) "Sila Grande" (IT9310301) - IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148. Il *roost* individuato e monitorato presenta un'estensione di circa 7,24 ha con le cicogne che si sono sempre posate nella parte con esposizione a Nord-Est. Il *roost* è rappresentato da un bosco artificiale d'altofusto di conifere (età 50/60 anni) con dominanza di abete di Douglas *Pseudotsuga menziesii* e, con piante di Pino *Pinus* sp. e sporadici abeti bianchi *Abies alba* (Fig. 1).

L'area boschiva è isolata rispetto agli ampi spazi aperti adiacenti adibiti a coltivi e pascoli, nell'area vi sono diversi invasi artificiali e vegetazione igrofila con Salice bianco *Salix alba* e Ontano nero *Alnus glutinosa*. Nel precedente monitoraggio (2024), il *roost* era stato già individuato e denominato "*roost B*" (Congi, 2025); questo *roost* è risultato l'unico utilizzato in modo regolare da parte delle cicogne osservate nell'area di studio durante la corrente stagione di monitoraggio (2025). I dati raccolti dal 20 agosto al 5 settembre 2025 (17 giorni), hanno restituito un quadro di conoscenze sulla frequenza giornaliera di cicogne nere di varie età all'interno del *roost* (Tab. 1).

Dall'analisi dei dati, il picco è stato registrato il 3 settembre con 16 individui osservati, il 27 agosto erano stati osservati 14/15 individui. Il record dell'anno precedente era stato registrato il 25 agosto 2024, con 22 individui di varie età, tuttavia, in quella circostanza le cicogne si erano dirette verso più *roost* (Congi, 2025).

Il monitoraggio 2025, essendosi protratto fino al 5 settembre ha allungato il periodo di osservazione rispetto all'anno precedente. Presso il *roost* è stato accertato un potenziale fattore di disturbo derivato dalla presenza di alcuni agricoltori che per più giorni, sempre intorno alle 19:30, si sono recati ad una motopompa a scoppio al fine di rifornirla di gasolio; l'attrezzo in funzione ed utilizzato per l'irrigazione dei limitrofi campi coltivati a patata IGP della Sila non ha provocato l'abbandono del *roost*, infatti, le cicogne hanno dimostrato una certa tolleranza, portandosi regolar-

mente all'interno delle fronde del bosco soprattutto quando gli stessi agricoltori si allontanavano dal sito (solitamente intorno le ore 20:00).



Figura 1. Il *roost* monitorato – ZPS “Sila Grande” (Foto di G.Congi, 19.08.2025).

Tabella 1. Monitoraggio del *roost* di Cicogna nera (2025) - ZPS “Sila Grande”.

Data monitoraggio	N. individui osservati
20.08.2025	3
21.08.2025	3
22.08.2025	4
23.08.2025	4
24.08.2025	3/4
25.08.2025	12/13
26.08.2025	7
27.08.2025	14/15
28.08.2025	1
29.08.2025	8
30.08.2025	1
31.08.2025	5
01.09.2025	5
02.09.2025	5
03.09.2025	16
04.09.2025	1
05.09.2025	3

