

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Pratesi

VOLUME XII (1-2) - 2005
Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

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

a cura di

MASSIMO BRUNELLI, FABRIZIO BULGARINI, FULVIO FRATICELLI,
STEFANO SARROCCO, ALBERTO SORACE

Comitato Editoriale

CORRADO BATTISTI, ALDO BOANO, ENRICO CALVARIO, FEDERICO CAULI,
JACOPO GIUSEPPE CECERE, LONGINO CONTOLI, ALBERTO FANFANI, MARCO GUSTIN,
ALESSANDRO MONTEMAGGIORI, AUGUSTO VIGNA TAGLIANTI, MARTA VISENTIN

Direttore Responsabile

FRANCESCO PETRETTI

Impaginazione e grafica

ALESSANDRO TROISI - PANDION SNC

Stampato dalla tipografia

ALMADUE s.r.l. – Via Tor Pagnotta, 392 – 00151 Roma

S.R.O.P.U.

STAZIONE ROMANA PER L'OSSERVAZIONE E LA PROTEZIONE DEGLI UCCELLI
Via Pietro Antonio Micheli, 62 – 00197 Roma

Direttore

MASSIMO BRUNELLI

La S.R.O.P.U. è un'associazione fondata nel 1965 con lo scopo di promuovere e organizzare gli studi ornitologici, con particolare riguardo per quelli rivolti alla conservazione dell'avifauna. Per l'abbonamento ad ALULA la quota è di Euro 20,00 (25,00 per l'estero) comprese le spese di spedizione. Le quote devono essere versate sul c.c.p. n. 99211005 intestato a: Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – S.R.O.P.U. – c/o Lynx Natura e Ambiente – Via Britannia, 36 – 00183 Roma. Specificare nella causale l'anno a cui si riferisce il versamento.

Autorizzazione del Tribunale di Roma n. 443 del 1/9/1995

ISSN 1126-8468

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

Atti del Convegno

Uccelli a Roma
100 specie alla conquista della Metropoli

Roma, 18 marzo 2005

a cura di

MASSIMO BRUNELLI & FULVIO FRATICELLI

CONVEGNO ORGANIZZATO IN OCCASIONE
DEL QUARANTENNALE DELLA SROPU
1965 – 2005

VOLUME XII (1-2) - 2005

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

1° CONVEGNO SULL'AVIFAUNA ROMANA

UCCELLI A ROMA
100 SPECIE ALLA CONQUISTA DELLA METROPOLI

ROMA, 18 MARZO 2005

AUDITORIUM – FONDAZIONE BIOPARCO DI ROMA

Comitato Organizzatore

MASSIMO BRUNELLI
BRUNO CIGNINI
FULVIO FRATICELLI
FRANCESCO PETRETTI

Comitato Scientifico

ENRICO ALLEVA, CORRADO BATTISTI,
MASSIMO BRUNELLI, BRUNO CIGNINI,
ALBERTO FANFANI, FULVIO FRATICELLI,
ALESSANDRO MONTEMAGGIORI, FRANCESCO PETRETTI,
STEFANO SARROCCO, ALBERTO SORACE, MARZIO ZAPPAROLI

Segreteria Organizzativa

MONICA AMADIO, MYRTA MAFAI



con il patrocinio di



**USO DELLA PTILOCRONOLOGIA COME INDICATORE
DELLA QUALITÀ DELL'HABITAT NEGLI UCCELLI: IL CASO
DELLO STORNO *Sturnus vulgaris* NELLA CITTÀ DI ROMA**

MONICA AMADIO

*Fondazione Bioparco di Roma, Viale del Giardino Zoologico, 20 – 00197 Roma
fax 06/3207389, e-mail monica.amadio@bioparco.it*

INTRODUZIONE

La presenza dello Storno *Sturnus vulgaris* nella città di Roma appare essere un fatto relativamente recente, i primi avvistamenti risalgono infatti all'inizio del '900 (Del Lungo, 1937). Fino a poco tempo fa la specie era considerata solo come svernante mentre, da qualche decennio a questa parte, sono cominciati a registrarsi i primi casi di nidificazione (Allavena, 1970; Zocchi e Panella, 1978; Castiglia e Tabarrini, 1982; Pasquali, 1984; Angelici e Pazienti, 1985; Battisti, 1986; Ianniello, 1987) e ora è distribuita praticamente in tutta l'area urbana, dove mostra una particolare predilezione per ville storiche, parchi e aree boscate (Cignini, 1996). Gli Storni svernanti nel centro Italia provengono principalmente dalle aree dell'Europa orientale in particolare da Germania e Polonia (Andreotti et al., 1997) e, data la marcata tendenza delle popolazioni urbane a rimanere residenti (Cramp, 1994), hanno prevalentemente un'origine rurale.

Scopo di questo lavoro è di valutare, tramite la tecnica della ptilocronologia, la qualità dell'ambiente urbano per gli Storni stanziali e nidificanti nella città di Roma confrontando le penne timoniere d'individui appartenenti a questa popolazione con quelle di individui svernanti.

Lo Storno effettua una muta completa del piumaggio una volta l'anno in estate, nel periodo compreso tra la riproduzione e, nelle popolazioni interessate da questo fenomeno, la migrazione (Feare, 1984). Pertanto, nelle popolazioni oggetto del presente lavoro, il rinnovo del piumaggio avviene in aree geografiche diverse e quindi, essendo soggette a differenti parametri ambientali, ci si dovrebbero aspettare differenze nella qualità del piumaggio.

Il fenomeno della muta, richiede una grande quantità di energia poiché le penne prodotte in una muta completa rappresentano il 20 – 30% del peso secco totale dei passeriformi (Jenny & Winkler, 1994; Lindström et al., 1993). La durata della muta e le caratteristiche delle penne dipendono da diversi fattori legati alle esigenze degli uccelli e alla disponibilità di cibo (es. qualità del cibo, ore disponibili per alimentarsi, termoregolazione, taglia corporea, ecc. (Murphy & King, 1991)), il periodo di sostituzione delle penne (Rymkevich & Bojarinova, 1996) e la condizione fisica degli individui in muta (Gosler, 1991 e 1995).

La tecnica della ptilocronologia, applicata in questo lavoro è, letteralmente, lo studio del tasso di crescita delle penne per mezzo della misura delle barre di accresci-

mento. Quando una penna cade (sia a causa della muta sia meccanicamente), una nuova penna cresce dal follicolo se l'assunzione di energia e nutrienti specifici sono adeguati per la sua formazione (Grubb, 1989). Una penna cresce dalla zona del collare della papilla (Watson, 1963; Lucas & Stettenheim, 1978) producendo barre di crescita sulle penne orientate all'incirca perpendicolarmente al rachide. Le barre appaiono come un'alternanza di bande più chiare e più scure (Riddle, 1908). Ogni coppia di bande (scura + chiara) costituisce un periodo di crescita di 24h (Michener e Michener, 1938) la cui ampiezza è direttamente proporzionale allo status nutrizionale dell'uccello al momento della sua formazione (Grubb, 1995). Le barre sono più evidenti sulle timoniere (Wood, 1950).

Poichè il tasso di crescita delle penne è molto sensibile a sottili variazioni delle condizioni nutrizionali, esso assume un'importanza considerevole come indicatore della qualità dell'habitat negli uccelli (Grubb, 1995).

MATERIALI E METODI

L'area di studio presa in esame è quella del parco urbano di Villa Borghese, in cui è presente una consistente popolazione di *Sturnus vulgaris* sedentaria e nidificante (Amadio, 2003). Ho ottenuto il campione d'individui appartenente a questa popolazione (n. 58) durante il periodo primavera – estate 2002 e 2003 posizionando, nell'area del Bioparco di Roma, una trappola ad imbuto contenente cibo e acqua come esca. A campione della popolazione svernante invece, ho considerato gli individui consegnati al Centro Recupero Fauna Selvatica della LIPU di Roma durante le stagioni autunno-inverno 2001/2002 e 2002/2003 (n. 95).

Ad ogni individuo dei due campioni ho prelevato una delle due timoniere esterne della coda, con l'assunto che questa fosse cresciuta durante l'ultima muta estiva e determinato sesso e classe d'età attraverso l'esame dei caratteri indicati in Svensson (1992). Usando tutti i criteri disponibili in modo combinato ho attribuito ogni individuo ad una delle seguenti classi:

- M1: maschi giovani che hanno effettuato solo la prima muta
- M2: maschi adulti che hanno effettuato già due o più mute
- F1: femmine giovani che hanno effettuato solo la prima muta
- F2: femmine adulte che hanno effettuato già due o più mute

Per ogni penna ho calcolato il valore medio di crescita giornaliero sulla base della lunghezza di 10 barre di accrescimento, seguendo la tecnica descritta in Grubb (1989).

Ho confrontato questo valore tra gruppi di sesso e di età corrispondenti dei due campioni attraverso un t- test a due code, previa verifica dell'assunto di omogeneità della varianza con il test di Levene.

RISULTATI

I risultati ottenuti dal confronto del tasso di crescita giornaliero delle timoniere esterne tra corrispondenti classi di sesso ed età dei due campioni è riassunto nella Tab. I:

	M2			F2			M1			F1		
	LIPU	P	Catture	LIPU	P	Catture	LIPU	P	Catture	LIPU	p	Catture
media (mm)	3,68	NS	3,56	3,59	<0,05	3,4	3,71	NS	3,64	3,64	NS	3,62
d.s.	0,24		0,28	0,26		0,31	0,16		0,11	0,28		0,18
n.	23		21	30		17	13		5	8		6

Tab. I. Confronti delle misure del tasso di crescita giornaliero della penna timoniera esterna tra classi corrispondenti dei due campioni (LIPU e Catture). P è la Probabilità derivante da un t-test a due code: NS = non significativo.

Come si può vedere dalla Tab. I, per tutte le classi del campione “LIPU”, quindi Storni svernanti, è risultato un valore del tasso di crescita giornaliero della timoniera esterna maggiore rispetto alle corrispondenti classi del campione “catture”, cioè Storni stanziali. Questo evidenzia una peggiore condizione nutrizionale della popolazione stanziale rispetto alla svernante, spiegabile in termini di più scarsa qualità ambientale che gli Storni stanziali sperimentano nel periodo della muta del piumaggio. La differenza tra le medie dei due campioni comunque è risultata statisticamente significativa solo tra le femmine adulte ($t = 2.25$, $P = 0.029$): le femmine del campione “LIPU” presentano un tasso di crescita giornaliero della timoniera esterna significativamente maggiore rispetto alle loro controparti del campione “Catture”.

DISCUSSIONE

L’ipotesi formulata per spiegare i risultati di questo lavoro è che la peggiore qualità ambientale dal punto di vista delle risorse trofiche, che la popolazione stanziale sperimenta nel periodo della muta del piumaggio, sia il risultato della combinazione di due fattori principali:

- 1) Il clima.
- 2) L’ambiente urbano.

Nelle popolazioni svernanti la muta avviene nei Paesi dell’Europa centro – orientale (Andreotti et al., 1997), prima della migrazione autunnale, in regioni a clima temperato e presumibilmente, vista la tendenza delle popolazioni urbane a rimanere stanziali, in zone rurali (Cramp, 1994). Nella popolazione stanziale della città di Roma invece la muta è concomitante al momento di maggiore aridità dell’anno (tipico delle regioni a clima mediterraneo), l’estate, e quindi un periodo critico

perché la disponibilità di invertebrati del suolo, che sono la principale risorsa trofica dello Storno, diminuisce (Dunnet & Paterson, 1968; Feare, 1984). Che l'aridità estiva costituisca uno stress per gli uccelli che devono affrontare la muta del piumaggio è stato dimostrato anche in Spagna da Carbonell e Telleria (1999) confrontando timoniere esterne della coda cresciute durante la muta estiva di popolazioni di Capinera *Sylvia atricapilla* distribuite lungo un gradiente N – S di crescente xericità. I risultati da loro ottenuti indicavano che le barre di crescita dei giovani variavano tra popolazioni, fornendo evidenze di un aumentato stress nella muta per le Capinere delle regioni più aride. All'effetto del clima va aggiunto quello dell'ambiente urbano che offre, rispetto all'ambiente rurale, risorse trofiche di più scarso valore nutritivo. Il fatto che, nel presente lavoro, solo le femmine adulte della popolazione nidificante mostrino barre di crescita significativamente più strette rispetto alle loro corrispondenti svernanti, può essere spiegato in termini gerarchici. I maschi adulti, infatti, sarebbero in grado di tamponare meglio l'impatto di un habitat più povero per la loro dominanza sociale sulle femmine che gli permette quindi di monopolizzare aree di alimentazione di più alta qualità. E' stato visto da esperimenti su Storni in cattività di Feare & Inglis (1979) che, quando gli spazi di alimentazione erano limitati, come su una mangiatoia, i maschi erano dominanti sulle femmine e potevano restringere l'accesso al cibo di queste ultime. Per quanto riguarda i giovani la mancanza di differenze significative tra le due popolazioni nell'ampiezza delle barre di crescita della penna, potrebbe essere causata dallo scarso numero di dati ottenuti per questi gruppi.

Summary

Use of the ptilochronology as an indicator of habitat quality for birds: the case of Starling *Sturnus vulgaris* in the city of Rome.

Ptilochronology is the study of the growth rates of feathers by measuring the growth bars of birds. Wide bars indicate faster growth and higher nutritional status, while narrow bars indicate a lower nutritional status. Because it appears to be sensitive to subtle variation in dietary condition, the rate of feather growth is considered a predictive parameter of habitat quality for birds. Therefore, the aim of the present work was to assess the growth rate of outer rectrices of two Starling populations: a. the resident Starling inhabiting the urban park of Villa Borghese in Rome, and b. the Starling originally from rural areas of Eastern Europe who are wintering in Rome. The results indicate that resident Starling have significantly narrower bars as compared to wintering Starling, suggesting that the resident Starling population face a critical nutritional status in the period of plumage moult.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 1970. Nidificazione dello Zigolo capinero (*Emberiza melanocephala*) e dello Storno comune (*Sturnus vulgaris*) nel Lazio. Riv. Ital. Orn., 40: 460-461.
- Amadio M., 2003. Aspetti della biologia dello Storno in un parco urbano. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università di Roma "La Sapienza".
- Andreotti A., Bendini L., Piacentini D., 1997. Fenologia e origine delle popolazioni di Storno (*Sturnus vulgaris*) che transitano e svernano in Italia. Avocetta, 21: 198-205.
- Angelici F.M., Pazienti A., 1985. Tre nuove colonie di Storno *Sturnus vulgaris* nella città di Roma. Riv. Ital. Orn., 55: 181-182.
- Battisti C., 1986. Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili, Roma). Avocetta, 10: 37-40.
- Carbonell R. & Telleria J. L., 1999. Feather traits and ptilochronology as indicators of stress in Iberian Blackcaps *Sylvia atricapilla*. Bird Study, 46: 243 – 248.
- Castiglia G., Tabarrini G., 1982. Stazioni di nidificazione dello Storno *Sturnus vulgaris* in alcuni distretti montani del comprensorio della Valnerina (Umbria) con riferimento alla recente espansione della specie in Italia centro-meridionale. Uccelli d'Italia, 7: 93-104.
- Cignini B., Zapparoli M. (a cura di), 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi, Roma.
- Cramp S. and Perrins C.M., (eds) 1994. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic, VIII. Oxford University Press, Oxford.
- Del Lungo, 1937. Abitatori alati dei monumenti e parchi di Roma. Rassegna faunistica, Roma, Anno IV, n. 4: 1-32.
- Dunnet G. and Patterson I. J., 1968. The Rook problem in north – east Scotland. In: The problems of birds as pest (eds. R. K. Murton and E. N. Wright). Academic Press, London.
- Feare C., 1984. The Starling. Oxford University Press, Oxford.
- Feare C. & Inglis I.R., 1979. The effects of reduction of feeding space on the behaviour of captive Starlings *Sturnus vulgaris*. Ornis Scand., 10: 42 – 47.
- Gosler, A. G. (1991). On the use of greater covert moult and pectoral muscle as measures of condition in passerines with data for the Great Tit *Parus major*. Bird Study, 38, 1-9.
- Gosler, A. G. (1995). Mass-change during moult in the Great Tit *Parus major*. Bird study, 41, 146-154.
- Grubb T. C. Jr., 1989. Ptilochronology: Feather growth bars as indicators of nutritional status. Auk, 106: 314-320.
- Grubb T. C. Jr., 1995. Ptilochronology. A review and prospectus. Curr. Ornithol., 12: 89-114.
- Ianniello L., 1987. Censimento dell'avifauna nidificante in un parco pubblico romano: Villa Ada. Avocetta, 11: 163-166.
- Jenny L. & Winkler R., (1994). Moulting and ageing of European Passerines. Academic Press, London.
- Lindström Ä., Visser G. H. & Daan S. (1993). The energetic cost of feather synthesis is proportional to basal metabolic rate. Physiol. Zool., 66, 490-510.
- Lucas A.M. & Stettenheim P.R., 1978. Avian anatomy. Part II: Integument. Washington, D.C., USDA Agricultural Handbook 362.
- Michener H. & Michener J.R., 1938. Bars in flight feathers. Condor, 40: 149-160.
- Murphy M. E. & King J.R., (1991). Nutritional aspects of avian moult. Acta 20th Congr. Int. Ornithol., Christchurch, 1990, 2186-2193.

- Pasquali R., 1984. Le colonie nidificanti di Storno, *Sturnus vulgaris*, nell'Italia centro-meridionale. Riv. Ital. Orn., 54: 221-229.
- Riddle O., 1908. The genesis of fault bars in feathers and the cause of alteration of light and dark fundamental bars. Biol. Bull., 14: 328-370.
- Rymkevich T.A. & Bojarinova J. G. (1996). Variation in the extent of postjuvenile moult in the Great Tit Lake Ladoga (Russia). Bird Study, 43, 47-59.
- Svensson L., 1992. Identification guide to European Passerines. Lars Svensson, Stockholm.
- Watson G.E., 1963. Feather replacement in birds. Science, 139: 50-51.
- Wood H.B., 1950. Growth bars in feathers. Auk, 67: 486-491.
- Zocchi A., Panella M., 1978. Osservazioni ornitologiche nella Villa Doria Pamphili a Roma. Riv. Ital. Orn., 48: 253-255.

EFFETTO DI AREA, ISOLAMENTO E DISTURBO SULLE COMUNITA' ORNITICHE DI FRAMMENTI FORESTALI URBANI: UN CASO DI STUDIO A ROMA

ELISA ARCA ⁽¹⁾, CORRADO BATTISTI ⁽²⁾ & FULVIO FRATICELLI ⁽³⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Bioparco di Roma, elisarca@infinito.it*

⁽²⁾ *Provincia di Roma, Servizio Ambiente, cbattisti@inwind.it*

⁽³⁾ *Fondazione Bioparco di Roma, fulvio.fraticelli@bioparco.it*

INTRODUZIONE

Il processo di frammentazione degli ambienti naturali per cause antropiche costituisce, per le sue conseguenze ai diversi livelli ecologici, una priorità di indagine multidisciplinare, in quanto causa primaria della perdita di biodiversità (cfr. Wilcove *et al.*, 1986; Wilson, 1993; Bennett, 1999; Henle *et al.*, 2004; Battisti, 2004). A livello di comunità, con il procedere della frammentazione, cominceranno a diminuire e poi ad estinguersi localmente le specie tipiche degli ambienti preesistenti, mentre aumenteranno quelle comuni, opportuniste, tipiche degli ambienti di margine, quasi sempre caratterizzate da una alta capacità dispersiva. Per quel che riguarda l'impatto sulla fauna dunque, il processo di frammentazione può causare: perdita di specie nei vari frammenti ambientali; turnover di specie e cambiamenti nella composizione della comunità; cambiamenti a livello dei processi ecologici che coinvolgono le specie animali (Bennett, 1999). Il valore della biodiversità in ambiente urbano, le minacce che gravano su di essa, frammentazione *in primis*, e l'importanza della classe degli uccelli per studiarle sono stati recentemente evidenziati (Blair, 1999; Savard *et al.* 2000; Chace e Walsh, in stampa). Nel nostro Paese Pompilio (1997) e Lazzarini *et al.* (2004) hanno effettuato studi di confronto tra differenti aree verdi in ambiente urbano. Scopo del nostro lavoro è quello di valutare, in via preliminare, gli effetti di alcune componenti del processo di frammentazione sulle comunità ornitiche nidificanti in una tipologia ecosistemica, sia di impianto antropico, sia di origine naturale presente con frammenti isolati in ambiente urbano.

AREA DI STUDIO

Abbiamo indagato un set di aree verdi nel comune di Roma all'interno del Grande Raccordo Anulare (superficie: ca. 360 kmq di cui ca. 165 edificati, 175 occupati da aree verdi, ville storiche, aree archeologiche, prati ed incolti periferici; AA. VV., 1991). Nonostante l'impatto dell'uomo e il degrado ambientale, le fitocenosi naturali comprendono residui di aree forestali, macchie, boscaglie riparali e vegetazione

rupestre, che si spingono a mosaico fino al centro della città e si collegano verso l'esterno con i campi e i pascoli della Campagna Romana. Il comune di Roma ospitava nel 1991 circa 2.900.000 abitanti (AA.VV., 1991). Dal punto di vista fitoclimatico, l'area di studio fa parte della Regione mediterranea di transizione (termotipo mesomediterraneo medio o collinare inferiore, ombrotipo subumido, regione xerotica/mesaxerica; Blasi, 1994). I dati relativi alle caratteristiche dimensionali, vegetazionali e di substrato dei frammenti sono esposti in Tab I.

FRAMMENTI	(HA)	FORMA	SUBSTRATO	SPECIE ARBOREE PRESENTI OLTRE <i>QUERCUS ILEX</i>
Villa Maraini	2,20	poligonale	100% terra	<i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i>
Ospedale Forlanini	0,15	filare	70% terra 30% asfalto	<i>Arecaceae gen. sp.</i>
Villa Pamphili (lato ovest)	2,00	poligonale	100% terra	<i>Laurus nobilis</i> , <i>Celtis australis</i> <i>Robinia pseudoacacia</i>
Bosco Parrasio	0,17	poligonale	100% terra	<i>Ailanthus altissima</i>
Piazzale delle Belle Arti	0,63	poligonale	50% terra, 50% cemento	<i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Arecaceae gen. sp.</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Acer negundo</i>
Viale Mazzini 1	0,32	filare	60% terra, 40% cemento	<i>Pinus pinea</i> , <i>Cercis siliquastrum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> <i>Prunus dulcis</i>
Viale Mazzini 2	0,27	filare	55% terra, 45% cemento	<i>Cercis siliquastrum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> , <i>Prunus dulcis</i>
Viale Mazzini 3	0,25	filare	50% terra 50% cemento	<i>Pinus pinea</i> , <i>Cercis siliquastrum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>
Viale Mazzini 4	0,19	filare	40% terra 60% cemento	<i>Cupressus sempervirens</i>
Viale Mazzini 5	0,21	filare	50% terra 50% cemento	<i>Pinus pinea</i> , <i>Cercis siliquastrum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>
Viale Mazzini 6	0,26	filare	50% terra 50% cemento	<i>Cercis siliquastrum</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>
Villa Mazzanti	1,17	poligonale	100% terra	<i>Laurus nobilis</i> , <i>Cedrus libani</i> , <i>Pinus pinea</i> , <i>Quercus</i> spp.
E.U.R. 1	1,00	filare	100% terra	<i>Pinus pinea</i> , <i>Cedrus libani</i>
E.U.R. 2	0,26	filare	33% terra 33% asfalto 33% cemento	

Villa Torlonia	2,50	poligonale	65% terra 35% ghiaia	<i>Laurus nobilis</i> , <i>Cedrus libani</i> , <i>Arecaceae gen. sp.</i>
Parco di Traiano 1	1,73	poligonale	65% terra 35% ghiaia	<i>Nerium oleander</i> , <i>Citrus sinensis</i>
Parco di Traiano 2	1,34	poligonale	70% terra 30% asfalto	
Piazza Indipendenza	0,63	poligonale	5% terra 95% asfalto	<i>Nerium oleander</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> , <i>Magnolia grandiflora</i>
Viale E. De Nicola	1,34	filare	5% terra 95% asfalto	
Villa Ada 1	0,40	poligonale	100% terra	
Villa Ada 2	15	poligonale	90% terra 10% asfalto	<i>Pinus pinea</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Quercus suber</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Ulmus carpiniifolia</i> , <i>Cornus mas</i>
Villa Pamphili 1	1,50	poligonale	100% terra	
Villa Pamphili 2	9,30	poligonale	100% terra	<i>Quercus sp.</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i>
Villa Pamphili 3	6,50	poligonale	100% terra	<i>Laurus nobilis</i>
Villa Borghese 1	3,88	poligonale	85% terra 15% asfalto	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Villa Borghese 2	5,56	poligonale	80% terra 20% ghiaia	<i>Acer campestre</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>
Villa Borghese 3	1,49	poligonale	100% terra	<i>Quercus ssp.</i> , <i>Pinus pinea</i> , <i>Abies sp.</i>
Villa Borghese 4	2,15	poligonale	80% terra 20% ghiaia	<i>Laurus nobilis</i>
Castel Sant Angelo 1	0,20	filare	40% ghiaia 60% cemento	
Castel Sant Angelo 2	0,24	filare	55% ghiaia 45% cemento	
Castel Sant Angelo 3	0,22	filare	50% ghiaia 50% cemento	
Castel Sant Angelo 4	0,20	filare	50% ghiaia 50% cemento	

Tab. I. Caratteristiche dimensionali, di substrato e vegetazionali dei frammenti.

Abbiamo analizzato un campione di 32 aree verdi urbane (di seguito “frammenti”) di superficie compresa fra 0,15 e 15 ha. Tali frammenti sono stati scelti in base alla prevalenza numerica e di copertura in essi di una specie vegetale: il Leccio (*Quercus ilex*) specie arborea autoctona, le cui relative formazioni forestali più si avvicinano alle strutture naturali. Frammenti a dominanza di Leccio sono presenti nei dintorni di Roma il che crea una ipotetica continuità ambientale tra ambienti urbani e ambienti rurali.

METODI

Abbiamo raccolto i dati dal 15 marzo al 10 giugno 2004, nelle prime ore del mattino (06.00-09.00, ora solare), evitando i giorni di pioggia; per valutare la presenza e l'abbondanza delle varie specie nell'area di studio abbiamo utilizzato il metodo del transetto lineare (*line transect method*; Merikallio, 1946; Järvinen e Väisänen, 1973, modificato). Questo metodo è specificatamente consigliato in ambienti urbani (DeGraff et al., 1991) e in presenza di un'alta percentuale di specie non territoriali (Storch e Kotecky, 1999). I transetti avevano una lunghezza compresa fra i 30 e i 535 m proporzionale alle dimensioni dei frammenti. Abbiamo percorso ciascun transetto per tre volte per un totale di 14,3 km nell'arco di tempo di tre mesi annotando le osservazioni su schede appositamente predisposte. Le specie rinvenute sono state suddivise *a priori* in categorie ecologiche (specie wood, edge, interior) in base alla loro sensibilità verso la qualità ambientale e l'effetto margine. Con il termine generico di effetto margine, *edge effect*, si intendono una serie di effetti fisico-chimici ed ecologici riscontrabili nelle aree di contatto e limitrofe fra tipologie ambientali differenti (Hawrot e Niemi, 1996; Davies *et al.*, 2001). Le specie wood sono le specie forestali generaliste in senso lato, legate in misura diversa agli ambienti forestali. Le specie interior sono le specie che nidificano o localizzano il proprio territorio /*home range* solo all'interno di aree forestali, evitando il più possibile gli ambienti di margine, sono specialiste e poco vagili (Villard, 1998). Le specie edge, infine, sono le specie marginali che prediligono gli ambienti aperti, legate ai margini forestali, generaliste con un'alta capacità dispersiva e in gran parte provenienti dalla matrice (Sisk *et al.*, 1997). Fernández-Juricic (2001) ha osservato come in alcuni parchi urbani le comunità ornitiche delle aree marginali e di quelle centrali presentino sostanziali differenze. Per ogni frammento abbiamo calcolato le seguenti variabili: numero totale di specie individuate (Stot); numero di specie wood individuate (Sw) e loro percentuale sul totale (%Sw); numero di specie edge individuate (Se) e loro percentuale sul totale (%Se); numero di specie interior individuate (Si) e loro percentuale sul totale (%Si); percentuale totale di specie (numero di specie individuate sul totale delle specie individuate in tutti i frammenti, %S); abbondanza per chilometro per tutte le specie, per quelle wood, edge e interior (rispettivamente IKA, IKAw, IKAe, IKAi). Per valutare il ruolo dei fattori fisionomici e strutturali della vegetazione sulla distribuzione e abbondanza delle comunità ornitiche abbiamo applicato il *Range Findle Circle Method* (James e Shugart, 1970), individuando un'area di saggio, di 0,04 ha, ogni cinquanta metri di transetto lineare (o ogni cento metri per i transetti di lunghezza superiore a trecento metri). Abbiamo così stimato, per ogni frammento: la densità degli alberi (no. di piante/0,04 ha), il diametro medio dei tronchi (media dei diametri di tutti i tronchi rilevati) e il tipo di substrato presente (percentuale media di asfalto, cemento, terra, ghiaia). Utilizzando il metodo proposto da Fornasari *et al.* (2002) abbiamo stimato la percentuale media di copertura dello strato arboreo, arbustivo e erbaceo. A scala di paesaggio, attraverso un

software cartografico GIS Map Info di Roma scala 1:10.000, abbiamo misurato: l'area (in ettari), la distanza dall'area verde più vicina avente una superficie compresa tra 1 e 10 ha e superiore a 10 ha (in metri), la distanza dal Grande Raccordo Anulare (in metri) e la distanza dal Fiume Tevere (in metri). Tramite rilevamento sul campo, in un intervallo di tempo di 10 minuti (posizionandosi al centro del frammento o percorrendo il transetto nei frammenti più grandi) nella fascia oraria compresa tra le ore 9 e le ore 12 abbiamo valutato il disturbo antropico considerando il numero di persone, di cani e di veicoli rilevati in 10 minuti. Abbiamo assegnato per ogni tipo di disturbo un valore numerico discreto in rapporto alla sua intensità (Tab. II). Dai dati riportati in bibliografia è noto come queste variabili possono influenzare fortemente la composizione della comunità ornitica (Cole e Landres, 1995; Keller, 1995; Spellerberg, 1998; Fernández-Juricic, 2000; Fernández-Juricic et al., 2001; Gill et al., 2001; Beale e Monaghan, 2004) e l'attività canora (Slabbekoon e Peet, 2003; Brumm, 2004).

Per quanto riguarda l'elaborazione dei dati abbiamo condotto un'analisi statistica bivariata attraverso il test dei ranghi di Spearman (SPSS 11.5).

LIVELLO DI DISTURBO	NUMERO DI PERSONE	NUMERO DI CANI	NUMERO DI VEICOLI
Lieve 1	0 ÷ 10	0 ÷ 2	0 ÷ 5
Medio 2	11 ÷ 20	3 ÷ 4	6 ÷ 10
Elevato 3	> 20	> 4	> 10

Tab. II. Suddivisione delle classi di disturbo in base al numero di persone, cani e veicoli rinvenuti nei vari frammenti.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Abbiamo riportato i valori relativi all'isolamento, alla struttura della vegetazione e al livello di disturbo per ogni frammento in Tab. III. L'analisi statistica bivariata mostra come alcuni parametri strutturali della comunità siano correlati con le variabili indipendenti relative ai parametri dimensionali di isolamento, di struttura della vegetazione e di disturbo antropico. Fra queste variabili quelle più indicative sono la superficie del frammento, l'isolamento (rappresentato dalla distanza dall'area verde più vicina di superficie 1÷10ha e di superficie ≥ 10 ha), la struttura della vegetazione (densità degli alberi e percentuale media di copertura dello strato arboreo, dello strato arbustivo e dello strato erbaceo), il disturbo antropico (rappresentato dal passaggio di persone, cani e di veicoli). Il numero delle specie (Stot) rinvenute nei singoli frammenti risulta correlato positivamente con la superficie del frammento ($r_s = 0,74$;

$P < 0,01$). La ricchezza di specie sia complessiva, che delle singole guilds (Sw, Se, Si) risulta correlata positivamente in modo molto significativo con la superficie del frammento (rispettivamente $r_S = 0,74$; $r_S = 0,68$; $r_S = 0,58$; $r_S = 0,51$; tutti $P < 0,01$). La relazione area/specie è espressa dalle regressioni mostrate in Figg. 1 e 2. Tale relazione (MacArthur e Wilson, 1967) è ampiamente nota per quel che riguarda la sua applicazione agli ecosistemi terrestri (cfr. fra i tanti ad es., Diamond, 1975) e, nello specifico, agli ecosistemi urbani (Niemelä, 1999; Crooks et al., 2004; Fernández- Juricic, 2004).

Frammenti	Distanza	Distanza	Distanza	Distanza	Diametro	Densità	% media			Disturbo		
	area verde	area verde	G.R.A.	Tevere	medio	alberi	copertura			antropico		
	1-10 ha	≥10 ha			tronchi		Strato	Strato	Strato	Persone	Cani	Veicoli
							arboreo	arbustivo	erbaceo			
Villa Maraini	5	1785	6030	1040	28,8	12,5	90	35	85	1	1	1
Ospedale Forlanini	435	1930	6355	2045	34,0	12,0	95	0	20	3	1	3
Villa Pamphili (lato ovest)	0	0	6390	1200	41,7	10,5	40	0	60	1	2	1
Bosco Parrasio	220	220	6915	558	41,8	5,0	60	3	45	1	3	1
Piazzale delle Belle Arti	100	315	7345	170	48,2	5,5	35	1	45	2	1	1
Viale Mazzini 1	900	900	3460	729	27,3	11,0	40	3	6	2	1	1
Viale Mazzini 2	1110	1180	3590	613	22,2	13,0	50	3	5	2	1	1
Viale Mazzini 3	860	940	3800	409	24,6	11,0	50	5	5	1	1	1
Viale Mazzini 4	785	850	3900	338	25,6	7,0	50	5	10	1	1	1
Viale Mazzini 5	660	770	3970	263	32,8	12,0	70	5	10	2	2	1
Viale Mazzini 6	555	680	4060	160	26,6	8,0	65	5	30	2	1	1
Villa Mazzanti	0	0	5920	466	15,8	27,2	80	60	25	1	1	1
E.U.R. 1	0	0	4220	619	23,2	28,0	90	0	1	1	1	1
E.U.R. 2	210	210	4070	682	32,2	10,0	60	10	10	1	1	1
Villa Torlonia	140	1375	8550	3145	40,4	7,5	60	10	65	2	1	1
Parco di Traiano 1	200	800	9490	1450	48,8	6,5	60	0	25	2	2	1
Parco di Traiano 2	150	770	9607	1550	46,8	4,0	70	0	20	2	1	1
Piazza Indipendenza	970	1090	9840	2224	35,1	4,5	30	0	10	3	1	3
Viale E. De Nicola	795	890	9630	2016	44,0	4,0	55	0	10	3	1	1
Villa Ada 1	0	0	6760	1560	38,3	12,0	80	5	10	1	3	1
Villa Ada 2	0	0	6590	1530	38,2	8,2	65	20	40	3	2	1
Villa Pamphili 1	0	0	4595	2670	27,3	22,5	100	50	15	1	1	1
Villa Pamphili 2	0	0	4425	2970	17,3	40,0	100	30	30	1	3	1
Villa Pamphili 3	0	0	4205	3260	29,7	21,6	100	35	15	1	1	1
Villa Borghese 1	0	0	8100	650	38,4	6,5	70	0	20	3	2	3
Villa Borghese 2	0	0	9970	1006	41,9	5,0	50	10	30	3	2	1
Villa Borghese 3	0	0	8215	1145	49,4	6,7	70	0	60	1	1	1
Villa Borghese 4	0	0	7990	1601	29,4	6,4	60	3	40	2	3	1
Castel Sant Angelo 1	380	1425	6765	85	38,9	6,0	65	0	3	1	1	1
Castel Sant Angelo 2	285	285	6770	225	34,8	6,0	45	0	3	1	1	1
Castel Sant Angelo 3	190	190	6885	240	36,7	5,5	50	0	5	1	1	1
Castel Sant Angelo 4	200	200	6945	76	30,4	6,5	75	0	5	1	1	1

Tab. III. Parametri vegetazionali, d'isolamento e di disturbo antropico per i vari frammenti studiati.

Durante il rilevamento delle comunità ornitiche abbiamo contattato 26 specie (Tab. IV).

SPECIE	SPECIE WOOD	SPECIE EDGE	SPECIE INTERIOR
<i>Columba livia</i> forma <i>domestica</i>		X	
<i>Streptopelia decaocto</i>		X	
<i>Psittacula krameri</i>		X	
<i>Jynx torquilla</i>	X		
<i>Picus viridis</i>			X
<i>Picooides major</i>			X
<i>Motacilla alba</i>		X	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	X		
<i>Erithacus rubecula</i>	X		
<i>Luscinia megarhynchos</i>		X	
<i>Turdus merula</i>	X		
<i>Sylvia atricapilla</i>	X		
<i>Regulus ignicapillus</i>	X		
<i>Muscicapa striata</i>	X		
<i>Aegithalos caudatus</i>			X
<i>Parus caeruleus</i>	X		
<i>Parus major</i>	X		
<i>Sitta europaea</i>			X
<i>Certhia brachydactyla</i>			X
<i>Corvus cornix</i>		X	
<i>Sturnus vulgaris</i>		X	
<i>Passer italiae</i>		X	
<i>Fringilla coelebs</i>	X		
<i>Serinus serinus</i>		X	
<i>Carduelis chloris</i>		X	
<i>Carduelis carduelis</i>		X	

Tab. IV. Suddivisione delle specie rinvenute nelle tre categorie ecologiche prese in riferimento.

Abbiamo riportato i valori della comunità ornitica per ogni frammento considerato in Tab. V.

FRAMMENTI	S tot	Sw	Se	Si	%S tot	% Sw	% Se	% Si	IKA	IKAw	IKAe	IKAi
Villa Maraini	16	8	5	3	61	50	31	19	255,0	145,0	70,0	40,0
Ospedale Forlanini	3	2	1	0	11	66	34	0	35,3	23,5	11,7	0
Villa Pamphili (lato ovest)	11	4	6	1	42	36	54	10	162,5	50,0	100,0	12,5
Bosco Parrasio	4	3	1	0	15	75	25	0	75,0	62,5	12,5	0
Piazzale delle Belle Arti	9	4	5	0	35	45	55	0	93,6	35,5	58,1	0
Viale Mazzini 1	7	3	4	0	27	43	57	0	605,0	15,0	590,0	0
Viale Mazzini 2	8	4	4	0	31	50	50	0	385,0	50,0	335,0	0
Viale Mazzini 3	6	3	2	1	24	50	33	17	63,2	31,6	21,1	10,5
Viale Mazzini 4	9	3	5	1	35	33	55	12	169,2	38,5	115,4	15,4
Viale Mazzini 5	9	3	5	1	35	33	55	12	162,5	56,3	93,8	12,5
Viale Mazzini 6	7	4	3	0	27	57	43	0	100,0	60,9	39,1	0
Villa Mazzanti	13	8	4	1	50	61	31	8	140,0	106,7	26,7	6,7
E.U.R. 1	8	4	3	1	31	50	37	13	137,5	75,0	37,5	25
E.U.R. 2	5	2	2	0	19	40	60	0	200,0	50,0	150,0	0
Villa Torlonia	8	4	4	0	31	50	50	0	191,3	60,9	130,4	0
Parco di Traiano 1	11	5	6	0	42	46	54	10	218,0	30,7	187,2	0
Parco di Traiano 2	10	3	6	1	38	30	60	0	200,0	50,0	137,5	12,5
Piazza Indipendenza	4	2	2	0	15	50	50	0	140,0	25,0	115,0	0
Viale E. De Nicola	5	2	3	0	19	40	60	0	33,3	8,3	25,0	0
Villa Ada 1	9	6	3	0	36	67	33	13	208,3	75,0	133,3	0
Villa Ada 2	15	9	4	2	58	60	27	7	82,2	57,9	16,8	7,5
Villa Pamphili 1	13	8	4	1	50	62	31	15	150,0	80,0	60,0	10,0
Villa Pamphili 2	20	9	8	3	77	45	40	12	260,0	156,0	88,0	16,0
Villa Pamphili 3	17	8	7	2	66	47	41	0	129,0	61,0	60,0	8,0
Villa Borghese 1	11	6	5	0	42	55	45	7	42,9	23,4	19,5	0
Villa Borghese 2	15	8	6	1	58	53	40	0	136,0	62,0	72,0	2,0
Villa Borghese 3	15	8	7	0	58	53	47	8	139,0	75,6	63,4	0
Villa Borghese 4	12	6	5	1	46	50	42	0	73,8	40,5	28,6	4,7
Castel Sant Angelo 1	5	1	4	0	18	20	80	0	130,0	20,0	110,0	0
Castel Sant Angelo 2	9	4	5	0	35	45	55	0	266,7	33,3	233,3	0
Castel Sant Angelo 3	10	7	3	0	38	70	30	0	109,0	45,5	63,6	0
Castel Sant Angelo 4	9	5	4	0	35	56	44	0	140,0	40,0	100,0	0

Tab. V. Struttura delle comunità ornitiche rinvenute nei 32 frammenti (cfr. testo per le abbreviazioni).

Il coefficiente z della relazione specie/area ($\text{Log}S = z \text{Log} A + \text{Log} c$, MacArthur e Wilson, 1967; Diamond, 1975; Margules e Usher, 1981) è pari a 0,26 (Fig. 1).

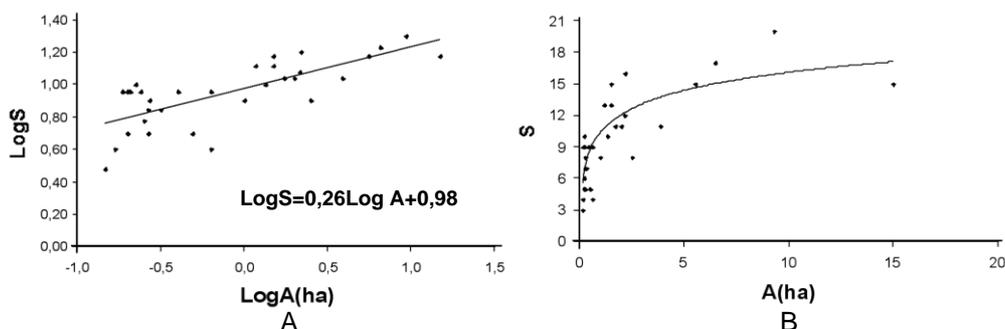


Fig. 1. Relazione specie/area ottenuta dalla analisi statistica bivariata, in scala logaritmica (A) e in scala lineare non trasformata (B)

Secondo Begon *et al.* (1989) sistemi di isole ecologiche mostrano un range del valore di z compreso tra 0,17 e 0,72, in tal senso il sistema di frammenti da noi studiato presenta caratteristiche di isolamento ecologico paragonabili a quelle di altri frammenti forestali in ambito urbano (Soulé *et al.*, 1988; Natuhara e Imai, 1999). Inoltre, in Fig. 1B, possono essere osservate due soglie: sotto i 2 ha la curva mostra una netta riduzione nel numero delle specie, mentre tra i 2 e i 10 ha il numero di specie tende a cumulare, in linea con quanto osservato anche in altre aree urbane (Fernández-Juricic e Jokimäki, 2001). E' interessante confrontare tale dato fra "arcipelaghi" di frammenti in ambiti urbani e in ambiti non urbani; in paesaggi frammentati con matrice agricola, infatti, la soglia è compresa tra i 10 e i 100 (Moore e Hooper, 1975). Tale cumulazione anticipata in ambito urbano può essere la conseguenza di una minor ricchezza di specie legata a tipologie forestali tipiche di questi contesti e all'assenza di specie di alto livello trofico (Piciformi, Accipitriiformi, ecc).

Nella relazione ricchezza di specie/area per le interior (Fig. 2C) il numero di specie è talmente basso che non ha permesso una elaborazione statistica attendibile. E' possibile notare invece una netta differenza fra le specie wood (Fig. 2A, $r_s = 0,68$; $P < 0,01$) e le specie edge (Fig. 2B, $r_s = 0,58$; $P < 0,01$), queste ultime infatti già a

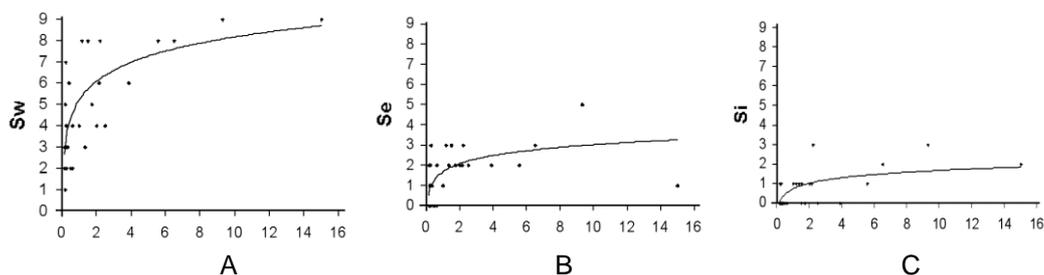


Fig. 2. Relazione specie /area ottenuta dalla analisi statistica bivariata, in scala non trasformata suddivisa nelle tre categorie ecologiche.

ridotte estensioni dell'area raggiungono la saturazione. Le abbondanze delle specie wood e interior (IKAw, IKAi) risultano influenzate positivamente dalle dimensioni dell'area (IKAw: $r_s = 0,39$; $P < 0,05$; IKAi: $r_s = 0,37$; $P < 0,05$) e, pur se in modo preliminare, ciò conferma il ruolo di habitat trofico delle aree verdi urbane per specie forestali sia generaliste sia specialiste. La percentuale delle specie edge (%Se) è influenzata positivamente in modo significativo dalla distanza dall'area verde più vicina di superficie compresa tra 1 e 10 ha ($r_s = 0,44$; $P < 0,05$). Questa correlazione potrebbe essere dovuta alla necessità di aumentare la superficie di habitat da parte degli individui di queste specie, in paesaggi ove la matrice risulta fortemente non idonea. In tal senso il set di specie edge può anch'esso mostrare una sensibilità in situazioni di frammentazione estrema, come nel paesaggio urbano romano. Infatti frammenti molto isolati rispetto ad altre aree verdi possono rivelarsi idonei solo per specie estremamente sinantropiche; altre specie, pur generaliste e legate ad ambienti di margine necessitano comunque di una certa proporzione di aree verdi a scala di paesaggio. I seguenti parametri di ricchezza specifica risultano inversamente correlati, in modo molto significativo, con la distanza dall'area verde più vicina di superficie compresa tra 1 e 10 ha (Stot: $r_s = -0,76$; $P < 0,01$; Sw: $r_s = -0,77$; $P < 0,01$; Se: $r_s = -0,47$; $P < 0,01$; Si: $r_s = -0,46$; $P < 0,01$; %S: $r_s = -0,77$; $P < 0,01$). Tali dati sono in linea con le attese e con le indicazioni fornite dalla teoria della biogeografia insulare applicata alla terraferma (Diamond, 1975). Anche l'abbondanza delle specie wood e interior risente in modo inverso della distanza dall'area verde più vicina di superficie compresa tra 1 e 10 ha (IKAw: $r_s = -0,61$; $P < 0,01$; IKAi: $r_s = -0,38$; $P < 0,05$). Presumibilmente all'aumentare della distanza tra frammenti il numero di individui di specie appartenenti a queste categorie in grado di spostarsi tra essi diminuisce condizionando il parametro di abbondanza.

La ricchezza delle specie interior e la loro frequenza percentuale risultano correlate positivamente in modo molto significativo con la densità degli alberi (Si: $r_s = 0,46$; $P < 0,01$; %Si: $r_s = 0,47$; $P < 0,01$). Tale dato conferma il ruolo di questa variabile ambientale per questo set di specie. Anche l'abbondanza delle specie wood e interior è risultato sensibile a questo parametro come da attendersi (IKAw: $r_s = 0,51$; $P < 0,01$; IKAi: $r_s = 0,40$; $P < 0,05$).

La percentuale delle specie edge è influenzata negativamente dalla densità degli alberi e dalla copertura arborea e arbustiva (%Se rispettivamente: $r_s = -0,36$; $P < 0,05$; $r_s = -0,42$; $P < 0,05$; $r_s = -0,41$; $P < 0,05$) in linea con le caratteristiche ecologiche di questo set di specie, legate a condizioni ecotonali o di ambienti aperti (Hinsley *et al.*, 1995; Bellamy *et al.*, 1996). La ricchezza delle specie wood e interior e la loro abbondanza risultano correlate positivamente in modo significativo con la copertura dello strato arboreo e con la copertura dello strato arbustivo (Sw rispettivamente: $r_s = 0,42$; $P < 0,05$; $r_s = 0,46$; $P < 0,01$; Si rispettivamente: $r_s = 0,39$; $P < 0,05$; $r_s = 0,57$; $P < 0,01$; IKAw rispettivamente: $r_s = 0,55$; $P < 0,01$; $r_s = 0,63$; $P < 0,01$; IKAi rispettivamente: $r_s = 0,31$; $P < 0,05$; $r_s = 0,40$; $P < 0,05$), in linea con le attese per specie legate ecologicamente ad ambienti forestali maturi anche in aree urbane (Sandström et

al., in stampa). La ricchezza e abbondanza delle specie wood e la ricchezza delle specie edge sono correlate positivamente in modo significativo con la copertura dello strato erbaceo (Sw: $r_s = 0,41$; $P < 0,05$; IKAw: $r_s = 0,42$; $P < 0,05$; Se: $r_s = 0,37$; $P < 0,05$). Questi guilds risultano appunto influenzati dalla naturalità del substrato nei frammenti residui (Bellamy *et al.*, 1996). Infine il disturbo antropico, rappresentato dal passaggio di persone e di veicoli, incide con una significativa correlazione negativa sull'abbondanza delle specie wood (IKAw rispettivamente: $r_s = 0,44$; $P < 0,05$; $r_s = 0,40$; $P < 0,05$). I dati ottenuti in tale studio possono fornire alcune indicazioni gestionali mirate ad incrementare la ricchezza e la diversità dell'avifauna nidificante nelle aree verdi. Infatti, pur con i limiti dettati dalla peculiarità del contesto paesistico in esame, una strategia di conservazione che volesse incrementare, in ambienti a lecceta, il numero e l'abbondanza sia delle specie forestali generaliste, sia specialiste e interior dovrebbe poter prevedere: un aumento delle dimensioni dei singoli frammenti, una riduzione della distanza fra essi, un incremento della densità di piante, un incremento della copertura arborea e arbustiva.

Gli interventi di ripristino ambientale e di ingegneria naturalistica effettuati nelle aree verdi urbane dovrebbero mirare alla costituzione di superfici forestali superiori a 2 ha al fine di favorire la ricchezza di specie di uccelli nidificanti, conferendo valore aggiunto di maggiore qualità ambientale all'area verde.

Questo lavoro preliminare ha affrontato solo aspetti di statistica bivariata; approfondimenti in merito al diverso ruolo delle variabili indipendenti selezionate sui parametri di comunità sono in fase di elaborazione (Arca *et al.*, in prep).

Summary

Effect of area, isolation and disturbance on the bird communities in urban forest fragments: a case of study to Rome.

During an entire breeding season, we studied the avian community present in 32 urban parks within the "Grande Raccordo Anulare" (G.R.A.) of Rome urban area. The studied patches have a prevalence of *Quercus ilex* as a typical vegetation. The avian species have been classified in ecological categories (wood, edge and interior species) based on their sensitivity to fragmentation and edge effect. The number of species of each category, and the abundance of wood and interior species have a direct correlation with the patch area. The arboreal and shrubby coverage show an influence on the number of wood and interior species and on the abundance of interior species. Conversely, the edge species having a link with "open environment" conditions, show a negative correlation with said parameter also in the urban ecosystem. The wood and interior species are also affected negatively by the patch isolation. Finally the abundance of wood species decrease with increasing of human disturbance due of the presence of people and vehicles.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 1991. Roma in cifre, rapporto sulla città 1991. Comune di Roma, Uff. Studi e programmazione economica, 455.
- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, 248 pp.
- Beale C. M., Monaghan P., 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal Applied Ecology*, 41:335-343.
- Begon M., Harper J. L., Townsed C.R., 1989. *Ecologia. Individui, popolazioni, comunità*. Zanichelli Editore, Bologna, 854.
- Bellamy P. E., Hinsley S.A., Newton I., 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal Applied Ecology*, 33:249-262.
- Bennett A.F., 1999. Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. X+ 254
- Blair R. B., 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for asse sing biodiversity? *Ecological Applications*, 9:164-170.
- Blasi C., 1994. *Fitoclimatologia del Lazio*. Dip. Biol. Vegetale, Univ. "La Sapienza", Ass. Agric. Foreste, Caccia e Pesca, Usi Civici, Regione Lazio, 56. + 2 carte.
- Brumm H., 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal Animal Ecology*, 73:434-440.
- Chace J. F., Walsh J. J., in stampa. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*.
- Cole D. N., Landres P. B., 1995. Indirect effects of recreation on wildlife. In: Knight R. L., Gutzwiller K. J. (eds.). *Wildlife and recreationists. Coexistence trough management and research*. Island Press, Washington D.C., :183-202.
- Crooks K. R., Suarez A. V., Bolger D. T., 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 115:451-462.
- Davies K.F., Gascon C., Margules C. R., 2001. Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities. In: Soulé M.E., Orians G.H., 2001 (eds.). *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press: 81-97.
- 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.
- Diamond J. M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves . *Biological Conservation*, 7: 129-145.
- Fernández-Juricic E., 2000. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor*, 102:247-255.
- Fernández-Juricic E., Jimenez M. D., Lucas E., 2001. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environmental Conservation*, 28:263-269.
- Fernández-Juricic E., 2001. Avian spatial segregation at edge and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*, 10:1303-1316.
- Fernández-Juricic E., Jokimäki J., 2001. A habitat island approach to conservino birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation*, 10:2023-2043.
- Fernández-Juricic E., 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest spe-

- cialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning*, 69:17-32.
- Fornasari L., de Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozi T., 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO2000. *Avocetta*, 26: 59-115.
 - Gill J. A., Norris K., Sutherland W. J., 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97:265-268.
 - Hawrot R. Y. e Niemi G. Y., 1996. Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest. *Auk*, 113:586-598.
 - Henle K., Davies K.F., Kleyer M., Margules C., Settele J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-251.
 - Hinsley S.A., Bellamy P. E., Newton I., 1995. Birds species turnover and stochastic extinction in woodland fragments. *Ecography*, 18: 41-50.
 - James F.C., Shugart H.H.; 1970. A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes*, 24: 727-736.
 - Järvinen O., Väisänen R. A., 1973. Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica*, 53: 115-118.
 - Keller V., 1995. Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel – eine Literaturübersicht. *Ornithologische Beobachter*, 92:3-38.
 - Lazzarini M., Giordano V., Bogliani G., 2004. Biodiversità in ambiente urbano, una ricerca a Pavia (N Italia). *Natura*, 94:31-54.
 - MacArthur R.H., Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.
 - Margules C., Usher M.B., 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation*, 21: 79-109.
 - Merikallio E., 1946. Ueber Regionale Verrbeitung und Anzahl der Landvogel in Sud und mittel Finland, Besoders in deren ooslichen teilen, im Lickte von quantitativen Untersuchungen. *Ann. Zool. Soc. "Vanamo"*, 12: 1-143, 1-120.
 - Moore N. W., Hooper M. D., 1975. On the number of bird species in british woods. *Biological Conservation*, 8: 239-250.
 - Natsuhara Y., Imai C., 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan. *Biodiversity and Conservation*, 8:239-253.
 - Niemelä J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*, 3:57-65.
 - Pompilio L., 1997. Analisi dell'avifauna dei parchi urbani: primi risultati di un approccio secondo la teoria della biogeografia insulare. *Avocetta*, 21:20.
 - Sandström U. G., Angelstam P., Mikusinski G., in stampa. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*.
 - Savard J.-P. L., Clergeau P. & Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48:131-142.
 - Sisk T. D. Haddad N. M., Ehrlich P. R., 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrixhabitat. *Ecological Applications*, 7: 1170- 1180.
 - Slabbekoon H., Peet M., 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424:267.
 - Soulé M. E., Bolger D. T., Alberts A. C., Wright J., Sorice M., Hill S., 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2:75-92.

- Spellerberg I. F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology & Biogeographic Letters*, 7:317-333.
- 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.
- Villard M.-A., 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensibility, and dogma in avian conservation. *Auk*, 115:801-805.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zones. In Soulé M.E., (ed.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 237-256.
- Wilson E.O., 1993. *La diversità della vita*. Rizzoli, Milano, 472 pp.

**GLI UCCELLI ESOTICI SUL LITORALE ROMANO (1978-2004):
STATUS, DISTRIBUZIONE ED ANNOTAZIONI
ECO-ETOLOGICHE**

MASSIMO BIONDI⁽¹⁾, GASPARE GUERRIERI⁽¹⁾, STEFANO DE VITA⁽¹⁾
& LORIS PIETRELLI⁽²⁾

⁽¹⁾ GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale)

Via del Castello 17 00119 Roma, e-mail: mb.garol@tiscali.it

⁽²⁾ ENEA-Casaccia e-mail: lpietrelli@tiscalinet.it

INTRODUZIONE

In Italia gli episodi di avvistamento e cattura di specie esotiche, sfuggite a cattività o introdotte deliberatamente, si rivelano sempre più frequenti (Scalera, 2001). Il fenomeno appare oramai in espansione anche grazie alla “globalizzazione” che investe ampi settori dei trasporti, del commercio e del turismo. In un recente studio Andreotti et al. (2001) riportano almeno 110 specie di uccelli alloctoni segnalati sul territorio italiano. Tale fenomeno, conosciuto con il nome di “invasioni biologiche”, rappresenta in alcuni casi una seria minaccia alla biodiversità sia per le specie autoctone che per gli ambienti naturali più fragili in quanto secondo una regola empirica ogni dieci specie esotiche introdotte, una si insedia stabilmente. La presenza degli uccelli esotici sul Litorale Romano è già stata oggetto di studio in precedenti lavori (Gazzoni, 1993; Biondi et al., 1995; Biondi & Pietrelli, 2005). Scopo di questo lavoro è stato, pertanto, quello di produrre, limitatamente al litorale romano, una lista aggiornata degli uccelli alloctoni sfuggiti a cattività evidenziando, tra questi, le specie nidificanti. Nell’ambito dell’indagine sono stati inoltre annotati dati relativi all’interazione tra specie alloctone ed alcune specie autoctone allo scopo di valutare la rilevanza di tale fenomeno e di determinare, seppure qualitativamente, l’impatto sulle comunità ornitiche locali.

AREA DI STUDIO E METODI

Abbiamo raccolto nuovi dati inediti per il periodo 1995/2003 e svolto un nuovo censimento sul campo nel periodo gennaio 2004-aprile 2005. L’area di studio comprende la RNSLR per 44 km lineari di costa con una profondità massima all’interno di circa 20 km con limiti a Nord posti nei pressi di Ladispoli-Marina di S. Nicola e a Sud nei pressi di Pratica di Mare. La presenza delle varie specie di uccelli è stata codificata con le tecniche standardizzate per gli Atlanti Ornitologici utilizzando le seguenti quattro categorie: specie a nidificazione certa; specie a nidificazione pro-

babile; specie a nidificazione eventuale; specie segnalata (senza ulteriori prove di nidificazione).

La distribuzione delle specie è stata riportata su un opportuno supporto cartografico ed il materiale raccolto comprende anche annotazioni eco-etologiche relative ad alimentazione, riproduzione ed interazioni con altre specie autoctone.

La sequenza tassonomica, gli areali di distribuzione ed i nomi in lingua italiana vengono riportati seguendo alcuni lavori specifici (Andreotti et al., 2001; Juniper & Parr, 1998; Massa et al., 2000; Perrins (red.), 1991).

RISULTATI

Dal 1978 ad oggi sono state censite globalmente 28 specie alloctone di provenienza a fuga così suddivise: 11 NP (1 *Ciconiiformes*, 4 *Anseriformes*, 6 *Psittaciformes*) e 17 *Passeriformes*. Le specie solo segnalate sono 18 mentre quelle nidificanti sono 10 (35.7%). In Tabella 1 presentiamo un quadro sinottico delle 28 specie con corologia, *status* nella checklist italiana (Brichetti & Massa, 1999), possibili impatti ambientali suggeriti (Andreotti et al., 2001) e *status* locale (Biondi et al., 1995; presente studio).

Le Figure 1-5 rappresentano la distribuzione sul territorio delle 28 specie rilevate e così convenzionalmente suddivise:

- Distribuzione degli avvistamenti dei *Ciconiiformes* ed *Anseriformes*
- Distribuzione degli avvistamenti degli *Psittaciformes*
- Distribuzione degli avvistamenti degli *Sturnidae*
- Distribuzione degli avvistamenti di piccoli *passeriformes* (generi: *Ploceus* ed *Euplectes*)
- Distribuzione degli avvistamenti di piccoli *passeriformes* (generi: *Leiothrix*, *Estrilda*, *Amandava*, *Taeniopygia*, *Lonchura*, *Spermetes* e *Serinus*).

Rispetto ai primi dati precedentemente riportati da Biondi et al., (1995) si evidenziano alcune specie non riconfermate nel monitoraggio attuale (3, pari al 10.7 %) ritenute allora nidificanti irregolari (B irr) (*Estrilda astrild*, *Euplectes nigroventris*, *Acridotheres tristis*) e per contro, 14 nuove specie (+50%). In particolare i nuovi avvistamenti effettuati sul territorio riguardano: *Geronticus eremita* (2002), *Dendrocygna viduata* (2005), *Alopochen aegyptiacus* (2000, 2003), *Aix galericulata* (2003, 2004), *Nymphicus hollandicus* (1999, 2000, 2001, 2003), *Psephotus haematonotus* (2004, 2005), *Leiothrix lutea* (2001), *Lonchura flaviprymna* (2004), *Spermetes cucullatus* (1999, 2000, 2001, 2002), *Ploceus pelzelni* (2004), *Ploceus subaureus* (2000, 2001, 2002, 2003, 2004), *Aplonis metallica* (2003), *Lamprotornis purpureus* (2002) e *Lamprotornis splendidus* (2004).



Fig.1. Distribuzione degli avvistamenti dei Ciconiiformes ed Anseriformes

Fig.2. Distribuzione degli avvistamenti degli Psittaciformes

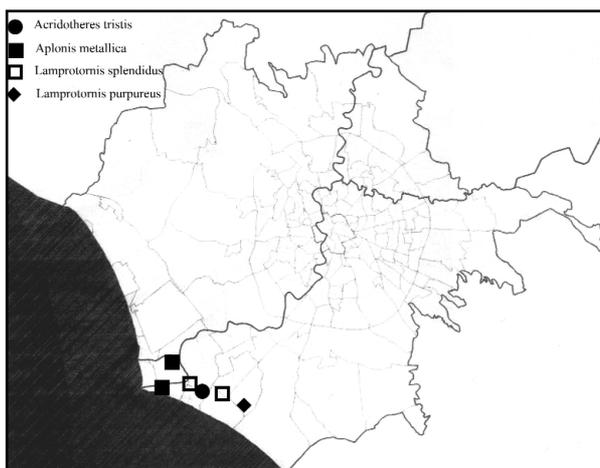
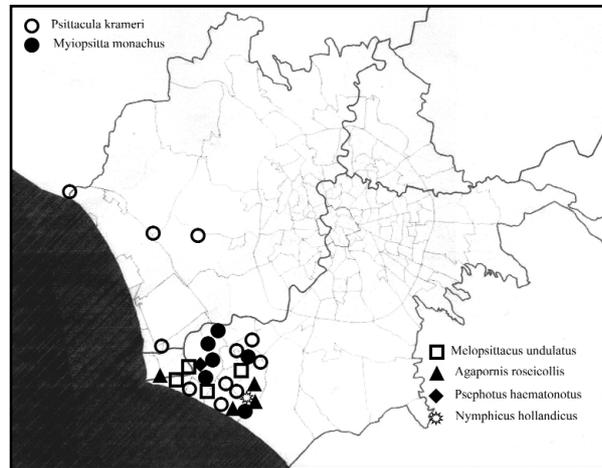


Fig.3. Distribuzione degli avvistamenti degli Sturnidae

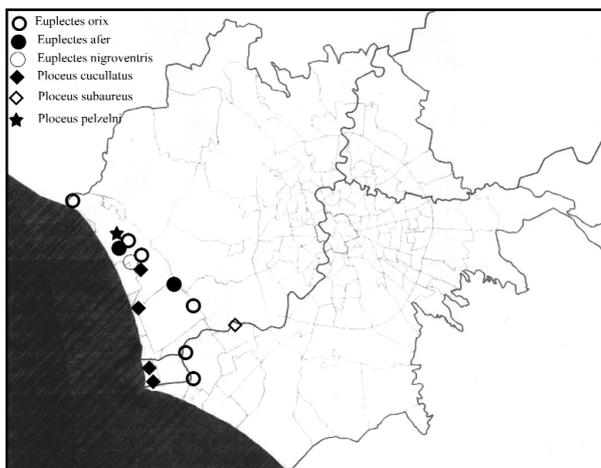
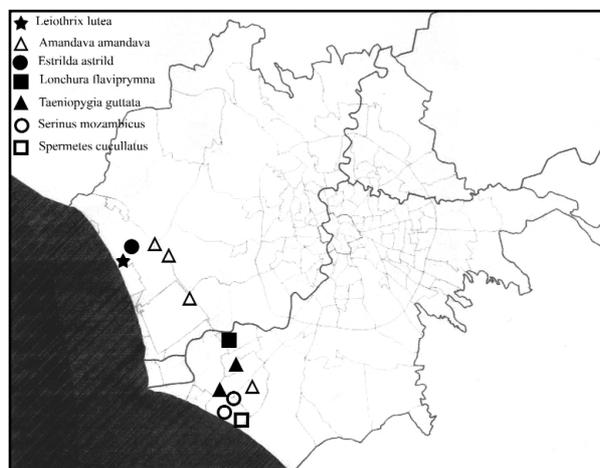


Fig.4. Distribuzione degli avvistamenti di piccoli passeriformes (generi: Ploceus ed Euplectes).

Fig.5. Distribuzione degli avvistamenti di piccoli passeriformes (generi: Leiothrix, Estrilda, Amandava, Taeniopygia, Lonchura, Spermetes e Serinus).



Tra le specie rilevate nell'area di studio, sette (*Geronticus eremita*, *Psephotus haematonotus*, *Lonchura flaviprymna*, *Spermetes cucullatus*, *Ploceus pelzelni*, *Aplonis metallica* e *Lamprotornis splendidus*) non sono citate nel recente lavoro di Andreotti et al., (2001) che riporta la situazione delle specie esotiche sull'intero territorio nazionale e, tranne che per *Geronticus eremita*, non compaiono nemmeno nella check-list degli uccelli italiani di Brichetti e Massa (1998) (Tabella 1).

In Tabella II presentiamo alcuni dati sulle specie nidificanti con le relative annotazioni eco-etologiche. Tra le specie nidificanti, si rileva una preoccupante competizione nei confronti di alcune specie autoctone in particolare da parte di *Psittacula krameri* che sottrae siti di nidificazione ad alcuni *corvidae*, *picidae* e *Sturnus vulgaris* e da parte di *Euplectes afer* che si "sovrappone" sovente ad individui riproduttivi di *Cisticola juncidis*. Tutte e due le specie appaiono localmente ben acclimatate ed in grado di sviluppare meccanismi riproduttivi e comportamenti trofici naturali che possono determinarne il definitivo e stabile insediamento nel territorio.

Specie	Corologia	Check-list italiana	Impatto antropico biodiversità	Biondi et al. 1995	Presente studio	Status locale
<i>Geronticus eremita</i>	Pa/Et	Esot.imp.	?		•	Segnal.
<i>Dendrocygna viduata</i>	Et/Ca/Sa/Msc	Acc.pot.	R/S?		•	Segnal.
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Pa/Et	Acc.pot.	Da/R/H/C/S?		•	Segnal.
<i>Aix sponsa</i>	Na/Ca	Acc.pot.	R/S?	•	•	Segnal.
<i>Aix galericulata</i>	Pa	A c.20	R/S?		•	Segnal.
<i>Nymphicus hollandicus</i>	Au	Esot.imp.	R/Z		•	Segnal.
<i>Psephotus haematonotus</i>	Au	?	?		•	Segnal.
<i>Melopsittacus undulatus</i>	Au	Nid.non accl.	R/Z	•	•	Segnal.
<i>Psittacula krameri</i>	Pa/Et/Ind/Idc	SB natur.	Da/R/Z/C		•	SB
<i>Agapornis roseicollis</i>	Et	Esot.imp.	R/Z	•	•	Segnal.
<i>Myiopsitta monachus</i>	Sa	SB natur.	Da/R/Z/C?	•	•	SB
<i>Leiothrix lutea</i>	Ind/Idc	Nid.non accl.	Da?/C/S?		•	Segnal.
<i>Serinus mozambicus</i>	Et	Esot.imp.	-	•	•	Segnal.
<i>Estrilda astrild</i>	Et	Nid.non accl.	-	•		B acc.
<i>Amandava amandava</i>	Ind/Idc/Snd/Wlc	SB natur.	R/C?	•	•	SB ?
<i>Taeniopygia guttata</i>	Wlc/Au	Esot.imp.	-	•	•	Segnal.
<i>Lonchura flaviprymna</i>	Au	?	?		•	Segnal.
<i>Spermetes cucullatus</i>	Et	?	?		•	Segnal.
<i>Ploceus pelzelni</i>	Et	?	?		•	Segnal.
<i>Ploceus subaureus</i>	Et	Nid.non accl.	Da/C?		•	SB ?
<i>Ploceus cucullatus</i>	Et	Nid.non accl.	Da/C?	•	•	B irr.
<i>Euplectes afer</i>	Et	Nid.non accl.	Da/C?	•	•	SB
<i>Euplectes nigroventris</i>	Et	Nid.non accl.	Da/C?	•		B acc.
<i>Euplectes orix</i>	Et	Nid.non accl.	Da/C?	•	•	B irr.
<i>Aplonis metallica</i>	Wlc/Ng/Au/O	?	?		•	Segnal.
<i>Lamprotornis purpureus</i>	Et	Esot.imp.	•		•	Segnal.
<i>Lamprotornis splendidus</i>	Et	?	?		•	Segnal.
<i>Acridotheres tristis</i>	Pa/Ind/Idc/Snd	Nid.non accl.	Da/P?/C	•		B acc.
Tot = 28				13 (46%)	25 (89%)	

Tab I. Quadro sinottico generale delle specie segnalate sul Litorale Romano (1978/2005)

Legenda: **Corologia** (Massa et al., 2000): Pa (Paleartico); Et (Regione Etiopica); Msc (Madagascar); Ind (Regione Indiana); Idc (Indocina); Snd (Sonda Maggiore e altri Arcipelaghi); Wlc (Wallacea); Ng (Nuova Guinea); Au (Australia); O (Oceania); Na (Nord America) e Sa (Sudamerica). **Check-list italiana** (Brichetti & Massa, 1998): A = accidentale; SB natur. = Sedentaria e Nidificante naturalizzata; Nid. non acc. = specie nidificante irregolare ma non acclimatata; Acc. pot. = specie ritenuta in parte accidentale potenziale; Esot.imp. = specie esotica importata; ? = specie non riportata dalla fonte. **Impatto antropico** (Andreotti et al., 2001): Da = danni attività agricole; R = recettiva a infezioni ad eradicazione obbligatoria; Z = possibile serbatoio di agenti zoonosici. (d) Impatto biodiversità: H= impatto sulle piante e sugli habitat; P = impatto dovuto a potenziale comp. predatorio; C= impatto dovuto alla competizione con specie autoctone; S = possibile serbatoio per gravi infezioni a carico di specie autoctone.

Specie	Avvenuta riproduzione	Coppie stimate	Località	Ubicazione nido	Competizione con specie autoctone	Annotazioni trofiche
<i>Psittacula krameri</i>	dal 1998	>10	Castelfusano, Casteldiguido, Casalpaleco, Ostia Antica	Cavità alberi maturi (Pinus pinea 90%)	<i>Corvus monedula</i> , <i>Sturnus vulgaris</i> , Picidae	<i>Diospyros kaki</i> , <i>Mespilus germanica</i> , <i>Celtis australis</i> , <i>Morus nigra</i> , <i>Eucalyptus</i> spp.,
<i>Myiopsitta monachus</i>	dal 1985	3-4	Ostia Antica, Acilia, Infernetto	<i>Eucalyptus</i> spp.	?	Agrumi, Cereali, <i>Prunus avium</i> , <i>Schinus terebinthifolius</i>
<i>Estrilda astrild</i>	1992 a Juncus spp	1	Vasche di Maccarese	Zona umida	?	-
<i>Amandava amandava</i>	1989	?	Casteldiguido	Zona umida a <i>Phragmites</i> spp.	?	-
<i>Ploceus subaureus</i>	dal 2000	<10	Valle del Tevere/Monte Cugno	<i>Salix</i> spp.	<i>Remiz pendulinus</i> ?	-
<i>Ploceus cucullatus</i>	1992-03	1/2	Bonifica di Maccarese e Isola Sacra	<i>Ulmus</i> spp, <i>Rubus ulm.</i>	?	-
<i>Euplectes afer</i>	dal 1992	>5	Vasche di Maccarese	Zona umida a <i>Phragmites</i> spp., <i>Tipha</i> spp.	<i>Cisticola juncidis</i>	-
<i>Euplectes nigroventris</i>	1991	1	Bonifica di Maccarese	<i>Artemisia</i> spp. a bordo strada	?	-
<i>Euplectes orix</i>	1991-92	2	Bonifica di Maccarese e Ostia Antica	<i>Tamarix</i> spp., <i>Ulmus</i> spp. <i>Rubus ulm.</i>	?	-
<i>Acridotheres tristis</i>	1987	1	Castelfusano	<i>Pinus pinea</i>	<i>Sturnus vulgaris</i> , <i>Corvus monedula</i>	-

Tab.II. Specie nidificanti

CONCLUSIONI

Complessivamente la presenza di specie alloctone sul Litorale Romano appare oggi marcata ed in progressivo incremento visto che nel periodo 1999/2004 sono state rilevate 14 nuove specie (+ 50% rispetto alla precedente indagine). Tale fenomeno sembra localmente influenzato da diversi fattori convergenti:

presenza in loco di uno scalo Aereo Intercontinentale che in passato, con una struttura adibita a sito di quarantena delle specie importate, ha svolto un importante ruolo nel “traffico commerciale” di specie esotiche ante-CITES;

alta densità di “allevatori” e/o proprietari di specie esotiche tenute a scopi ornamentali; presenza di una vasta “Area Naturale” (RNSLR) che ha ottenuto tale “status” e relativa protezione ed inibizione alla caccia a partire dal 1996;

efficace rete di diversi “corridoi faunistici” e residue aree naturali collegati alla confinante Area Urbana di Roma; condizioni bioclimatiche estremamente favorevoli attribuibili al “termotipo mesomediterraneo inferiore/b” (Blasi, 1994).

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare Luca Demartini e Roberto Lippolis per le utili informazioni .

Summary

Alien birds along the Roman littoral (1978 – 2004): status, distribution and eco-ethologic notes.

This work shows the results of a pluriannual monitoring on alien birds along the coastal belt of Rome. We determined 28 species (11 Np) with a recent growth in the number of alien species (+ 50%) respect a previous study (1978-1994). Breeding species are 10 (35.7%) among which two seems to be particularly dangerous on natives ones through competition: Ring-Necked Parakeet (*Psittacula krameri*) and Yellow-Crowned Bishop (*Euplectes afer*). Seven are the species (*Geronticus eremita*, *Psephotus haematonotus*, *Lonchura flaviprymna*, *Spermetes cucullatus*, *Ploceus pelzelni*, *Aplonis metallica* e *Lamprotornis splendidus*) locally determined and not reported in a recent national inquiry on alien birds (Andreotti et al., 2001).

The information on exotic birds near Rome are presented by species in synoptic tables including data on the status, impacts on human activities and biodiversity, some eco-ethologic notes and five cumulative distribution maps.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V., 2001-Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali- Quaderni di Conservazione della Natura, n°2: 99-189.
- Blasi C., 1994 - Fitoclimatologia del Lazio - Estratto da: Fitosociologia, 27. Università La Sapienza, Roma e Regione Lazio: 1-56.
- Biondi M., De Vita S., Pietrelli L., Guerrieri G. & Demartini L., 1995 Uccelli esotici in libertà: distribuzione, adattamento e riproduzione sul Litorale Romano – Gli Uccelli d’Italia, 20: 33-39.
- Biondi M. & Pietrelli L., 2005 – Revisione recente sullo status degli uccelli esotici nella città di Roma e lungo il suo Litorale (1978-2003)- In: Atti del Convegno “Ecosistema Roma” (Roma, 14-16 aprile 2004), Accademia dei Lincei, 218:547-552.
- Bricchetti P. & Massa B., 1998 - Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997- Riv. It. Orn., 68: 129-152.
- Gazzoni G., 1993- Tessitori vaganti nell’Agro romano- Gli Uccelli d’Italia, 18: 69.
- Juniper T. & Parr M., 1998 - Parrots. A guide to the Parrots of the world - Pica Press, Sussex, pp.584.
- Massa R., Bottoni L. & Violani C., 2000 - I nomi in lingua italiana degli uccelli di tutto il mondo - Università degli studi di Milano e Stazione Italiana per la Ricerca Ornitologica. Milano, pp. 166.
- Perrins C.M., 1991 – Enciclopedia illustrata degli Uccelli – Arnoldo Mondadori, Milano, pp.420.
- Scalera R., 2001- Invasioni biologiche. Le introduzioni di vertebrati in Italia: un probl ma tra conservazione e globalizzazione - Collana Verde, 103. Corpo Forestale dello Stato. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Roma, pp. 368.

INFLUENZE DELLE CARATTERISTICHE DEL NIDO SUL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DI *Parus caeruleus*

CLAUDIA CAMOLESE

Fondazione Bioparco di Roma, claudiacamolese@hotmail.com

INTRODUZIONE

I nidi sono definiti come le strutture che permettono la sopravvivenza delle uova e della prole. Quando un nido apporta sufficiente protezione dal freddo, dal caldo, dalla radiazione solare e dai predatori può favorire la fitness della coppia riproduttrice (Collias e Collias, 1984). Questo potenziale aumento della riproduttività spiega come la costruzione del nido e la sua struttura siano altamente influenzati dalla selezione naturale (Nores e Nores, 1994).

Vari aspetti dell'architettura dei nidi hanno il potere di influenzare la performance riproduttiva. Per esempio in alcune specie che utilizzano le cavità e perciò nidificano anche nelle cassette nido, la taglia della covata sembra dipendere dalla superficie di base della cassetta (Van Balen, 1984; Gustafsson e Nilsson, 1985), Møller (1982) trovò che la taglia della covata in *Hirundo rustica* era influenzata positivamente dal volume del nido.

La locazione del nido e la sua capacità isolante possono avere influenza sul successo riproduttivo condizionando l'inizio della stagione riproduttiva (O'Connor, 1978) e il costo energetico dell'incubazione (Calder, 1971; Walsberg e King, 1978; Skowron e Kern, 1980), inoltre la quantità e il tipo di materiali dei nidi possono influenzare lo sviluppo della termoregolazione nei nidiacei (Mertens, 1977a). Il concetto che gli uccelli costruiscano il loro nido per aumentare l'effetto dell'incubazione attraverso un migliore isolamento termico è largamente accettato; durante l'incubazione, la temperatura della covata è tra i 34° e i 38°C, al fine di mantenere questo stretto range di temperature, gli uccelli in incubazione devono equilibrare il calore perso dalla covata con un equivalente ingresso di altro calore. Il potere isolante offerto dallo strato di *lining* è ben noto (Wainwright *et al.*, 1976), le uova in un nido avvolte in uno spesso strato di piume raffreddano più lentamente durante le pause dell'incubazione permettendo alle femmine di passare più tempo lontane dal nido alla ricerca di cibo (White e Kinney, 1974). Sebbene l'aumento del potere isolante del nido abbia dei lati positivi comporta anche degli svantaggi come l'aumento di rischio di ipertermia per i nidiacei. Questo rischio aumenta con il crescere della dimensione della covata e può limitare appunto la sua grandezza (Mertens, 1969), ciò porta allo sviluppo di nuove teorie per spiegare l'estrema variazione geografica che si trova nelle varie specie di uccelli riguardo alla dimensione della covata (Mertens, 1977a).