L'unico *roost* frequentato durante il periodo di maggiore flusso migratorio (migrazione post-riproduttiva) per la specie è stato utilizzato dalle cicogne a partire dal tardo pomeriggio, osservando ogni volta lo spostamento (*roosting*) in particolar modo da punti limitrofi dove gli uccelli sono stati osservati in attività trofica (foci di piccoli corsi d'acqua e lago Cecita nelle parti vicino la riva e con acque basse). Successivamente al monitoraggio e fino al 20 settembre, sono proseguite altre visite a largo raggio all'interno del comprensorio d'interesse, rilevando fino a un massimo di 5 cicogne in volo/attività trofica. L'11 settembre, durante un'attività coordinata tra alcuni membri del GLC Lipu Sila e della SOI (Società Ornitologica Italiana) è stato rinvenuto un giovane dell'anno privo di vita giacente in un campo coltivato e sito a circa 4,500 km dal *roost*. La carcassa è stata segnalata alla Polizia Provinciale di Cosenza – Distacc. di San Giov. in Fiore, che intervenuta sul posto unitamente ad un veterinario dell'Azienda Sanitaria Provinciale – Area C, ha poi provveduto all'invio del carcame all'IZSM (Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno) di Cosenza per gli accertamenti tecnici del caso tesi a far luce sulle cause del decesso. Dalla lettura della presente nota emerge ancora una volta l'importanza della ZPS “Sila Grande” - comprensorio del lago Cecita, considerato ormai un rilevante luogo di sosta e di disponibilità di risorse trofiche per la specie e, dove negli ultimi anni si registra un aumento significativo di osservazioni in epoca di riproduzione e più nello specifico durante il periodo della migrazione post-riproduttiva. Inoltre, questo lavoro restituisce informazioni aggiornate utili allo studio dei *roost* della Cicogna nera in ambito locale e nazionale.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Marrese M., Azzolini M., Bordignon L., Caldarella M., Cianchi F., Cusmano A., Dovere B., Fraissinet M., Giacchini P., Giordano A., Grattini N., Grussu M., Laurenti S., Mezzavilla F., Norante N., Pedrini P., Rassati G., Ridente D., Sorrentino A., Tinarelli R., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G., Visceglia M., 2023. Migration and wintering of the Black Stork *Ciconia nigra* in Italy (2005–2022). In: Brambilla M., Martinoli A. (Eds.), 2023. Atti XXI Conv. It. Ornitologia. CISO - Centro Italiano Studi Ornitologici (<https://doi.org/10.5281/zenodo.8278566>).
- Brunelli M., Bigu B., Bordignon L., Caldarella M., Cattaneo G., Congi G., Di Nucci S., Dovere B., Errico D., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Pucci M., Rocca G., Sorrentino A., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2024. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2024. Alula, 31 (2): 47-48 - <https://doi.org/10.60990/alula.2024.22>
- Congi G., 2017. Svernamento di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria. Alula, XXIV (1-2): 130-132.
- Congi G., 2020. Primi dati sullo svernamento della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Sila - Appennino Calabro (Italia meridionale). Alula, XXVII (1-2): 12-14.
- Congi G., 2021. Prima nidificazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Sila - Appennino calabro (Italia meridionale). Alula, XXVIII (1-2): 102-106.
- Congi G., 2025. Monitoraggio di roost di Cicogna nera *Ciconia nigra* durante la migrazione post-riproduttiva all'interno della ZPS Sila Grande (Appennino calabro) – Sud Italia. Alula 32 (1): 76-79 - <https://doi.org/10.60990/alula.2025.09>.

NOTES ON THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF THE LESSER KESTREL *Falco naumanni* IN THE PROVINCE OF CASERTA (CAMPANIA, SOUTHERN ITALY)

MARCO D'ERRICO^{1*}, OTTAVIO JANNI, ALESSANDRO MOTTA, FABIO GORI,
ANTONINO CACCIOPPOLI & IVANO ADAMO

¹Università degli Studi della Campania "Luigi Vanvitelli", Via Roma 29, 81031 Aversa (CE), Italy

¹ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5005-4822>

*Corresponding author: marco.derrico@unicampania.it

Abstract - In 2024 a breeding of lesser kestrel was documented in Campania Region for the first time. This short note reports on the second breeding on the same site. Breeding was again successful with at least two juveniles fledging at the beginning of July. We monitored and studied the hunting activities, documenting 60 captures and identifying 58% preys. Orthoptera and Coleoptera contribute to the diet with 94.3% of identified preys. Mole crickets and field crickets are the most common preys.

Key words - Lesser Kestrel, nesting, rural areas

Riassunto - **Note di biologia riproduttiva del Grillaio *Falco naumanni* in provincia di Caserta (Campania, Italia meridionale).** Nel 2024 fu documentata la prima riproduzione di successo in regione Campania del Grillaio. Questa nota breve documenta la seconda riproduzione sullo stesso sito. La riproduzione ha avuto nuovamente successo con l'involto di almeno due giovani a inizio luglio. Abbiamo monitorato e studiato le attività di caccia, documentando 60 catture e identificando il 58% delle prede. Ortoteri e Coleoteri contribuiscono alla dieta con il 94.7% delle prede identificate. Grillitalpa e grilli campestri sono le prede più comuni.

Parole chiave - Grillaio, nidificazione, aree rurali

The population of the Lesser Kestrel *Falco naumanni*, after a decline from 1950 to 1990, has been gradually increasing and their breeding range has been expanding to new areas. Nesting has been recently documented in Umbria (Gaggi & Paci, 2009), Calabria (Muscianese, 2016), northern Apulia (Gustin *et al.*, 2014, Gustin *et al.*, 2018), and Molise (Gustin *et al.*, 2014, La Gioia *et al.*, 2017). In northern Lazio, the area of Tarquinia (Huetting & Molajoli, 2011) has become an important breeding site, while in southern Lazio breeding was successful in 2020, failed in 2021 and then the site was abandoned (Di Lieto 2021, Di Lieto, pers. com.). In Toscana, successful breeding is also reported in Grosseto and Siena Provinces (Passalacqua *et al.*, in print).