Sembra che non esista un singolo fattore in grado di spiegare l'estrema variabilità riscontrata nelle dimensioni dei nidi e nei rapporti dei propri costituenti nella specie *Parus caeruleus*. Poiché esiste questa variabilità l'obiettivo di questo studio è quello di valutare se questa possa in qualche modo influenzare il successo riproduttivo. E' stata riposta particolare attenzione per quanto riguarda il successo di schiusa e la sopravvivenza dei pulli all'interno del nido poiché questi due fattori sembrano essere i più dipendenti dalle caratteristiche del nido.

La prima parte dell'analisi vuole vedere se qualche caratteristica fisica del nido, cioè la sua struttura e le percentuali dei suoi costituenti, influenzi in qualche misura la possibilità di schiusa di un uovo. La seconda parte dell'analisi è stata suddivisa in tre fasi: all'inizio si è considerata la sopravvivenza fino al quinto giorno di età del pullo dopo la schiusa: cioè si è calcolato quali siano i fattori più importanti che permettono al pullo stesso di raggiungere questa data; in seguito sono stati analizzati i fattori che permettono lo sviluppo fino al decimo giorno di età e in ultimo si è considerato l'evento finale ossia l'involò che si verifica all'incirca al 16esimo giorno di età del pullo.

La scelta di proseguire per passi è stata motivata dalla particolare biologia che presenta questa specie e in generale tutte le specie caratterizzate da uno sviluppo tardivo dei nidiacei, che mostrano appunto la mancanza di ogni tipo di risposta termoregolatrice al variare delle temperature ambientali durante la prima metà di tempo di permanenza al nido (Marh, 1980). Lo sviluppo della termoregolazione nei pulli è in funzione del loro peso corporeo, dopo il decimo giorno di età i nidiacei non acquistano quasi più peso, poiché hanno raggiunto quella che è chiamata la *fledging mass*, questo vuol dire che dopo la prima settimana di vita possono essere considerati omeotermi (Nager e Wiersma, 1996). E' perciò interessante valutare se i materiali del nido possano avere influenze contrapposte durante la prima e la seconda fase di crescita.

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato condotto all'interno dell'area del Bioparco di Roma negli anni 2003-2004. In questi 17 ettari sono state installate 86 cassette nido suddivise in 71 cassette delle dimensioni di cm 13x13 di base, per un'altezza di cm 19, e un foro di entrata di 3cm di diametro posto a 11,5 cm di altezza dal fondo della cassetta; e di 15 cassette nido più piccole, delle dimensioni di base di cm 10x10 con altezza di 15cm e il foro di entrata di 2,5 cm posto a 9cm di altezza dal fondo.

Tutte le cassette sono state pulite al termine di ciascuna stagione riproduttiva.

Durante le stagioni riproduttive sono stati raccolti giornalmente i seguenti dati: data di deposizione di ogni singolo uovo (ogni singolo uovo è stato numerato per avere così il riscontro su quale uovo si schiudesse per primo), numero di pulcini presenti nel nido (ogni pulcino è stato marcato mediante smalto sulle unghie per effettuare il loro riconoscimento, dopo il nono giorno di vita i pulcini sono stati inanellati con

anelli di plastica colorati, per facilitare ulteriormente il riconoscimento). I pulcini sono stati controllati fino al tredicesimo giorno di età del primo genito, anche se la loro permanenza al nido può raggiungere i 20 giorni dopo la nascita, ma dopo il 14° giorno la prole comincia ad essere molto agitata e un ulteriore disturbo potrebbe causare l'abbandono precoce del nido e il conseguente fallimento della nidata (Michelland, 1982).

Alla fine di ogni stagione riproduttiva il materiale dei nidi utilizzati per la nidificazione è stato raccolto e conservato per almeno 2 settimane in buste di plastica chiuse insieme a naftalina al fine di uccidere ogni possibile parassita. I nidi raccolti sono stati pesati alla precisione di 0,1 grammi. L'intera struttura del nido è stata smantellata e sono stati separati i componenti principali: la base strutturale e la parte di *lining*. Con il termine *lining* si intende tutto il materiale che non contribuisce alla solidità del nido ma che fodera unicamente la coppa. I materiali che componevano ogni singolo nido sono stati raggruppati in categorie e pesati alla precisione di 0,1 grammo. Si è calcolata la percentuale in peso dei vari elementi costituenti il nido. Sia considerando le percentuali parziali, cioè ad esempio peso del muschio/peso totale della parte strutturale (Materiale vegetale + muschio), sia le percentuali totali, ad es. peso del muschio/peso totale nido. Per analizzare come le diverse caratteristiche costruttive dei nidi possano influenzare il successo riproduttivo si è considerato come campione statistico gli insiemi di tutte le uova deposte e dei pulcini nati. Il successo di schiusa, di sopravvivenza e di involo è stato calcolato sul singolo elemento. Le variabili risposta sono state trasformate in variabili dicotomiche (ad es. uovo schiuso =1, non schiuso =0) e per valutare l'influenza delle caratteristiche dei nidi sono state usate delle regressioni logistiche binarie secondo il metodo backward stepwise di Wald, elaborate con il programma statistico SPSS 12.0. Le variabili esplicative (covariate) inserite nelle analisi sono state le percentuali in peso degli elementi costituenti i nidi e il peso totale del nido. Per quanto riguarda l'analisi sul successo di schiusa alle suddette variabili sono state aggiunte la data di deposizione dell'uovo, considerando come giorno 1 il primo aprile di ogni anno, e i giorni di costruzione del nido; mentre per le tre analisi effettuate sulla sopravvivenza e sul successo di involo dei pulli sono state aggiunte la temperatura minima e massima giornaliera del giorno di schiusa e la data di schiusa.

RISULTATI

Biologia riproduttiva:

Durante la stagione del 2003 delle 86 cassette nido installate ne sono state occupate in totale 16 con una percentuale di occupazione del 18,6%, di queste, 2 cassette hanno ospitato nidi di Cinciallegra e le restanti 14 cassette sono state occupate da coppie di Cinciarelle. Solo 11 possono essere considerati completati poiché 3 nidi sono stati abbandonati prima della schiusa delle uova e perciò non sono considerati nell'analisi dei dati.

Nelle stagioni 2003 e 2004 l'occupazione è stata di 18 cassette di cui 5 hanno ospitato coppie di Cinciallegre, la percentuale di occupazione è stata quindi di 20,9%. Le restanti 13 cassette sono state occupate da coppie di Cinciarelle, ma un nido è stato abbandonato prima della schiusa delle uova.

Nella seconda stagione vi è perciò stata una diminuzione della densità di coppie riproduttrici di Cinciarelle, passando infatti da una densità di 8,2 coppie/10ha nel 2003 ad una densità di 7 coppie/10 ettari nel 2004, vi è invece stato un aumento per quanto riguarda la densità di Cinciallegre da 1,2 coppie/10ha nel 2003 a 2,9 coppie/10ha nel 2004.

La tabella I riassume quali sono state le caratteristiche riguardanti la biologia riproduttiva più importanti per la popolazione di cince esaminata nel biennio 2003/2004.

DENSITÀ	<i>Uova deposte</i>	<i>Uova schiuse</i>	<i>Successo di involo</i>	<i>Successo di schiusa</i>
7,6coppie/10ha	185(27)	97	52,4%	42,3%

Tab. I. Caratteristiche della biologia riproduttiva. Il numero nella parentesi si riferisce al totale di nidi.

Struttura dei nidi: All'interno dei due gruppi principali sono stati individuati altri sotto gruppi, le categorie trovate totali sono state quindi:

- Strato strutturale
- Muschio
- Altro materiale vegetale (A.M.V.)
- Strato di Lining
- Peli
- Piume

La categoria altro materiale vegetale comprende piccoli rametti, paglia, foglie e pezzi cortecchia. Sono tutti elementi caratterizzati da una forma allungata e infatti li ritroviamo alla base della coppa dei nidi sotto lo strato di *lining* e hanno proprio funzione di dare maggior rigidità alla coppa stessa.

Il peso totale del nido, dei suoi costituenti e della loro presenza in percentuale è variabile all'interno del campione (tabella II). Il peso massimo trovato per un nido è stato di 43,3g e il minimo di 17,2g. Vi è anche una notevole variabilità per quanto riguarda la loro composizione percentuale in peso. Il peso dello strato *lining* sul totale del nido varia tra il 10,4% al 44,2% e quello dello strato strutturale tra il 55,8% al 89,6%.

	<i>N</i>	<i>Media</i>	<i>Dev. Standard</i>
Muschio	23	15,0	6,4
A.M.V	23	8,7	6,2
Peli	23	4,5	1,7
Piume	23	0,5	0,3

Tab. II. Caratteristiche dei nidi. N= numero totale dei nidi. A.M.V.= altro materiale vegetale; I valori delle medie e delle deviazioni standard sono espresse in grammi.

Analisi regressioni logistiche:

Dai risultati ottenuti dalle analisi di regressione logistiche effettuate sui quattro eventi collegati allo sviluppo dei pulli (tabella III) si è riscontrato come la variabile “successo di schiusa” calcolata sul campione di 159 uova è risultata essere influenzata negativamente dall’aumentare del peso di tutti i materiali costituenti il nido (muschio, A.M.V., peli e piume), dal peso totale del nido e dall’aumentare dei giorni di costruzione di quest’ultimo. La possibilità di sopravvivenza al quinto di giorno di vita dopo la schiusa ha mostrato subire invece un’influenza positiva dall’aumentare della quantità di peli e piume presenti nel nido ed è inoltre favorita da temperature minime alla schiusa non troppo basse e temperature massime non eccessivamente alte. Per quanto riguarda la sopravvivenza al decimo giorno di età dei pulli al nido le caratteristiche costruttive del nido sembra non abbiano più influenza, ciò è evidente dagli alti valori riscontrati nel p-value, l’aumentare della data di schiusa influenza negativamente la sopravvivenza dei nidiacei sfavorendo perciò covate tardive.

Infine per quanto riguarda il successo di involo l’aumentare di materiali vegetali, muschio e A.M.V., influenzano in maniera significativamente positiva l’evento, al contrario dell’aumentare della quantità di peli e piume nel nido che apportano uno svantaggio per la possibilità di involarsi.

Variabile	Successo di schiusa		V giorno		X giorno		Successo di involo	
	p-value	Exp (B)	p-value	Exp (B)	p-value	Exp (B)	p-value	Exp (B)
Muschio	< 0.001	0,497	N.S	//	N.S	//	0,006	9,289
A.M.V.	< 0.001	0,516	N.S	//	N.S	//	0,001	7,676
Peli	< 0.001	0,356	0,006	1,473	N.S	//	< 0,001	0,493
Piume	< 0.001	0,002	0,013	6,550	N.S	//	0,003	0,728
Peso Tot.	0.025	0,889	N.S	//	N.S	//	N.S	//
G. costr.	< 0.001	0,814	N.S	//	N.S	//	N.S	//
Data schiusa	//	//	N.S	//	0,036	0,940	0,006	0,834
Temp min	N.S	//	0,027	1,548	0,019	1,292	N.S	//
Temp max	N.S	//	0,034	0,809	N.S	//	N.S	//

Tabella III. Effetti delle caratteristiche del nido sulle 4 variabili risposta. V,X giorno= sopravvivenza al quinto giorno e al decimo dopo la nascita; A.M.V.= altro materiale vegetale; Peso Tot. = peso totale del nido; g.costr.= giorni necessari alla costruzione del nido; Temp min,max: temperature minime e massime registrate il giorno della schiusa.

DISCUSSIONE

Ciò che appare evidente analizzando i risultati ottenuti è come tutti i materiali dei nidi analizzati, anche se in misura diversa, abbiano avuto una influenza negativa sul successo di schiusa; addirittura l'aumentare delle piume sul peso totale del nido abbassa di più di 6 volte la probabilità che un uovo si possa schiudere. Nello studio effettuato da Lombardo (1994) su *Tachycineta bicolor* si è riscontrato come il successo di schiusa diminuiva in nidi più grandi, perciò con migliore potere isolante, man mano che la stagione riproduttiva andava avanti; comunque nelle covate deposte all'inizio della stagione la taglia del nido era positivamente correlata con il numero delle uova schiuse ed egli stesso imputò questo risultato all'effetto letale dell'ipertemia al sopraggiungere di temperature più elevate. La popolazione di Cince del Bioparco si trova quasi al limite meridionale del suo areale e ovviamente ciò a cui è più sensibile sono le alte temperature che si verificano alle nostre latitudini. Le conoscenze sulla dipendenza della temperatura del sistema enzimatico indi-

cano che le alte temperature sono più deleterie agli embrioni che non le basse (Webb, 1987). Inoltre studi condotti da Haftorn e Reinertsen (1985) su *Parus caeruleus* in Finlandia hanno evidenziato covate molto numerose, tra i valori più alti in Europa, ciò, unito al fatto che mediamente le covate iniziate in date precoci in tutto il loro areale sono più numerose di quelle che iniziano a stagione avanzata quando le temperature sono maggiori, supporta l'ipotesi che la Cinciarella è una specie ben adattata a climi freddi e al contrario il suo successo riproduttivo è inferiore in aree più meridionali e calde del suo areale.

Come previsto i due fattori che hanno contribuito in maniera maggiore alla possibilità che i pulli raggiungessero il quinto giorno di vita sono stati il rapporto tra il peso delle piume sul peso totale del nido e le temperature minime alla schiusa. In maniera minore anche la percentuale di peli ha influito positivamente mentre le temperature massime alla schiusa hanno avuto un effetto negativo.

Questi risultati sono pienamente in accordo con quanto è noto da altri studi effettuati su diverse specie di passeriformi. Nel periodo post natale il pullo non ha nessuna difesa contro le temperature esterne ed è soggetto sia all'ipotermia causata da un abbassamento delle temperature che all'ipertermia provocata da un loro innalzamento (Mertens, 1977a). Un nido ben foderato con uno spesso strato di lining offre un migliore isolamento termico e mantiene il microclima all'interno del nido il più costante possibile, nel periodo che precede la comparsa dell'omotermia (Dunn, 1979; Marsh, 1980). Anche Winkler (1993) e McCarty e Secord (1999) osservando nidi di *Tachycineta bicolor* avevano trovato un effetto positivo dato dalla presenza di piume nel nido, in particolare Winkler aveva sottolineato come in nidi con più piume i pulli crescessero più in fretta raggiungendo un peso più alto all'involo. Un potere isolante maggiore del nido fa sì che una parte maggiore del budget energetico possa essere investito nella crescita piuttosto che nello sforzo della termoregolazione (Lombardo, 1995). L'effetto delle temperature è chiaro: il range ottimale di sopravvivenza dei pulli è abbastanza stretto perciò temperature troppo basse ma anche troppo alte possono risultare dannose.

I risultati ottenuti per quanto riguarda la sopravvivenza al decimo giorno di età si discostano notevolmente da quelli ottenuti in precedenza. Superata la fase critica del periodo eterotermo le caratteristiche del nido sui pulli ormai omeotermi sembrano non avere più influenza; nessuna delle variabili strutturali è risultata essere significativa nell'ultimo step della regressione logistica. Le uniche due variabili rimaste sono la data di schiusa dell'uovo e le temperature minime. La prima ha un'influenza negativa sulla sopravvivenza ciò vuol dire che pulli nati più tardi hanno meno probabilità di raggiungere i dieci giorni di età. La seconda, la temperatura minima ha un'influenza positiva, temperature troppo basse non danno un contributo positivo alla sopravvivenza.

Per quanto riguarda la data di schiusa è interessante notare come la sua influenza negativa sull'involo sia stata ricavata anche dall'altra ricerca svolta sempre al Bioparco sull'accrescimento ponderale dei pulli (Campioni, 2004). In quello studio

infatti la data di schiusa era risultata essere inversamente proporzionale al peso raggiunto dal pullo all'undicesimo giorno di vita e questo peso aveva un'influenza positiva sul successo di involo, perciò pulli nati prima crescono di più e hanno maggiori possibilità di involarsi. Il fatto che tutte le variabili strutturali non siano più significative può essere motivato dal fatto che una volta avvenuto il passaggio da eterotermi ad omeotermi il potere isolante del nido non ha più effetti significativi, poiché ormai i pulli sono in grado da soli di mantenere la loro temperatura corporea all'interno del range ottimale.

L'ultimo passo dell'analisi ha interessato l'evento finale del periodo di allevamento dei nidiacei e cioè il loro involo.

Come si può vedere dalla tabella III le variabili riferite alla struttura del nido che hanno dimostrato una influenza positiva sul successo di involo sono state: la percentuale in peso della categoria "altro materiale vegetale" (A.M.V.) e di muschio, mentre la percentuale di peli e di piume hanno dimostrato di influenzare negativamente la variabile dipendente.

L'interpretazione di questi risultati può essere data basandosi sulla teoria sviluppata da Mertens (1977a) mentre studiava le risposte ai cambiamenti di temperatura dei nidiacei di *Parus major*. La capacità di dissipare calore mediante evaporazione dell'acqua permette ai pulli di superare periodi di stress termico, questo successo dipende essenzialmente dalla quantità di acqua a disposizione e il meccanismo utilizzato è fondamentalmente l'ansimare. I nidiacei acquisiscono acqua attraverso il nutrimento e una piccola parte è formata dalla dissimilazione di proteine, grassi e zuccheri.

Se i pulli sono costretti a far evaporare una grande quantità di acqua per un lungo periodo possono soffrire di una grave disidratazione provocata da quello che Mertens definisce un rischio a lungo termine di ipertermia, ben diverso dal rischio immediato di ipertermia che si verifica quando i meccanismi per dissipare il calore (ad esempio l'evaporazione dell'acqua mediante l'ansimare), sono inadeguati a dissipare tutto il calore prodotto in un limitato intervallo di tempo. Di norma condizioni ambientali che provocano ipertemia in una nidata avvengono solamente per brevi periodi, perciò il rischio immediato è più probabile, ma soprattutto quando le morti si verificano nella seconda fase di crescita dei pulli il rischio di una disidratazione a lungo termine non può essere esclusa (Mertens, 1977a).

Sempre Mertens in un suo successivo articolo (1977b) parla dell'importanza dei diversi materiali costituenti i nidi per quanto riguarda la conduttività del calore all'interno del nido stesso. Questo valore dipende dalla relativa proporzione del volume di acqua e aria all'interno del nido, perciò materiali che assorbono maggiori quantità di acqua possono mantenere una temperatura inferiore. Il muschio è un ottimo materiale per limitare il rischio di ipertermia, poiché può assorbire e rilasciare acqua facilmente. Non appena sopraggiungono alte temperature i pulli iniziano ad ansimare e il vapore acqueo formato viene assorbito dallo strato di muschio, ciò aumenta la conduttività di calore e di conseguenza aumenta il limite superiore delle

temperature letali. Questa potrebbe essere la spiegazione fisica per cui in nidi con la più alta percentuale di muschio e altro materiale vegetale il successo di involo finale è più alto.

Møller (1987) osservò un declino nel numero di piume presenti al nido di *Hirundo rustica* durante il periodo di crescita dei pulli, infatti i genitori stessi man mano che i pulli crescevano alleggerivano lo strato di lining portando via le piume, probabilmente per prevenire l'effetto letale dell'ipertermia in nidi troppo coibentati; dalla letteratura esistente e da nostre personali osservazioni non abbiamo trovato nessun riscontro sul fatto che anche le Cinciarelle utilizzino la tecnica di modificare il loro nido a stagione iniziata. Come più volte è stato ripetuto il nido deve essere un compromesso tra benefici e svantaggi, e compiere voli portando piume nel becco è sicuramente un rischio poiché può facilmente segnalare la presenza del nido a possibili predatori.

Ai limiti di distribuzione di una specie i fattori abiotici possono essere estremamente importanti, ad esempio le condizioni climatiche spesso rappresentano il primo passo nel delimitare gli areali (Root, 1988; Hersteinsson and Macdonald 1992). Inoltre le variabili climatiche hanno un'influenza maggiore sui tassi demografici nelle aree di confine che non al centro degli areali (Hoffman e Blows, 1994).

Le specie sono generalmente adattate alle condizioni climatiche medie che si trovano nella maggior parte del loro areale (Brown, 1984).

La mancanza di adattamento alle condizioni climatiche trovate ai margini delle distribuzioni possono avere effetti importanti, riducendo il successo riproduttivo o aumentando il costo della riproduzione limitando così la distribuzione stessa di una specie (Garcia e Arroyo, 2001).

Le basse temperature producono un aumento nel tasso metabolico per controbilanciare la perdita di calore, ciò porta ad una maggiore richiesta di cibo da parte dei nidiacei (Nager e Van Noordwijk, 1992), d'altro canto le alte temperature sono particolarmente dannose per gli embrioni e i pulli (Webb, 1987). Le basse temperature possono perciò portare alla morte dei nidiacei per ipotermia, sebbene il rischio possa essere moderato dall'aumento delle riserve di cibo. Le alte temperature invece sono considerate più dannose e agiscono indipendentemente dalle riserve trofiche. Quindi i genitori possono più facilmente contrastare il rischio delle basse temperature aumentando il nutrimento ai pulli ma difficilmente possono controbilanciare il rischio arrecato da eccessivo calore (Nager e Wiersma, 1996).

Ringraziamenti. Ringrazio la fondazione Bioparco di Roma e in particolare Fulvio Fraticelli per avermi dato la possibilità di svolgere questo studio. Letizia Campioni e Valentina Barnocchi per la collaborazione durante la raccolta dati. Il dott. Luise e la Jane Horsefield per la consulenza statistica e la rilettura del manoscritto.

Summary

Influence of the nest characteristics on breeding success of *Parus caeruleus* in an urban park.

From 2003 to 2004, I compared the architecture of nests built by Blue tits in boxes in the Bioparco at Rome in order to determine if any nest architecture differences was associated with differences in the breeding success.

I was especially interested in potential influences of nest characteristics on hatchability of eggs and survival of nestlings.

The nests were collected from the nest boxes after the end of the breeding season, they were decomposed into the main components: the basic structural part and the lining. Nests and main components were weighed at the nearest 0,1g. The binomial hatchability variable was negatively affected by both the mass of structural layer and the lining mass. And, even if during the first nestling week a well insulated nest can appear as an advantage for the nestlings, later in the development, well insulated nests produce less fledglings. After the first week Blue tits nestlings can be considered as homeothermic, and these results suggest that nestling hyperthermia, and in particular the long term hyperthermia may affect the reproductive performance of Blue Tits. Blue tits, commonest at northern latitudes, are probably best adapted to the most typical conditions at those latitudes, and have probably not well developed thermoregulatory or behavioral mechanisms to cope with drought and high temperatures in Mediterranean habitats.

BIBLIOGRAFIA

- Brown J.H., 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am. Nat.* 124: 255-279.
- Calder W.A., 1971. Temperature relationship and nesting of the calliope humming birds. *Condor* 73: 314-321.
- Campioni L., 2004. Incremento ponderale dei pulli di Cinciarella *Parus caeruleus* in un parco urbano di Roma. Tesi di laurea. Università di Roma "La sapienza".
- Collias N.E., Collias E.C., 1984. Nest building and bird behaviour. Princeton university Press. Princeton, New Jersey. 366 pag.
- Dunn E., 1979. Age of effective homeothermy in nestling Tree Swallows according to brood size. *Wilson Bull.* 91(3): 455-457.
- Garcia J.T., Arroyo B.E., 2001. Effect of abiotic factors on reproduction in the centre and periphery of breeding ranges: a comparative analysis in sympatric harriers. *Ecography* 24: 393-402.
- Gustafsson L., Nilsson S.G., 1985. Clutch size and breeding success of Pied and Collared flycatchers *Ficedula* spp. In nest boxes of different size. *Ibis* 127: 380-385
- Haftorn S., Reinertsen E., 1985. The effect of temperature and clutch size on the energetic cost of incubation in a free living Blue Tit (*Parus caeruleus*). *The Auk* 102: 470-478
- Hersteinsson P., Macdonald D.W., 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64: 505-515.

- Lombardo M.P., 1994. Nest architecture and reproductive performance in Tree Swallows. *The Auk* 111(4): 814-824
- Lombardo M.P., 1995. Effect of feathers as nest insulation on incubation behaviour and reproductive performance of Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *The Auk* 112(4): 973-981.
- Marsh R.L., 1980. Development of temperature regulation in nestling Tree Swallows. *Condor* 82: 461-463.
- McCarty J.P., Secord A.L., 1999. Nest building behavior in Pcb contaminated Tree Swallows. *The Auk* 116(1): 55-63
- Mertens J.A., 1969. The influence of brood size on the energy metabolism and water loss of nestling Great Tits *Parus major major*. *Ibis* 111: 11-16.
- Mertens J.A., 1977a Thermal conditions for successful breeding in Great Tits (*Parus major* L.). I. Relation of growth and development of temperature regulation in nestling Great Tits. *Oecologia* 28: 1-29
- Mertens J.A., 1977b Thermal conditions for successful breeding in Great Tits (*Parus major* L.). II Thermal properties of nests and nestboxes and their implications for range of temperature tolerance of Great tit broods. *Oecologia* 28: 31-56
- Michelland P., 1982. Survie en milieu insulaire: quelle stratégie? Le cas des Mesanges en Corse. *Revue d'Ecologie* 86: 187-210.
- Møller A.P., 1982. Clutch size in relation to nest size in the swallow *Hirundo rustica*. *Ibis* 124: 339-343.
- Møller A.P., 1987. Nest Lining in relation to the nesting cycle in the Swallow *Hirundo rustica*. *Ornis Scand.* 18: 148-149.
- Nager R.G., Van Noordwijk A.J., 1992. Energetic limitation in the egg-laying period of Great tits. *Proc. R. Soc. Lond. B* 249: 259-263.
- Nager R.G., Wiersma P., 1996. Physiological adjustment to heat in Blue Tit *Parus caeruleus* nestling from a Mediterranean habitat. *Ardea* 84: 115-125.
- Nores A.I., Nores M., 1994. Nest building and nest building behaviour of the Brown Cacholote. *Wilson Bulletin* 106: 106-120.
- O'Connor R.J., 1978. Nest box insulation and the timing of laying in Wytham Woods population of Great Tit *Parus major*: *Ibis* 120: 534-537.
- Root T., 1988. Environmental factors associated with avian distributional boundaries. *J. Biogeogr.* 15:489-505.
- Skowron C., Kern M., 1980. The insulation in nests of selected north american birds. *The Auk* 97: 816-824
- Van Balen J.H., 1984. The relationship between nest box size, occupation and breeding parameters of the Great Tit *Parus major* and some other hole nesting species. *Ardea* 72: 163-175.
- Wainwright S.A., Biggs W.D., Correy J.D., Gosline J.M., 1976. Mechanical design in organisms. New York: J. Wiley.
- Walsberg G.E., King J.R., 1978. The energetic consequences of incubation for two passerine species. *Auk* 95: 644-655.
- Webb D.R., 1987. Thermal tolerance of avian embryos: a review. *The Condor* 89: 874-898
- White F.N., Kinney J.L., 1974. Avian incubation. *Science* 186: 107-115.
- Winkler D.W., 1993. Use and importance of feathers as nest lining in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *The Auk* 110(1): 29-36.

INCREMENTO PONDERALE DEI NIDIACEI DI CINCIARELLA *Parus caeruleus* IN UN PARCO URBANO DI ROMA

LETIZIA CAMPIONI

Fondazione Bioparco di Roma, letziacampioni@hotmail.com

INTRODUZIONE

Al giorno d'oggi una porzione sempre maggiore della superficie terrestre è coperta da ambienti in via di cambiamento. Più del 40% della popolazione terrestre vive nelle città (Miller, 1994) caratterizzate da elevati livelli di disturbo e di modificazione ambientale (Gilbert, 1989; Rebel, 1994). Poichè, l'abbondanza di risorse dalle quali gli animali dipendono, come la copertura vegetale, il cibo e i luoghi per la nidificazione, possono cambiare con l'avanzare dell'urbanizzazione (Mills et al., 1989), diventa interessante comprendere a fondo la relazione esistente tra habitat urbano e specie animali selvatiche.

Nelle grandi città, dove a causa delle attività antropiche le condizioni naturali degli habitat utilizzati dalle specie animali vengono alterate e soppiantate da condizioni artificiali, gli animali sono costretti ad adattarsi modificando le loro abitudini alimentari, riproduttive e sociali pur di sopravvivere. Uno dei fenomeni urbani legato al clima, che svolge un ruolo determinante nell'inurbamento delle specie ornamentali, è la cosiddetta "isola di calore" (Cignini et al., 1995; Leuzzi, 2002). Le condizioni climatiche che si vengono a creare in un grande centro urbano non sempre rispecchiano quelle delle aree rurali circostanti e le relative popolazioni ornamentali possono assumere tratti differenti. Nasce così l'esigenza di studiare più a fondo i caratteri eco-comportamentali di tali popolazioni, sia al fine di individuare degli eventuali cambiamenti che vadano ad influenzare la *fitness* di tali specie, sia allo scopo di rendere più idoneo l'ambiente per la sopravvivenza delle stesse.

Il presente lavoro ha posto la sua attenzione allo studio della popolazione di *Parus caeruleus* facente parte della comunità ornamentale stanziata da tempo nel territorio di Villa Borghese. Più specificatamente, lo studio, cerca di individuare gli effetti che componenti ambientali e riproduttive hanno sull'accrescimento ponderale post-natale dei nidiacei di Cinciarella.

E' necessario precisare, prima di andare avanti, che il termine popolazione di *Parus caeruleus* a Villa Borghese deve essere inteso nel senso più ampio del suo significato, in quanto non ci sono studi che dimostrino la presenza di scambi genetici tra individui conspecifici residenti nella stessa area che funzionano come unità genetiche, ecologiche ed evolutive (Bullini et al., 1998).

Oltre ai fattori naturali che regolano l'ambiente, il disturbo antropico come ad esempio l'attività di costruzione, il traffico, la ricostruzione e gestione dei parchi, può

moltiplicare e influenzare gli effetti di tali fattori di regolazione (Gilbert, 1989; Mills et al., 1989).

Uno degli effetti dell'attività antropica è stato l'innalzamento della temperatura media dell'aria sulla superficie terrestre, che ha avuto inizio a metà del diciannovesimo secolo (IPCC, 1990; Huang et al., 2000). Il cambiamento maggiore è stato localizzato sui continenti tra 40° e 70° di latitudine Nord (Wallace et al., 1996). Negli ultimi anni, i segni dei cambiamenti climatici sull'ecologia delle popolazioni di uccelli sono aumentati (Brown et al., 1999; Sillet et al., 2000). Questo tipo di effetto su scala continentale è già stato mostrato in Nord America (Dunn e Winkler, 1999), ma in Europa resta ancora da dimostrare.

Un generale aumento della temperatura dell'aria dovrebbe permettere un inizio anticipato della riproduzione in molte specie di uccelli delle zone temperate. Per gli uccelli insettivori come la Cinciarella, l'abbondanza di artropodi nel momento di massima richiesta di cibo per i loro piccoli è una determinante del successo dei nidiacei (Lack, 1968; Perrins, 1991). La temperatura primaverile determina la data del picco di biomassa dei bruchi (Visser et al., 1998; Visser e Holleman 2001). La sincronia tra la data del picco di biomassa di bruchi e la fenologia riproduttiva degli uccelli, è l'elemento di maggiore pressione selettiva sul periodo riproduttivo in alcune specie di passeriformi (Blondel et al. 1993; Noordwijk et al., 1995).

Mentre un aumento della temperatura sembra non influenzare la sincronia tra l'apertura delle gemme e la comparsa dei bruchi, esso ha sicuramente un effetto sul periodo di sviluppo dei bruchi che può essere più breve (Buse et al., 1999).

Di conseguenza, il generale innalzamento della temperatura dell'aria potrebbe alterare la sincronia esistente tra il periodo riproduttivo e la disponibilità trofica. Gli uccelli insettivori possono rispondere ai cambiamenti climatici riducendo la dimensione della covata con il vantaggio di accorciare il periodo di tempo tra la data di deposizione e la data di schiusa e concentrare la risorsa cibo per un numero inferiore di nidiacei, ciò abbassa il rendimento del loro periodo riproduttivo in risposta al cambiamento ambientale (Thomas et al., 2001; Sanz, 2002). Questo effetto di rottura della sincronia degli uccelli con i cicli degli altri esseri viventi potrebbe essere la causa scatenante di numerosi meccanismi a cascata.

Alcune componenti ambientali (temperatura, piovosità, disponibilità trofica) (Grieco, 2001) e alcuni tratti riproduttivi, come la dimensione della covata, il volume delle uova, la data di schiusa delle uova, il successo di schiusa, (Dhondt et al., 1984; Bellot et al., 1991; Haywood, 1992) possono avere un effetto molto importante sulla crescita post-natale dei pulcini e di conseguenza sul successo riproduttivo della specie.

L'effetto della temperatura sui parametri della biologia riproduttiva delle Cinciarelle, è stato verificato già da tempo così come si è esaminato l'effetto della temperatura sulla risorsa cibo preferita dai Paridi.

Data la complessità delle relazioni esistenti tra l'ambiente il clima e la fenologia riproduttiva delle specie animali abbiamo cercato di porci delle domande ben pre-

cise per comprendere almeno in parte i meccanismi che regolano la vita animale. Come sono sincronizzati gli orologi biologici di *Parus caeruleus* a Villa Borghese? C'è sincronia con i cicli degli altri esseri viventi? La biologia riproduttiva delle cince e la crescita dei nidiacei ha subito degli adattamenti alla situazione locale, e se sì, quali possono essere i fattori che hanno portato a questo cambiamento?

Quello che a noi interessa verificare è se esista un qualche effetto dei tratti riproduttivi e dei parametri ambientali sull'accrescimento dei nidiacei durante le due settimane che trascorrono nel nido sotto le cure parentali.

Gli obiettivi dello studio sono stati essenzialmente tre.

1. Conoscere i tratti della biologia riproduttiva che caratterizzano questa specie e verificare gli adattamenti che si sono sviluppati in un ambiente urbano con clima mediterraneo.
2. Individuare gli effetti che diversi parametri ambientali e riproduttivi hanno sulla crescita post-natale dei *pulli* di Cinciarella.
3. Valutare l'abbondanza della risorsa trofica preferita dai nidiacei per formulare ipotesi sulla composizione della dieta di questa specie in ambiente urbano.

MATERIALI E METODI

L'area di studio è rappresentata dal Bioparco di Roma (41° 55'N, 12° 29' E) il quale si inserisce, senza interruzioni o barriere di alcun genere per la specie in questione, nel tessuto di Villa Borghese.

Grazie al largo utilizzo delle cassette nido da parte di questa specie, è stato possibile condurre lo studio sull'incremento ponderale dei *pulli* di Cinciarella, che ha richiesto una raccolta dati giornaliera e che si è protratto per la durata di due stagioni riproduttive 2003-2004 da Marzo a Giugno di ciascun anno.

Nel Febbraio del 2003 sono state collocate in modo random 86 cassette nido all'interno dell'area di studio (17ha). Le cassette utilizzate erano di due differenti dimensioni: 71 con un foro frontale di entrata di 30mm e 15 con un foro di entrata pari a 26mm. Il numero delle cassette nido è rimasto costante in entrambe le stagioni.

I soli dati meteorologici che abbiamo considerato sono state le temperature giornaliere ricavate tramite un termometro a registrazione continua (Mod. T.2Quartz/RT. C.L.I.M. s.r.l.) posizionato in una piccola stazione meteo proprio all'interno dell'area di studio. Da queste registrazioni continue abbiamo ricavato le temperature medie, minime e massime giornaliere a partire dal 9 Aprile al 22 Giugno 2003 e dall'8 Marzo al 22 Giugno 2004 (Figura 1). Il metodo utilizzato per determinare la temperatura media giornaliera è stato quello di considerare quattro temperature giornaliere di cui due rappresentate dalla minima e dalla massima del giorno mentre le altre due corrispondenti alle temperature registrate alle ore 18:00 e alle ore 24:00 (Figura 1).

La disponibilità trofica è stata determinata valutando l'abbondanza complessiva

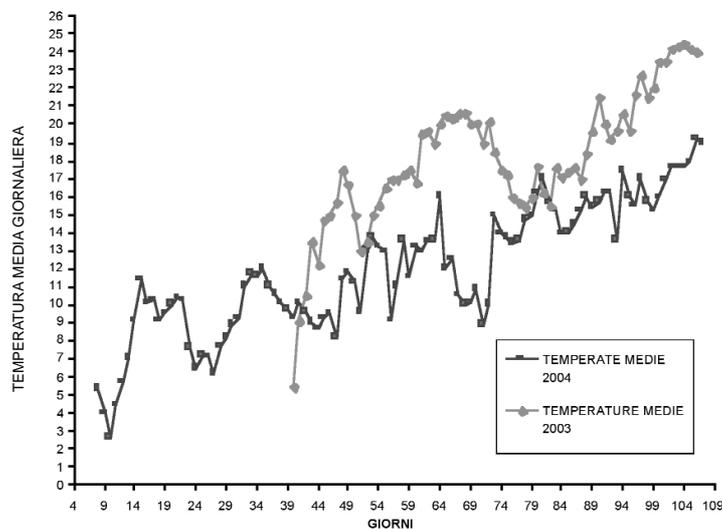


Figura 1. Andamento delle temperature medie giornaliere nelle due stagioni riproduttive 2003-2004. I giorni sono indicati a partire dal 1 Marzo = 1

dovuta alle diverse specie di bruchi presenti sulle foglie delle numerose essenze arboree mediante la raccolta delle loro feci (*frass*) su superfici campione poste al di sotto dei rami degli alberi, i bruchi sono stati successivamente pesati e misurati (Eguchi, 1980; Banbura et al., 1994; Daenzer e Keller, 1998).

Abbiamo diviso in otto gruppi le essenze arboree più rappresentate all'interno del Bioparco, le quali costituiscono il 69,2% della vegetazione totale, e il restante 30,8%, costituito dalle specie meno numerose, lo abbiamo raggruppato in un nono gruppo.

La raccolta degli escrementi dei bruchi è stata effettuata solamente per la stagione 2004, i campioni sono stati raccolti utilizzando dei raccoglitori circolari bianchi con diametro di circa 22cm posizionati sotto le chiome degli alberi per un periodo di tempo di 24 ore una volta a settimana (Zandt et al., 1990), a partire dalla prima settimana di Aprile in corrispondenza della deposizione del primo uovo fino alla seconda settimana di Giugno. I campionamenti effettuati nei giorni di pioggia non sono stati tenuti in considerazione. Il numero dei contenitori da assegnare ad ogni gruppo è stato calcolato in modo proporzionale alla percentuale del gruppo sul totale della vegetazione (Tabella I).

Le feci sono state successivamente essiccate in un fornello a microonde (Samsung 800W) alla potenza di circa 120 Watt per un tempo di 4 ore e successivamente pesate con una bilancia analitica (OHAUS GA110) di precisione al decimillesimo di grammo. Gli escrementi essiccati sono stati utilizzati per valutare la produzione di *frass* (in milligrammi per metri al quadrato per giorno). Il giorno di picco dell'abbondanza di bruchi lo abbiamo identificato come il giorno di massima abbondanza di escre-

Gruppo	% ricoperta dal gruppo	Contenitori assegnati
1 Pini	5,7	3
2 Querce	2	1
3 Lecci	15,6	8
4 Platani	5,1	3
5 Pioppi	5,2	3
6 Allori	10,5	6
7 Robinie	19,4	10
8 Magnolie	5,8	3
9 Altro	30,7	15
Totale	100	52

Tabella I. Contenitori per la raccolta delle feci dei Lepidotteri assegnati ai nove gruppi in cui è stata suddivisa la vegetazione presente all'interno del Bioparco.

menti. Noi usiamo questo valore di massima abbondanza come un indicatore dell'offerta di cibo disponibile per ogni anno (Tremblay et al., 2003).

Per la raccolta dei dati biologici, le uova venivano controllate giornalmente, numerate e pesate con una bilancia a dinamometro modello "PESOLA" alla precisione di 0,1 grammi, fino al completamento della covata (la covata è stata considerata completa dopo il terzo giorno di mancata deposizione) (Tremblay et al., 2003). Durante il periodo di incubazione i nidi venivano controllati una volta a settimana per evitare di arrecare troppo disturbo alla femmina.

Per distinguere i diversi *pulli* all'interno di ogni nidiata li abbiamo marcati. Durante la prima settimana di vita la marcatura è avvenuta mediante l'utilizzo di uno smalto per unghie, successivamente sono stati utilizzati anelli di alluminio forniti dall'Istituto Nazionale della Fauna Selvatica.

La pesata dei piccoli è stata interrotta intorno al 13°-16° giorno di vita in base alla crescita più o meno lenta degli individui.

I metodi statistici utilizzati per l'elaborazione dei dati sono stati scelti basandoci sul tipo di dati raccolti. L'analisi statistica che abbiamo effettuato è organizzata in tre parti consequenziali che analizzano l'importanza di fattori ambientali e riproduttivi, partendo da una visione più ampia che nel nostro caso è rappresentata dal gruppo "nido" fino ad arrivare al singolo individuo.

La prima parte dell'analisi vuole individuare se all'interno del nostro campione di Cinciarelle esistono delle differenze significative nella crescita dei *pulli*. Per fare ciò abbiamo dovuto scegliere dei gruppi che potessero essere rappresentativi di questa ipotetica differenza che ci aspettiamo di trovare. Nel nostro caso i gruppi sono rap-

presentati dai singoli nidi. Il modello statistico utilizzato è stato l'analisi della covarianza o ANCOVA (*ANalysis of COVariate*). Il programma di statistica utilizzato per questa analisi è SPSS 11.0. I pulcini considerati in questa prima analisi sono quelli che hanno vissuto almeno fino al 12° giorno di vita (Nur, 1984). La scelta di questo particolare giorno è guidata dal fatto che intorno a questa data il peso dei *pulli* non presenta più grossi incrementi giornalieri tipici invece della fase centrale della crescita (Gibb, 1950; van Balen, 1973; Perrins, 1979; Cramm, 1982).

L'analisi è stata effettuata considerando separatamente i dati raccolti durante le due primavere. In questa analisi, la nostra variabile dipendente (*within-subject factor*) è rappresentata da 12 misure ripetute del peso (grammi) dei *pulli* per ciascun individuo. La variabile indipendente (*between-subject factor*) è rappresentata dai nidi e le covariate sono invece il numero di piccoli presenti nel nido giorno per giorno e la temperatura media giornaliera durante l'intervallo di crescita.

La seconda parte dell'analisi, ha come scopo quello di utilizzare il modello di regressione multipla per individuare gli effetti di più variabili esplicative sull'accrescimento avuto dai *pulli* tra il 2° e l'11° giorno di vita.

Le variabili esplicative prese in esame sono state: temperatura media giornaliera; numero di piccoli presenti nel nido alla nascita; dimensione della covata (la dimensione della covata è stata divisa in due categorie, > 5 e < 5); data di nascita di ciascun individuo; anno (stagione riproduttiva); volume delle uova (abbiamo categorizzato il volume delle uova suddividendolo in quattro intervalli, tra 0-0,700cm³; 0,750-0,996cm³; 1,001-1,080cm³ e $> 1,080$ cm³); posizione del nido all'interno dell'area di studio.

La scelta dell'intervallo di vita 2°-11° giorno è giustificata dal fatto che il tasso di accrescimento resta approssimativamente costante tra il 2° e il 9° giorno dell'allevamento per poi decrescere ed annullarsi verso il volo (Gibb, 1950; Perrins, 1979; Cramm, 1982). In questa seconda parte l'elaborazione dei dati è stata complessiva, considerando insieme sia i *pulli* del primo che del secondo anno.

La parte finale di questa analisi prende in esame l'evento conclusivo, che pone fine al periodo di accrescimento dei nidiacei: l'involo.

Il modello statistico scelto è quello di regressione logistica *stepwise* che si adatta benissimo al nostro caso. La probabilità di involarsi è stata codificata come una variabile dicotomica (*dummy*) che assume valore 1 per il successo d'involo e 0 per l'insuccesso. Le variabili, di cui vogliamo individuare l'effetto sul verificarsi dell'evento, sono: l'accrescimento ponderale raggiunto tra il 1°-5° giorno di vita, il volume dell'uovo, la data di nascita dei pulcini, la posizione spaziale del nido, l'anno, la dimensione della nidata. La scelta della prima variabile è stata effettuata con lo scopo di verificare se una crescita più lenta entro il quinto giorno di vita possa pregiudicare l'evento finale. La posizione spaziale è stata attribuita ad ogni nido in base al fatto di trovarsi o meno nella parte più bassa del Bioparco, in prossimità di un laghetto, o nella parte alta più distante dall'acqua.

RISULTATI

Biologia riproduttiva

Le cassette nido sono state occupate esclusivamente da Cinciarelle e da Cinciallegre. Il primo anno hanno nidificato 14 coppie di Cinciarella, il secondo anno 12 coppie. La densità delle coppie in riproduzione ha avuto una leggera diminuzione nel secondo anno, presentando una densità di 8,2 coppie/10 ettari (ha) nel 2003 e una densità di 7 coppie/10ha nel 2004.

La stagione riproduttiva ha avuto inizio ai primi di Aprile (4 Aprile, del 2003) e la deposizione dell'ultima covata si è verificata circa a metà Maggio (10 Maggio, del 2003). La distribuzione delle date di deposizione del primo uovo, è molto differente per le due stagioni riproduttive. Nel 2003 la deposizione si è prolungata per ben sei settimane presentando un numero maggiore di coppie in deposizione nei primi quindici giorni di Aprile per poi decrescere fino alla prima settimana di Maggio (Periodo 63-69) e risalire a metà mese.

Al contrario, nel 2004 il periodo di inizio deposizione si è concentrato quasi esclusivamente nei primi 10 giorni di Aprile.

Non sono state riscontrate seconde covate per il 2003, mentre abbiamo trovato una seconda covata o una covata di sostituzione agli inizi di Maggio 2004, a causa di questa incertezza, non l'abbiamo considerata nelle analisi successive. Le femmine di Cinciarella nidificanti nella nostra area di studio depongono una sola covata come osservato nelle altre zone dell'area mediterranea.

	2003	2004	Totale
Data di deposizione del 1° uovo	47,1 ± 10,6 (13)	40,4 ± 4,9 (11)	44,0 ± 9,0 (24)
Dimensione della covata	6,6 ± 1,5 (14)	7,3 ± 1,1 (11)	6,9 ± 0,5 (25)
Volume medio delle uova	0,91 ± 0,15 (88)	7,3 ± 1,1 (11)	
% di schiusa	40,2	70	54
Successo d'involto***	0,26 ± 0,21 (14)	0,25 ± 0,27 (11)	0,26 ± 0,23 (25)
Successo riproduttivo*	29,3% (14)	25% (11)	27,3% (25)
Densità riproduttiva**	8,2	7	7,6
% di occupazione	17,5	12,6	15

Tabella II. Tratti riproduttivi medi ± SD di una popolazione di Cinciarelle nidificanti nel parco urbano di Villa Borghese a Roma.

Nota: la data di deposizione è indicata a partire dal 1 Marzo =1; *numero di pulli involati sul totale di uova prodotte; **numero di coppie/10ha; ***numero di pulli involati sul numero di uova deposte in ogni nido.

Il numero totale di uova deposte nei due anni è di 172. La covata media combinata per i due anni è stata di $6,9 \pm 0,5$ ($n = 25$) (4-9 uova). Nella Tabella II sono riassunti i tratti riproduttivi medi per i due anni di raccolta dati, delle Cinciarelle nidificanti a Villa Borghese.

Disponibilità trofica

I risultati ottenuti dalla raccolta delle feci iniziata subito dopo la deposizione del primo uovo della stagione 2004 coprono settimanalmente l'intervallo di tempo che intercorre tra l'8 Aprile e il 9 Giugno. A causa della pioggia mancano i dati riguardanti il 3 e 4 Maggio. Le feci (*frass*) raccolte, per ognuno dei 9 gruppi di vegetazione, sono state sommate ricavando così il valore complessivo per ogni campionamento (Tabella III).

I risultati evidenziano la presenza di tre valori di *frass* che spiccano tra i campionamenti effettuati (Figura 2). Come già detto in precedenza, non sappiamo a quale specie di larve di Lepidotteri appartengano gli escrementi campionati, ma utilizziamo ugualmente questi valori per una valutazione complessiva della risorsa "larve di Lepidotteri".

La data di picco della domanda di cibo per ogni nido è stata stimata come il 24° giorno successivo al completamento della covata (Perrins, 1965). La data di picco

Campionamenti	Data (gg/mese)	Data 2	Frass (mg frass/ m_ -gg)
1	8-9 apr	39-40	0*
2	13-14 apr	44-45	7,70
3	21-22 apr	52-53	7,40
4	26-27 apr	57-58	3,95
5	3-4 mag	64-65	0*
6	10-11 mag	71-72	1,35
7	17-18 mag	78-79	0,35
8	25-26 mag	86-87	12,51
9	01-02 giu	93-94	9,10
10	08-09 giu	100-101	13,6

Tabella III. Escrementi di bruchi di Lepidotteri (*Frass*) raccolti durante la primavera del 2004 nel Bioparco di Roma.

Nota: * mancano i dati a causa delle precipitazioni. I dieci campionamenti effettuati nell'arco di sessanta giorni riportano il valore complessivo di escrementi (mg/m_ gg) raccolti sotto le chiome degli alberi. In verde sono indicati i campioni in cui sono stati trovati degli escrementi sotto le querce caducifoglie e sempreverdi. In rosso sono indicati i tre valori massimi di frass trovati. Data2: i giorni sono indicati a partire dal 1 Marzo =1.

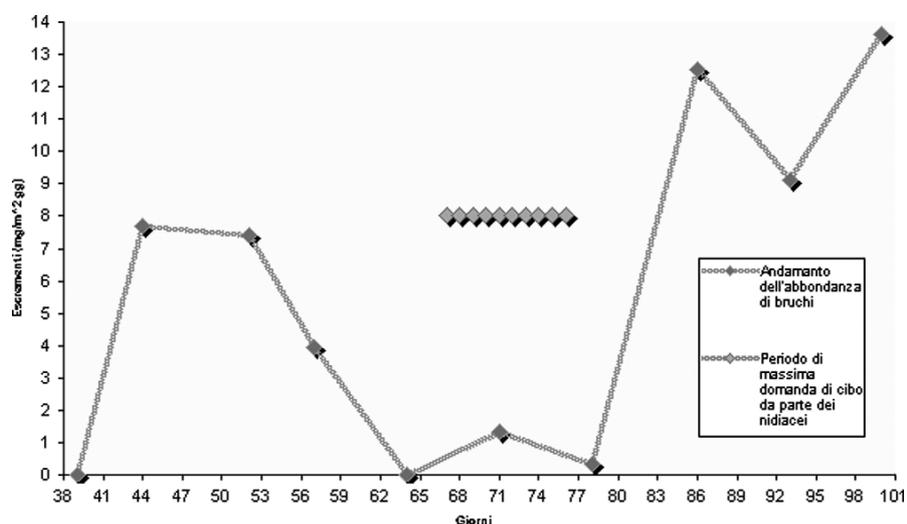


Figura 2. L'andamento dell'abbondanza di bruchi mostra la presenza di tre picchi. Il periodo corrispondente alla massima domanda di cibo da parte dei nidiacei non è in sincronia con i periodi di massima abbondanza trofica. I giorni sono indicati a partire dal 1 Marzo = 1

Codice nido	Data di fine deposizione	Data di picco della domanda*
304	44	68
6604	48	72
7704	43	67
4304	46	70
8604	45	69
7204	43	67
3204	44	68
6404	47	71
1504	47	71
9104	48	72
8004	60	84

Tabella IV. Date di fine deposizione e rispettive date di picco di domanda di cibo da parte dei nidiacei di Cinciarella.

Note: * Data di deposizione + 24 giorni. Riportiamo la data di fine deposizione per ciascun nido a cui viene sommato il valore di 24 giorni corrispondente al tempo medio di cova per l'anno 2004 (14 giorni) più 10 giorni per ottenere la data di picco della domanda corrisponde cioè al periodo in cui ogni nido presenta la massima richiesta energetica. I giorni sono indicati a partire dal 1 Marzo = 1.

della domanda per ogni nido (Tabella IV) è stata utilizzata per determinare la data media di picco della domanda nella stagione 2004 individuando il giorno $70,82 \pm 4,75$ (10 Maggio), come il giorno centrale dell'intervallo 66,7-75,6 corrispondente ai 10 giorni con maggior richiesta energetica da parte della prole di tutta la stagione. La Figura 2 mostra che i picchi relativi l'abbondanza di bruchi si presentano sfalsati rispetto l'intervallo di crescita dei *pulli* in questione.

Differenze nell'accrescimento post-natale dei *pulli* di Cinciarella tra nido e nido.

Anno 2003

I nidi considerati per questa analisi sono 10 per un totale di 25 individui. La prima variabile inserita nell'analisi (**NIDO**) identifica la differenza di peso medio tra *pulli* di nidi diversi. La seconda (**RIP**) invece, rappresenta l'interazione tra le dodici misure ripetute di peso e il tempo, mentre la terza (**RN**) rappresenta la velocità di accrescimento dei piccoli tra i nidi (Tabella V). La significatività della variabile **RIP** ci indica che l'incremento di peso giornaliero acquisito dai *pulli* è significativo

	D.F.*	F	TAIL PROB.	HUYNH FELDT PROB.
NIDO	9,14	1,11	0,4147	
RIP	11,163	550,12	0,0000	0,0000
RN	99,163	1,34	0,0495	0,1645

Tabella V. Differenze nell'accrescimento post-natale dei *pulli* dell'anno 2003 individuate con l'analisi della covarianza.

Note: * Gradi di libertà (effetto, errore). Utilizzo la probabilità di Huynh Feldt per eventuali violazioni dell'assunto di sfericità: nelle misure ripetute le correlazioni tra le misure devono essere tutte uguali. L'interazione tra il tempo e le misure ripetute di peso dei *pulli* (RIP) è l'unica che è risultata statisticamente significativa. Non c'è invece differenza statisticamente significativa tra il peso medio dei *pulli* raggiunto in ciascun nido (NIDO) e la velocità di crescita tra *pulli* di nidi diversi (RN).

	D.F.*	F	TAIL PROB.	HUYNH FELDT PROB.
NIDO	6, 14	1,60	0,2185	
RIP	11, 163	582,46	0,0000	0,0000
RN	66, 163	1,54	0,0149	0,1116

Tabella VI. Differenze nell'accrescimento post-natale dei *pulli* (per nidi con almeno due individui) dell'anno 2003 individuate con l'analisi della covarianza.

Nota: * Gradi di libertà (effetto, errore). L'interazione tra il tempo e le misure ripetute di peso dei *pulli* (RIP) è l'unica che è risultata statisticamente significativa. Non c'è invece differenza statisticamente significativa tra il peso medio raggiunto dai *pulli* in ciascun nido (NIDO) e la velocità di crescita tra *pulli* di nidi diversi (RN).

rispetto al peso del giorno precedente o successivo. Anche se può risultare banale, questo risultato ci conferma che la crescita in un ambiente diverso da quello naturale come quello urbano è ugualmente possibile. I risultati ottenuti con lo stesso tipo di analisi in cui però abbiamo considerato solo nidi con almeno due individui, fanno parte di una seconda elaborazione che ci ha permesso di verificare effettivamente una differenza nella crescita tra nido e nido, differenza che, si potrebbe perdere considerando anche gruppi con un solo individuo. In questo caso il campione è leggermente più piccolo, 7 nidi e 22 individui (Tabella VI). Mettendo a confronto i risultati delle due analisi è possibile osservare che non ci sono cambiamenti nei risultati quando andiamo ad escludere i nidi con un singolo pullo.

Anno 2004

Abbiamo ripetuto lo stesso procedimento anche per l'anno successivo. I nidi in questione sono stati 11 e gli individui considerati 33.

Il 2004 si è dimostrato un anno totalmente differente da quello precedente per quanto riguarda la crescita dei nidiacei (Tabella VII).

	D.F.*	F	TAIL PROB.	HUYNH FELDT PROB.
NIDO	10,21	3,39	0,0088	
RIP	11, 240	284,26	0,0000	0,0000
RN	110,240	2,33	0,0000	0,0018

Tabella VII. Differenze nell'accrescimento post-natale dei pulli dell'anno 2004 individuate con l'analisi della covarianza.

Nota: * Gradi di libertà (effetto, errore). Risultano statisticamente significativi sia l'interazione tra il tempo e le misure di peso ripetute (RIP), sia il peso medio raggiunto dai pulli in ciascun nido (Nido), sia la velocità di crescita dei pulli di nidi diversi (RN).

	D.F.*	F	TAIL PROB.	HUYNH FELDT PROB.
NIDO	8,21	1,94	0,1062	
RIP	11, 240	302,27	0,0000	0,0000
RN	88,240	1,99	0,0000	0,0385

Tabella VIII. Differenze nell'accrescimento post-natale dei pulli (per nidi con almeno due individui) del 2004 individuate con l'analisi della covarianza.

Nota: * Gradi di libertà (effetto, errore). Risultano statisticamente significativi sia l'interazione tra il tempo e le misure di peso ripetute (RIP), sia la velocità di crescita tra pulli di nidi diversi (RN). Mentre il peso medio raggiunto dai pulli di nidi differenti non è statisticamente significativo (NIDO).

I tre effetti dovuti all'interazione delle tre variabili con il tempo risultano tutti significativi. La Tabella VIII mostra cosa succede alle tre variabili se consideriamo solo i nidi con almeno due *pulli* nel nido.

Relazioni tra la variabile peso e alcune variabili ambientali e riproduttive.

Dopo un'analisi iniziale in cui abbiamo inserito contemporaneamente le sette variabili ambientali e riproduttive, è stato possibile verificare che la temperatura media giornaliera e la posizione del nido all'interno dell'area di studio non influenzano in nessun modo la variabile peso, per cui abbiamo deciso di ripetere l'analisi senza tenerle in considerazione.

I valori dei coefficienti di regressione, della statistica *t* e i livelli di significatività, ottenuti con questa seconda analisi (tabella IX), ci mostrano l'importanza del giorno di nascita dei *pulli* (**DATA2**) sull'incremento di peso raggiunto entro l'undicesimo giorno di vita (**PESO 11-2**).

Questo risultato può essere letto anche in un'altra chiave. Poiché all'interno del nido le nascite avvengono a gruppi, con un intervallo di 24 ore tra un gruppo e l'altro, i

FATTORI	PESO 2-11			
	Beta	t	Sig.	
DATA2	-0,088	2,15	0,037	P < 0,05
SCHIUUSE	-0,354	3,66	0,001	P < 0,01
DIM COV	2,155	1,4	0,168	NS
VOL2	0,309	0,64	0,522	NS
VOL3	0,127	0,26	0,795	NS
VOL4	-0,122	0,21	0,832	NS
ANNO 2004	-1,65	3,55	0,001	P < 0,01
Constant	14,057	5,34	0,000	P < 0,01
Observations	55			
R squared	0,54			

Tabella IX. Modello di regressione multipla: valutazione degli effetti del giorno di nascita (*DATA2*), del volume delle uova (*VOL*), della stagione (*ANNO*), della dimensione della covata (*DIM COV*) e dei pulli presenti alla nascita (*SCHIUUSE*) in un parco urbano (Villa Borghese) di Roma. NS = non significativo.

pulli che nascono nel primo gruppo cresceranno in modo maggiore rispetto agli ultimi. Questo potrebbe indicare l'instaurarsi di una rapporto gerarchico tra fratelli. Inoltre l'incremento di peso avuto dai nidiacei nel 2003 è stato in media di 1,65 grammi in più rispetto a quello avuto nel 2004.

Anche il numero di pulcini presenti nel nido al momento della nascita, sembra essere una condizione che influenza la modalità di accrescimento dei giovani individui.

Variabili che influenzano la probabilità di involarsi

Lo studio dei fattori che possono influenzare l'evento dell'involò ha individuato due variabili che ne aumentano la probabilità: il peso e l'anno di nascita (tabella X).

		Exp (B)	Sig.	C.I. 95% for Exp(B)	
				Lower	Upper
Step 1	ANNO	0,145	0,001	0,047	0,444
Step 2	PESO	4,198	0,001	1,769	9,962
	ANNO	0,123	0,001	0,035	0,431

Tabella X. Variabili che influenzano la probabilità di involarsi individuate con l'analisi di regressione logistica stepwise.

Nota: L'ods ratio (Exp(B)) indica che la probabilità di involarsi aumenta al crescere del peso dei pulli nei primi cinque giorni di vita (PESO), ed è maggiore nell'anno 2004 (ANNO) rispetto al 2003. C.I. al 95% rappresenta l'intervallo di confidenza per l'Exp(B).

DISCUSSIONE

Questo studio è iniziato partendo da una situazione di totale oscurità riguardo le caratteristiche riproduttive di *Parus caeruleus* a Roma. Ora, siamo in grado di poter inserire i tratti caratteristici di questa specie nel quadro riproduttivo generale, redatto da molti ricercatori, a diverse latitudini e in differenti tipi di habitat. In tabella XI mettiamo a confronto i tratti riproduttivi della nostra popolazione di cince con quelli riguardanti popolazioni della stessa specie presenti in Corsica (Tremblay et al., 2003), in alcune aree dell'Italia (Bellavita e Sorace, 1994) e della Spagna centrale (Fargallo e Johnston, 1997).

Tratti riproduttivi	Tipo di habitat				
	CORSICA		ITALIA	ITALIA	SPAGNA
	Muro	Piro	Bioparco	Centro Italia	La Granja
	Deciduo	Sempreverde	Misto	Decid- sempr	Deciduo
Data di deposizione (1 Marzo = 1° giorno)	38,65 ± 7,81 (8)	73,32 ± 3,94 (11)	43,72 ± 4,75 (2)	41,7-55,9	63,8 ± 9,5* (331)*
Dimensione della covata	8,47 ± 0,56 (8)	6,43 ± 0,37 (11)	6,92 ± 0,49 (2)	7,0-8,4	9,1 ± 1,6* (291)*
Successo di involo	0,95 ± 0,04 (8)	0,84 ± 0,07 (11)	0,26 ± 0,23 (2)	-----	
Densità (coppie/10ha)	9-15 (8)	15-40 (11)	7,6 (2)	-----	13,8
Scarto***	9,75 ± 2,07 (8)	3,94 ± 4,15 (11)		-----	-----
Data di picco escrementi	60,38 (8)	98,82 (11)	39,5 (1) 56,5 (1)	----- -----	----- -----
Picco di abbondanza (mg/m_gg)	1473,85 (8)	147,49 (11)	7,7 (1) 12,51 (1)	----- -----	----- -----
Latitudine	42°33' N	42°34' N	41°55' N	41°44- 42°47' N	40°48' N
Longitudine	08°54' E	08°44' E	12°29' E	11°13'- 12°24' E	4°01' W
Altitudine (m)	350 a.s.l.	200 a.s.l.	0-60 a.s.l.	0-800 a.s.l.	1200 a.s.l.

Tabella XI. Confronto dei tratti riproduttivi di diverse popolazioni di *Parus caeruleus* di habitat Mediterraneo in Corsica, Spagna e Italia (Roma).

Note: I dati sono le medie ± deviazioni standard; le dimensioni del campione sono tra parentesi; * numero di covate; ** anni di studio; *** data del picco di domanda-data del picco degli escrementi. I dati riguardanti la Corsica provengono da Tremblay et al. (2003), mentre quelli riguardanti la Spagna centrale fanno riferimento a Fargallo e Johnston (1997) e per l'Italia ci riferiamo a Bellavita e Sorace (1994). I dati inseriti in tabella sono valori medi ± deviazioni standard. Per l'Italia centrale poiché si considerano sette siti vengono riportati i valori estremi dell'intervallo.

Per quanto riguarda la densità delle coppie riproduttrici la nostra situazione (7,6 coppie/10ha) presenta dei valori che sono nettamente al di sotto di quelli riscontrati in altre località dell'areale mediterraneo. Spiegazioni di tale fenomeno possono essere imputate al fatto che l'ambiente urbano può rappresentare un habitat carente

di alcuni elementi ma allo stesso tempo ricco di altri. Il parco urbano di Villa Borghese, per la sua composizione floristica, tende ad avvicinarsi di più ad una lecceta e ad una pineta piuttosto che ad un bosco di querce caducifoglie. Per cui, dal punto di vista della risorsa trofica da offrire alle specie in questione, risulta essere un habitat povero. La scarsa occupazione delle cassette nido riscontrata durante il 2003-2004, per quanto ci riguarda, non è tanto dovuta alla limitata presenza di questa specie a Villa Borghese quanto più alla presenza di numerosi siti artificiali alternativi, idonei alla costruzione del nido e ad una scarsa disponibilità trofica. Generalmente esiste una tendenza globale negli uccelli delle zone temperate, a ritardare la data di inizio della stagione riproduttiva man mano che aumenta la latitudine (Immelmann, 1971; Perrins e Birkhead, 1983).

Questa regola sembra applicarsi alla Cinciarella se consideriamo la variazione del tipo di habitat e specialmente la variazione delle specie arboree dominanti (decidue o sempreverdi) all'interno della loro distribuzione Europea (Bellavita e Sorace, 1991; Blondel et al., 1993). L'inizio delle due stagioni riproduttive, a Roma (41°55' N, 12°29' E), risale rispettivamente al 4 e al 5 di Aprile, in linea con quanto previsto dalla "regola latitudinale". Una forte concordanza sulla data di inizio della stagione riproduttiva è presente anche tra i dati forniti da Bellavita e Sorace (1991), per popolazioni di Cinciarella in Italia centrale, localizzate in aree molto vicine a Roma (Palo, Castel Porziano e Macchia Grande).

Numerosi autori sostengono che la disponibilità di cibo nel periodo di allevamento dei nidiacei sia uno dei fattori più importanti nella evoluzione della stagione riproduttiva negli uccelli delle zone temperate (Lack, 1968; Immelmann, 1971; Wingfield et al., 1992; Lambrechts et al., 1996; Visser e Lambrechts, 1999) e che la variazione della disponibilità trofica sia correlata con una variazione dei fattori climatici, in particolare con la temperatura. Inoltre si è osservato che la temperatura influisce anche sulla fenologia della vegetazione ritardando o anticipando la comparsa delle nuove foglie e l'apertura delle gemme alle quali è associato lo sviluppo delle larve (Perrins, 1970; van Balen, 1973; Perrins e McCleery, 1989).

Queste correlazioni spiegano perché esista tanta variabilità sulla data di deposizione, non solo tra aree diverse del continente ma anche tra zone all'interno della stessa area. Tuttavia le risorse alimentari non sono le sole responsabili dell'inizio della riproduzione. E' possibile verificare la sincronia tra la comparsa delle larve di Lepidotteri e il periodo di allevamento dei nidiacei guardando la Figura 2.

Due sono gli aspetti da sottolineare:

1. Assumendo che gli escrementi delle larve di Lepidottero rappresentino una buona misura della disponibilità di cibo, la nostra area di studio risulta poverissima dal punto di vista trofico. La massima quantità di feci raccolte (13,6mg) è cento volte più piccola di quella campionata in Corsica in habitat di sclerofille (147,49mg) e mille volte più piccola rispetto a quella campionata in habitat di caducifoglie (1473,85mg) (Tabella XI).

2. La mancanza di sincronia tra le date dei picchi di abbondanza degli escrementi e

il periodo di massima richiesta trofica dei nidiacei. I picchi compaiono 15 giorni prima (13 Aprile) e 10 giorni dopo (25 Maggio) le due settimane di allevamento dei pulli (6-17 Maggio).

Da questi risultati possiamo affermare che: la risorsa larve di Lepidotteri probabilmente non costituisce l'elemento dominante nella dieta dei nidiacei, come avviene invece nell'ambiente naturale, e che per sopperire a questa mancanza probabilmente le cince si affidano maggiormente ad altre specie di artropodi appartenenti probabilmente ai seguenti gruppi: Diptera, Coleoptera, Hemiptera e Aracnidi, i quali risultano la maggiore categoria di preda dopo i Lepidotteri (Blondel *et al.*, 1991). Nel nostro caso, possiamo supporre ulteriormente che le cince facciano uso di cibo artificiale facilmente reperibile poiché utilizzato per l'alimentazione degli uccelli e dei mammiferi ospitati all'interno del Bioparco. Non conosciamo quale sia il valore percentuale che questo alimento occupi nella dieta, ma supponiamo che possa essere simile al valore di 6-28%, calcolato da Cowie e Hinsley (1988) per una popolazione di Cinciarelle in un parco urbano.

La curva di accrescimento ponderale dei pulcini di molte specie nidicole è di forma sigmoideale (Figura 3). Il peso giornaliero aumenta fino a raggiungere un punto di flesso e in seguito decresce (Ricklefs, 1968). Per le Cinciarelle, il tasso di crescita resta approssimativamente costante tra il 2° e il 9° giorno di vita poi decresce per annullarsi verso l'involo (Gibb, 1950; van Balen, 1973; Perrins, 1979; Cramm, 1982). E' stato osservato che anche tra individui della stessa popolazione esistono forti variazioni nella crescita intraspecifica, e che queste variazioni dipendono in parte dalla data di deposizione (Gibb, 1950) e in parte dalla dimensione della covata (Gibb, 1950; Perrins, 1965). I risultati che abbiamo ottenuto con l'analisi della covarianza hanno evidenziato una differenza tra i due anni. Il 2003 si è dimostrato un anno molto caldo con picchi di temperatura massima durante il periodo di cresci-

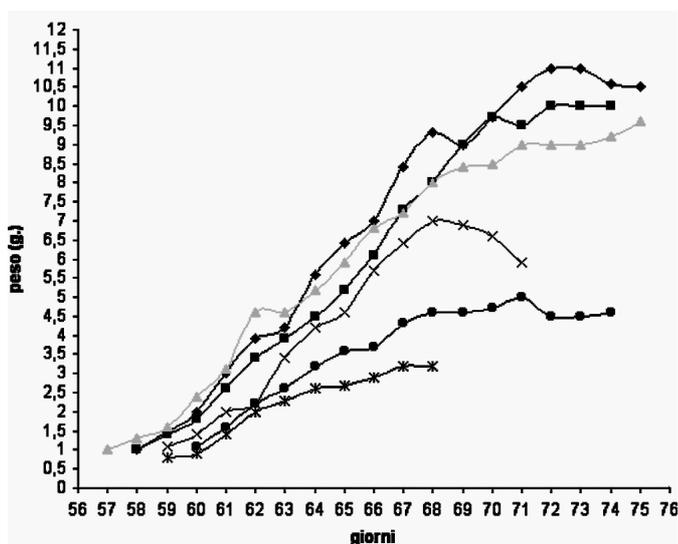


Figura 3.
Accrescimento
ponderale
dei pulli
del nido 72
Anno 2004
(1 Marzo = 1)

ta dei pulcini di 30°C e con scarse precipitazioni. Mentre nel 2004, la primavera è stata caratterizzata da una temperatura media nel periodo di crescita pari a 11,6°C contro 17,9°C della primavera precedente (Figura 1). Inoltre il periodo di crescita dei *pulli* nel secondo anno è stato caratterizzato da un maggior numero di giorni di pioggia. Probabilmente le differenze elencate hanno determinato nel primo anno l'assenza di diversità nella crescita dei pulcini, sia per quanto riguarda il peso medio raggiunto durante l'intervallo di vita 2-11gg., sia per quanto riguarda la velocità di crescita (Tabella V, VI). Temperature medie più elevate potrebbero aver permesso ai *pulli* di utilizzare tutta l'energia fornita dall'alimentazione, per accrescersi senza preoccuparsi di devolvere parte di quell'energia alla produzione di calore necessario per far fronte al rischio di ipotermia. Nel secondo anno, invece, abbiamo riscontrato notevoli differenze nella crescita (Tabella VII, VIII), le quali potrebbero essere dovute al fatto che le temperature medie giornaliere siano state nettamente inferiori (Figura 1); che le dimensioni delle covate e in particolare il numero di pulcini nati per ogni covata sia stato nettamente superiore all'anno precedente e che i giorni di pioggia siano stati più numerosi proprio nel periodo di crescita dei nidiacei.

Lo studio condotto nella Francia del sud da Cramm, (1982) ha individuato una forte correlazione tra la mortalità dei piccoli per inedia e l'abbondanza di precipitazioni giornaliere, il che suggerisce che le piogge registrate nel periodo dello sboccio delle gemme del leccio (*Quercus ilex*) abbiano ritardato lo sviluppo della popolazione di bruchi (Cramm, 1982). Nel nostro caso, sarebbe necessario procedere a misurazioni supplementari per affermare con maggiore certezza la correlazione individuata da Cramm. Per ora ci limitiamo solamente ad osservare che, anche se quantitativamente scarso, il picco più consistente di bruchi si è manifestato con ritardo rispetto al periodo di crescita dei *pulli*. Basandoci sul presupposto che la disponibilità di cibo sembra essere il più importante fattore ambientale per la crescita post-natale (Martin, 1987) e che tutte le cause ambientali come la visibilità, la velocità del vento, le precipitazioni che causano variazioni nella crescita, siano in qualche modo collegate alla disponibilità di cibo (Bryant, 1975; Konarzewski e Taylor, 1989), la nostra analisi di regressione multipla ci ha permesso di individuare l'effetto significativo di tre fattori sull'accrescimento di peso post-natale. Come trovato in altri studi, la data di schiusa ha un effetto significativo sul peso d'involto (peso al 15° giorno di vita) (Gebhardt e Richner, 1998), e la relazione esistente tra la data di schiusa e il peso d'involto, può essere molto differente tra un anno e l'altro (Gebhardt-Henrich e van Noordwijk, 1991). Nel nostro caso, abbiamo osservato che un ritardo nella schiusa (**DATA2**) di 20 giorni fa diminuire di 1,6g. il peso raggiunto dal pullo tra il 2° e l'11° giorno di vita. In una specie come *Parus caeruleus*, in cui il peso medio all'involto si aggira intorno agli 11-12g. circa, la perdita di 1,6g. rappresenta più del 10% del peso totale (Tabella IX). Questo risultato non fa altro che confermare quanto sia importante la sincronia tra i cicli vitali degli esseri viventi. Più si va avanti con la stagione, più le temperature aumentano creando delle condizioni ambientali più restrittive e difficili da superare (Figura 1).

La variabile **SCHIUSE** inserita nella nostra analisi, corrisponde alla dimensione della nidiata, essa, incorpora la misura della domanda di cibo di cui si fanno carico i genitori, e il livello di competizione tra nidiacei per il cibo portato al nido. L'importanza di questa variabile è stata dimostrata già dallo studio di Nur (1984) in cui la dimensione della nidiata giustificava il 25-26% della variabilità presente nei pesi medi dei *pulli*. I risultati della regressione multipla effettuata da Tremblay e collaboratori (2003) mostrano un valore di *beta* per la variabile dimensione della nidiata, in habitat di specie sempreverdi, pari a -0,104 ($F = 8,25$, $df = 1, 364$, $P < 0,01$) portando alla stessa conclusione di Nur. L'effetto negativo di questa variabile sull'incremento di peso diventa evidente quando la nostra specie si trova a vivere in habitat poveri in cui il rapporto domanda/offerta è basso. Daenzer e Keller (1999) hanno individuato anche una forte correlazione tra il peso all'involo e le capacità di ricerca del cibo dei genitori: più le dimensioni dei bruchi e la loro densità è bassa, più il tempo di ricerca del cibo e gli intervalli di nutrimento crescono. Villa Borghese rientra in questa categoria di habitat poveri in cui le capacità di ricerca del cibo da parte dei genitori e la competizione tra nidiacei per ricevere l'imbeccata diventano due fattori molto importanti per la crescita. Se considerassimo dei *pulli* nati a Villa Borghese in una nidiata da 10 individui, il coefficiente della variabile **SCHIUSE** ci indica che ciascuno di loro perderebbe 3,54g. nella crescita, pari ad 1/3 del loro peso finale (Tabella IX). Questo risultato sottolinea l'importanza che questa variabile assume nella nostra situazione. I *pulli* nati nel 2004 hanno avuto una riduzione del loro incremento di peso medio rispetto ai nati nel 2003 pari ad 1,65g (Tabella IX). L'interpretazione dell'effetto di questa variabile non è semplice, perché essa può racchiudere l'effetto di numerose altre variabili di cui sarebbe stato necessario uno studio più approfondito. Tenendo in considerazione il fatto che nel primo anno le cince sono cresciute riuscendo comunque a raggiungere il normale peso all'involo (11-12g), probabilmente l'habitat urbano nonostante la sua povertà è stato in grado di fornire loro le risorse necessarie per tale crescita. A questo punto sarebbe necessario effettuare delle ricerche più approfondite per determinare le cause che hanno impedito alle cince di usufruire delle stesse risorse anche l'anno successivo.

A conclusione del periodo di circa due settimane, che caratterizza la crescita dei *pulli* di questa ed altre specie appartenenti alla famiglia dei Paridi, troviamo l'evento all'involo che può verificarsi anche una settimana dopo il raggiungimento del "*fledging mass*" (Perrins, 1979). Da questa analisi è emerso che la variabile che assume il ruolo più importante, rendendo le altre poco significative a confronto, è l'incremento di peso acquisito durante i primi cinque giorni di vita. Generalmente i tassi di crescita risultano maggiori nelle prime fasi della crescita, in particolare tra il 2° ed il 5° giorno di vita. In questo stesso periodo si manifesta la maggiore variazione del tasso di crescita tra nidiacei della stessa specie e di specie diverse (Bjorklund, 1996). Queste osservazioni non fanno altro che sottolineare l'importanza di una buona condizione fisica così come appare anche dai nostri risultati. Infatti, l'acquisizione anche di un solo grammo di peso in ciascun individuo, addirittura

quadruplica la sua probabilità di involarsi.

Nascere nel 2004 ha aumentato del 14,5% la probabilità dei *pulli* di involarsi. Questo risultato, a colpo d'occhio, sembrerebbe contraddire quanto detto in precedenza sulle condizioni più restrittive che hanno caratterizzato la primavera del secondo anno. Analizzando il periodo riproduttivo del 2004 è possibile osservare che si è concentrato entro un intervallo di tempo molto ristretto cosa che invece non è accaduta nel 2003, in cui si sono avute molte covate di mezza e fine stagione. Numerosi studi riportano che la sopravvivenza dei giovani declina posticipando la data dell'involò (Kluyver, 1951; Perrins, 1965, 1970), così che i giovani delle prime covate sopravvivono meglio, non solo perché usufruiscono di una maggiore disponibilità di cibo, ma anche perché con il passare della stagione le condizioni fisiche delle femmine cambiano (Prince et al., 1988; Prince e Liou, 1989), e cambia anche la qualità genetica tra i riproduttori di inizio e fine stagione (Hipfner, 1997; Lambrechts et al., 1997, Sokman e Schwabl, 2001). Allora, i *pulli* nati in questo secondo anno possono essere considerati come *pulli* da prime covate, cioè quelli nati dai migliori riproduttori e che hanno raggiunto l'involò con maggior successo.

Ringraziamenti. Ringrazio il mio relatore interno prof. Luigi Boitani per il senso critico e per gli utili consigli dati durante l'elaborazione del lavoro. Ringrazio Fulvio Fraticelli che con la sua esperienza in campo ornitologico mi ha aiutato nella organizzazione del lavoro e nella stesura dello studio. Un grazie alle mie compagne di lavoro Claudia Camolese e Valentina B. che hanno collaborato attivamente nella raccolta dei dati. Un grazie va anche alla Fondazione Bioparco di Roma che ha messo a disposizione l'area e i mezzi per lo svolgimento di questa ricerca.

Summary

Body mass increase of *Parus caeruleus* in an urban park of Rome.

In urban areas artificial conditions often alter and substitute the natural habitats of animal species. Understanding how a species usually living in deciduous forests, as the Blue Tit (*Parus caeruleus*), adapts and becomes part of the birds' community of Villa Borghese, in Rome, is the challenge (scope) of this research.

The analysis we performed using datas collected in 2003-2004 shows that the reproductive features of *Parus caeruleus* at Villa Borghese fit with the typical characteristics of the species in the mediterranean area. We found out differences in growth variables (average weight and speed of development) both between birds of different nests and within nestlings of different seasons.

The young which were born in the full reproductive season have exhibited smaller growth, showing that the date of birth is a significant variable to evaluate total development. In nests with several young birds, we registered a lower final weight of the nestlings with respect to single-bird nests, suggesting that the clutch size affects

reproductive performance. Comparison across years has shown that during the spring 2003 the young have reached a bigger fledging mass than in 2004. The food availability for the nestlings, whose normal diet is mostly based on Lepidopteran larvae, was quite limited (scarce) in both years and the peak of caterpillars did not coincide with the period in which the pulli mostly needed nourishment. We deduced that the parents were mostly using artificial food, highly and easily available in the Bioparco. As a general conclusion, the results show that the high flexibility in reproduction allowed this species to adapt and survive in such a urban area as Rome is.