Lesser Kestrel first bred in Campania in Caserta Province (D'Errico *et al.*, 2025) in a predominantly agricultural area. They were first observed on May 9th and they mated on May 22nd. The nesting site was in the ruins of a farmhouse with a collapsed roof. A single juvenile was seen on top of the farmhouse walls on July 29th and a couple of days later it took the first flight. In 2024, couple arrival, mating, and juvenile fledge were delayed by about a month with respect to typical dates in other Italian breeding sites.

In 2025, the area of the nesting site was monitored from March. The lesser kestrel couple was found on April 9th and the mating observed on April 29th, 3-4 weeks ear-

lier than in 2024 but in line with typical behavior in other sites. The couple chose the same farmhouse ruins of the previous year. In addition, observing their approaching trajectories when entering the ruins, the nest was located exactly in the same part of the building. The site was monitored every about 5 days in May, every about 1.8 days (mean) in June, and almost every day in July. As in 2024, the area was monitored to verify eventual additional couples in the area but, again, we couldn't find any additional lesser kestrel nearby. We could observe that, differently from the previous year, either the ruins or the adjacent fig tree hosted a couple of magpies. The couples tolerated each other at some distance, while we observed the lesser kestrel male chasing away the magpies when too close to the nest. In some cases, we also observed such behavior on hay rolls left in the surroundings of the ruins at tens to hundred meters. In the second half of June hunting activities were more intense, with many preys brought to the site mainly by the male. Lesser kestrels generally hunt within a radius of 4.6 km of their nest site (Assandri *et al.*, 2023), but we noticed that very often hunting activities occurred very close to the ruins. Sometimes, the male was seen hunting directly from its upper walls. When hunting in the nest vicinity, we noticed that they preferred the fallow field rather than the irrigated field in agreement with Berlusconi *et al.* (2022).

Despite the distance from the ruins (compared to typical prey size), we tried to photograph and identify preys (Fig. 1) in the period from 20th June to 12th July. We could observe the adults with preys 60 times and we could identify 35 preys (58%) with 21 (35%) at the species-level. We are aware that statistics should be computed on a larger amount of data, but the distribution can be of interest (Fig. 2) to the readers. Orthoptera (37%) are the majority of the preys in agreement with the findings by Christakis *et al.* (2023), with mole crickets as the most common identified species. Coleoptera follow with about 18% but, unfortunately, it was almost impossible to identify species within this order due to prey dimension and distance. It also seems interesting the capture of a single arachnid of the Lycosidae family, very likely an *Hogna radiata*. An Etruscan Shrew *Suncus etruscus* is the only documented mammal. We did not find reptiles.

Finally, on July 4th we could observe a single juvenile on the top of the ruins with the adult male. He took flight several times followed by the adult and exercised hovering. Despite the hunting attempts, it was the adult to bring preys to the juvenile. The following day, a second juvenile had fledged. The two juveniles were on the roof (Fig. 3) along with the two adults. In successive days, it was the male that almost continuously fed the juveniles on the roof (Fig. 3), while the female had a marginal role. We noticed the two juveniles practicing flight, gradually but rapidly increasing the distance from the building and the time between building returns. During these days, several times the male behavior and the juveniles' flights led us to suspect that a third juvenile had fledged, but we could not provide evidence. On July 12th the presence of the lesser kestrel on the ruins was rarified as well as the feeding activity by the adult male.

With two consecutive successful breedings and at least three juveniles fledged from 2024 to 2025, more couples could arrive on the site in 2026. Plans are under discussion to try to preserve and more effectively study their breeding activities by

university and ornithological associations.



Figure 1. Some identified preys. From upper left, clockwise: *Suncus etruscus*, *Gryllotalpa gryllotalpa*, *Gryllus campestris*, *Locusta migratoria*.

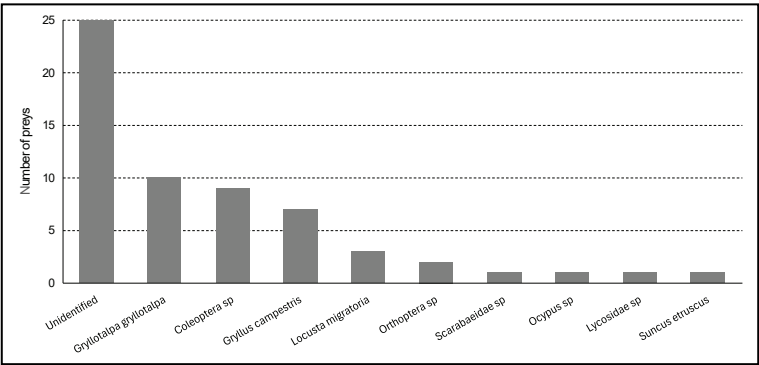


Figure 2. Distribution of the 60 observed prey items; the different taxa, the number of individuals and the relative percentage are reported.



Figure 3. Lesser kestrel juveniles.

Acknowledgments. We thank Luca Milione and Andrea Conte for the helpful discussion. We would like to dedicate these notes to the memory of Angelo Meschini. He generously shared his experience and knowledge, supporting us in the last two years with suggestions and encouragement. His friendship will be dearly cherished in our hearts.

REFERENCES

- Assandri G., Bazzi G., Siddi L., Nardelli R., Cecere J.G., Rubolini D. & Morganti M., 2023. The occurrence of a flagship raptor species in intensive agroecosystems is associated with more diverse farmland bird communities: Opportunities for market-based conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 349: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108441>
- Berlusconi A., Preatoni D., Assandri G., Bisi F., Brambilla M., Cecere J.G., Cioccarelli S., Grattini N., Gustin M., Martinoli A., Rubolini D., Sbrilli A., Zanichelli A., Martinoli A. & Morganti M., 2022. Intra-guild spatial niche overlap among three small falcon species in an area of recent sympatry. *The European Zoological Journal*, 89: 510-526. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2055170>
- Christakis C., Makri M., Alivizatos H. / Sfougaris A., 2023. Lesser Kestrel *Falco naumanni* diet during different phases of breeding and post breeding periods in central Greece. *Avocetta*, 47: 1-17. <https://doi.org/10.30456/AVO.2023103>
- D'Errico M., Motta A., Janni O., 2025. First breeding of lesser kestrel *Falco naumanni* in Campania. *Avocetta*, 49: 1-7. <https://doi.org/10.30456/avo.28493>
- Di Lieto G. 2021. Un nuovo sito di nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio e la ricolonizzazione del territorio pontino (Provincia di Latina). *Alula*, 28: 115-117.
- Gaggi A. & Paci A.M., 2009. Il Grillaio *Falco naumanni* in Umbria (Italia centrale). *Alula*, 16: 94-96.
- Gustin M., Cripezzi V., Dembech A., Notarangelo M., Petrucci F., Meo C. Damiano A., 2014. Ampliamento della distribuzione del Grillaio *Falco naumanni* in Puglia settentrionale e prima nidificazione in Molise. *Alula*, 21: 23-30.

- Gustin M., Cripezzi E., Giglio G., Pellegrino S.C., Visceglia M., Francione M. & Frassankto A.G., 2018. Incremento della popolazione sinantropica e rurale di Grillaio *Falco naumanni* in Puglia e Basilicata dal 2009 al 2017. Alula, 25: 67-74.
- Huetting S. & Molajoli R., 2011. Nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio. Alula, 18, 146-147.
- La Gioia G., Melega L. & Fornasari L., 2017. Piano d'azione nazionale per il Grillaio *Falco naumanni*. Quaderni di Conservazione della Natura, 41.
- Muscianese E., 2016. Prime nidificazioni accertate di Grillaio *Falco naumanni* in Calabria. Alula, 23: 138-140.
- Passalacqua L., Farsi F., Chiancianesi G., Marti C., Giovacchini P., Martelli D., in print. Prime nidificazioni accertate di Grillaio *Falco naumanni* in Toscana. Picus.

PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI MESTOLONE *Spatula clypeata* IN PROVINCIA DI LATINA (PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO, LAZIO, ITALIA CENTRALE)

GIUSEPPE DI LIETO

(e-mail: cunag@libero.it)

Abstract - First verified nesting of Shoveler *Spatula clypeata* documented in the Province of Latina (Circeo National Park - Latium - central Italy). In May 2025, the first case of breeding of the Shoveler in the province of Latina (Latium) was documented in a temporary mediterranean pond in the Circeo National Park, where a 30-day-old duckling was observed while feeding. This is the third case ever recorded in Latium region.