BIBLIOGRAFIA

- Banbura J., Blondel J., De Wilde-Lambrechts H., Galan M-J., Maistre M., 1994. Nestling diet variation in an insular Mediterranean population of Blue Tits *Parus caeruleus*: effect of years, territories and individuals. *Oecologia*, 100: 413-420.
- Bellavita M., Sorace A., 1991. Date of laying, clutch size and second brood percentage in Great Tit *Parus major* and Blue Tit *Parus caeruleus* in the Natural reserve "Monte Rufello" (VT, central Italy). *Avocetta*, 15: 43-49.
- Bellavita M., Sorace A., 1994. Clutch size of the Great Tit *Parus major* and the Blue Tit *Parus caeruleus* in some areas of Central Italy. *Avocetta*, 18: 1-8.
- Bellot M.D., Dervieux A., Isenmann P., 1991. Relationship between temperature and the timing of breeding of the Blue Tit (*Parus caeruleus*) in two Mediterranean oakwood. *J. Orn.*, 132, 297-301.
- Bjorklund M., 1996. Similarity of growth among Great tits (*Parus major*) and Blue tits (*P. caeruleus*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 58: 343-355.
- Blondel J., Dervieux M., Maistre M., Perret P., 1991. Feeding ecology and life history variation in the Blue Tit in Mediterranean deciduous and sclerophyllus habitats. *Oecologia*, 88: 9-14.
- Blondel J., Dias P.C., Maistre M., Perret M., 1993. Habitat heterogeneity and life-history variation of Mediterranean Blue Tits (*Parus caeruleus*). *Auk*, 110: 511-520.
- Brown J.L., Li S.H., Bhagabati N., 1999. Long-term trend toward earlier breeding in an American bird: a response to global warming? *Proceeding of the National Academy of Sciences, USA*, 96: 5565-5569.
- Bryant D.M., 1975. Breeding biology of house martins *Delichon urbica* in relation to serial insect abundance. *Ibis*, 117: 180-216.
- Bullini L., Pignatti S., Virzo De Santo A., 1998. *Ecologia generale*. (UTET, Ed.) Torino, pp. xvi, 519.
- Buse A., Dury S.J., Woodburn R.J.W., Perrins C.M., Good J.E.G., 1999. Effects of elevated temperature on multi-species interactions: the case of Pedunculate Oak, Winter Moth and Tits. *Functional Ecology*, 13: 74-82.
- Cignini B., Uteri C., Giardini L., 1995. Dinamica stagionale della popolazione di *Colomba livia* forma *domestica* presente nella città di Roma. *Suppl. Ric.Biol. Selvaggina*, 22: 613-6-14.
- Cowie R. J., Hinsley S.A., 1988. Feeding ecology of great tits (*Parus major*) and blue tits (*Parus caeruleus*), breeding in suburban gardens. *J. of Anim. Ecol.*, 57: 611-626.
- Cramm, P., 1982. La reproduction des Ménéages dans une chênaie verte du Languedoc. *L'Oiseau et R.F.O.*, 52: 347-360.
- Daenzer B.N., Keller L., 1999. The foraging performance of great and blue tits (*Parus major* and *P. caeruleus*) in relation to caterpillar development, and its consequences for nestling growth and fledging weight. *J. of Anim. Ecol.*, 68: 708-718.
- Dhondt A.A., Eyckerman R., Moermans R., Huble J., 1984. Habitat and laying date of

- Great and Blue Tit *Parus major* and *P. Caeruleus*. *Ibis*, 126:388-387.
- Dunn P.O., Winkler D.W., 1999. Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceeding of the Royal Society of London., Serier B*, 266: 2487-2490.
 - Eguchi, K., 1980. The feeding ecology of the nestling great tit, *Parus major* minor, in the temperate evergreen broadleaved forest II. Whit reference to breeding ecology. *Res. Popul. Ecol.*, 22: 284-300.
 - Fargallo, J.A., Johnston, R.D., 1997. Breeding Biology of the Blue Tit *Parus caeruleus* in a Montane Mediterranean Deciduous Forest: the Interaction of Latitude and Altitude. *Journal für Ornithologie*, 138: 83-92.
 - Gebhardt S. & Richer H., 1998: Consequences of growth variation for fitness. In: Ricklefs, R. and Starck M.: *Avian Growth and Development*. Pp. 324-339.
 - Gebhardt-Henrich S.G., van Noordwijk A.J., 1991. Nestling growth in the great tit I. Heritability estimates under different environmental conditions. *J. Evol. Biol.*, 3: 341-362.
 - Gibb J., 1950. The Breeding biology of the great and blue titmice. *Ibis*, 92: 507-539.
 - Gilbert, O.L., 1989. *The Ecology of Urban Habitats*. (Chapman & Hall Eds.), London.
 - Grieco F., van Noordwijk A.J., Visser M.E., 2001. Blue Tits learn when best to breed, In: (Ponsen & Looijen BV, Wageningen Eds.), *Blue Tits learn when best to breed*. The Netherlands, 2001 pp.: 124-131
 - Haywood, S., 1992. Role of extrinsic factors in the control of clutch-size in the Blue Tit *Parus caeruleus*. *Ibis*, 135: 79-84.
 - Huang S., Pollack H.N., Shen P.Y., 2000. Temperature trends over the past five centuries reconstructed from borehole temperatures. *Nature*, 403: 756-758.
 - Hipfner J.M., 1997. The effects of parental quality and timing of breeding on the growth of nestling thick-billed murre. *Condor*, 99: 353-360.
 - Immelmann, K., 1971. Ecological aspects of periodic reproduction. *Avian Biol.*, 1: 342-389.
 - IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) (1990). *Climate change, the IPCC Scientific Assessment* (Houghton JT, Jenkins GJ, Ephraums J.J. Eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
 - Kluijver, H. N., 1951. The population ecology of the great tit, *Parus major*. *Ardea*, 39: 1-135.
 - Konarzewski M., Taylor J.R.E., 1989. The influence of weather conditions on growth of little auk Alle alle chicks. *Orn. Scand*, 20: 112-116.
 - Lack D., 1968. *Ecological Adaptation for Breeding in Birds*. (Methuen Ed.), London.
 - Lambrechts M.M., Perret P., Blondel J., 1996. Adaptive differences in the timing of egg-laying between different population of bird result from variation of photoresponsiveness. *Proc. R. Soc. Lond., B* 263: 19-22.
 - Lambrechts M.M., Blondel J., Maistre M., Perret P., 1997. A single response mechanism is responsible for evolutionary adaptive variation in a birds' laying date. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 94: 5153-5155.
 - Leuzzi G., 2002. Bilancio di energia all'interno di un isola di calore urbana. *Ecosistemi Urbani, Atti dei Convegna Lincei*, Roma: pp. 39-50.
 - Martin, T.E. 1987. Food as a limit on Breeding birds: a life history perspective. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 453-487.
 - Miller, Jr., G.T., 1994. *Living in Environment: Principles, Connections, and Solutions*. (Belmont 8th Ed.), CA, pp.700.
 - Mills S.G., Dunning J.B. Jr., Bates JM., 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor*, 91: 416-428.
 - Nur N., 1984. The consequences of brood size for breeding blue tits II. Nestling weight, offspring survival and optimal brood size. *J. Animal Ecol.*, 53: 497-517.

- Perrins, C.M., 1965. Population fluctuations and Clutch-size in the Great Tit (*Parus major*). *J. Anim. Ecol.*, 34: 601-647.
- Perrins, C.M., 1970. The Timing of bird's breeding seasons. *Ibis*, 112: 242-255.
- Perrins, C.M., 1979. *British Tits*. (Collins Ed.) London.
- Perrins, C.M., 1991. Tits and their caterpillar food supply. *Ibis*, 133: 49-54.
- Perrins, C.M. & Birkhead, T.R., 1983. *Avian Ecology*. (Blackie Ed.), Glasgow.
- Perrins, C.M. & McCleery, R.H., 1989. Laying dates and clutch size in the Great Tit. *Wils Bull*, 1091: 236-253.
- Prince, T.D., Kirkpatrick, M., Arnold, S.J., 1988. Directional selection and the evolution of breeding date in birds. *Science*, 240: 798-799.
- Prince, T.D., Liou, L., 1989. Selection on clutch size in birds. *Am Nat*, 134: 950-959.
- Rebel F., 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystem. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 4: 173-187.
- Ricklefs R.E., 1968. On the limitation of brood size in passerine birds by the ability of adults to nourish their young. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.*, 61: 847-851.
- Sanz, J.J., 2002. Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palearctic. *Global change Biology*, 8: 409-422.
- Sillet T.S., Holmes R.T., Sherry T.W., 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science*, 288: 2040-2042.
- Sokman K.W., Schwabl H., 2001. Covariation of clutch size, laying date, and incubation tendency in the American kestrel. *Condor*, 103: 570-578.
- Thomas D.W., Blondel J., Perre P., Lambrechts M.M., Speakman J.R., 2001. Energetic and fitness costs of mismatching resource supply and demand in seasonally breeding birds. *Science*, 291: 2598-2600.
- Tremblay I., Donald W. Thomas, Lambrechts M.M., Blondel J., Perret P., 2003. Variation in blue tit breeding performance across gradients in habitat richness. *Ecology*, 84 (11): 3033-3043.
- Van Balen J.H., 1973. A comparative study of the breeding ecology of the Great Tit *Parus major* in different habitats. *Ardea*, 61: 1-93.
- Van Noordwijk A. J. , McCleery R. H., Perrins C. M., 1995. Selection for the timing of great tit breeding in relation to caterpillar growth and temperature. *Journal of Animal Ecology*, 64: 451-458.
- Visser M.E., Lambrechts M.M., 1999. Information constraints in the timing of reproduction in temperate zone birds: Great and Blue Tits. In: (Adams, N.J. & Slotow, R.H. Eds.), *Proceedings of the 22th International Ornithological Congress*, Durban.. Birdlife South Africa, Johannesburg Pp. 249-264.
- Visser M.E., Holleman J.M., 2001. Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 268: 289-294.
- Visser M.E., Noordwijk A.J. van, Timbergen J.M., Lessels C.M., 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 265: 1867-1870.
- Wallace J.M., Zhanf Y., Bajuk L., 1996. Interpretation of interdecadal trends in Northern Hemisphere surface air temperature. *Journal of Climate*, 9: 249-259.
- Wingfield J.C., Hahn T.P., Levin R. & Honey P., 1992. Environmental predictability and control of gonadal cycle in birds. *Journal of Experimental Zoology*, 261: 214-231.
- Zandt H.S., Strijkstra A.M., Blondel J., van Balen H., 1990. Two Mediterranean blue tit populations: Are differences in the timing of breeding associated with caterpillar availability? Pp. 145-155 In: (J. Blondel, A., Gosler, J. Lembreton, and R. McCleery, Eds.). *Population biology of passerine birds*. Springer-Verlag/NATO Scientific Affairs Division, New York, New York, USA.

DISTRIBUZIONE SPAZIALE DEI SITI DI NIDIFICAZIONE DEL RONDONE *Apus apus* A ROMA

VALENTINA CAPRARO

Fondazione Bioparco di Roma. valentinacap@virgilio.it

INTRODUZIONE

Il Rondone *Apus apus*, migratore regolare presente alle nostre latitudini nel periodo riproduttivo, è ampiamente diffuso nel Lazio e fortemente sinantropico (Cignini e Zapparoli 1996).

Originariamente la specie era legata, per quanto riguarda il sito di nidificazione, soprattutto a pareti rocciose, falesie marine e grotte ma anche a foreste aperte dove nidificava in cavità naturali degli alberi o in fori costruiti da altre specie (Cramp 1985; Boano & Malacarne 1999; Roger & Fossé 2001).

Attualmente la specie si è adattata alla vicinanza dell'uomo arrivando a prediligere, come siti di nidificazione, ambienti fortemente antropizzati come le grandi città dove nidifica sotto le tegole dei tetti, negli avvolgibili delle finestre o in semplici buchi di edifici, vecchi muri e ruderi (Cramp, 1985). Questa sua capacità adattativa ha contribuito notevolmente all'espansione del suo areale riproduttivo (Boano & Malacarne 1999).

Finora in Italia sono scarsi gli studi su questa specie, sono state studiate soprattutto piccole colonie localizzate sul Promontorio del Gargano e nella Pianura Padana (Brichetti *et al.*, 1988; Brichetti & Caffi, 1995; Quadrelli, 1985) mentre un unico studio ha riguardato la biologia riproduttiva di una colonia nidificante su un edificio romano (Carere *et al.* 1995). Lo scopo del presente studio è di raccogliere dei dati di base sulla distribuzione spaziale dei nidi dei Rondoni nella città di Roma, mettendola in relazione con le caratteristiche edili delle varie zone della città.

MATERIALI E METODI

L'area di studio considerata è quella situata all'interno del Grande Raccordo Anulare (GRA); il territorio in esso compreso ha una superficie di circa 360 Km². (Cignini e Zapparoli, 1996). Il GRA è un limite antropico che ha influenzato notevolmente lo sviluppo urbanistico della città di Roma: all'interno di esso sono presenti circa 165 Km² di superficie edificata (Cignini e Zapparoli, 1996). Circa 195 Km² dell'area di studio sono costituiti da aree verdi, ville storiche, aree archeologiche e ruderali, prati periferici e aree golenali che presentano al loro interno circa 1300 specie di piante spontanee (Cignini e Zapparoli, 1996)

Dal 1870, quando è diventata capitale d'Italia, Roma ha subito un intenso processo di urbanizzazione che fino ai primi del 1900 ha riguardato solo le zone non costruite all'interno delle Mura Aureliane; successivamente negli anni '30 e '40 l'edificato aveva raggiunto l'attuale anello ferroviario e si erano create delle borgate al di fuori di esso (ad esempio: Garbatella, Monteverde Vecchio, Montesacro, Centocelle etc.) (Cignini *et al.*, 1995 b).

La tipologia edilizia è costituita, in tutte queste aree, da costruzioni basse o medio alte (5 o 6 piani) appartenenti a tre tipi edilizi, secondo il piano regolatore del 1909: i cosiddetti "fabbricati" di massimo 24 metri d'altezza (circa 6 piani), i "villini" di due piani e i cosiddetti "giardini" edifici bassi e signorili; ad essi si aggiungono successivamente le "palazzine" che sono un'evoluzione più redditizia dei villini, volute per soddisfare le richieste speculative dei costruttori; tutte queste tipologie sono caratterizzate da tetti in tegole, cornicioni e tettoie decorative in tegole (Provincia di Roma). Dal secondo dopoguerra, fino agli anni 70, con la crescita della popolazione e con la speculazione edilizia la città si è notevolmente ampliata, soprattutto lungo le strade consolari, con la costruzione a carattere intensivo di edifici di grandi dimensioni (più di 6-7 piani) in genere con terrazzi di copertura in cemento e senza tetti in tegole (Provincia di Roma).

Si è scelto di dividere l'area di studio (area all'interno del GRA) in due zone principali in base al prevalente tipo di edilizia e al grado di urbanizzazione:

- Zona 1 = area compresa all'interno dell'anello ferroviario e delle circonvallazioni Trionfale, Clodia e tratto nord della tangenziale. La superficie è di circa 40 Km² di cui circa 29 Km² risultano edificati (72,5%) e i restanti sono costituiti da aree verdi. L'edificato è in maggioranza antecedente agli anni 50.

- Zona 2 = area che dall'esterno della zona 1 arriva fino al GRA, con superficie di circa 320 Km² di cui circa 136 sono edificati (42,5%). L'edilizia prevalente è posteriore agli anni 50.

Il campione utilizzato per la localizzazione dei nidi è costituito dalle informazioni riguardanti le centinaia di pulli caduti dal nido e portati dai cittadini al Centro Recupero della Fauna Selvatica del Bioparco di Roma gestito dalla Lipu, per ognuno di essi infatti è stata compilata una scheda annotando il luogo del ritrovamento. Delle centinaia di dati pervenuti nel 2002 e 2003 sono stati presi in considerazione solo quelli sicuri: conoscenza del numero civico prossimo al luogo del ritrovamento, ritrovamento in prossimità di incroci tra strade o in prossimità di luoghi conosciuti quali cinema, scuole, ministeri, ospedali.

I dati sono stati riportati su una cartografia in formato raster della città (scala 1:10.000) utilizzando il programma GIS MapInfo e rappresentando ogni luogo di ritrovamento con un punto. Ogni punto sta ad indicare un luogo di nidificazione compreso nel raggio di 50 metri dal punto stesso.

Successivamente sono stati applicati ai dati raccolti due indici per verificare se i Rondoni mostrassero delle preferenze nei riguardi di una delle due zone, centro e periferia, evidenziate nell'area di studio.

Gli indici applicati sono l'Indice di Preferenza Ambientale IP (Bricchetti & Gariboldi 1997) e l'Indice di Jacobs (Allredge & Ratti 1986 ; Fasola & Malcevshi 1983 ; Bricchetti & Gariboldi 1997).

Nell'utilizzare questi indici, le due zone evidenziate all'interno del GRA sono state considerate come habitat diversi per prevalenza di tipologia edilizia.

I due indici sono stati applicati una prima volta considerando la superficie totale delle due zone (aree edificate più aree verdi) rispetto alla superficie totale dell'area di studio (GRA) e una seconda volta considerando l'area realmente utilizzabile dalla specie per il nido all'interno di una singola zona (area edificata) rispetto all'area totale della zona in esame.

Inoltre sono stati effettuati durante la seconda stagione riproduttiva (2003) dei campionamenti in 17 punti casuali della città per ottenere degli indici di abbondanza relativa delle coppie in riproduzione nelle diverse zone della città.

Si sono ottenuti i valori di frequenza contando tutti gli individui osservati in 10 minuti; il campionamento si è svolto nel periodo in cui la maggior parte dei giovani erano ancora nel nido e nell'arco di tempo che va da un'ora prima del tramonto al tramonto in modo da essere sicuri che gli individui contati siano realmente adulti in riproduzione (si trovino cioè sul luogo per portare le ultime imbeccate ai piccoli prima della notte); gli individui non in riproduzione e gli immaturi non dovrebbero essere stati compresi nei conteggi in quanto passano la notte volando a grandi altezze (Cramp 1985, Boano e Malacarne 1999). In questo modo l'indice ottenuto dovrebbe rappresentare l'abbondanza relativa delle coppie nidificanti nelle varie zone e confermare o meno la correttezza del metodo usato per valutare l'abbondanza dei nidi nelle diverse zone.

Sempre nel secondo anno di studio, sono stati fatti sei campionamenti di verifica "mirati" cioè in luoghi ben definiti: tre di essi in luoghi che secondo i dati sull'arrivo dei pulli del 2002 presentavano nidi di Rondoni, e tre di essi in luoghi da cui l'anno prima non era arrivato nessun piccolo quindi dove presumibilmente non era avvenuta nidificazione (Fig.1). I campionamenti si sono svolti seguendo lo stesso metodo dei campionamenti casuali. I risultati potranno essere una conferma della corrispondenza tra i dati ottenuti dai ritrovamenti dei pulli con la reale distribuzione dei nidi dei Rondoni a Roma.

RISULTATI

Dall'analisi dei dati sulla provenienza dei nidiacei sono stati individuati in totale 909 luoghi di avvenuta nidificazione, di essi 643 si trovavano all'interno della zona 1 (centro), mentre 266 si trovavano nella zona 2 (periferia). (Fig .1).

Nella zona 1 è stato riscontrato il 70,7 % del totale dei nidi, mentre nella zona 2 risulta esserci il 29,3 % dei nidi. La densità dei nidi nella zona 1 è pari a 16,1 per Km², mentre nella zona 2 è di 0,8 per Km².

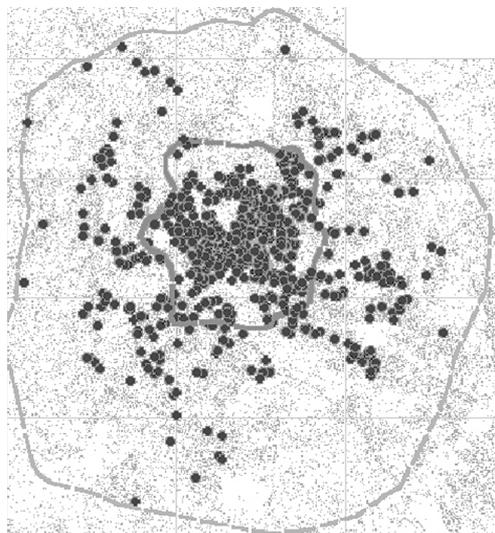


Fig. 1. Siti di nidificazione di Rondone individuati nelle due zone (centro e periferia) evidenziate nell'area di studio.

La densità dei nidi per Km² in rapporto alla superficie edificata è risultata per la zona 1 di 22,2 nidi per Km² edificato mentre per la zona 2 è di 2 nidi per Km² edificato. Inizialmente si è calcolato l'Indice di Preferenza Ambientale (IP) utilizzando il numero di nidi trovati nelle singole zone e la superficie di queste ultime in rapporto al numero totale di nidi (909) trovati in tutta l'area di studio (360 Km²).

È risultato per la zona 1 un valore di 6,4 (habitat selezionato), mentre per la zona 2 il valore ottenuto è 0,3 (habitat sotto utilizzato)(Tab I.).

L'Indice di Jacobs, utilizzando i dati nello stesso modo ha dato un valore di 0,7 per il centro (habitat selezionato) e -0,5 per la periferia (habitat sotto utilizzato)(Tab I.). Il risultato dell'Indice di Preferenza Ambientale applicato una seconda volta considerando la superficie di habitat potenzialmente soggetta ad utilizzo da parte della specie cioè l'area edificata, è stato di 1,4 (habitat selezionato) per la zona 1 (area edificata 29 Km² su 40 totali) e di 2,4 (habitat selezionato) per la zona 2 (area edificata 136 Km² su 320 totali)(Tab. II.).

L'Indice di Jacobs applicato anch'esso la seconda volta alla superficie potenzialmente utilizzabile per la nidificazione ha dato un valore per il centro uguale a -0,012 (usato al pari della disponibilità) e per la periferia -0,19 (usato al pari della disponibilità)(Tab.II.).

Nell'estate 2003 sono stati effettuati 17 campionamenti casuali e 6 campionamenti di verifica nell'area di studio.

Su 17 punti casuali di campionamento effettuati, tre si trovavano all'interno della zona 1 (40 Km², in essi sono stati avvistati 249 individui con una frequenza percentuale di 17,8% sul totale degli avvistamenti nell'area di studio e un indice di densità di circa 6,2 individui per Km². (Tab III.).

Nei 14 punti di osservazione ricaduti nell'area della zona 2 (320 Km²) sono stati avvistati 1153 individui che rappresentano l'82,2% degli avvistamenti e mostrano

	Zona 1	Zona 2
Indice preferenza ambientale	6,4 (selezionato)	0,3 (sotto utilizzato)
Indice di Jacobs	0,7 (selezionato)	-0,5 (sotto utilizzato)

Tab. I. Risultati ottenuti dai due indici applicati alle due zone e rispetto all'area totale di studio (GRA)

	Zona 1 (29 kmq edificati)	Zona 2 (136 kmq edificati)
Indice di preferenza ambientale	1,4 (selezionato)	2,4 (selezionato)
Indice di Jacobs	-0,012 (usato al pari della disponibilità)	-0,19 (usato al pari della disponibilità)

Tab. II. Risultati dell'indice di preferenza ambientale e dell'indice di Jacobs applicati all'area realmente utilizzabile per la nidificazione da parte del Rondone.

	Zona 1	Zona 2
Individui avvistati	249	1153
Frequenza %	17,8	82,2
Densità individui per Km ²	6,2	3,6

Tab. III. Frequenza degli individui avvistati e valori di densità per Km² nelle due zone.

per la zona 2 un indice di densità di circa 3,6 individui per Km². (Tab III.). Durante i tre campionamenti di verifica effettuati nell'estate 2003 in luoghi in cui non era stato ritrovato nessun nidiaceo l'anno precedente e situati tutti all'interno della zona 2 (periferia), sono stati avvistati in tutto 8 Rondoni. Durante i tre campionamenti di verifica effettuati nell'estate 2003 in luoghi in cui erano stati ritrovati vari nidiacei nella stagione riproduttiva precedente, sono stati contati 447 individui; di questi luoghi di campionamento, due si trovavano nella zona 1 (375 avvistamenti) e uno nella zona 2 (72 avvistamenti).

DISCUSSIONE

Con la rappresentazione su cartografia dei dati, si è ottenuta una mappa della città di Roma in cui è evidenziata la localizzazione dei siti di nidificazione riscontrati nel complesso di entrambe le stagioni riproduttive di studio e i luoghi in cui sono

presenti le colonie più consistenti; comunque, nonostante l'elevato numero di siti di nidificazione individuati, la mappa ottenuta è sicuramente una sottostima della reale quantità di nidi presenti in città. Infatti, senza contare i dati che non sono stati utilizzati in quanto non localizzabili con precisione, esiste un numero, difficilmente quantificabile, di nidi caduti dal nido e mai arrivati al Centro Recupero della LIPU. Nel complesso, dai dati sulla provenienza dei pulli e dalla loro rappresentazione su cartografia, si può notare come la nidificazione del Rondone sia avvenuta soprattutto nei quartieri centrali della città e comunque maggiormente all'interno della zona 1 con il 70,7 % del totale dei nidi, contro il 29,3 % dei nidi presenti nella zona 2. La zona 1 è costituita in maggioranza da tipologie edilizie antecedenti agli anni 50 che risultano quelle preferite dalla specie.

In uno studio effettuato a Varese sulla nidificazione del Rondone Maggiore (*Apus melba*), che in natura utilizza cavità nelle rocce come il Rondone, si sono avuti risultati simili in quanto la maggior parte dei nidi si trovavano su edifici antecedenti al 1954 mentre nessun nido si trovava su edifici posteriori al 1971. (Viganò e Schirru, 1996)

Dai risultati dell'Indice di Preferenza Ambientale e dell'Indice di Jacobs applicati considerando la superficie delle due zone in rapporto all'area totale di studio si può dedurre che:

- La zona 1 viene attivamente selezionata dal Rondone all'interno di tutta l'area di studio come area in cui nidificare (IP= 6,4; indice di Jacobs = 0,7). Nella zona 1 infatti risulta esserci una densità pari a 16,1 nidi per Km².

- La zona 2 viene invece sotto utilizzata (IP= 0,3; Jacobs = -0,5) e presenta una densità di 0,8 nidi per Km².

Gli stessi indici applicati alla superficie realmente utilizzabile nelle due zone dai Rondoni, cioè alla superficie edificata all'interno delle singole zone dove essi possono trovare tegole, buchi e altri luoghi adatti per il nido, mostrano che le aree edificate della zona 1 vengono preferite (22,2 nidi per Km² edificato) come luoghi in cui nidificare rispetto a quelle della zona 2 (in cui abbiamo 2 nidi per Km² edificato). Inoltre, mentre dall'Indice di Preferenza Ambientale risultano attivamente selezionate le aree edificate di entrambe le zone (zona 1: IP=1,4; zona 2: IP= 2,4) si può notare invece che, secondo i valori ottenuti dall'Indice di Jacobs applicato alla superficie edificata di entrambe le zone, l'ambiente adatto alla nidificazione viene usato al pari della disponibilità in entrambe le zone (zona 1: Jacobs= -0,012; zona 2 : Jacobs= - 0,19)

Questi risultati fanno ritenere quindi che la specie, anche se è presente maggiormente nella zona 1, sfrutta comunque tutti i siti adatti alla nidificazione anche nella zona 2 (dove infatti l'area edificata è sfruttata al pari della disponibilità).

La zona 1 risulta la più adatta e presenta un numero maggiore di nidi in quanto probabilmente le tipologie edilizie presenti in essa offrono una quantità notevole di siti facilmente sfruttabili dal Rondone per il nido (tetti, cornicioni e tettoie in tegole). La minor presenza della specie nella zona 2 è da attribuire fondamentalmente alla scar-

sa presenza di edifici con le caratteristiche preferite dai Rondoni.

Nella zona 1, è maggiore anche l'area edificata rispetto all'area della zona (l'edificato è circa il 72,5% della superficie totale, contro il 42,5% di superficie edificata della zona 2) e di conseguenza è materialmente più probabile che la specie trovi siti adatti per la nidificazione.

Inoltre nella zona 1 gli edifici si trovano molto ravvicinati gli uni agli altri e probabilmente questo tipo di tessuto urbanistico "chiuso", caratterizzato da vie strette e edifici molto vicini tra loro, è preferito dalla specie rispetto ai grandi edifici molto distanziati caratteristici di alcuni quartieri periferici. Si è osservato infatti che la specie, se da un lato utilizza per il nido anche edifici moderni in zone centrali, dall'altro disdegna palazzi della stessa tipologia che si trovano in zone periferiche apparentemente contraddistinte unicamente da un tessuto urbano più "aperto", caratterizzato da grandi viali ed edifici molto distanziati tra loro. Bisogna ricordare che tra i cambiamenti climatici che si riscontrano in ambiente urbano, rispetto ad habitat più naturali, si ha la variazione della velocità del vento che varia all'interno della città in relazione all'altezza e alla disposizione degli edifici; in aree con edifici medio-bassi e disposti non ordinatamente i venti vengono ostacolati e la loro velocità media si abbassa, mentre strade ampie costeggiate da edifici alti, incanalando il vento al loro interno, ne fanno aumentare la velocità media (Dinetti e Fraissinet, 2001).

L'assenza di nidificazione in vaste aree periferiche può essere messa in relazione anche con un aumento medio della velocità del vento che renderebbe più difficoltose le manovre di entrata e uscita dal nido e l'involo dei giovani e che, provocando un locale abbassamento della temperatura dell'aria, potrebbe influenzare la termoregolazione dei pulli.

Quindi, in base a quest'analisi preliminare, risultano essere molto importanti per la specie, non solo le caratteristiche proprie del sito di nidificazione ma anche il tipo di tessuto urbano circostante il nido.

Nella rappresentazione cartografica generale dei risultati ottenuti si può notare come la distribuzione del Rondone all'interno della città sia abbastanza omogenea e con alte concentrazioni nel centro cittadino, diversamente dalla zona periferica in cui la distribuzione diventa meno uniforme e le colonie diminuiscono e si diradano spingendosi verso i limiti dell'area di studio, seguendo comunque l'andamento delle aree edificate.

Si è constatato inoltre che la specie attua una selezione attiva, preferendo le aree edificate delle due zone rispetto ad altri tipi di siti più naturali quali cavità degli alberi (comunque frequenti all'interno parchi urbani) o cavità in antiche costruzioni romane (Mura Aureliane, Fori, Terme, etc) che in un ambiente urbano come quello di Roma rappresentano la situazione di nidificazione che certo più si avvicina a quella originaria della specie (pareti rocciose e falesie).

La spiegazione della selezione negativa di questi luoghi come siti di nidificazione è da attribuire al maggior numero di predatori presenti in essi rispetto a luoghi di nidificazione a più stretto contatto con l'uomo; in questi luoghi sono infatti numerose

le popolazioni sia di Roditori (soprattutto ratti) che di Ofidi (in particolare il biacco) entrambi capaci di predare i nidi dei Rondoni.(Cignini *et al* 1995 b; Bologna *et al.*2000).

I risultati dei campionamenti casuali e di verifica effettuati nelle varie zone della città confermano la correttezza del metodo usato per la raccolta dei dati sulla nidificazione basata sul luogo di provenienza dei pulli ed evidenziano anch'essi la maggiore distribuzione della specie nella zona 1.

Infatti nel complesso si può notare come in tutta la periferia (zona 2), durante i campionamenti casuali, siano stati avvistati 1153 individui che sono circa 4,6 volte quelli avvistati nella zona 1 (249 individui avvistati) in un'area però che è 8 volte più grande (320 Km² contro 40 Km²) e in cui quindi ci si sarebbe aspettati un numero di avvistamenti 8 volte maggiore rispetto al centro.

Dai dati dei campionamenti casuali infatti è risultata, nella zona 1, una densità di 6,2 individui per Km² mentre per la zona 2 si ha una densità di 3,6 individui per Km². Anche i risultati dei campionamenti di verifica sono in accordo con la distribuzione dei siti di nidificazione e ne confermano la correttezza del metodo utilizzato per ottenerla, infatti a zone in cui erano stati ritrovati pulli nel 2002 sono corrisposti molti avvistamenti di individui nell'anno successivo, mentre a zone da cui non era pervenuto nessun nidiaceo nel 2002 sono corrisposti scarsissimi avvistamenti della specie.

In conclusione dai dati ottenuti con questo studio si può concludere che, per quanto riguarda la distribuzione spaziale, la maggiore presenza della specie nel centro è dovuta alla maggiore quantità di edifici con le caratteristiche preferite dalla specie per la nidificazione e in parte anche dal tipo di tessuto urbanistico; la minore "colonizzazione" da parte del Rondone della periferia è da attribuire fundamentalmente alla minore presenza di siti adatti alla nidificazione per la specie.

Ringraziamenti. Si ringrazia Fulvio Fraticelli per l'aiuto e i consigli dati. Si ringraziano Andrea e Francesca, responsabili del CRFS del Bioparco gestito dalla LIPU e tutti i volontari che hanno collaborato alla raccolta dati.

Summary

Spatial distribution of Swift's *Apus apus* nesting sites in Rome.

The following study shows some preliminary informations regarding the spatial distribution of the nest-building sites of the Common Swift *Apus apus* in Rome. The study area has been divided into two zones in relation to the prevailing type of housing and the level of urbanization. The nests have been located considering the place of recovery of the little Swift fallen by the nest and recovered by the people in various zones of the city. Subsequently two indexes have been used to underline the preferences of the species toward one of the two zones of the study area; besides it have been made casual samplings to get some indexes of abundance of nest-building

couples and samplings of verification to confirm the correctness of the method used for locating the nests. 909 sites of nest-building have been individualized: 70,7% in the center of city (zone 1) and 29,3% in suburbs (zone 2).

The results of the used indexes show that zone 1 are actively selected, while the zone 2 come not much utilized. In the zone 1 the present typologies offer in fact a great deal of exploitable sites for the nest-building, as roof and mouldings in tiles. Also the casual samplings and the verification confirm a greater presence of the species in the zone 1.

BIBLIOGRAFIA

- Allredge J.R., & Ratti J.T., 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal Wildlife Management*, 50:157-165.
- Boano G., Malacarne G., 1999. I Rondoni comuni. Altrimedia edizioni. Bologna M.A., Capula M. & Carpaneto G. M., (eds) 2000. Anfibi e Rettili del Lazio. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- Brichetti P. & Caffi M., 1995. Biologia riproduttiva di una popolazione di Rondone (*Apus apus*) Riv. ital. Orn., 64(1): 21-27.
- Brichetti P., Gariboldi A., 1997. Manuale pratico di ornitologia. Vol 1. Edagricole. Bologna.
- Brichetti P., Foschi U.F., Gellini S., 1988. Distribuzione e consistenza delle colonie di Apodidae del Promontorio del Gargano (Puglia). Riv. ital. Orn., 58 (1):53-58.
- Carere C., Dell’Omo G., Alleva E., 1995. Ruoli parentali e presenza al nido durante il periodo dell’incubazione nel Rondone. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22: 125-129.
- Carte Comunali Roma 1:10.000
- Cignini B., Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- Cignini B., Massari G., Pignatti S., 1995. Ecosistema Roma-Ambiente e Territorio. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- Cramp S., (ed.), 1985. The Birds of the Western Palearctic. Vol IV, Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- Dinetti M., Fraissinet M., 2001. Ornitologia Urbana. Edizioni Edagricole Calderini. Bologna
- Fasola M., Malcevschi S., 1983. Indici ambientali applicabili allo studio della fauna ornitica. *Avocetta* 7: 95-104.
- Provincia di Roma. Itinerari storico-urbanistici attraverso gli ultimi cento anni di Roma capitale. Assessorato alla Pubblica Istruzione e Problemi Culturali e C.I.D.I di Roma
- Roger T. e Fossé A., 2001. Nidifications arboricole et rupestre du Martinet noir *Apus apus* en Maine-et-Loire. *Crex*, 6 :21-29.
- Sito sugli Apodiformi: www.swift.utigges.il.eu.org
- Viganò A. e Schirru L., 1996. Il Rondone maggiore *Apus melba* nella città di Varese. In: Fraissinet M., Coppola D., Del Gaizo S., Grotto M. e Mastronardi D. (eds) Atti del convegno nazionale “L’avifauna degli ecosistemi di origine antropica: zone umide artificiali, coltivi, aree urbane”. Monografia 5 dell’ASOIM, Electa, Napoli: 32-35.

URBANIZZAZIONI E DIFFUSIONE DI SPECIE BOSCHIVE IN PAESAGGI FRAMMENTATI DEL LITORALE ROMANO (OSTIA LIDO – ROMA)

AMALIA CASTALDI & GASPARE GUERRIERI

*GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale)
Via Villabassa 45 00124 Roma, e-mail.g.guerrieri @mclink.it*

INTRODUZIONE

L'espansione urbanistica di vasti comprensori del XIII Municipio tende ad isolare le popolazioni riproduttive del complesso forestale di Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta (Bernoni, 1995). In questi ambienti nidificano specie a bassa dispersione, sensibili alla superficie del biotopo, alla frammentazione degli habitat e alla maturità delle formazioni boschive (Fanfani et al., 2001; Guerrieri e Castaldi, 2003; Ukmar et al., 2004).

Frammenti relitti, facenti parte della Riserva Naturale Statale del Litorale Romano, resistono a margine dell'abitato e formazioni arboree, anche alloctone, sono incluse nel tessuto urbano di Ostia e in quello delle aree residenziali di costituzione più recente. Nel lavoro analizziamo la diffusione di specie boschive sedentarie in frammenti arborei del Litorale Romano. Viene indagata la rilevanza di alcune variabili ambientali su comunità e specie e viene valutata quale sia la continuità territoriale ed ecologica che mitiga gli effetti della frammentazione (Lindenmayer e Nix, 1993; Jongman, 1998; Bennett, 1999; Haddad, 1999; Battisti, 2004).

AREA DI STUDIO

Abbiamo condotto l'indagine in sei aree campione della periferia di Roma (XIII Municipio; coordinate centrali: Lat. 41° 44', Long. 12° 19') selezionate in funzione della componente arborea e della continuità con il complesso Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta (Figura 1).

La struttura delle aree si distingue come segue:

(A) - area di controllo (pineta monumentale con sottobosco non danneggiato dal fuoco e non sottoposto a diradamento):

- pineta di Castel Fusano (CFS): superficie 30 ha; abitativo assente, impianti a *Pinus pinea* maturi (120-150 anni) con sottobosco a *Quercus ilex*, *Phyllirea latifolia*, *Rhamnus alaternus*; copertura arborea 80-100 %;

(B) - formazioni boschive confinanti con le urbanizzazioni consolidate di Ostia:

- pineta di Procoio (PRC): contiguità con il complesso Castelporziano-Castel Fusano Capocotta (distanza 0.1 km), superficie 100 ha; abitativo assente, formazio-

ni boschive a *Quercus suber*, pini maturi sparsi e sottobosco a *Phyllirea latifolia* ed *Erica arborea*, impianti a *Pinus pinea* più recenti (50-60 anni) con sottobosco a *Pistacia lentiscus* e *Phyllirea latifolia*, impianti a *Pinus pinea* e assenza di sottobosco; copertura arborea 80-100 %;

- pineta delle Acque Rosse (ARS): distanza dal complesso Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta 4 km, contiguità con la pineta di Procoio, superficie indagata 30 ha; abitativo assente, impianto a *Pinus pinea* (60-80 anni) e modesta presenza di *Pistacia lentiscus* (10-20 %) sottoposto a controllo del sottobosco nel 2002-2003; copertura arborea 50-80 %, urbanizzazione assente;

(C) - elementi arborei, anche alloctoni, dispersi in aree residenziali e urbane:

- località Infernetto (INF): distanza dalla Tenuta Presidenziale di Castelporziano 0.3 km, superficie indagata 80 ha, abitativo 50 % del totale superficiale; essenze superstiti isolate anche a piccoli gruppi (*Quercus cerris*, *Quercus frainetto*, *Quercus suber*, *Populus alba*) ed essenze piantumate (*Pinus pinea*, *Populus* ssp., *Eucalyptus* ssp.); copertura arborea 10-40 %;

- Casal Palocco (CPL): distanza dal complesso Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta 1 km, superficie indagata 250 ha, abitativo 60 % del totale superficiale; scarse essenze originarie (*Quercus ilex*, *Quercus cerris*) ed elementi piantumati per lo più in filari (*Pinus pinea*; *Populus* ssp., *Eucalyptus* ssp.)

- Ostia centro (Parco XXV Novembre e aree limitrofe) (OST): distanza dal complesso Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta 0.9 km, superficie 32 ha; abitativo 80 % del totale superficiale; frammenti di pineta (*Pinus pinea*) ed elementi arborei piantumati lungo le strade e in aree di verde pubblico incluse nell'abitato di Ostia (*Quercus ilex*, *Populus* ssp.).