Key words - Shoveler, duckling, nesting, Circeo National Park.

Riassunto - Il 29 maggio 2025, in uno stagno mediterraneo temporaneo del Parco Nazionale del Circeo (LT), è stato osservato un pullo di Mestolone *Spatula clypeata* di circa 30 giorni. Si tratta della prima riproduzione documentata per la Provincia di Latina, il terzo caso registrato finora nella Regione Lazio.

Parole chiave - Mestolone, pullo, nidificazione, Parco Nazionale del Circeo.

Il 4 maggio 2025, durante il monitoraggio di uno stagno costiero retrodunale (Stagno del Palmeto), collocato a ridosso dell'argine meridionale del Lago di Fogliano, Parco Nazionale del Circeo (LT), ho osservato 3 coppie adulte di Mestolone *Spatula clypeata*. Nel corso della sessione, inoltre, ho notato che i membri di ogni coppia comunicavano reciprocamente attraverso movimenti ritmici e sincronici del collo e del capo, un 'display' riconducibile ad un rituale probabilmente finalizzato al consolidamento del legame di. Lo specchio d'acqua in questione mostra un elevato grado di idoneità ambientale per il Mestolone, caratterizzandosi per la presenza di acque basse, vegetazione acquatica sommersa e abbondante vegetazione ripariale, in questo caso rappresentata da un esteso giuncheto *Juncus acutus* (cfr Brichetti & Fracasso, 2018).

Sebbene i successivi sopralluoghi al sito non abbiano riconfermato la presenza della specie, il 14 maggio la segnalazione di un Mestolone maschio adulto (E. Ferrari in www.ornitho.it consultato il 21 maggio 2025) suggeriva l'ipotesi che almeno una coppia fosse rimasta attiva all'interno dell'area. Il 29 maggio, a conferma di quanto ipotizzato, ho documentato la presenza di due anatroccoli isolati, simili per aspetto e comportamento, intenti a nutrirsi nelle acque dello stagno (età compresa tra 20 e 30 giorni - deposizione avvenuta intorno alla prima decade di aprile).

Uno dei pulli, sul quale mi astengo dall'esprimere pareri per l'impossibilità di fornire una descrizione dettagliata, è immediatamente scomparso nella vegetazione, quello rimasto allo scoperto (Fig. 1) ha da subito colpito la mia attenzione per la particolarità del suo modo di alimentarsi, paragonabile a quello di un "filtratore" specializzato.



Figura 1. Il pullo di Mestolone osservato il 29/05/2025 (Foto di G. Di Lieto).

La porzione basale del becco, visibile durante l'attività trofica, appariva particolarmente tozza, carattere che lasciava intuire le dimensioni maggiorate della restante parte sommersa. La definitiva certezza sulla corretta identificazione è giunta quando l'anatra ha sollevato il capo dall'acqua, mostrando il becco nella sua interezza. Questo è apparso evidentemente sproporzionato per un pullo di quelle dimensioni e con l'estremità subapicale visibilmente dilatata. I successivi sopralluoghi, condotti quotidianamente allo stagno, non hanno dato esiti positivi circa la presenza dell'individuo sopra descritto, di eventuali altri membri della nidiata e degli adulti. Ho interrotto le attività ad avvenuto prosciugamento dello stagno, quando i presupposti per la frequentazione del sito da parte di avifauna acquatica erano ormai venuti meno. Quanto descritto in nota risulta coerente con le presenze della specie precedentemente registrate nel sito in marzo-aprile (cfr. www.ornito.it consultato il 21 maggio 2025), periodo in cui il Mestolone raggiunge la sua massima densità numerica, grazie all'arrivo di contingenti in migrazione che si sommano agli individui svernanti.

In Italia il Mestolone è specie poco comune, principalmente migratrice e svernante, nidificante solo di recente con una distribuzione piuttosto frammentata e una consistenza stimata in 160-210 coppie maggiormente concentrate nelle regioni costiere alto adriatiche (Emilia-Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia) e lungo l'asta fluviale del Po emiliano, più localizzate e occasionali in altre regioni (Brichetti & Fracasso, 2018; Giannella, 2022).

Nel Lazio sono noti solo 2 casi, entrambi riferiti al viterbese (VT) e risalenti al 1974 (Brunelli & Fraticelli, 2010) e al 2010 (Brunelli & Laurenti, 2010). Quello citato nella presente nota risulta essere il primo caso per la Provincia di Latina, in conseguenza del quale viene modificato l'inquadramento fenologico della specie, attualmente riportata nella check-list provinciale come migratrice e svernante regolare (Cascianelli *et al.* 1996).

Con il presente contributo si intende sottolineare l'importanza delle zone umide costiere ed in generale degli habitat palustri distribuiti sul territorio del Parco nazio-

nale del Circeo, evidenziandone il ruolo strategico in termini conservazionistici - si consideri che lo Stagno del Palmeto nel 2023 era già stato sede della prima nidificazione di Fistione turco *Netta rufina* rilevata nella provincia di Latina (Di Lieto, 2023). Tuttavia queste importanti aree sono spesso soggette a forti pressioni naturali e antropiche, risultando ambienti fragili, la cui stabilità andrebbe tutelata attraverso la programmazione di interventi conservativi mirati. A tal proposito vanno segnalati gli effetti sfavorevoli esercitati dai fattori climatici che, negli ultimi anni, stanno incidendo in maniera evidente sull'innalzamento delle temperature e sulla modifica dei regimi di precipitazione, con conseguente anticipazione della fase di prosciugamento dei corpi idrici. Sarebbero pertanto auspicabili interventi di riqualificazione delle aree umide esistenti o la creazione di nuovi habitat attraverso l'applicazione di misure agroambientali, sull'esperienza di quanto fatto ad esempio in Emilia Romagna dove gli interventi realizzati hanno prodotto significativi effetti sull'incremento delle popolazioni locali nidificanti (Marchesi & Tinarelli, 2007).

Ringraziamenti. Si ringrazia Massimo Brunelli e Marco Seminara per i suggerimenti e la rilettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Volume 1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), "historia naturae" (6), pp. 512.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Brunelli M. & Laurenti S., 2010. Nidificazione di Mestolone *Anas clypeata* nel Lazio. Gli Uccelli d'Italia XXXV: 84-85.
- 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, 464 pp.
- Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R., 2019. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2019. Alula, 26 (1-2): 39-60.
- Cascianelli D., Corbi F. & Corsetti L., 1996. Check-list degli uccelli della Provincia di Latina (Lazio). Gli Uccelli d'Italia, 21: 39-59.
- Di Lieto G., 2023. Prima nidificazione di Fistione turco *Netta rufina* in Provincia di Latina (Parco Nazionale del Circeo - Lazio) e aggiornamento sulla distribuzione della popolazione nidificante nel Lazio (Italia centrale). Alula 30 (1-2): 179-182.
- Giannella C., 2022. Mestolone: 98-99. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), historia naturae (11), 704 pp.
- Marchesi F. & Tinarelli R., 2007. Risultati delle misure agro-ambientali per la biodiversità in Emilia-Romagna. Regione Emilia-Romagna, Bologna. 153 pp.

- Tinarelli R., 2018. Gestione venatoria delle specie migratrici di interesse conservazionistico. In: Piano Faunistico Venatorio Regione Emilia-Romagna 2018-2023, <http://agricoltura.regione.emilia-romagna.it/caccia/temi/normativa/indirizzi-pianificazione/piano-faunistico-2018/piano-faunistico-venatorio-regionale-2018-2023>.

NECROLOGIO

Angelo Meschini (1962–2025)

Il volo di un pensiero, il pensiero di un volo, per sempre



«Nel silenzio delle Saline, tra le pietre della steppa mediterranea, si è spento il canto di uno dei più sensibili interpreti dell'anima alata del nostro tempo: Angelo Meschini, ornitologo, naturalista, fotografo e pubblicista. Un uomo che ha saputo ascoltare il mondo e raccontarlo con la grazia di chi sa che ogni volo è anche un pensiero.

Nato a Viterbo nel 1962, Angelo ha dedicato la sua vita a osservare, comprendere e proteggere gli uccelli, creature che per lui non erano solo oggetto di studio, ma maestri di vita. «La mia educazione civica la devo a Brassens, a De André e agli uccelli», scriveva, e in queste parole si rifletteva la sua visione del mondo: etica, bellezza e libertà intrecciate nel battito d'ali.