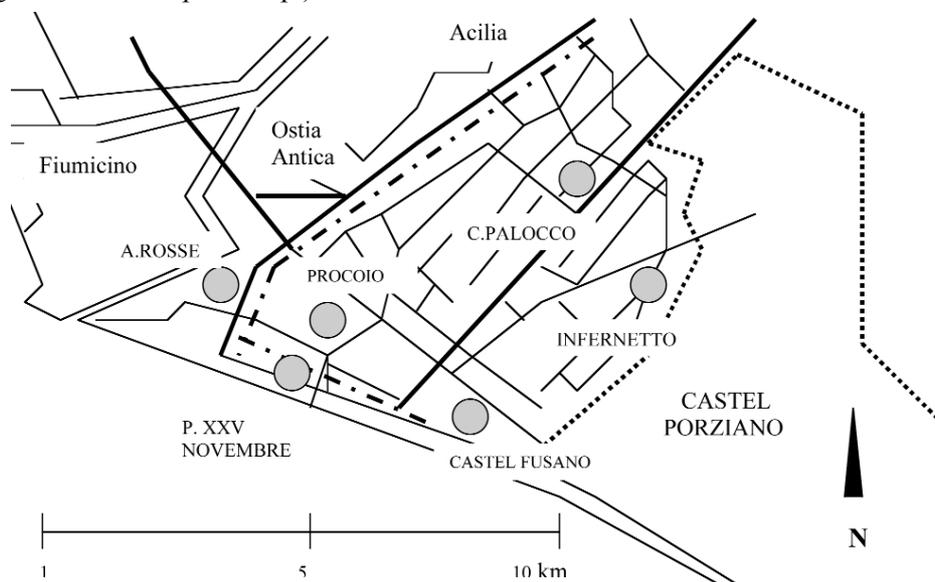


Figura 1. Area di studio e ubicazione delle aree campione (Municipio XIII, Roma; 2003-2004).

METODI

Abbiamo indagato la composizione delle comunità riproduttive nella primavera del 2003 e del 2004 (marzo-maggio) mediante 120 punti di osservazione-ascolto aventi la durata di 10 minuti primi (Blondel et al., 1970; Bibby et al., 2000) realizzati lungo transetti (Sutherland et al., 2004). Abbiamo fissato a 20 il numero di rilievi da effettuare in ciascuna area campione (10 per stagione) e a 200 m la distanza minima tra punti di osservazione-ascolto successivi. Per ridurre il pericolo di conteggi doppi e per effettuare una migliore valutazione della struttura ambientale, abbiamo limitato a 50 metri la distanza entro la quale l'osservazione veniva considerata valida (Fixed Circular Plot; Reynolds et al., 1980; Castaldi e Guerrieri, 2001).

L'analisi delle comunità è stata eseguita su un guild di 10 specie sedentarie diversamente adattate agli ambienti boschivi: Picchio verde *Picus viridis*, Picchio rosso maggiore *Picoides major*, Picchio rosso minore *Picoides minor*, Scricciolo *Troglodytes troglodytes*, Codibugnolo *Aegithalos caudatus*, Cinciarella *Parus caeruleus*, Cinciallegra *Parus major*, Picchio muratore *Sitta europaea*, Rampichino *Cerchia brachydactyla*, Ghiandaia *Garrulus glandarius* (Tellini Florenzano, 1996). La valutazione strutturale della comunità è stata effettuata mediante i seguenti parametri:

- ricchezza (S): numero di specie osservate;
- ricchezza media (S_m): numero medio di specie registrate per punto di osservazione-ascolto (FCP);
- abbondanza (D): numero medio di individui registrato per punto di osservazione-ascolto (FCP);
- dominanza (π_i): rapporto tra numero di individui appartenenti alla specie i -esima (n_i) e numero complessivo di individui ($\sum n$);
- indice di dominanza (ID): somma delle abbondanze delle due specie a più elevata dominanza (Wiens, 1975);
- percentuale di non *Passeriformes* rispetto al totale delle specie osservate (% nP);
- diversità di Shannon e Weaver (H'): $H' = - \sum (\pi_i \ln \pi_i)$ (Shannon, Weaver, 1963);
- equiripartizione (J'): $J' = H' / \ln S$ (Pielou, 1966);
- indice di affinità faunistica (S_0): rapporto tra specie comuni nei due rilievi e somma delle specie registrate, $S_0 = 2C / A + B$, essendo C il numero delle specie comuni ai due rilievi ed A e B il numero di specie registrato in ciascun rilievo (Sørensen, 1948).

Per individuare quali fossero gli elementi del paesaggio che maggiormente incidevano sulla composizione delle comunità, ad ogni rilievo e su una superficie corrispondente a quella utilizzata per osservare specie ed individui (0.8 ha circa), è stata effettuata una stima della percentuale di componente arborea ed arbustiva del sottopiano secondo classi percentuali aventi incremento successivo del 10 % (Fornasari et al., 2002). Contestualmente abbiamo contato il numero di strade che dividevano il luogo del rilievo dal frammento boschivo più vicino e l'intensità del traffico cor-

rispondente secondo il seguente punteggio: strada ad elevato traffico veicolare punti 4 (numero medio di mezzi / 5 minuti primi > 60), strada a medio traffico veicolare punti 3 (60 > numero medio di mezzi / 5 minuti primi > 30), strada a basso traffico veicolare punti 2 (30 > numero medio di mezzi / 5 minuti primi > 10), strada a viabilità molto bassa punti 1 (numero medio di mezzi / 5 minuti primi < 10).

Analisi statistica

Abbiamo esplorato le dipendenze esistenti tra elementi del paesaggio, parametri delle comunità e specie mediante analisi di regressione multipla (metodo stepwise). Abbiamo inserito come variabili indipendenti due descrittori della componente vegetale (percentuale di copertura arborea e percentuale di copertura arbustiva del sottopiano) e due indotti dall'impatto umano (numero di strade e intensità del traffico veicolare). Le variabili sono state standardizzate mediante la formula: $z_i = (x_i - X) / S$, essendo x_i il valore originale della variabile relativa all' i -esimo caso, z_i la sua deviazione standardizzata, X la media della distribuzione originale ed S la sua deviazione standard. Il confronto tra medie è stato effettuato con il test t di Student. I dati sono stati normalizzati mediante trasformazione logaritmica.

RISULTATI

Il più elevato numero di specie (9/10) e di individui (numero medio individui / FCP = 4.8 ± 2.0 D.S.) è stato osservato nella pineta di Procoio, contigua alla pineta di Castel Fusano (Figura 2). In questo ambiente la ricchezza media / FCP (3.2 ± 1.6 D.S.) e il numero medio di individui non sono significativamente diversi da quelli registrati nella Pineta di Castel Fusano ($S_{media} = 3.6 \pm 1.7$ D.S.; numero medio individui / FCP = 5.2 ± 3.1 D.S.; $t = 0.57$ n.s., $t = 0.107$ n.s., g.l. 38). In aree residenziali a margine della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (località Infernetto, distanza < di 0.3 km), il numero di specie (9/10) è uguale a quello osservato nella pineta di Procoio, ma ricchezza media (1.9 ± 1.6 D.S) e numero medio di individui / FCP (2.6 ± 2.5 D.S) sono significativamente più bassi di quelli registrati nella pineta di Castel Fusano ($t = 3.26$, $P < 0.01$; $t = 3.08$, $P < 0.01$, g.l. 38). In aree residenziali a urbanizzazione consolidata (Casal Palocco) il numero di specie (5/10) tende a diminuire, ma ricchezza media (1.2 ± 1.0 D.S) e numero medio di individui / FCP (1.6 ± 1.4 D.S.) non sono significativamente diversi da quelli osservati nelle aree residenziali a margine della Tenuta Presidenziale di Castel Porziano ($t = 1.5$, n.s.; $t = 1.34$, n.s., g.l. 38).

Nella Pineta delle Acque Rosse, ricchezza media (1.1 ± 1.0 D.S) e numero medio di individui / FCP (1.7 ± 1.6 D.S) è significativamente più basso di quello osservato nella Pineta di Procoio ($t = 5.58$, $P < 0.01$; $t = 5.17$, $P < 0.01$, g.l. 38).

In frammenti di pineta, inclusi in aree fortemente urbanizzate (Parco urbano XXV Novembre e aree limitrofe), le specie osservate sono state solo due.

La diversità, calcolata tra aree, segue l'andamento della ricchezza e dell'abbondanza (Figura 3). Nella Pineta di Procoio, la diversità media / FCP ($H' = 0.99 \pm 0.50$ D.S.) non differisce da quella osservata a Castel Fusano ($H' = 1.10 \pm 0.52$ D.S.; $t = 0.511$, n.s., g.l. 38), mentre nelle aree residenziali contigue alla Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Infernetto) il parametro ha valori significativamente più bassi ($H' = 0.52 \pm 0.60$ D.S.; $t = 3.19$, $P < 0.01$, g.l. 38). Anche nel caso della diversità non sono registrabili differenze significative tra aree residenziali (C. Palocco: $H' = 0.25 \pm 0.41$ D.S.; $t = 1.89$, n.s., g.l. 38). Nella Pineta delle Acque Rosse la diversità ($H' = 0.16 \pm 0.36$ D.S.) è significativamente più modesta di quella calcolata per la Pineta di Procoio ($t = 6.26$, $P < 0.01$, g.l. 38).

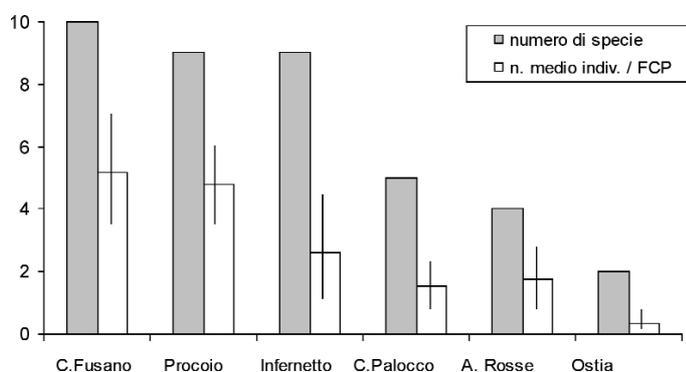


Figura 2.
Ricchezza e numero medio di individui / FCP osservati in periodo riproduttivo (marzo-maggio) nelle 6 aree campione. I segmenti indicano le deviazioni standard (FCP = 120; Municipio XIII, Roma; 2003-2004).

Nei frammenti di pineta, inclusi in aree fortemente urbanizzate, la diversità è molto bassa ($H' = 0.03 \pm 0.16$ D.S.). L'indice di dominanza tende a mantenersi costante negli ambienti contigui al complesso forestale di Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta (Tabella I). Nelle aree residenziali consolidate e in frammenti di pineta sottoposti a controllo del sottobosco (Acque Rosse) l'indice si solleva considerevolmente; in aree verdi urbane l'indice è uguale a 1. L'equipartizione è simile in tutti gli ambienti, mentre la percentuale di non *Passeriformes* è nulla nelle aree più urbanizzate. L'indice di affinità faunistica sottolinea l'elevata similarità del cluster corri-

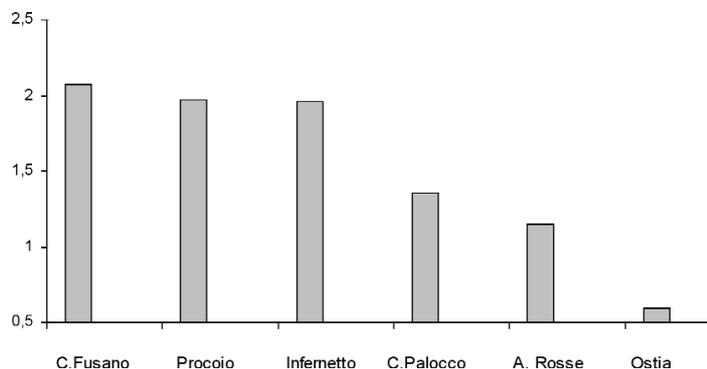


Figura 3.
Diversità riproduttiva (marzo-maggio) nelle 6 aree campione (FCP = 120; Municipio XIII, Roma; 2003-2004).

spondente alle aree contigue al complesso forestale di Castelporziano-Castel Fusano-Capocotta. Nelle aree residenziali consolidate e nella Pineta delle Acque Rosse l'affinità si riduce considerevolmente.

Il Picchio verde, oltre che nell'area di controllo, è presente nella Pineta di Procoio, nella Pineta delle Acque Rosse e nelle aree residenziali a margine della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Nella Pineta delle Acque Rosse, Picchio rosso maggiore e Picchio rosso minore, invece, non sono stati osservati (Tabella II). Nell'area di controllo (Castel Fusano) le specie a più elevata dominanza sono il Picchio muratore e la Ghiandaia.

	ID	J'	% nP
Castel Fusano	0.41	0.90	0.30
Pineta di Procoio	0.55	0.90	0.33
Infernetto	0.44	0.89	0.33
Casal Palocco	0.74	0.84	-
Pineta Acque Rosse	0.83	0.83	0.25
Parco XXV Novembre	1.00	0.86	-

Tabella I. Indice di dominanza (ID), equipartizione (J') e percentuale di non Passeriformes (% nP) calcolati in periodo riproduttivo (marzo - maggio FCP = 120; Municipio XIII, Roma; 2003-2004)..

Nella Pineta di Procoio i rapporti si modificano, la frequenza del Picchio muratore si abbassa e le specie dominanti sono la Ghiandaia e la Cinciallegra. Questa ultima specie è presente in tutte le aree e, insieme alla Cinciarella, è dominante negli ambienti più alterati.

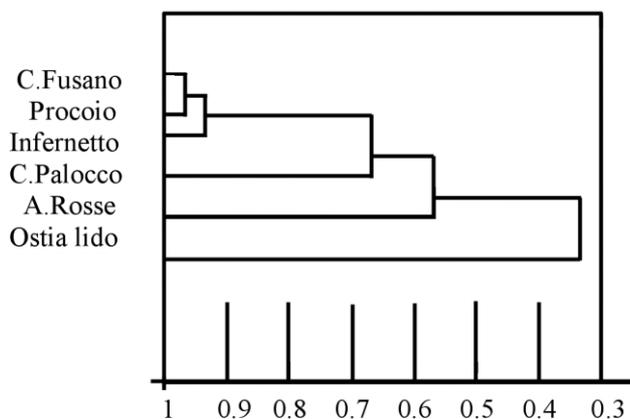


Figura 4. Affinità faunistica tra aree (Municipio XIII, Roma; marzo - maggio 2003-2004).

Lo Scricciolo non è stato osservato nelle aree a più elevata urbanizzazione, mentre il Rampichino non sembra colonizzare aree distanti dal complesso forestale di Castelporziano – Castel Fusano – Capocotta. La Ghiandaia non è stata osservata solo nei frammenti di pineta dell’area urbana.

Specie/area	CFS	PRC	INF	CPL	ARS	OST
Picchio verde	0.078	0.052	0.058	-	0.086	-
Picchio rosso maggiore	0.087	0.063	0.019	-	-	-
Picchio rosso minore	0.019	0.031	0.019	-	-	-
Scricciolo	0.146	0.125	0.115	-	0.086	-
Codibugnolo	0.058	-	0.077	0.065	-	-
Cinciarella	0.049	0.094	0.231	0.323	-	0.286
Cinciallegra	0.136	0.188	0.212	0.419	0.400	0.714
Picchio muratore	0.226	0.146	-	0.097	-	-
Rampichino	0.019	0.031	0.096	-	-	-
Ghiandaia	0.175	0.271	0.173	0.097	0.429	-

Tabella II. Frequenza percentuale delle specie nelle aree campione. In neretto sono evidenziate le due specie a più elevata dominanza. CFS Castel Fusano, PRC Pineta di Procoio, INF Infernetto, CPL Casal Palocco, ARS Pineta delle Acque Rosse, OST Ostia Centro (Municipio XIII, Roma; marzo - maggio 2003-2004).

La componente di struttura vegetale che sembra avere il maggior potere predittivo sui parametri della comunità è la percentuale di copertura arbustiva che, complessivamente, spiega il 41 %, il 39 % e il 41 % della varianza della ricchezza, dell’abbondanza e della diversità (Tabella III); l’intensità del traffico veicolare, invece, influisce negativamente (38 %, 37 %, 39 % della varianza).

Il numero di strade che dividono il biotopo dal frammento più vicino sembra influenzare negativamente solo il numero medio di individui / FCP.

L’analisi di regressione applicata alle specie sottolinea l’importanza del sottopiano nella colonizzazione riproduttiva di alcune specie, riuscendo i coefficienti di determinazione a spiegare consistenti percentuali di varianza (Tabella IV). Picchio rosso minore, Cinciallegra e Ghiandaia sembrano, invece, più sensibili alla percentuale di componente arborea, che tuttavia riesce a spiegare una percentuale di variabilità limitata. Codibugnolo, Cinciarella e Rampichino non hanno evidenziato significativi rapporti di dipendenza rispetto alle variabili considerate.

Le specie che sembrano resistere meglio all’intensità del traffico sono il Picchio verde, la Cinciallegra e la Ghiandaia, che, tuttavia, diminuiscono significativamente quando aumenta il numero di strade che le divide dal frammento più vicino. Più sensibili alla variabile “intensità del traffico” sono il Picchio rosso maggiore, il

Picchio rosso minore, lo Scricciolo, il Picchio muratore e il Rampichino. Nel caso del Picchio rosso minore, della Cinciallegra e del Rampichino, ad una significatività elevata della regressione è associata una percentuale molto bassa di varianza spiegata. Il Codibugnolo e la Cinciarella non hanno evidenziato significative dipendenze nei confronti delle variabili considerate.

gradi di libertà 118	R ²	F	P	B	β	t	% arboreo	% arbustivo
ricchezza (S)	0.41	82.7	.000	2.42	0.64	17.7	-	.000
n. medio individui / FCP	0.39	77.7	.000	3.5	0.63	16.8	-	.000
diversità (H')	0.41	83.0	.000	.69	0.64	14.8	-	.000
	R ²	F	P	B	β	t	numero strade	intensità traffico
ricchezza (S)	0.38	74.1	.000	2.1	-.62	-8.6	-	.000
n. medio individui / FCP	0.37	34.9	.000	3.1	-.40	-3.3	.049	.001
diversità (H')	0.39	78.3	.000	58	-.63	-8.8	-	.000

Tabella III. Dipendenza dei parametri comunitari dalle componenti vegetali e dal traffico veicolare (Analisi di regressione, metodo stepwise). R² coefficiente di determinazione; F test di Fisher; P significatività della regressione, B coefficiente della costante, β coefficiente della variabile e significatività (test di Student) (Municipio XIII, Roma; marzo - maggio 2003-2004).

DISCUSSIONE

Nell'interland romano la contiguità con il complesso forestale di Castelporziano-Castel Fusano– Capocotta assicura la presenza riproduttiva di quasi tutte le specie boschive sedentarie. Nei frammenti confinanti con aree ad elevata urbanizzazione, ma non sottoposti a controllo del sottobosco, ricchezza, abbondanza e diversità non sono diversi da quelli presenti nella Tenuta Presidenziale. In ambienti di pineta, ubicati a maggiore distanza e nei quali è carente la componente arbustiva, la contrazione dei parametri è consistente. Nelle aree residenziali il numero di specie, l'abbondanza e la diversità si riducono e, a distanze comprese tra 0.5 e 1 km dal confine della Tenuta Presidenziale, la perdita è significativa. Nei frammenti inclusi in aree urbane è presente solo il 20 % del guild. Tra i *Piciformes*, il Picchio verde si conferma specie più adattabile, riuscendo a colonizzare anche aree di margine e frammenti alterati (Cramp, 1985; Lovaty, 2001; Guerrieri e Castaldi, 2003). Picchio rosso maggiore e Picchio rosso minore sembrano più influenzati dalla continuità, dalla maturità e dalla superficie del biotopo (Bogliani, 1995; Bellamy et al.,

gradi di libertà 118	R ²	F	P	B	β	t	% arboreo	% arbustivo
Picchio verde	0.14	18.9	.000	.22	.37	6.4	-	.000
Picchio rosso maggiore	0.26	34.2	.000	.21	.74	5.8	-	.000
Picchio rosso minore	0.05	6.1	.015	.06	.22	2.5	.015	-
Scricciolo	0.32	55.8	.000	.43	.57	7.5	-	.000
Codibugnolo	-	-	-	-	-	-	-	-
Cinciarella	-	-	-	-	-	-	-	-
Cinciallegra	0.04	5.6	.019	.68	.21	2.3	.019	-
Picchio muratore	0.29	48.7	.000	.54	.54	7.0	-	.000
Rampichino	-	-	-	-	-	-	-	-
Ghiandaia	0.15	21.5	.000	.73	.39	4.6	.000	-
	R ²	F	P	B	β	t	numero strade	intensità traffico
Picchio verde	0.12	15.5	.000	.18	-.34	-3.9	.000	-
Picchio rosso maggiore	0.18	25.5	.000	.16	-.42	-5.1	-	.000
Picchio rosso minore	0.05	6.0	.015	.06	-.32	-2.5	-	.015
Scricciolo	0.29	49.3	.000	.35	-.54	-7.0	-	.000
Codibugnolo	-	-	-	-	-	-	-	-
Cinciarella	-	-	-	-	-	-	-	-
Cinciallegra	0.04	4.6	.035	.65	-.19	-2.1	.035	-
Picchio muratore	0.20	29.5	.000	.40	-.45	-5.4	-	.000
Rampichino	0.05	6.8	.011	.10	-.23	-2.6	-	.011
Ghiandaia	0.13	17.2	.000	.67	-.36	-4.1	.000	-

Tabella IV. Influenza delle componenti vegetali e del traffico veicolare sulle specie boschive in periodo riproduttivo (Analisi esplorativa di regressione, metodo stepwise). R² coefficiente di determinazione; F test di Fisher; P significatività della regressione, B coefficiente della costante, β coefficiente della variabile e significatività (test di Student) (Municipio XIII, Roma; marzo - maggio 2003-2004).

1996; Battisti, 2003). Per queste due specie, il corridoio Castel Fusano – Procoio – Acque Rosse – Ostia Antica – sponde del Tevere si interrompe all'altezza della Via del Mare. Il Picchio rosso maggiore, infatti, non è stato più osservato nella Tenuta di Coccia di Morto (Castaldi et al., 2001). Il Picchio muratore, dominante nella pineta monumentale di Castel Fusano, è ancora presente in aree residenziali ricche di alberatura. Negli ambienti maggiormente isolati dalle urbanizzazioni la Cinciallegra e la Cinciarella sono le uniche specie osservate. La Ghiandaia, positivamente associata alla superficie del frammento e negativamente alla distanza tra *patches* (Battisti, 2003), sembra adattarsi alle urbanizzazioni meglio di altre specie, riuscendo a colonizzare anche aree residenziali e frammenti di pineta degradata. La Ghiandaia risulta assente nella Pineta di Coccia di Morto e a Macchiagrande di Focene per cui la continuità della presenza si interrompe sulle sponde del Tevere (Guerrieri et al., 1992; Castaldi et al. 2003). Nelle aree analizzate, ricchezza, abbondanza e diversità sono positivamente condizionate dal sottobosco, come evidenziato in altre indagini (Lazzarini et al., 2004; Sutherland et al., 2004; Arca et al. 2005, presente volume); l'intensità del traffico veicolare, invece, incide negativamente. Il sottopiano a macchia sostiene la presenza del Picchio verde, del Picchio rosso maggiore, dello Scricciolo e del Picchio muratore, risultando meno influente sulla presenza del Picchio rosso minore, della Cinciallegra e della Ghiandaia. Le strade a grande traffico sono una barriera di difficile superamento per il Picchio rosso maggiore, il Picchio rosso minore, lo Scricciolo, il Picchio muratore e il Rampichino.

Summary

Urbanization and diffusion of woody species in fragmented landscapes of the roman coast

We have studied for two years (2003 / 2004), with the Point transects method, the diffusion of ten sedentary woody species that reproduce in the margin of Castel Porziano – Castel Fusano – Capocotta forest area.

We observed the highest number of species in woody fragments and in residential areas located nearby the forest. In less altered areas the abundance and the diversity do not change. Differently, in residential areas, the indexes are lower.

In fragments located further away and deprived in underwood, number of species, abundance and diversity are significantly lower.

In residential areas, which are further away than 0.5 km from the forest, the number of species is reduced to 50%. In public parks that are located in urban areas the number of species is reduced up to 20%.

Among *Piciformes*, Green Woodpecker is more adaptable to the alterations of the environment.

Great Spotted Woodpecker and Lesser Spotted Woodpecker colonize only areas nearby the forest.

Richness, abundance and diversity are positively influenced by the presence of the Underwood. They are negatively influenced by the intensity of road traffic. This parameter limits the diffusion of Great Spotted Woodpecker, Lesser Spotted Woodpecker, Wren, Nuthatch and Short-toed Treecreeper nearby the forest.

Richness, abundance and diversity are positively influenced by the presence of underwood. They are negatively influenced by the intensity of road traffic.

This parameter limits the diffusion of Great Spotted Woodpecker, Lesser Spotted Woodpecker, Wren, Nuthatch and Short-toed Treecreeper.

BIBLIOGRAFIA

- Arca E., Battisti C., Fraticelli F., 2005. Analisi della frammentazione sulle popolazioni ornitiche forestali all'interno di Roma. Atti 1° Convegno sull'Avifauna Romana. Bioparco di Roma, Comune di Roma, SROPU, Roma marzo 2005.
- Battisti C., 2003. Analisi dei patterns di abbondanza di specie ornitiche sensibili in paesaggi frammentati (Italia centrale): una lettura dei dati in chiave ecologica e di pianificazione. *Avocetta*, 27: 56.
- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, Connettività, Reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma. Assessorato alle Politiche agricole, Ambientali e Protezione civile: p. 248.
- Bellamy P. E., Hinsley S. A., Newton I., 1996. Local extinctions and recolonisations of passerine bird populations in small Woods. *Oecologia*, 108: 64-71.
- Bennett A. F., 1999. Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 254 p.
- Bernoni M., 1995. Picchio verde – *Picus viridis*. In Boano A., Brunelli M., Bulgarini F. Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. (eds). *Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio*. Alula II (1-2): 83-84.
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A., Mustoe S. H., 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, London: 302 p.
- Biondi M., Castaldi A., Guerrieri G., Menegoni P., Pietrelli L., 2001. La comunità ornitica di Coccia di Morto. *Gli Uccelli d'Italia*, Vol. XXVI, numero speciale: 73-81.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1970. La méthode des indices punctuels d'abondance (I.P.A.) ou les relèves d'avifaune par «Stations d'écoutes». *Alauda*, 38: 55-71.
- Bogliani G., 1995. Gli effetti della frammentazione degli habitat sulle popolazioni e comunità di uccelli. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, 9: 149-154.
- Castaldi A., Guerrieri G., 2001. Diversità e canali di bonifica nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano. *Gli Uccelli d'Italia*, Vol. XXVI, numero speciale: 24-42.
- Cramp S., 1985. *The Birds of Western Palearctic*. Vol IV. Oxford University Press, Oxford.
- Fanfani A., Isotti R., Tinelli A., 2001. The management of Natural Reserves: a contribution to the study of bird communities. Segretariato Generale della Presidenza della Repubblica Italiana e Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Roma: 223-242.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozzi T., 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO2000. *Avocetta* 26: 59-115.
- Guerrieri G., Castaldi A., 2003 (a). Effetto del fuoco e della gestione selvicolturale sulle popolazioni di *Picidae* in una pineta costiera mediterranea (Castel Fusano, Roma - Italia centrale). *Riv. ital. Orn.*, 73: 55-70.

- Guerrieri G., Biondi M., Pietrelli L., 1992. Struttura della vegetazione e comunità ornitiche in ecosistemi residui dell'Italia centrale. Riv. ital. Orn., 62: 121-135.
- Haddad N.M., 1999. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. Am. Nat., 153: 215-227.
- Jongman R. H. G., 1998. Ecological corridors in Europe. *PLANEKO* newsletter, 1: 2-4.
- Lazzarini M., Giordano V., Bogliani G., 2004. Biodiversità in ambiente urbano, una ricerca a Pavia. Natura-Soc.it. Sc. Nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano, 94 (1): 31-54.
- Lindenmayer D. B., Nix H. A., 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. Conserv. Biol., 7: 627-630.
- Lovaty F., 2001. Une rapide technique ponctuelle pour dénombrer sur une superficie quadrille les pics aux cantons vastes et disséminés. Alauda, 69 : 229-238.
- Pielou E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journ. Theor. Biol., 13: 121-144.
- Reynolds R. T., Scott J. M., Nussbaum R. A., 1980. A Variable Circular-Plot method for censusing bird numbers. Condor, 82: 309-322.
- Shannon C. E., Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. Illinois University Press, Urbana.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Det. Cong. Danske Viensk Selsk. Biol. Skr., 5: 134.
- Sutherland W. J., Newton I., Green R. E., 2004. Bird Ecology and Conservation. Oxford University Press, Oxford: p. 386.
- Tellini Florenzano G., 1996. Gli uccelli della Val di Cecina. Regione Toscana, Comunità montana della Val di Cecina. Bandecchi e Vivaldi Pontedera: 147 p.
- Ukmar E., Battisi C., Bologna M. A., 2004. Effetti del passaggio del fuoco e del successivo taglio di bonifica su comunità ornitiche di foreste mediterranee (Castelfusano, Roma – Italia centrale). Riv. ital. Orn., 74 (1): 55-66.
- Wiens J. A., 1975. Avian communities energetics and functions in coniferous forest habitats. Proc. Symp. Man. Forest Range Habitats Non Game Birds. Tucson USA Forest Service.

DISTRIBUZIONE DELLO STORNO *Sturnus vulgaris* COME NIDIFICANTE NELLA CITTÀ DI ROMA

JACOPO GIUSEPPE CECERE⁽¹⁾⁽²⁾, ALBERTO SORACE⁽¹⁾, EMILIANO DE SANTIS⁽¹⁾⁽²⁾

(1) S.R.O.P.U. Via Britannia, 36 – 00183 Roma

(2) LIPU Oasi Castel di Guido

e-mail: jacopo.gc@tiscali.it; sorace@fastwebnet.it; emiliano.ds@inwind.it

INTRODUZIONE

In Italia lo Storno *Sturnus vulgaris* è specie migratrice regolare, svernante e nidificante (Brichetti & Massa 1984, Meschini & Frugis 1993). La nostra popolazione nidificante è in fase espansiva contrariamente a quella del Centro-Nord Europa che sta registrando un sensibile calo (Feare 1994, Tiainen & Pakkala 1997, Newton 2004, Birdlife International 2004).

Come noto, lo Storno utilizza per i dormitori invernali viali alberati e piazze all'interno della città di Roma (Cignini 1996); il grosso numero di individui crea inevitabilmente disagi ai cittadini e potrebbe sollevare problemi di ordine igienico-sanitario (Weber 1979, Feare 1984). Solo a partire dagli anni '70, lo Storno ha iniziato a nidificare a Roma (Allavena 1970, Pratesi 1975, Angelici & Pazienti 1985), mentre a metà degli anni '90, durante i rilevamenti dell'Atlante degli Uccelli Nidificanti a Roma (Cignini & Zapparoli 1996), la specie era già presente nel 89.72% dei quadranti (n = 360, 1 Km di lato) in cui era stato diviso il territorio di Roma. Più precisamente, nel 52.22 % del territorio (n° quadranti = 188) la specie risultò nidificante certa, eventuale nel 23.33 % (n = 84), probabile nel 14.17 % (n = 51) e assente nel 10.28 % (n = 37).

MATERIALI E METODI

Nei mesi di Maggio e Giugno 2004 sono stati effettuati punti di osservazione ed ascolto all'interno dei 37 quadranti in cui fino al 1993 (Cignini & Zapparoli 1996) lo Storno era assente come nidificante e circa nella metà (62 quadranti su 135) di quelli in cui la sua presenza veniva data per probabile o eventuale. Inoltre, come sistema di controllo, sono stati eseguiti ulteriori punti di osservazione ed ascolto in 49 unità di rilevamento per le quali la nidificazione della specie veniva data per certa nel 1993 (Cignini & Zapparoli 1996); complessivamente sono state controllate 148 unità di rilevamento. Per ciascuna tavoletta, sono state adottate le seguenti categorie standard di progressiva certezza dell'evento riproduttivo: Nidificazione eventuale: osservazione in periodo riproduttivo ed in ambiente potenzialmente idoneo, senza

alcuna altra indicazione di nidificazione; Nidificazione probabile: osservazione di individuo in canto o in difesa del territorio o in parata nuziale o di trasporto materiale da nido; Nidificazione certa: osservazione di trasporto imbeccata o sacche fecali o di giovani non ancora in grado di volare o di nido con uova o pulli.

RISULTATI

I risultati rispetto alla situazione del 1993 possono così essere riassunti:

- in **49** quadranti (controllo) la nidificazione accertata nel 1993 è stata riconfermata;
- in **59** quadranti dove la specie era nidificante possibile o probabile, sono state raccolte prove di nidificazione certa;
- in **27** quadranti dove la specie non era stata rinvenuta, è stata trovata come nidificante certa;
- in **3** quadranti dove la specie era nidificante possibile, è stata trovata come nidificante probabile;
- in **9** quadranti dove la specie non era stata rinvenuta, è stata trovata come nidificante possibile o probabile;
- in **1** quadrante dove la specie non era stata trovata, non è stata trovata neanche nel 2004.

DISCUSSIONE

Lo Storno è risultato presente nel 97.3 % delle 37 tavolette in cui era assente nel 1993. Di queste: nel 72.97% la specie è nidificante certa, nel 24.32% nidificante possibile o probabile, ed assente nel 2.7%. Se a queste si aggiunge che in tutti i 49 quadranti utilizzati per il controllo la specie ha confermato la sua presenza come nidificante e che nei 59 in cui era possibile o probabile nel '93, è risultata nidificante certa, si può ragionevolmente dedurre che lo Storno nidifichi, ad oggi, in tutto il territorio di Roma all'interno del G.R.A. I risultati sono concordanti con quanto rilevato a Firenze (Dinetti & Romano 2002) dove in 10 anni la specie ha più che raddoppiato la sua presenza nel territorio, giungendo a saturarlo completamente. Un costante monitoraggio della popolazione nidificante potrà fornire nei prossimi anni ulteriori dati di presenza della specie.

Ringraziamenti. Si ringraziano Chiara Manghetti dell'Ufficio Regionale Lazio LIPU, Monica Cirinnà dell'Ufficio Diritti Animali del Comune di Roma e Carlo Catoni, Riccardo Molajoli, Manuela Lorenzetti, Daniele Taffon per i preziosi rilevamenti effettuati sul campo.

Summary

Breeding distribution of Common Starling *Sturnus vulgaris* in the city of Rome
European population of Common Starling *Sturnus vulgaris* is decreasing in Northern Regions while Mediterranean and Southern Regions have increasing ones. We collected data from all squares (1 Km², n = 37) where Common Starling was absent as certain breeding during the surveys for the Breeding Atlas of Rome. In addition, we checked 49 squares (control) where the species was certain breeding in 1993 and 62 squares where breeding was possible or likely too. After 10 years from the previous census is likely that the species breeds all over the territory of Rome into the Great Ring (G.R.A.).

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S. 1970. Nidificazione dello Zigolo capinero (*Emberiza melanocephala*) e dello Storno comune (*Sturnus vulgaris*) nel Lazio. Riv. ital. Orn. 40: 460-461.
- Angelici F. M. e Pazienti A. 1985. Tre nuove colonie di Storno *Sturnus vulgaris* nella città di Roma. Riv. ital. Orn. 55: 181-182.
- BirdLife International 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. 1995 (a cura di). Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Alula Volume speciale (1-2).
- Bricchetti P. & Massa B. 1984. Checklist degli uccelli italiani. Riv. ital. Orn. 54 (1-2): 3-37.
- Cignini B. 1996. I dormitori di Storno (*Sturnus vulgaris*) nella città di Roma (1993-4). In: L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica. Monografia n°5 dell'ASOIM, Electa Napoli.
- Cignini B. e Zapparoli M. 1996. Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi Editori.
- Dinetti M. e Romano S. (red.) 2002. Atlante degli uccelli nidificanti nel Comune di Firenze. Comune di Firenze, Assessorato all'Ambiente.
- Feare C. J. 1984. The Starling. Oxford University Press, New York.
- Feare C.J. 1994. Changes in numbers of Common Starlings and farming practice in Lincolnshire. British Birds 87: 200-204.
- Meschini E. & Frugis S. (eds.) 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20. Ozzano dell'Emilia.
- Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146: 579-600.
- Pratesi F. 1975. Clandestini in città. Mondadori, Verona, 180 pp..
- Tiainen & Pakkala 1997. The Starling *Sturnus vulgaris*. In: Hagemeyer, E.J.M., Blair, M.J. (Eds.), The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T and AY Poyser, London, pp. 502-503.
- Weber W. J. 1979. Health hazards from Pigeons, Starlings and English Sparrows, Thompson, California.

L'INDAGINE SOCIOLOGICA COME STRUMENTO DI GESTIONE DELL'ORNITOFAUNA URBANA: IL CASO DELLA CORNACCHIA GRIGIA *Corvus cornix* A ROMA

CLAUDIA DEL BROCCO

*Fondazione Bioparco di Roma,
Viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma-surreal@tiscali.it*

INTRODUZIONE

L'inurbamento di alcune specie ornitiche sta creando in realtà come Roma motivi di forte attrito con i cittadini. Nel corso degli ultimi anni si è cercato di ovviare ai problemi subentrati con tecniche ed esperimenti che, non solo hanno ottenuto scarsi risultati, ma hanno, a mio avviso, portato alla ribalta la necessità di cercare strade diverse, soprattutto di cambiare il punto di vista del problema. La chiave di tutto è il rapporto tra opinione pubblica e gestione della fauna urbana; ho voluto così sperimentare l'ideazione e la realizzazione di un'indagine sociologica di carattere esplorativo, che avesse come oggetto proprio la Cornacchia grigia *Corvus Cornix*, rivolta ai cittadini residenti in alcuni quartieri di Roma. Il test creato ha come scopo finale quello di capire se i cittadini romani conoscono la Cornacchia grigia *Corvus Cornix*, se si rendono conto della sua presenza a Roma e se la percepiscono come presenza positiva o negativa e se, secondo loro, sarebbero necessari interventi nei suoi confronti.

MATERIALI E METODI

Il test è stato proposto agli abitanti di cinque quartieri di Roma (Esquilino, Flaminio, Garbatella, Portuense e Monteverde) per un totale di 200 persone. La scelta di questi quartieri è stata mediata da un'attenta stratificazione basata su criteri quali l'andamento demografico e composizione della popolazione residente, aspetto socio-economico, verde pubblico e problematiche legate all'ornitofauna ed è stata dettata dalla necessità di dare una buona rappresentazione di Roma nel suo insieme. Il numero totale di 200 individui è stato ritenuto sufficiente ai miei scopi puramente esplorativi e non conoscitivi e adatto alle mie possibilità legate alla soggettività delle risorse. I cittadini casualmente scelti, sono stati intervistati nelle vie dei quartieri con la tecnica "face to face" nel periodo nov 02 gen 03. I risultati presenti in questo studio derivano unicamente dalle interviste svolte da me ai cittadini di Roma. Delle 200 persone intervistate, 40 per quartiere, 97 sono maschi, 103 femmine. Il test che è stato proposto è il seguente:

1. Quali di questi è una Cornacchia?



A



B



C



D

Fig. 1. Scheda proposta agli intervistati a supporto della domanda 1

2. Secondo lei, la Cornacchia vive a Roma?

3. Secondo lei, la Cornacchia danneggia l'uomo, lo favorisce o il loro rapporto è indifferente?

4. Se danneggia, in che modo?

- Danneggia le colture
- Porta malattie
- Dà fastidio al resto della fauna
- Sparpaglia rifiuti
- Disturba col gracchiare
- I suoi escrementi sono dannosi
- Altro.....

- Se favorisce, in che modo?

- Mangia insetti nocivi
- Aumenta la naturalità di Roma
- Scaccia piccioni e storni
- È piacevole vederle e sentirle
- Disperdono i semi delle piante cittadine
- È una creatura vivente come tale ha un suo ruolo
- Altro.....

Se è indifferente, non si chiede specifica.

5. Tra i seguenti, quale crede che sia l'intervento più opportuno da effettuare nei confronti della Cornacchia?

- Salvaguardare le loro risorse
- Catturarle e sterilizzarle
- Creare mangiatoie per alimentarle
- Catturarle e trasferirle
- Recuperare individui malati o feriti
- Catturarle ed eliminarle
- Scacciarle con suoni a loro sgraditi
- Non fare niente
- Altro.....