Volontario nei campi di sorveglianza al lanario nella provincia di Viterbo nei primi anni '90, Angelo ha poi rivolto il suo sguardo ai limicoli delle Saline di Tarquinia e del Lago di Alviano, diventando membro attivo del Wader Study Group. Ma è nella pseudo-steppa mediterranea che ha trovato la sua voce più profonda, dedicandosi soprattutto allo studio dell'occhione e della ghiandaia marina, due specie che ha raccontato con rigore scientifico e passione lirica.

Nel 2010 ha pubblicato la monografia «L'Occhione, tra i fiumi e le pietre» (Ed. Belvedere), un'opera che è insieme trattato scientifico e diario poetico. Fondatore e

coordinatore nazionale di CORACIAS dal 2011, ha contribuito alla stesura del Piano europeo di conservazione della ghiandaia marina e ha guidato, dal 2022, il progetto di collocamento di nest box per LIPU BirdLife – International.

Ha scritto nove libri di divulgazione ornitologica tra il 2016 e il 2022, ha partecipato al progetto Life-Natura Monti della Tolfa e ha prestato la sua competenza a numerose consulenze ambientali, tra cui studi VIA e impianti eolici. Negli ultimi anni ha collaborato con il Ministero dei Beni Culturali, integrando natura e storia nelle Ville del Lazio, in un dialogo tra paesaggio e memoria.

È stato consulente scientifico per Nat Geo Wild, responsabile scientifico della rivista “Uccelli e Natura” (Alcedo Edizioni), moderatore della sezione Uccelli del sito naturamediterraneo.com, coordinatore nazionale del Beccamoschino Project – GROB/EBN.

Angelo Meschini non è stato solo uno studioso di natura. È stato un uomo che ha saputo abitare il mondo con delicatezza e profondità, lasciando un'impronta lieve ma indelebile. Il suo sguardo resta con noi, ogni volta che alziamo gli occhi al cielo e seguiamo il volo di un uccello o quando, dal profondo della notte, ascoltiamo riecheggiare gli affascinanti richiami della sua creatura totem, l'occhione.

Ornitologo, fotografo, scrittore, anima sensibile e molto altro. Carattere schivo, al confine con lo scontoso, ma anche capace di ridere e scherzare con semplicità e goliardia nelle rimpatriate tra vecchi amici. Per sempre ricorderemo la sua “danza” del gallo cedrone, regalataci durante un'esercitazione universitaria sulle Alpi trentine! Con lui ci siamo conosciuti tanti, ma tanti anni fa all'Università di Viterbo, nell'Associazione “GUFO”, spesso abbiamo arrancato insieme per macchie o pascoli a osservare uccelli, per poi ritrovarci o risentirci più di recente, scambiandoci ricordi del passato, recensioni di libri o pareri tecnici.

Caro Angelo, eravamo abituati a vedere le tue bellissime foto postate con perseveranza incredibile sul tuo profilo Facebook. Una perseveranza che solo un naturalista di lungo corso come te poteva avere. Mi mancherà aprire Facebook e non ammirarle più.

I tuoi, occhioni, le tue ghiandaie marine, con le calandre, le averle e le tortore selvatiche, le pecore, i cani e i pastori, accompagneranno per sempre tutti noi, nel cuore e nella mente, tra le lande della tua amata “Maremma”.

“Ho scoperto il silenzio”, scriveva, “il silenzio che ti fa sentire parte di qualcosa più grande”. In quel silenzio, tra il fruscio delle ali e il respiro della terra, Angelo ha trovato le domande che non si esauriscono mai. Il suo lavoro, la sua voce, il suo sguardo continueranno a vivere nei cieli che ha amato, nei progetti che ha avviato, nelle persone che ha ispirato.

Stefano Celletti e Roberto Papi

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.

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 dovranno essere inviati a mezzo posta elettronica all'indirizzo e-mail: **referees@sropu.org**
Nella e-mail che accompagnerà il lavoro indicare un recapito telefonico.

Il testo degli articoli dovrà essere suddiviso come segue:

- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Affiliazione e indirizzo dell'autore
- Abstract in lingua inglese
- Keywords
- Riassunto in lingua italiana
- Parole chiave
- Testo diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Area di studio, Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Bibliografia

L'**Abstract** deve contenere anche il titolo, se l'articolo è in italiano, ed elencare schematicamente l'argomento del lavoro e i risultati, non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici. Lo stesso testo, senza titolo se l'articolo è in italiano, dovrà essere riportato in un **Riassunto** in italiano.

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, in particolare quando trattasi 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.