Per quel che riguarda l'analisi dei dati raccolti mi sembra doveroso aprire una parentesi: un possibile obiettivo dell'analisi sociologica e delle interviste appare quello di formulare un profilo di atteggiamenti (gradimento, sfavore e altri) rispetto all'argomento portante dell'indagine. In questo caso il numero limitato di domande proposte sconsiglia l'applicazione di analisi esplorative multivariate da cui estrarre profili tipici degli intervistati. Ho preferito pertanto, sempre a scopi esplorativi, formulare le ipotesi già dette *sui generis* rispondendo ad esse tramite il semplice confronto numerico delle frequenze osservate.

RISULTATI

I risultati delle singole domande, raccolti, uniti ed elaborati, sono stati visualizzati nelle fig. 2,3,4,5,6 e 7.

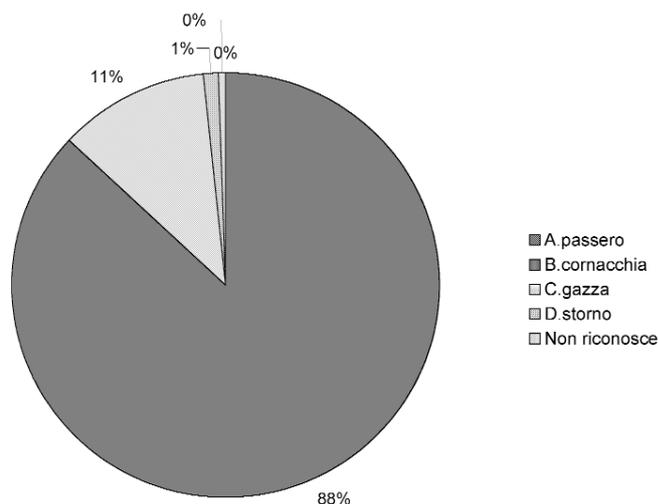


Fig. 2. Risultati in percentuale della domanda 1 per Roma

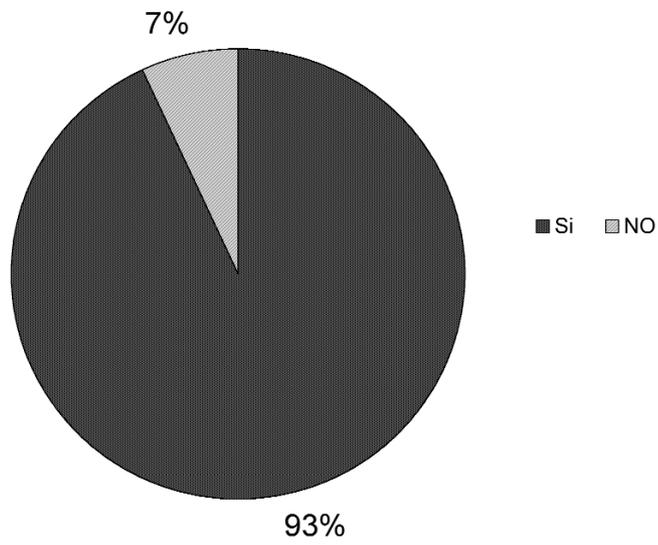


Fig. 3. Risultati in percentuale della domanda 2 per Roma

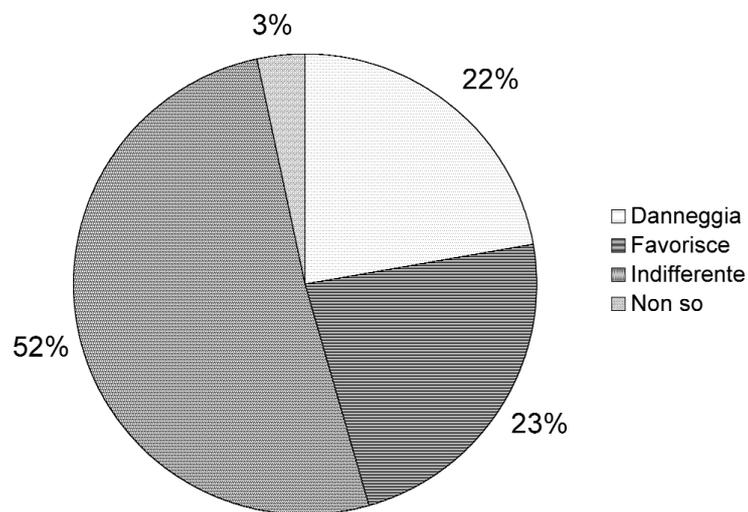


Fig. 4. Risultati in percentuale della domanda 3 per Roma

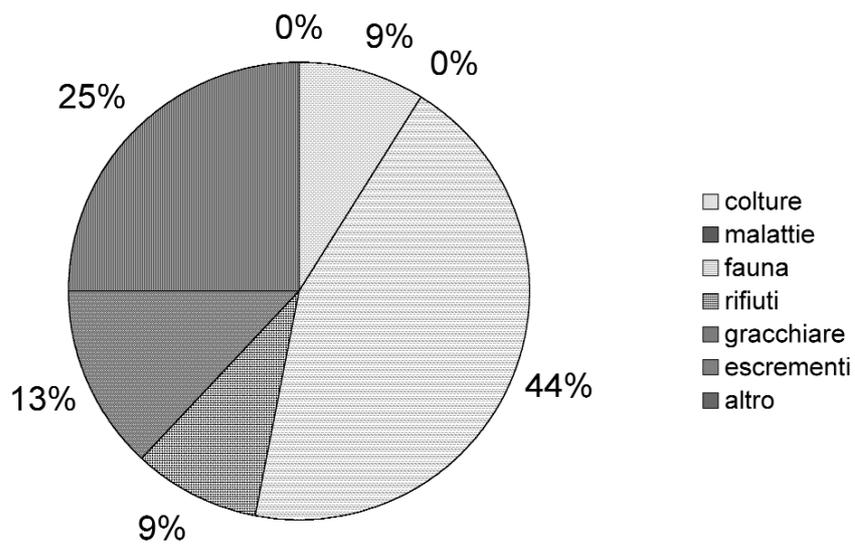


Fig. 5. Risultati in percentuale della domanda 3a per Roma

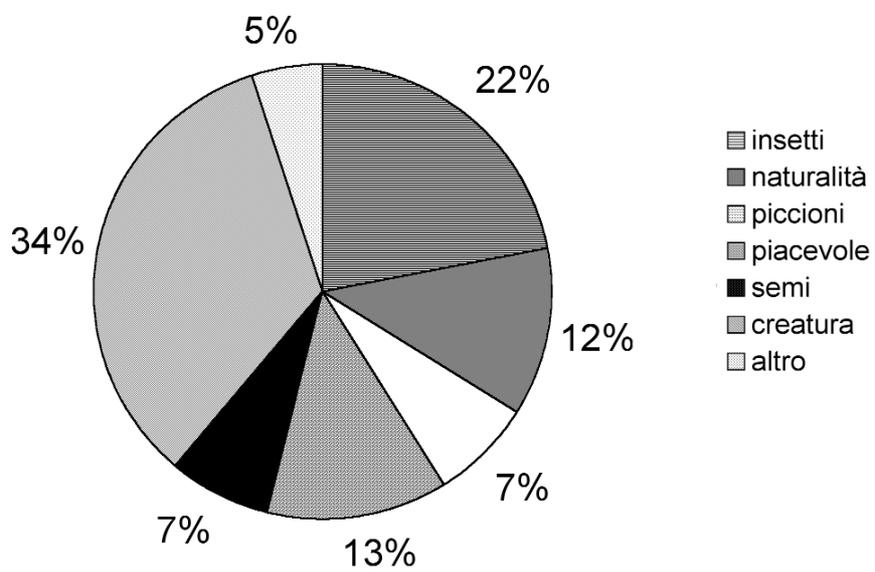


Fig. 6. Risultati in percentuale della domanda 3b per Roma

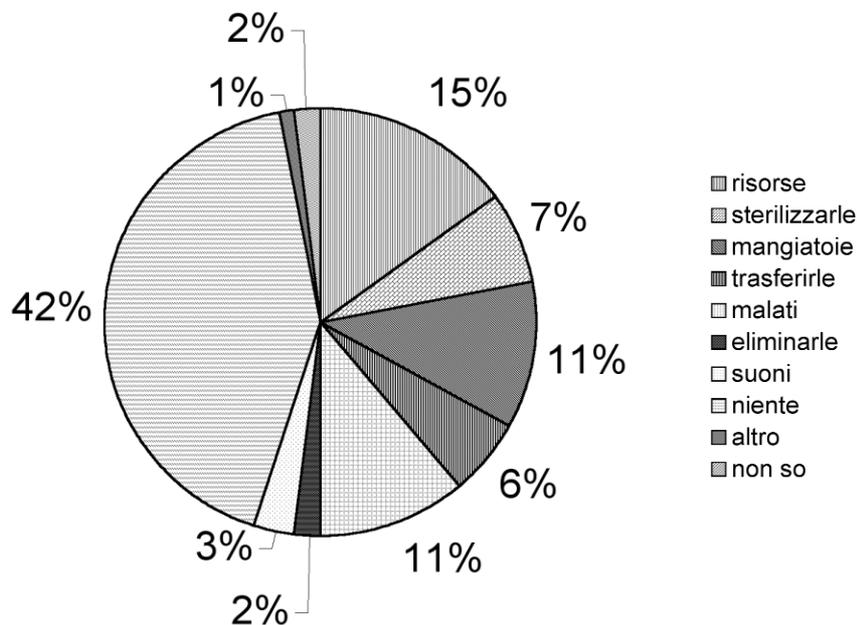


Fig. 7. Risultati in percentuale della domanda 4 per Roma

DISCUSSIONE

Dai risultati ottenuti possiamo vedere come tutto il test ci delinea una visione positiva dei romani nei confronti della Cornacchia grigia. A differenza di quello che si può pensare, infatti, il sentimento comune che anima i cittadini è quello di rispetto e salvaguardia della specie.

I romani dimostrano di conoscere bene la Cornacchia grigia a giudicare dalla elevata percentuale di individui che, non solo la riconosce, ma anche che si rende conto della sua presenza in città.

Nella domanda 3 si entra più nello specifico chiedendo quale tipo di ruolo si attribuisce alla Cornacchia in città. Anche qui il dato è tutto sommato positivo. La grande maggioranza ammette che la Cornacchia ha nei confronti dell'uomo un rapporto favorevole o indifferente; è, in ultima analisi, neutra in un ambiente urbano.

Se vado ad analizzare gli approfondimenti della domanda 3a, sicuramente i dati più interessanti che emergono sono l'esclusione totale da parte degli intervistati della possibilità che la Cornacchia possa trasmettere malattie, luogo comune invece molto diffuso per quanto riguarda altre specie, e accanto all'auspicabile alta percentuale nei confronti degli escrementi come fonte di disturbo (in altre città è stato dimo-
strato).

to che l'acido urico contenuto negli escrementi anche dei corvidi, in effetti, può creare danni alle strutture) si fanno avanti il gracchiare e soprattutto il fastidio nei confronti dell'altra fauna, che mette in luce il ruolo predatorio della Cornacchia.

Interessante è notare come la categoria altro non abbia totalizzato neanche una risposta, conferma che il test campione ha avuto un suo ruolo e una sua utilità.

Per quanto riguarda l'approfondimento della domanda 3b, il dato forse più interessante è l'alta percentuale di intervistati che ha risposto che la Cornacchia favorisce in quanto è una Creatura vivente di Dio; emerge quindi il lato profondamente cristiano della città di Roma.

Infine l'ultima domanda sugli interventi: più che altro viene privilegiato il non intervento, quindi vince nuovamente l'indifferenza, come era accaduto già nella domanda 3; da far notare comunque che se mettiamo insieme gli interventi a carattere positivo e quelli a carattere negativo, abbiamo comunque netta maggioranza dei positivi (37% rispetto a 18%).

Per concludere il discorso, ho provato a riprendere in mano i dati e ad approfondirli, mettendoli in relazione con dati sociologici che riguardano i quartieri interessati; questi i risultati in forma schematica:

C'è una dipendenza tra età e risposte: le persone mature e soprattutto anziane sono quelle con la visione più negativa. Ne è la riprova che alla domanda 3, il 60% di quelli che hanno risposto danneggia sono ultra 50enni e il 37,5 % ultra 60enni; ancora, alla domanda 5, il 67,7 % di quelle che hanno detto che bisogna intervenire negativamente nei confronti della Cornacchia sono ultra 50enni e ben il 58 % ultra 60enni.

C'è una dipendenza anche tra condizione socialmente agiata e risposte: appare chiaro sempre nelle domande 3 e 5 come i quartieri più agiati rivolgano opinioni più positive nei confronti della Cornacchia rispetto a quelli meno agiati, con almeno lo scarto del 10%.

Le problematiche ornitologiche legate alla vita dei cittadini non sembrerebbero avere una relazione con le risposte: difatti il quartiere più disagiato sotto questo aspetto, ha risposto sostanzialmente come gli altri se non in maniera più positiva.

Infine anche riguardo al verde pubblico non sembra esistere nessuna dipendenza con le risposte, le aree con più verde sono in linea con quelle più urbanizzate.

Le interazioni con gli uccelli possono influenzare le valutazioni dell'uomo e la qualità della vita degli individui (Vandruff e al., 1995) e certamente i comportamenti e le azioni di quest'ultimi hanno effetto sulla struttura della comunità ornitica (Marzluff, 2001). Pensiamo soltanto alla nostra abitudine di alimentare ad esempio i piccioni, che è la prima causa della loro proliferazione nelle nostre città.

I comuni possono continuare a limitare le popolazioni di uccelli con mezzi diretti, qualche volta ridicoli, ma alcuni lavori (Cleargeau, 1997; Haag, 1993) suggeriscono che rivolgere gli sforzi a cambiare alcuni comportamenti umani potrebbe essere un metodo più efficace.

I miei risultati suggeriscono non solo che in realtà la visione che i cittadini hanno del

problema è meno grave di come la si dipinge, ma anche che il successo e soprattutto l'accettazione da parte dei cittadini della gestione o della non gestione che si attua sulla fauna urbana debba passare necessariamente attraverso la percezione e il giudizio dei residenti.

Il mio studio, come anche altri (Cleargeau e al., 2001), suggeriscono come la qualità della vita dei cittadini potrebbe essere una tra le tante giustificazioni per la protezione e la cura dell'avifauna in città, visto che le persone percepiscono e apprezzano gli uccelli, nel mio caso la Cornacchia, come una componente dell'ambiente urbano.

Questi risultati confermano il precedente studio condotto negli Stati Uniti, che mostra come le persone che vivono in città apprezzano la possibilità di osservare gli uccelli (Brown e al., 1979; Witter e al., 1981; Kellert, 1984; Conover, 1997).

Middleton (1994) suggerisce, infine, che la possibilità di biodiversità in città può influenzare decisioni relative alla biodiversità a livello nazionale. Che sia vero o no, l'educazione è la chiave per mantenere la diversità nelle popolazioni animali urbane e per sostenerne lo sviluppo.

Il mio studio suggerisce che, almeno nella città di Roma e, per questo specifico argomento, l'azione di sensibilizzazione ed informazione dovrebbe esser rivolta in maniera particolare, oltre che alle scuole, alle persone mature e anziane nelle zone della città socialmente più disagiate.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare la dott.essa Laura Zambelli per la collaborazione fornita nella stesura del testo in lingua inglese.

Summary

The sociological research as a means to handle the urban ornithological fauna: the case of the Hooded crow *Corvus cornix* in Rome.

A sociological research has been carried out in order to try and sound out the opinion of the people living in Rome on the presence of the Hooded crow in the city. This was meant to demonstrate that the sociological research should play an essential role in this respect, because it would enable to handle the urban ornithological population properly. As a matter of fact, projects suited to control these birds are too often planned without ascertaining whether a real problem does exist for the city dwellers. The survey results have shown that:

- People living in Rome have a positive outlook on the Hooded crow.
- According to the most widespread opinion man should not interfere in the Hooded crow population.
- It is necessary to concentrate all the efforts on the education of the elderly living in the poorest areas of the city because they have proved to be the ones who have assumed a hostile attitude towards the matter at issue.

BIBLIOGRAFIA

- Brown, T., D. Dawson, & R. Miller, 1979. Interests and attitudes of metropolitan New York residents about wildlife. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 44:289-297.
- Clergeau, P., 1997. Oiseaux à risques en ville et en campagne; vers une gestion intégrée des populations. INRA ed., Paris, France.
- Clergeau P., Mennechez G., Sauvage A. & Lemoine A., 2001. Human perception and appreciation of birds : a motivation for wildlife conservation in urban environments of France:69-88. In: Marzluff J. M. , Bowman R. & Donnelly R. (Eds.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Conover, M.R. 1997. Wildlife management by metropolitan residents in the United States: practices, perceptions, costs and values. *Wildl Soc. Bull.* 25: 306-311.
- Haag, D. 1993. Street pigeons in Basel. *Nature* 361. 200.
- Kellert S.R. 1984. Urban American perception of animals and the natural environment. *Urban Ecol.* 8: 209-228.
- Marzluff, J.M., 2001. Worldwide increase in urbanization and its effects on birds, p.19-47. In J.M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly [eds], *Avian ecology and conservation in and Urbanizing World*. Kluwer Academic Press, Norwell, MA.
- Middleton, J. 1994. Effects of urbanization on biodiversity in Canada, p. 127-132. In *Biodiversity in Canada: a science assessment for Environment Canada*, Ottawa.
- Vandruff, L. W., D.L. Leedy & F.W. Stearns. 1995. Urban wildlife and human well-being, p.203-211. In H. Sukkopp, M.Numata and A. Huber [eds]. *Urban ecology as the basis of urban planning*. SPB Academic Publ. The Hague.
- Witter D.J., D.L. Tylka & J.E. Wermer., 1981. Values of urban wildlife in Missouri. *Trans. North Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 46 424-431.

SPOSTAMENTI DEI PICCIONI ROMANI: UNO STUDIO PRELIMINARE CON IL GPS

GAIA DELL'ARICCIA ⁽¹⁾, HANS-PETER LIPP & GIACOMO DELL'OMO

*Division of Neuroanatomy and Behaviour, Anatomy Institute, University of Zürich,
Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zürich, Switzerland.*

(1) Corresponding author. E-mail: gaia.dellariccia@access.univer.ch

INTRODUZIONE

Gli spostamenti dei Piccioni *Columba livia* nelle città sono stati studiati in passato con metodi che hanno utilizzato l'osservazione diretta di uccelli marcati (Janiga, 1987; Sol e Senar, 1995), la rilevazione tramite microchip della loro presenza in luoghi determinati (Dell'Omo, 1997), o la radiotelemetria.

In alcuni di questi studi, condotti nell'area mediterranea, i Piccioni urbani risultano essere poco mobili, con *home range* di circa 3,65 ettari, e spostamenti difficilmente oltre i 300 metri di distanza da un'area centrale (Barbieri et al., 1997; Dell'Omo, 1997; Senar, 1993; Sol e Senar, 1995). Una situazione diversa è stata riscontrata a Bratislava (Slovacchia) dove Janiga (1987) ha osservato che i Piccioni compivano movimenti giornalieri dalla città verso la campagna di circa 30 km per raggiungere i siti di foraggiamento e che questi stormi mantenevano la stessa composizione di individui giorno dopo giorno. Una terza situazione è stata invece descritta a Montreal (Canada) da Lefebvre e Giraldeau (1984), i quali hanno osservato che piccoli stormi di Piccioni urbani si muovevano tra diversi siti di foraggiamento all'interno di una stessa area ma la composizione degli individui nei gruppi cambiava durante il giorno.

Gli spostamenti dei Piccioni a Roma valutati con osservazioni dirette e con l'uso di microchip, sono risultati simili a quelli osservati a Barcellona (Mercurio, 2000; Sol & Senar 1995). Le metodologie impiegate però non hanno consentito di descrivere con precisione l'uso dello spazio e l'andamento dell'attività in modo continuo nel corso della giornata e del periodo di studio.

L'uso di ricevitori GPS (Global Positioning System), offre l'opportunità per un nuovo approccio allo studio dei movimenti degli uccelli perché consente di ricostruire con estrema accuratezza gli spostamenti al suolo e in aria. In particolare, questi strumenti sono stati recentemente impiegati con successo nei Piccioni viaggiatori per descrivere il percorso dal sito di rilascio alla piccionaia (es. Steiner et al., 2000; Biro et al., 2002). Nonostante l'ambiente cittadino non sia il più adatto per l'utilizzo di questo sistema per problemi connessi all'abbassamento del segnale satellitare o alla sua riflessione fra i palazzi, recentemente il GPS si è dimostrato il miglior sistema per ottenere informazioni precise circa l'uso spazio-temporale dell'habitat

cittadino da parte dei Piccioni (Rose et al., 2005). Scopo di questo lavoro è fornire una descrizione preliminare delle dinamiche spazio-temporali dei Piccioni che vivono in ambiente urbano a Roma, grazie all'uso del GPS.

MATERIALI E METODI

Lo studio si è svolto a Roma, nel quartiere Talenti, nel febbraio 2005. Sul balcone di un edificio è stata costruita una voliera di 1 x 2 x 2,5 m la cui porta d'entrata era lasciata abitualmente aperta. I Piccioni sono stati abituati a ricevere cibo all'interno della voliera ogni mattina alla medesima ora. La chiusura della porta della voliera quando i Piccioni erano al suo interno, ne permetteva la cattura. I Piccioni sono stati abituati gradualmente ad essere presi, manipolati e rilasciati.

Sono stati seguiti otto Piccioni adulti, quattro maschi (n° 1, 2, 3, 6) e quattro femmine (n° 4, 5, 7, 8), marcati individualmente con anelli diversi per permetterne il riconoscimento. I Piccioni sono stati abituati a portare un peso delle stesse dimensioni e forma dei GPS, attaccato sulla schiena mediante una strisciolina di velcro (3 x 5 cm) a sua volta incollata sulle penne. L'uso del velcro permetteva la sostituzione del peso con il registratore GPS al momento dell'esperimento. I GPS venivano recuperati il giorno seguente per la raccolta dei dati registrati.

Gli strumenti utilizzati sono dei piccoli registratori GPS prodotti dalla ditta Tecnosmart (www.tecnosmart.eu). Avevano un peso di circa 20 g e misuravano 3 x 5 x 0,7 cm. Captando il segnale da almeno tre dei 24 satelliti orbitanti attorno al globo, il micro registratore GPS può calcolare la sua posizione geografica con un'errore inferiore a 4 metri nel 95% dei rilevamenti. L'uso del GPS permette una riproduzione precisa degli spostamenti registrando le localizzazioni ad intervalli di dieci secondi.

RISULTATI

Come si può osservare dalla Figura 1, la maggior parte dei rilevamenti è concentrata attorno al luogo di cattura.

Con il metodo del minimo poligono convesso sono stati calcolati gli *home range* degli otto Piccioni. In media i Piccioni coprivano un'area di $7,3 \pm 1,2$ ettari, ma ci sono marcate differenze tra individui dal momento che alcuni compivano ampi spostamenti di quasi 15 ettari mentre altri si spostavano pochissimo, limitandosi ad aree di poco più di mezzo ettaro.

Prendendo come riferimento la voliera in cui i Piccioni dell'esperimento tornavano costantemente tutte le mattine (in un balcone sulla stessa facciata dell'edificio sul quale i Piccioni in riproduzione nidificavano), sono state misurate le distanze massime raggiunte. I Piccioni percorrevano distanze sempre inferiori a 700 m, con una



Fig. 1. Distribuzione dei punti di localizzazione degli otto Piccioni sperimentali.

media di 280 ± 45 metri. Anche i tempi di questi spostamenti erano estremamente variabili tra individui. Generalmente gli uccelli si allontanavano per periodi di circa 20-30 minuti nel corso della giornata: i soggetti n° 6 e n° 7, ad esempio, non si sono mai allontanati dalla zona della voliera, compiendo solo spostamenti circolari attorno ad essa. All'estremo opposto il Piccione n° 2 si è allontanato di 700 m per più di quattro ore prima di tornare nella zona della voliera.

Il campione limitato non ha permesso un'analisi approfondita degli orari degli spostamenti, è emerso però che uno stesso piccione che in un giorno si allontanava per una o più ore, in un altro giorno si allontanava solo per pochi minuti o affatto.

Un'altra analisi descrittiva eseguita riguarda la lunghezza e la velocità di volo. Prendendo in esame gli spostamenti avvenuti con velocità compatibili con il volo di un piccione (>20 e <100 km/h) sono state misurate le lunghezze dei tragitti percorsi in volo come somma dei singoli segmenti tra due successive localizzazioni. Alcuni Piccioni hanno volato per tragitti brevissimi mentre il massimo raggiunto è stato di 1,5 km. In media i Piccioni compivano voli di 400 ± 100 metri.

La velocità del volo era compresa fra i 26 e i 91 km/h (media 44 ± 6 km/h).

DISCUSSIONE

Dall'analisi dei dati emerge che quattro Piccioni su otto hanno trascorso quasi tutto il loro tempo in un'area ristretta dal diametro di appena 150 m, allontanandosi in poche occasioni e soltanto per pochi minuti fino ad una distanza massima di 350 m. L'analisi della distribuzione delle localizzazioni in quest'area mostra che queste si concentravano su una decina di edifici e alcuni pini, i primi visitati probabilmente come siti di foraggiamento, mentre gli alberi utilizzati come riparo. Grazie alla precisa localizzazione del GPS è stato possibile individuare i punti esatti degli edifici e si è visto che si trattava di balconi o terrazzi privati. In alcuni casi sono stati contattati i proprietari che hanno confermato di distribuire in modo più o meno regolare il cibo ai Piccioni.

Gli altri quattro Piccioni hanno invece compiuto spostamenti di maggiore entità, non allontanandosi comunque mai oltre i 700 m. Questi spostamenti avevano una durata maggiore, fino a un massimo di quattro ore, ed erano diretti ad altri siti di foraggiamento su edifici, un parco, e una fattoria.

Gli studi condotti in altre città del Mediterraneo rilevano che i Piccioni hanno poca mobilità, spostandosi raramente oltre i 300 metri e che i loro *home ranges* sono circoscritti in media ad aree di 3,65 ettari (Barbieri, 1997; Dell'Omo, 1997, Sol e Senar, 1995). Le superfici e le distanze coperte dai Piccioni utilizzati nel nostro studio (condotto in un'area non tipicamente del centro cittadino), pur se leggermente più ampie di quelle riportate negli studi sopracitati confermano la poca mobilità di questi uccelli in ambiente urbano. Altro aspetto importante, finora mai considerato e quantificato, è che i Piccioni urbani passano in volo una percentuale quasi trascurabile del loro tempo (pochi secondi ogni ora), compiendo percorsi di circa 400 metri, con massimi di 1,5 chilometri. Questi sono valori estremamente bassi se si pensa che un piccione viaggiatore durante il volo spontaneo in uscita dalla piccionaia, percorre oltre 30 Km volando in circoli ad una distanza massima di 150 m dalla piccionaia (dati non pubblicati).

Da esperimenti di laboratorio si sa che il piccione è capace di apprendere compiti basati sulla manipolazione di elementi spaziali e parametri temporali e successivamente di memorizzare informazioni spazio-temporali anche per lunghi periodi ed estrapolare concetti (Cook et al. 1997). L'osservazione dei dati raccolti nel corso della nostra ricerca suggerisce che questa capacità di associazione e riconoscimento di luoghi e tempi sia presente e venga manifestata dai Piccioni di città quando visitano in orari stabiliti determinati siti di foraggiamento. Purtroppo, il campione ridotto utilizzato in questo studio preliminare non ha consentito un'analisi più approfondita delle dinamiche temporali degli spostamenti. In futuro ci si propone di allargare il campione ed estendere il periodo dell'indagine per poter esaminare la direzione e la frequenza degli spostamenti anche in relazione alla disponibilità temporale delle risorse trofiche, e per valutare se esistano eventuali differenze comportamentali fra i sessi, per ora non riscontrate.

Ringraziamenti. questo lavoro è stato supportato da Swiss National Science Foundation (NF and SCOPES 7IP62145), da NCCR “Neural Plasticity and Repair”, e da Swiss Homing Pigeon Foundation.

Summary

Movements of feral pigeons living in Rome: a preliminary study with GPS

Classical methods for studying the movements of feral pigeons in towns are mostly based on direct observations of ringed birds (capture/recapture methods). The distances covered during the daily movements range from few hundred meters (Barcellona) up to 30 km (Bratislava). In this study eight feral pigeons were fitted with miniature GPS dataloggers, and their position recorded every ten seconds during repeated daily sessions. Similarly to the situation in Barcellona the daily movements were restricted over a narrow area confirming the limited mobility of the birds. In fact, pigeons were able to exploit different food sources in a short radius of about 150 m from a central area. There was also a wide interindividual variability in the timing and pattern of movements, some birds moving at distances of up to 700 meters. The analysis of GPS data revealed that the time spent flying by feral pigeons was very limited compared for example to the spontaneous free flight of homing pigeons. A much bigger sample size is needed for assessing the temporal dynamics of the movements and possible sexual differences.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri F., Caldonazzi M., Zanghellini S. e Zorzi S. 1997. Il colombo (*Columba livia* f. *domestica*) nel comune di Trento. Centro di Ecologia Alpina, Trento, 7:1-62.
- Biro D., Guilford T., Dell’Omo G. e Lipp H.-P. 2002. How the viewing of familiar landscapes prior to release allows pigeons to home faster: evidence from GPS tracking. *The Journal of Experimental Biology*, 205: 3833-3844.
- Bürgi C., Werffeli S., 1999. GPS-System zur Aufzeichnung des Flugweges bei Brieftauben. Dipl. ing Thesis Zürich. Swiss Federal Institute of Technology, Institute for Electronics.
- Cook R.G., Katz J.S. e Cavoto B.R. 1997. Pigeon same-different concept learning with multiple stimulus classes. *The Journal of Experimental Psychology*, 23: 417-433.
- Dell’Omo A. 1997. La scelta sessuale del piccione (*Columba livia*). Tesi di laurea. Università di Roma “La Sapienza”. Roma.
- Janiga M. 1987. Seasonal aspects of intensity and course of daily translocations of pigeons (*Columba livia* f. *domestica*) for food from Bratislava to its surroundings. *Acta Facultatis Rerum Natura Universitates Comenianae*, 32: 47-59.
- Lefebvre L. e Giraldeau L.A. 1984. Daily feeding sites use of urban pigeons. *Canadian Journal of Zoology*, 62: 1425-1428.

- Mercurio L. 2000. Attività alimentare del piccione urbano: implicazioni per il controllo farmacologico della riproduzione. Tesi di laurea. Università di Roma "La Sapienza". Roma.
- Rose E., Nagel P. e Haag-Wackernagel D. 2005. Suitability of using the global positioning system (GPS) for studying Feral Pigeons *Columba livia* in the urban habitat. *Bird Study*, 52:145-152.
- Senar J.C. 1993. Bird census techniques for urban habitat: a review. Atti del convegno: Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (Piccioni e storni): problemi e prospettive. Roma: 36-44.
- Sol D. e Senar J.C. 1995. Urban pigeon populations: stability, home range, and the effect of removing individuals. *Canadian Journal of Zoology*, 73: 1154-1160.
- Steiner I., Bürgi C., Werffeli S., Dell'Omo G., Valenti P., Tröster G., Wolfer D.-P. and Lipp H.-P., 2000. A GPS logger and software for analysis of homing in pigeons and small mammals. *Physiology & Behavior*, 71: 589-596.

GLI UCCELLI E LE LINEE ELETTRICHE

GIACOMO DELL'OMO⁽¹⁾, DAVID COSTANTINI⁽²⁾,
GIUSEPPE DI LIETO⁽¹⁾ & STEFANIA CASAGRANDE⁽³⁾

*(1) Ornis italica, Piazza Crati 15, 00199 Roma, Italy
E-mail: dellomo@iss.it*

*(2) Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università La Sapienza,
Viale dell'Università 32, 00185 Roma, Italy*

*(3) Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, University of Parma,
Parco Area delle Scienze 11, 43100 Parma, Italy*

INTRODUZIONE

La letteratura scientifica e i quotidiani di informazione si sono spesso occupati dei rapporti tra linee elettriche (LE) e ambiente soprattutto per il potenziale rischio di elettrocuzione e di collisione che queste rappresentano per l'avifauna (vedi ad es. Heijnis, 1990; Penteriani, 1997).

Alcune caratteristiche rendono tuttavia le LE attraenti come siti per la nidificazione. Ad esempio, i tralicci sono ritenuti siti per la nidificazione migliori delle pareti naturali con esposizione verso sud, per il vantaggio di avere sempre delle zone in ombra nell'armatura (Nelson & Nelson, 1976). Inoltre i nidi sui tralicci sono più ventilati e non corrono il rischio di eccessivo riscaldamento.

La mancanza di "alloggi" non è un problema solo umano. Nelle aree urbane, in quelle industrializzate e in quelle intensamente coltivate è sempre più raro trovare vecchi alberi, fattorie, fienili o cavità naturali adatti per la nidificazione degli uccelli da preda che non costruiscono il nido (Sedgwick & Knopf, 1991; Newton, 1994). Spesso questi ambienti presentano caratteristiche topografiche e trofiche potenzialmente in grado di sostenere una popolazione nidificante con discrete densità, ma la mancanza di siti per la nidificazione costituisce un fattore estremamente limitante (Newton, 1979). La diminuzione di siti per la nidificazione è stata documentata negli ultimi decenni in vari nazioni Europee. L'uso di nidi artificiali si è rivelato uno strumento efficace per limitare gli effetti negativi legati all'antropizzazione ed alla conseguente diminuzione di siti per la nidificazione. In questo contesto, l'impiego delle LE come supporto per nidi artificiali era stato già suggerito nel passato quale elemento in grado di aumentare la densità delle popolazione nidificanti di rapaci in aree aperte (Goodland, 1973; Olendorff & Stoddart, 1974). Talvolta la presenza di nidi naturali non è compatibile con le operazioni di mantenimento e di gestione delle LE a causa dei materiali di costruzione che possono provocare cortocircuiti ed interruzioni della linea (Olendorff et al., 1981). È stato quindi suggerito il posizionamento strategico, cioè lontano da isolatori e da altre zone a rischio, di strutture artificiali

per la nidificazione e di posatoi. L'uso di piattaforme artificiali per la nidificazione si è rivelato anche utile per ridurre e prevenire il rischio di elettrocuzione.

L'incremento della densità di popolazione rappresenta il più immediato effetto determinato dall'installazione di cassette nido (Marti et al., 1979). La struttura delle cassette nido può influenzare il successo riproduttivo. Per esempio la grandezza della cavità condiziona l'occupazione in varie specie di uccelli, compresi i rapaci (van Balen et al., 1982; Bortolotti, 1994). Alcuni studi hanno riportato una relazione causale tra la grandezza della cavità e le dimensioni della covata in alcune specie che nidificavano all'interno di cassette nido mentre nessuna relazione significativa è stata riscontrata nelle stesse specie che nidificavano all'interno di cavità naturali (Pravosudov, 1994). Inoltre, il successo riproduttivo misurato in cavità artificiali (cassette nido) risulta in genere superiore rispetto a quello in cavità naturali. Uno studio svedese condotto su sette specie di passeriformi che nidificano in cavità ha rilevato una mortalità media, dovuta alla predazione all'interno delle cassette nido, più bassa del 62.0 % rispetto a quella in cavità naturali (Nilsson, 1984). Risultati simili sono stati ottenuti anche con altre specie (Korpimaki, 1984; Lundberg & Alatalo, 1992).

In questo studio abbiamo valutato subito dopo l'installazione di cassette nido sulle LE avvenuta negli anni 1998-99 l'importanza di alcuni fattori relativi alle caratteristiche ambientali e al posizionamento delle cassette nido nel determinare la scelta del sito di nidificazione da parte del Gheppio *Falco tinnunculus*. Presentiamo inoltre una sintesi dei dati sulla biologia riproduttiva raccolti dal 1998 al 2004 (per i dati riguardanti l'influenza di ambiente e comportamento individuale sull'alimentazione vedi Costantini et al., 2005).

Un'ulteriore obiettivo di questa ricerca è stato quello di fornire una lista di elementi da considerare in successivi studi, che prevedono l'installazione di nidi artificiali. Questo consentirà a chi si appresta a studiare questa specie una migliore pianificazione nella scelta del sito e nelle modalità di installazione delle cassette nido.

MATERIALI E METODI

a) Area di studio e nidi artificiali

L'area di studio copre circa 1200 Km² all'interno della provincia di Roma. I dati sono stati raccolti su un totale di 200 nidi artificiali installati nel 1998 su altrettanti tralicci metallici della rete elettrica ENEL/TERNA, con voltaggio compreso tra 60 e 380 kV. Sono state interessate 36 diverse linee elettriche, che attraversavano l'area di studio in varie direzioni. I nidi sono stati posizionati in habitat diversi come boschi, pascoli, coltivi ed aree con diverso grado di antropizzazione. La localizzazione dei singoli nidi è stata registrata con GPS ed è stata costruita una mappa della loro distribuzione (non inclusa nel presente lavoro).

b) Specie modello

Il Gheppio, come altri falconiformi, non costruisce il nido, ma nidifica nei siti più disparati come cavità naturali di alberi, scogliere o dirupi, o in nidi di altre specie di uccelli, generalmente corvidi, o in manufatti, edifici e ruderi (ad es. Shrubbs, 1993). I Gheppi sono, inoltre, particolarmente attratti dai tralicci delle linee elettriche, su cui nidificano spontaneamente utilizzando nidi abbandonati dalle cornacchie. I siti di nidificazione del Gheppio si trovano anche in aree fortemente antropizzate (vedi Sommani, 1986 e Salvati et al., 1999 per dati riguardanti l'area urbana di Roma).

c) Cassette nido e loro posizionamento sui tralicci

In questo studio abbiamo utilizzato cassette nido realizzate in compensato marino (spessore 1 cm, dimensioni di 50 x 30 x 30 cm: lunghezza, altezza, larghezza), con apertura posizionata sul lato corto (simili al modello di Dewar & Shawyer, 1996) e torba di sfagno come lettiera. I nidi sono stati posizionati sui tralicci a varie altezze e con orientamenti diversi al fine di valutare eventuali effetti sull'occupazione dovuti a queste due variabili. L'apertura è stata rivolta in varie direzioni, successivamente raggruppate in otto categorie corrispondenti ai quadranti della bussola ed ai loro orientamenti intermedi. Le altezze che variavano da un minimo di 4 m ad un massimo di 23 m dal suolo, sono state raggruppate in tre categorie: i) < 10 m, ii) tra 10 e 15 m, iii) > 15 m. Inoltre, le cassette nido sono state installate anche in modo da offrire un ampio "panorama" agli uccelli. Questo elemento di difficile quantificazione è stato categorizzato in tre livelli crescenti sulla base di una valutazione personale che teneva conto della profondità e dell'ampiezza del campo visivo (vedi Henty, 1996). Tutti i nidi sono stati posizionati al di sotto della barriera anti-salita. La scelta dei tralicci su cui installare le cassette è stata effettuata seguendo due strategie: i) distribuire il più uniformemente possibile i nidi intorno alla città di Roma, compatibilmente alle zone nelle quali passavano le linee; ii) posizionare un numero consistente di nidi in diverse tipologie ambientali per poter rilevare eventuali differenze nel successo di occupazione e nidificazione in relazione all'habitat.

d) Fattori ambientali considerati

La scelta degli elementi ambientali da considerare e la valutazione della loro importanza nel determinare l'occupazione del sito da parte dei Gheppi è stata effettuata sia considerando caratteristiche ed esigenze locali, sia tenendo conto di esperienze condotte su specie affini, in particolare in Nord America ed in Europa (Donazar et al., 1987; Kostrzewa, 1987). L'identificazione delle caratteristiche ambientali circostanti il nido è stata effettuata unendo le osservazioni sul campo a quelle riportate su cartine IGM della provincia di Roma e a quelle ricavate da altre fonti (Comune di Roma, 1997; Centro Interregionale, 1999).