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 & Sorace, 1992; Bologna *et al.*, 1998) in questo caso devono essere elencate in ordine cronologico. Le citazioni in Bibliografia devono conformarsi ai seguenti esempi:

Rivista: Brunelli M. & Fraticelli F., 2019. Sulla presenza della Cincia alpestre *Poecile montanus* in Appennino centrale. Rivista Italiana di Ornitologia, 89 (2): 41-46. <https://doi.org/10.4081/rio.2019.442> Libro: Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna. Capitolo di libro o Atti di convegno: Borlenghi F., 2017. The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding 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.

Le tabelle e le figure devono essere numerate consecutivamente e inserite su un foglio separato con una chiara ed esauriente legenda e numerate come **Tabella 1**; **Figura 1**. ecc. 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, non racchiusi tra parentesi e vanno riportati solo alla prima citazione nel testo. I nomi comuni di animali vanno scritti maiuscoli.

Per le **Brevi note** il testo non deve essere suddiviso in capitoli.

Il file di testo deve avere in estensione .doc e non contenere alcun comando di formattazione particolare. Illustrazioni, tabelle, grafici creati con programmi quali Photoshop, Excel e Word vanno consegnati su file separati in versione originale, con estensioni rispettivamente .psd, .xls, .doc.

Grafici e immagini devono essere forniti a una risoluzione minima di 300 dpi.

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA
VOLUME 32 (2) - 2025

INDICE

Fratlicelli F. - Editoriale.....	3
Bordignon L., Adami I., Coruzzi P., Pagani L., Ravizza L., Riboni B. & Grattini N. - Sullo svernamento della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Lombardia (2000-2025)	5
Borlenghi F., Cianconi M.M., De Giacomo U., De Lorenzis A. & Sorace A. - Il Nibbio bruno <i>Milvus migrans</i> nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano in dieci anni di monitoraggio (2014 - 2023)	13
Cecere F., Ravara S. & Dalla Grana A. - Variazione della comunità ornitica nidificante nella Riserva Naturale Regionale e Oasi WWF Le Bine (Mantova-Cremona) dal 2008 al 2024	27
Di Biagio L., Fontana F. & Fratlicelli F. - Impatto del Parrocchetto dal collare <i>Psittacula krameri</i> su una coltivazione di Mandorlo <i>Prunus dulcis</i> nel Lazio	51
Fratlicelli F. - Variazioni stagionali della fenologia del canto dei passeriformi in un parco urbano di Roma.....	61
Grattini N., Novelli F., Bellintani S., Catalano E., Rottichieri D., Mantovani C. & De Battisti C. - Ambienti di alimentazione dell'Ibis sacro <i>Threskiornis aethiopicus</i> in provincia di Mantova (Lombardia, Italia settentrionale) ...	71
Mezzavilla F. & Salvini F. - Censimento autunnale dei passeriformi migratori sul valico montano del Monte Pizzoc (Vittorio Veneto, Fregona - TV). Anni 2004-2024.....	79
Peria E., Rossetti D., Di Clemente G. & Franchi G. - Monitoraggio della Coturnice <i>Alectoris graeca</i> all'interno della Riserva Naturale Regionale Montagne della Duchessa (Lazio - Appennino centrale).....	95
Ravagnani A. - Rilevamenti acustici passivi confermano lo svernamento regolare dell'Assiolo <i>Otus scops</i> nel nord Italia	105
 Brevi note	
Angelici C., Bassi S., Brunelli M. & Petrelli M. - Prima nidificazione di Marangone minore <i>Microcarbo pygmaeus</i> nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio, Italia centrale)	112
Brunelli M., Bigu B., Bordignon L., Caldarella M., Cattaneo G., Congi G., Dove B., Errico D., Fraissinet M., Marrese M., Norante N., Pucci M., Rocca G., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M. - Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Italia. Anno 2025	114
Congi G. & Bruno A. - Monitoraggio 2025 dei roost di Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> durante la migrazione post-riproduttiva all'interno della ZPS "Sila grande" (Appennino calabro) – sud Italia	117
D'Errico M., Janni O., Motta A., Gori F., Caccioppoli A. & Adamo I. - Notes on the reproductive biology of the Lesser Kestrel <i>Falco naumanni</i> in the province of Caserta (Campania, southern Italy).	121
Di Lieto G. - Prima nidificazione accertata di Mestolone <i>Spatula clypeata</i> in provincia di Latina (Parco Nazionale del Circeo, Lazio, Italia centrale).....	126
Necrologio	130