Le caratteristiche ambientali relative a ciascun sito sono state raggruppate in due principali categorie afferenti al macro e al microhabitat. Gli elementi del macrohabitat hanno compreso caratteristiche generali del territorio quali l'uso e il grado di

antropizzazione. I parametri di interesse sono stati inizialmente ricavati dalla mappa dell'uso del suolo utilizzando il *Corine Land cover* (Centro Interregionale, 1999). Questi sono stati poi adattati raggruppandoli nelle seguenti sottocategorie:

ambiente urbano (comprendente aree industriali, aree verdi urbane, tessuto urbano continuo e discontinuo);

aree occupate da colture agrarie con presenza di fabbricati;

boschi di latifoglie;

brado (prati stabili e aree a vegetazione arbustiva e boschiva);

coltivi (oliveti, vigneti ed orti);

seminativi in aree non irrigue;

varie (cantieri, aree sportive e ricreative, reti stradali, ferroviarie e spazi accessori, corsi d'acqua, canali e idrovie).

Nell'analisi del microhabitat sono state considerate le distanze (m) dai seguenti elementi naturali ed antropici presenti nel raggio di 1000 m dal nido:

abitazioni;

ruderi;

aree boschive (bosco fitto o gruppi di alberi isolati);

strade;

acque permanenti;

centrali elettriche.

Le coltivazioni sono state raggruppate e divise in cinque categorie comprendenti cereali (mais, orzo, grano e farro), soia e girasole, foraggio (fieno ed erba medica), oliveti e/o vigneti e coltivazioni miste (cioè colture ad orto, frutteti e cereali). Inoltre, sono stati assegnati valori al "panorama" (normale, buono e ottimo) e all'andamento del terreno a seconda che il traliccio fosse in una zona pianeggiante, in pendio o su alture.

e) Raccolta dati

La raccolta dati si è svolta tramite sopralluoghi ai singoli nidi. Ogni nido era identificato da un numero progressivo che consentiva di risalire alla data della sua installazione, al nome della linea elettrica e al numero del rispettivo traliccio sul quale era stato montato. La sola presenza degli uccelli nei pressi del nido non è stata ritenuta un motivo sufficiente per considerare il nido come occupato. I dati acquisiti durante le osservazioni hanno riguardato l'eventuale occupazione delle cassette nido da parte dei Gheppi o di altre specie, le caratteristiche relative al nido: altezza dal suolo, orientamento, le caratteristiche del territorio circostante, le date di deposizione e schiusa, la dimensione della covata, il successo di schiusa e d'involo. Ogni cassetta nido occupata è stata considerata come un tentativo di nidificazione. La percentuale di occupazione è stata calcolata dal rapporto dei nidi risultati occupati sul totale dei visitati.

RISULTATI

a) Occupazione dei nidi e scelta del sito

Oltre al Gheppio, le cassette nido sono state occupate anche da altre specie quali la Passera d'Italia *Passer italiae* in undici casi, l'Allocco *Strix aluco* in sette, la Ghiandaia *Garrulus glandarius* e la Taccola *Corvus monedula* in un'unica occasione. Questi nidi non sono stati inclusi nell'analisi dei dati riguardanti l'occupazione in quanto non erano disponibili per la nidificazione da parte dei Gheppi. Perciò, nei 180 nidi rimasti disponibili e controllati nel corso del primo anno, l'occupazione da parte dei Gheppi è stata del 52,6 %.

I nidi raggruppati nelle tre categorie di distanza dal suolo (< 10 m: 29 nidi; tra 10 e 15 m: 99 nidi; > 15 m: 50 nidi) hanno avuto un'occupazione del 50, 60,2 e 61,2 %, rispettivamente (Fig. 1). In base all'orientamento, cioè la direzione in cui è posizionata l'apertura della cassetta, i nidi sono stati raggruppati in otto categorie corrispondenti ai quadranti ed ai loro orientamenti intermedi. Anche se relativamente pochi, i nidi con esposizione nord sono stati i più penalizzati, dal momento che nessuno dei sei è stato occupato (Fig. 2). Al contrario, quelli con esposizione sud hanno mostrato la percentuale più alta di occupazione (62,2 %). I rimanenti nidi, con altri orientamenti, hanno mostrato valori di occupazione intorno al 50%. L'occupazione delle cassette nido è risultata essere influenzata dalle caratteristiche del macrohabitat.

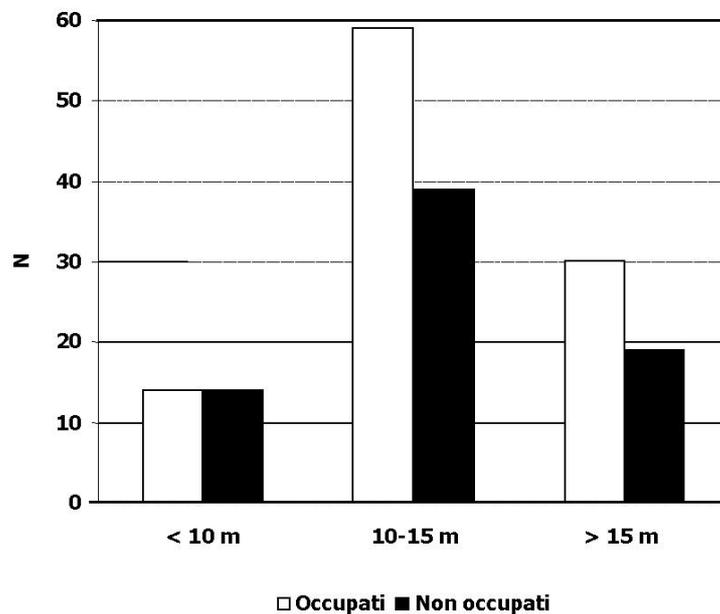


Fig.1. Occupazione delle cassette nido (n = 180) disponibili per i Gheppi in relazione all'altezza.

I siti meno utilizzati rispetto alla loro disponibilità sono stati quelli posti in ambienti boschivi e in ambiti urbani, avendo riportato un'occupazione non superiore al 33,3%.

L'analisi delle caratteristiche del microhabitat relativamente a 75 nidi occupati ha evidenziato:

- distanza media (calcolata su 42 nidi) dagli edifici di 298 m;
- distanza media da ruderi (8 nidi) di 148 m;
- distanza media da bosco e gruppi di alberi (20 nidi) di 157 m;
- distanza media da specchi d'acqua o fiumi (17 nidi) di 188 m;
- distanza media da strade con modesto o intenso traffico veicolare (52 nidi) di 222 m; quattro nidi erano inoltre in prossimità di centrali elettriche.

Inoltre, le coltivazioni riscontrate per 61 nidi sono state:

- cereali (28 nidi);
- soia e girasole (5 nidi);
- foraggio (fieno ed erba medica) (7 nidi);
- oliveti e/o vigneti (7 nidi);
- coltivazioni miste (orti, frutteti e coltivazioni cerealicole) (14 nidi).

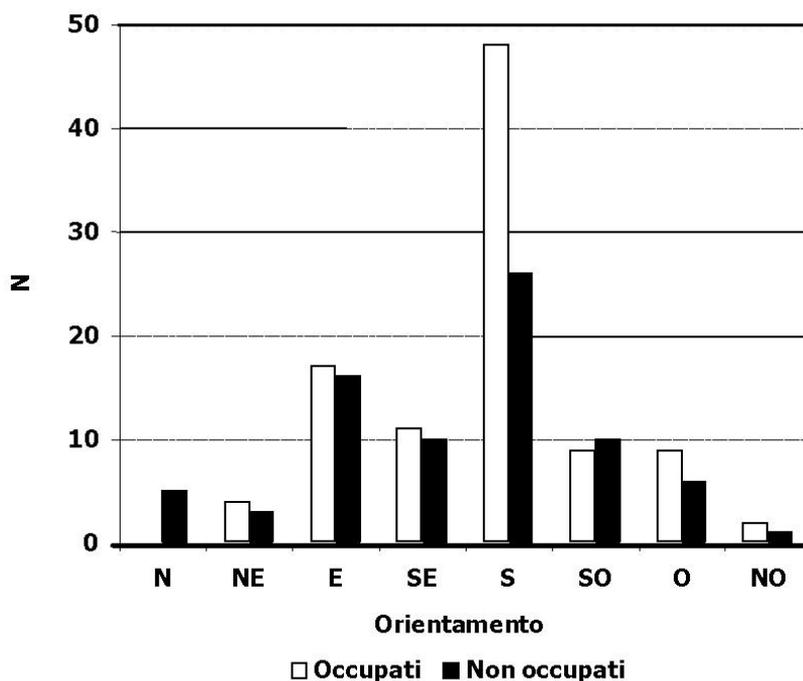


Fig.2. Occupazione delle cassette nido (n = 180) disponibili per i Gheppi in relazione all'orientamento.

b) Biologia riproduttiva

La data media di deposizione è stata il 17 aprile (intervallo: 11 marzo - 18 maggio; 440 nidi). La dimensione media della covata è stata di 5,1 uova (3 - 6 uova; 454 nidi) con una maggior frequenza delle covate da sei e da quattro all'inizio ed alla fine della stagione riproduttiva, rispettivamente (correlazione di Pearson tra dimensione della covata e data di deposizione: $r = -0,45$, $n = 428$, $p < 0,001$; Fig. 3). La data media di schiusa è stata il 21 maggio (intervallo: 14 aprile - 25 giugno; 519 nidi) con un successo medio di schiusa dell'88,5 % (intervallo: 82,5 - 92,5). Il successo d'involto è risultato sempre superiore al 95 % con un valore medio del 96,9 % (4,6 nidiacei involati per nido). In totale abbiamo inanellato 2340 Gheppi: 334 nel 1998, 278 nel 1999, 212 nel 2000, 558 nel 2001, 291 nel 2002, 410 nel 2003 e 257 nel 2004.

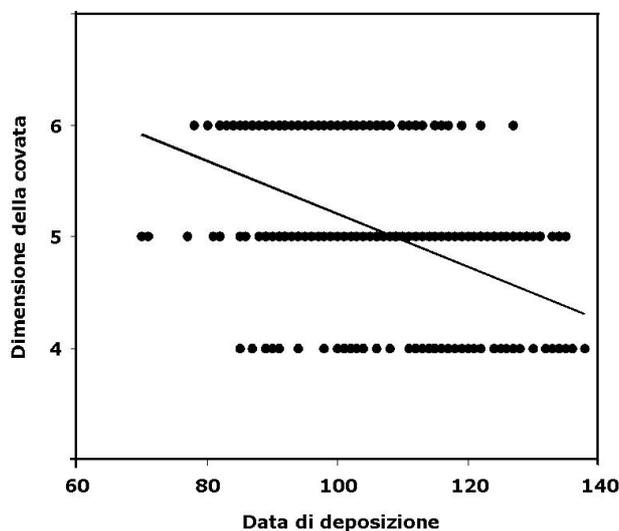


Fig.3. Relazione tra dimensione della nidiata e data di deposizione (dati raccolti da 428 nidiatae dal 1998 al 2004). Il declino stagionale della dimensione della nidiata è stato già registrato in altre popolazioni europee di Gheppio come anche in altre specie di rapaci (data di deposizione considerata a partire dal 1 gennaio).

DISCUSSIONE

La rapida occupazione delle cassette nido riscontrata subito dopo la loro installazione suggerisce che i siti naturali siano effettivamente scarsi nel territorio e rappresentino un fattore limitante per la popolazione di Gheppi. In questo studio, come in altri casi, il numero delle coppie in riproduzione ha mostrato un incremento locale in seguito all'installazione delle cassette (Hamerstrom et al., 1973; Smallwood & Collopy, 1993).

I nidi posizionati al di sotto dei 10 m hanno mostrato una minore occupazione dovuta forse a un maggior rischio di disturbo antropico. Infatti, i Gheppi mostrano di essere particolarmente disturbati da presenze estranee nei pressi del nido (Craft & Craft, 1996). Comunque sia tutte le categorie di altezze hanno riportato una percentuale di occupazione superiore al 50%. Questo suggerisce che l'altezza del nido, sebbene importante nella scelta del sito, non sia un elemento determinante per il successo riproduttivo (vedi ad es. Negro & Hiraldo, 1993).

La maggiore occupazione dei nidi con entrata orientata a sud è probabilmente legata ad una minore esposizione ai venti e a migliori condizioni di temperatura. Queste condizioni possono rappresentare un vantaggio per la termoregolazione durante il periodo d'incubazione quando le temperature ambientali sono ancora basse. La preferenza per cassette nido orientate verso sud o est in parte conferma osservazioni effettuate in altri studi sul Gheppio americano (Balgooyen, 1976; Raphael, 1985; vedi anche i dati sull'assenza di relazione in Varland & Loughin, 1993).

La scarsa nidificazione in prossimità di aree boschive ha due possibili spiegazioni: i) il Gheppio caccia principalmente in aree aperte dove la copertura arborea è scarsa; ii) le aree boschive costituiscono l'habitat caratteristico dell'alocco che è una specie competitorica per i siti di nidificazione e occasionalmente predatrice del Gheppio.

La presenza di abitazioni nelle vicinanze dei nidi non ha influito sull'occupazione dal momento che ben 42 coppie hanno occupato nidi ad una distanza media dagli abitati di circa 300 metri. I restanti nidi che hanno riportato un'occupazione superiore al 50 %, erano su tralicci che attraversavano spazi aperti, quali coltivi, aree a brado e seminativi, confermando la preferenza dei Gheppi per queste aree (vedi Garcia & Guzman, 1991 per dati simili sul Gheppio e Parr et al., 1995 per dati sul Grillaio).

Per quanto riguarda la dispersione dei nidi alcuni autori suggeriscono che la distanza tra due cassette nido, per un buon successo di nidificazione, non debba essere inferiore ad 800 m. Altri invece, ritengono che la distanza tra le cassette non influisca sull'occupazione, non avendo riscontrato differenze significative con cassette nido poste ad una distanza minima, comunque, non inferiore ai 230 m (Craft & Craft, 1996). Nel nostro studio la distanza tra le cassette nido non è risultata essere un fattore condizionante ai fini dell'occupazione; in tre casi i nidi occupati erano a distanze comprese tra 200 e 300 m. Anche nel centro urbano di Roma, in alcuni casi, sono state osservate coppie nidificanti a breve distanza (Salvati et al., 1999)

I dati raccolti durante il periodo di nidificazione evidenziano in generale differenze nella temporalità riproduttiva ed una maggiore produttività della nostra popolazione rispetto a quelle di altre regioni europee. In Spagna, durante il periodo 1982-87, l'inizio della deposizione è risultato più tardivo (8 maggio) con un successo d'involto leggermente inferiore (4 nidiacei per nido, Gil-Delgado et al., 1995). Sempre in Spagna, durante il biennio 1989-1990, sono stati registrati valori inferiori sia della dimensione della covata che del successo di schiusa e d'involto (dati raccolti da cas-

sette nido; Avilés et al., 2000). Nuovamente, l'inizio della deposizione è risultata più tardiva (media: 4 maggio) mentre è stato registrato lo stesso declino stagionale della dimensione della covata. In Olanda, durante il periodo 1977-1986, l'inizio della deposizione è risultato più tardivo mentre nessuna differenza è emersa nella dimensione media della covata (dati raccolti da cassette nido; Beukeboom et al., 1988). Anche in questo caso la dimensione della nidata ha mostrato un declino stagionale. In Finlandia, durante il periodo 1977-83, non è emersa sostanzialmente alcuna differenza nella dimensione della covata mentre è stato registrato un minor successo d'involto (valore massimo: 3,9 nidiacei per nido, Korpimäki, 1986). Anche nel Regno Unito è emersa una minore produttività con valori inferiori sia nella dimensione della nidata che nel successo d'involto registrati durante il periodo 1976-87 (Village, 1990). Inoltre, l'inizio della deposizione è risultata più tardiva. Per quanto riguarda l'Italia, il successo d'involto da noi registrato è risultato più elevato rispetto a quello rilevato per i Gheppi nidificanti nelle aree archeologiche, storiche ed urbanizzate di Roma (vedi Salvati et al., 1999).

CONCLUSIONI

L'analisi dei dati raccolti ha mostrato che le coppie di Gheppi presenti nell'area di studio hanno utilizzato con successo le cassette nido installate sin dal primo anno dalla loro installazione. Questo, oltre a confermare le caratteristiche di opportunismo della specie rispetto ai siti di nidificazione, ha prodotto un aumento delle coppie presenti nella provincia di Roma rispetto al passato.

L'occupazione delle cassette nido è stata facilitata dalle disponibilità trofiche ed è stata anche influenzata dalle caratteristiche ambientali. Il Gheppio ha preferito i nidi posti ad altezze superiori ai 10 m dal suolo, con orientamento a sud e un buon "panorama". Con queste caratteristiche i nidi offrivano una maggiore distanza di sicurezza da eventuali predatori terrestri ed un minor disturbo antropico, una miglior ventilazione e termoregolazione durante i mesi più caldi, e una vista più ampia sul territorio circostante. Gli habitat preferiti sono stati quelli aperti e dominati da una bassa vegetazione, quali coltivi, aree brade e seminativi. Nelle aree urbane e boschive il Gheppio è stato in parte penalizzato da una competizione con l'alocco.

In alcune zone dell'area di studio, dove le caratteristiche ambientali sono risultate più favorevoli, si sono riscontrati valori di densità di coppie relativamente alti, a conferma della idoneità dell'ambiente, che ha permesso un notevole incremento locale delle coppie nidificanti.

La rapida occupazione di nidi artificiali ha evidenziato e confermato che la mancanza di siti naturali, in ambiente adatto, rappresenta un fattore limitante per la densità di popolazione ed il successo riproduttivo. I risultati di questo studio, oltre ad indicare quali elementi possano influire sulla scelta del sito di nidificazione da parte del Gheppio in ambiente mediterraneo, possono rappresentare anche una base di

partenza per ulteriori studi a carattere più ampio. La valutazione della opportunità di fornire nidi artificiali deve fondarsi su evidenze di vantaggi eco-etologici e demografici per le specie considerate. L'esperienza di Roma dimostra che l'uso spontaneo da parte degli uccelli rapaci delle linee elettriche come posatoi e siti di nidificazione può essere facilmente incoraggiato con l'installazione di cassette nido.

Ringraziamenti. Si ringraziano C. Puliti, G. Noia e G. La Catena di ACEA, G. Cavallari e A. Olivieri di TERNA, A. Fanfani, D. Piccirillo, A. Sorace e l'associazione *Ornis italica*.

Summary

Birds and the power lines

Electricity is necessary in the modern world but the power lines for carrying it across the territory can represent for wild birds disadvantages and advantages. In fact, power lines are responsible for the electrocution of many bird species, particularly species with large wing span. Electrocution has caused in the past and nowadays the death of thousands of wild birds in Europe and in the rest of the world. This review however, will discuss the situations in which birds can benefit from the power lines. In particular, it is described an experience launched in Rome in 1998 and still ongoing concerning the installation and subsequent monitoring of many nest boxes on the utility lines of the main local power companies. More than 200 nest boxes have been installed so far and were mostly occupied by kestrels and tawny owls. The kestrel reacted most successfully by occupying year after year an increasing number of boxes not only in natural habitats but also in urbanised areas. This suggests that the availability of nest sites represented an important limiting factor for the reproduction of this species. The regular monitoring of the nest boxes has allowed to record the progressive increase in the number of breeding birds and the collection of valuable data on the reproductive biology of this species.

BIBLIOGRAFIA

- Avilés J.M., Sanchez J.M. & Sanchez A., 2000. Breeding biology of the Eurasian kestrel in the steppes of Southwestern Spain. *Journal of Raptor Research*, 34: 45-48.
- Balgooyen T.G., 1976. Behaviour and ecology of the American kestrels (*Falco sparverius*) in the Sierra Nevada of California. *California Publication of Zoology*, 103: 1-83.
- Beukeboom L., Dijkstra C., Daan S. & Meijer T., 1988. Seasonality of clutch size determination in the kestrel *Falco tinnunculus*: an experimental approach. *Ornis Scandinavica*, 19: 41-48.
- Bortolotti G.R., 1994. Effects of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American kestrels. *Journal of Raptor Research*, 28: 127-133.
- Centro Interregionale, 1999. Corine Land Cover.

- Comune di Roma, 1997. Relazione sullo stato dell'ambiente a Roma. Maggioli Editore, Rimini.
- Costantini D., Casagrande S., Di Lieto G., Fanfani A. and Dell'Omo G., 2005. Consistent differences in feeding habits between neighbouring breeding kestrels. *Behaviour* 142: 1409-1421.
- Craft R.A. & Craft K.P., 1996. Use of free-ranging American kestrels and nest boxes for contaminant risk assessment sampling: a field application. *Journal of Raptor Research*, 30: 207-212.
- Dewar S.M. & Shawyer C.R., 1996. Boxes, baskets and platforms: artificial nest sites for owls and other birds of prey. Chelmsford Press, London.
- Donazar J.A., Ceballos O. & Fernandez C., 1987. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. In: Meyburg B.U. & Chancellor R.D. (eds.), *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin, pp. 545-549.
- Garcia A.S. & Guzhàn J.M.S., 1991. Resultados de occupation de cajas anidaderas en tendidos electricos en Extremadura (Oeste de España): 1986-1990. *Ecologia*, 5:375-391.
- Gil-Delgado J.A., Verdejo J. & Barba E., 1995. Nestling diet and fledgling production of Eurasian kestrels (*Falco tinnunculus*) in Eastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 29: 240-244.
- Goodland R., 1973. Ecological perspectives of power transmission. In: Goodland R., (ed.), *Power lines and the environment*. The Cary Arboretum of the New York Botanical Garden, Millbrook, New York, pp. 1-35.
- Hamerstrom F., Hamerstrom F.N. & Hart J., 1973. Nest boxes: an effective management tool for kestrels. *Journal of Wildlife Management*, 37:00-403.
- Heijnis R., 1980. Bird mortality from collision with conductors for maximum tension. *Ecology of Birds* 2:111-129.
- Henty C.F., 1996. Orientation of golden eagle eyries: an interpretation. *British Birds*, 89: 187-189.
- Korpimäki E., 1984. Clutch size and breeding success of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in natural cavities and nest boxes. *Ornis Fennica*, 61:80-83.
- Korpimäki E., 1986. Diet variation, hunting habitat and reproductive output of the Kestrel *Falco tinnunculus* in the light of the optimal diet theory. *Ornis Fennica*, 63: 84-90.
- Kostrzewa A., 1987. Nest habitat separation in three European raptors: *Accipiter gentilis*, *Buteo buteo* and *Pernis apivorus* - a multivariate analysis. In: Meyburg B.U. & Chancellor R.D. (eds.), *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin, pp. 553-559.
- Lundberg A. & Alatalo R.V., 1992. *The pied fly-catcher*. T. & A.D. Poyser, London.
- Marti C.D., Wagner P.W. & Denne K.W., 1979. Nest boxes for management of barn owls. *Wildlife Society Bulletin*, 7: 145-148.
- Negro J. & Hiraldo F., 1993. Nest-site selection and breeding success in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study*, 40: 115-119.
- Nelson M.W. & Nelson P., 1976. Power lines and birds of prey. *Idaho Wildlife Review*, 28: 3-7.
- Newton I., 1979. *Population ecology of raptor*. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Newton I., 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265-276.
- Nilsson S.G., 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica*, 15: 167-175.

- Olendorff R.R. & Stoddart J.W. Jr., 1974. The potential for management of raptor populations in western grassland. In: Hamerstrom F.N., Harel B.E. & Olendorff R.R. (eds.), Management of raptors. Raptor Research Foundation, Inc. Raptor Report, 2, pp. 105-117.
- Olendorff R.R., Miller A.D. & Lehman R.M., 1981. Suggested practices for raptor protection on power lines: the state of the art in 1981. Raptor Research Foundation, Inc. Raptor Report, 4: 53-62.
- Parr S., Collin P., Silk S., Wilbraham J., Williams N.P. & Yarar M., 1995. A baseline survey of lesser kestrel *Falco naumanni* in central Turkey. Biological Conservation, 72: 45-53.
- Penteriani V., 1997. L'impatto delle linee elettriche sull'avifauna, Vieri, Roccastrada (Gr).
- Pravosudov V.V., 1994. Clutch size and fledging rate in the Eurasian nuthatch breeding in natural cavities is unrelated to nest size. Journal of Field Ornithology, 66:231-235.
- Raphael M.G., 1985. Orientation of American kestrel nest cavities and nest trees. Condor, 87: 437-438.
- Salvati L., Manganaro A., Fattorini S. & Piattella E., 1999. Density, nest spacing, breeding success and diet of a kestrel *Falco tinnunculus* urban population. Alauda, 67: 47-52.
- Sedgwick J.A. & Knopf F.L., 1991. The loss of avian cavities by injury compartmentalization. Condor, 97: 781-783.
- Shrubbs M., 1993. Nest sites in the kestrel *Falco tinnunculus*. Bird Study, 40: 63-73.
- Smallwood J.A. & Collopy M.W., 1993. Management of the threatened southeastern American kestrel in Florida: population responses to a regional nest-box program. Journal of Raptor Research, 27: 81.
- Sommani E., 1986. Note sulla biologia di alcune coppie di Gheppio, *Falco tinnunculus*, presenti in Roma. Rivista italiana di Ornitologia, 56: 40-52.
- Van Balen J.H., Booy C.J.H., van Franeker J.A. & Osieck E.R., 1982. Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. Ardea, 70: 1-24.
- Varland D.E. & Loughin T.H., 1993. Reproductive success of American kestrels nesting along an interstate highway in Central Iowa. Wilson Bulletin, 105: 465-474.
- Village A., 1990. The kestrel, T. & A.D. Poyser, London.

NIDIFICAZIONE DELLA CORNACCHIA GRIGIA *Corvus corone cornix* A ROMA: COME INFLUISCE LA PRESENZA UMANA?

EMILIANO DE SANTIS

S.R.O.P.U. , Via Britannia, 36 - 00183 Roma, emiliano.ds@inwind.it

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni è cresciuto l'interesse per le specie problematiche ("pest species") che creano danni di diversa entità alle attività umane. In ambito urbano i Corvidi, oltre Piccioni, Storni e Gabbiani, producono talvolta disagi nella popolazione a causa di rumore e notevoli accumuli di guano in specifici posatoi (roosts) notturni e diurni (Tompa, 1975; Marzluff et al., 1994; Cignini, 1996; Belant, 1997; Marzluff et al., 2001; Soh et al., 2002). La Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* potrebbe arrecare danni o disturbi a causa di: una possibile esplosione demografica (similmente verificatasi in altri paesi come la Malesia per il Corvo delle Case *Corvus splendens*, Soh et al., 2002); l'uso di alcuni siti importanti per la popolazione umana (cimiteri, monumenti) come roosts notturni (negli Stati Uniti, questa problematica si è riscontrata con l'insediamento urbano del Corvo Americano *Corvus brachyrhynchos*, Marzluff et al., 2001); l'uso di siti di alimentazione (parchi urbani, discariche) altamente influenzati dall'uomo. Viene ipotizzato che ambienti frammentati con aree aperte e siti di nidificazione disponibili possono favorire la nidificazione dei Corvidi (Tompa, 1975; Saino e Meriggi, 1990; Marzluff et al., 1994; Smedshaug et al., 2002) come la stessa Cornacchia grigia (Smedshaug et al., 2002). L'obiettivo dello studio è quello di individuare alcune delle variabili schiettamente antropiche che possono favorire o inibire la presenza della specie come nidificante dentro Roma.

AREA DI STUDIO E METODI

Sono stati individuati all'interno del G.R.A. nidi di Cornacchia grigia a seguito di censimenti invernali (Fasola e Brichetti, 1983; Bibby et al., 1993; Brichetti e Gariboldi, 1997) durante le stagioni 2001-2002 e 2002-2003 lungo i Viali alberati di Roma (n° totale di nidi = 207, n° totale di Viali = 43) al fine di individuare alcune delle variabili significative nella scelta del sito di nidificazione della specie. Per ogni Viale alberato è stata misurata la distanza lineare di ogni nido dagli edifici più vicini e la distanza media del filare alberato dagli edifici che bordano il filare stesso, oltre che il numero di nidi per km in ogni viale. È stata esaminata, inoltre, l'altezza relativa del filare alberato rispetto all'altezza dei palazzi che contengono il filare stesso (filare più basso, più alto, di altezza simile).

RISULTATI

C'è una differenza significativa tra le due distanze medie considerate (log-trasformate, Sokal e Rohlf, 1995, Fig. 1), con la distanza effettiva dei nidi dagli edifici (26.02 m) maggiore di quella del filare stesso (16.52 m) ($t_{66} = -3.17$; $p < 0,001$). Risulta un'associazione tra l'altezza dei palazzi che contengono il filare alberato e la densità di nidi presenti nel filare stesso per ogni tipologia ($\chi^2_2 = 6.077$; $p < 0,05$): viali con alberature e nidi più alti dei palazzi limitrofi presentano una densità di coppie nidificanti maggiore di quella che si ha con alberature più basse od a pari altezza degli edifici limitrofi.

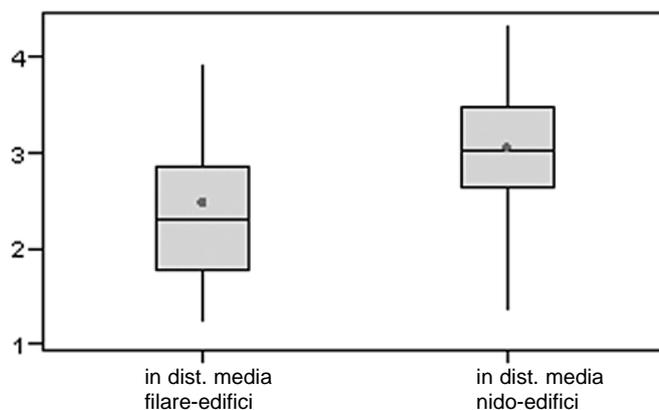


Fig. 1. Confronto tra le medie (log-trasformate) della distanza dei filari alberati dai palazzi che li bordano (colonna a sx) e della distanza effettiva dei nidi dagli edifici più vicini (colonna a dx) i punti sono le medie dei due campioni.

DISCUSSIONE

I dati raccolti indicano come esistano delle variabili ambientali di carattere prettamente antropico (distanza da palazzi limitrofi, altezze relative delle alberature rispetto agli edifici) che possono influenzare la scelta del sito di nidificazione della Cornacchia grigia in un ambiente altamente frammentato come la metropoli romana. La specie preferisce nidificare sugli alberi più lontani dai palazzi, quindi negli spazi più aperti (piazze, incroci, etc.). La distribuzione della densità di nidificazione nelle diverse tipologie strutturali di filari alberati rafforza una ipotesi di scelta di spazi aperti all'interno del mosaico urbano (Tompa, 1975; Londei e Maffioli, 1989; Smedshaug et al., 2002): la densità risulta essere più alta dove i filari alberati sono più alti dei palazzi limitrofi; in altre città come Torino (Dotti e Galli-Orsi, 1991)

questa variabile non sembra avere un ruolo importante nella scelta del sito. Altri studi in ambiente rurale hanno evidenziato come la distanza dagli insediamenti urbani sia una variabile importante nella scelta del sito di nidificazione (Fasola e Bricchetti, 1983; Fasola et al., 1988; Saino e Meriggi, 1990). Le forze attrattive e le pressioni esterne per alcune specie generaliste (come la Cornacchia grigia) colonizzatrici dell'ambiente urbano (Tomialojc, 1982) sono evidentemente molto forti e tali da spingere la specie studiata a nidificare comunque in città, ma sempre in aree il più aperte possibile. Precedenti studi compiuti a Roma (De Santis e Fraticelli, 2003) mostrano come altri elementi di alto valore ecologico (Fiume Tevere, inteso come corridoio) possano influenzare positivamente la presenza della specie in oggetto. La conoscenza esatta di tutti i fattori determinanti sia la distribuzione che la densità di nidificazione di una specie problematica come la Cornacchia grigia è di fondamentale importanza per una eventuale e corretta gestione della specie, qualora se ne riscontrasse il bisogno. Si ringrazia Fulvio Fraticelli per il prezioso aiuto in fase di realizzazione della ricerca.

Summary

Breeding Hooded Crow *Corvus corone cornix* in Rome: how human presence plays its role?

Hooded crow *Corvus corone cornix* could become a pest species in the city of Rome because of its capability in exploiting man-influenced resources like food, nest sites and protection from predators. The aim of this study is to find those variables that could define Hooded crow's choice for nest-site. Along treerows ($n = 43$), distance from buildings of both nests ($n = 207$) and trunks of trees where nests were built was measured. The relative height of treerows compared to building's one was also evaluated. Those variables influenced breeding Hooded Crow's nesting choice. Nests were built mostly in open spaces where distance from buildings was longer, for example on crosses and public squares. A relationship between breeding densities and height of treerows was found, with the higher densities in treerows taller than buildings, supporting an hypothesis of nest selection towards open spaces. An adequate crow's population management would take into account the evaluation of the environmental variables that define nest-site selection in Hooded Crow, in order to minimize its abundance in the city of Rome, if necessary.

BIBLIOGRAFIA

- Belant J.L., 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning* 38: 245-258.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., 1993. *Bird Census Techniques*. Published for the B.T.O. and R.S.B.P. Academic Press, London.

- Cignini B., 1996. I dormitori di Storno (*Sturnus vulgaris*) nella città di Roma (1993-4). In: L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica. Monografia n°5 dell'ASOIM, Electa Napoli.
- De Santis E. & Fraticelli F., 2003. Influenza del Fiume Tevere sul fenomeno dell'inurbamento della Cornacchia Grigia *corvus cornix*: Avocetta, Atti del XII° Convegno Italiano di Ornitologia, Ercolano (Napoli), 23-27 Settembre 2003.
- Dotti L. & Galli Orsi U., 1991. Censimento tramite conteggio invernale dei nidi di Cornacchia e di Gazza nella Città di Torino. In: Fasola M.(red). Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina 16: 329-331.
- Fasola M. & Bricchetti P., 1983. Mosaic distribution and breeding habitat of the Hooded Crow *Corvus corone cornix* and the Magpie *Pica pica* in Padana Plain (Northern Italy). Avocetta 7:67-84.
- Fasola M., Pallotti E. & Chiozzi G., 1988. Fattori della distribuzione locale dei nidi di Cornacchia e Gazza. Avocetta 12: 49-53.
- Londei T. & Maffioli B., 1989. La Cornacchia grigia, *Corvus corone cornix*, a Milano. Riv. Ital. Orn. 59 (3-4): 241-258.
- Marzluff, J. M., Boone R. B. & Cox G. W., 1994. Historical changes in populations and perceptions of native pest and bird species in the West. Studies in Avian Biology 15: 202-220.
- Marzluff, J. M., McGowan K.J., Donnelly R. & Knight R.L., 2001. Causes and consequences of expanding American Crow populations: 332-363. In Avian ecology and conservation in an urbanizing world (J. M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly, eds.). Kluwer Academic Press, Norwell, MA.
- Saino N. & Meriggi A., 1990. Habitat occupancy and breeding densities of coexisting Hooded Crows and Magpies: a multivariate approach. Ethology Ecology and Evolution 2: 205-214.
- Soh M.C.K., Sodhi N.S., Seah R. K.H. & Brook B.W., 2002. Nest site selection of the House crow (*Corvus splendens*), an urban invasive bird species in Singapore and implications for its management. Landscape and Urban Planning 59: 217-226.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J., 1995. Biometry. W. H. Freeman and Company Ed.
- Smedshaug C. A., Lund S. E., Brekke A., Sonerud G. A. & Rafoss T., 2002. The importance of the farmland forest edge for area use of breeding Hooded Crows as revealed by radio telemetry. Ornis Fennica 79: 1-13.
- Tomiatojc L., 1982. Urbanization as a test of adaptive potentials in birds. Acta XVIII Congressus Internationalis Ornithologici Vol II: 608-614.
- Tompa D., 1975. A preliminary investigation of the Carrion Crow *Corvus corone* problem in Switzerland. Part I. General introduction and population problems. Orn. Beob. 72: 181-198.

**DIFFERENZIAMENTO DI NICCHIA TROFICA
TRA CINCIALLEGRA *Parus major* E CINCIARELLA
Parus caeruleus IN UN PARCO URBANO**

IRENE DE SAPIO

Fondazione Bioparco di Roma desapio.irene@inwind.it

INTRODUZIONE

La maggior parte degli studi condotti sulle Cince si sono svolti nei loro ambienti naturali, quali boschi decidui e di conifere, mentre è esigua l'informazione sull'isolamento ecologico delle specie abitanti in ambienti modificati dall'uomo, quali i parchi cittadini (Rolando, 1982).

Tra le varie specie di Cince ve ne sono due che sono molto frequenti nei parchi urbani: la Cinciallegra *Parus major* e la Cinciarella *Parus caeruleus*.

Lo scopo di tale studio è stato l'osservazione, ed il successivo confronto, della nicchia trofica rispettivamente della Cinciallegra e della Cinciarella in un parco urbano ed in seguito la constatazione delle somiglianze e delle differenze con quanto osservato precedentemente sulle due specie di uccelli in ambiente naturale.

AREA DI STUDIO, MATERIALI E METODI

Le osservazioni di tale studio sono state condotte all'interno del Bioparco che è un'area di 17 ettari che fa parte di Villa Borghese, un'area di verde pubblico posta quasi al centro della città di Roma.

All'interno dell'area di studio, oltre alle circa 200 specie di animali in cattività, vi è una componente di animali selvatici che tipicamente sono presenti nelle aree verdi di Roma.

Per quanto riguarda le specie di invertebrati e di vertebrati presenti a Roma si può far riferimento all'elenco di Cignini e Zapparoli (1995).

La ricchezza della flora di Roma, che comprende quasi 1300 specie spontanee, si manifesta anche all'interno dell'area di studio come possiamo osservare dall'elenco di Leporatti et al. (1996).

All'interno del Bioparco nel corso del 1998 sono state censite circa 98 specie diverse, tra alberi ed arbusti, che poi sono state riportate su una planimetria. Tra l'interno e l'esterno dei recinti sono stati rilevati circa 1500 alberi comprendenti sia specie coltivate che spontanee (Alleva com. pers.).

Le osservazioni sulla nicchia trofica della Cinciallegra e della Cinciarella sono state effettuate nel periodo compreso tra il 22 novembre 1999 ed il 26 aprile 2000, con

una frequenza media di tre volte alla settimana. L'intero periodo di osservazione è stato suddiviso in cinque parti, ognuna comprendente 12 visite nell'area di studio, per osservare le variazioni stagionali nella nicchia trofica delle due specie.

Le visite nel Bioparco sono state sempre svolte nello stesso arco di tempo della giornata, dalle 8:00 alle 14:00, e le osservazioni, del periodo compreso tra il 30 dicembre 1999 ed il 26 aprile 2000, sono state raggruppate in tre fasce orarie: 8:00 – 10:00; 10:00 – 12:00; 12:00 – 14:00. Tramite il metodo delle tabelle di contingenza è stato verificato se lo svolgersi dell'alimentazione, da parte della Cinciallegra e della Cinciarella, in determinate fasce orarie fosse casuale o se vi fosse un'associazione individuo-fascia oraria.

Per studiare la nicchia trofica della Cinciallegra e della Cinciarella sono stati osservati i loro siti di alimentazione definendo quattro dimensioni della nicchia:

- 1) la stratificazione verticale della vegetazione;
- 2) le dimensioni dei rami sui quali si alimentavano gli individui;
- 3) la distribuzione verticale dei siti di nutrimento;
- 4) la distribuzione orizzontale dei siti di nutrimento.

1) L'intera area di studio è stata suddivisa in tre "strati verticali": suolo, cespugli ed alberi. Sono stati considerati come cespugli tutte le specie vegetali con altezza inferiore ai 2m, includendo in tale categoria anche l'Edera *Hedera helix* e la Palma nana *Chamaerops humilis*, e come alberi tutte le specie vegetali superiori ai 2 metri.

2) Sono state considerate due categorie per i rami:

- a) rami con diametro inferiore a 5 cm;
- b) rami con diametro superiore o uguale a 5 cm.

3) Se l'individuo si trovava su un albero si immaginava quest'ultimo suddiviso verticalmente in quattro parti (Hogstad, 1978; Alatalo, 1982; Fraticelli e Guerrieri, 1988): primo quarto (1/4); secondo quarto (2/4); terzo quarto (3/4); quarto quarto (4/4).

4) Quando l'individuo si alimentava su un albero si considerava quest'ultimo suddiviso orizzontalmente in quattro parti (Fraticelli e Guerrieri, 1988): tronco (T); parte prossimale dei rami (P); parte centrale dei rami (C); parte distale dei rami (D).

Quindi in totale sono stati identificati 30 diversi siti di alimentazione: 4 sul tronco, 6 sui rami ognuno localizzato a sua volta nelle 4 divisioni verticali per un totale di 24 siti ed infine altri 2 siti rappresentati dai cespugli e dal suolo.

Per poter effettuare confronti tra le due specie considerate e tra quanto osservato nel parco urbano e quanto osservato precedentemente in ambienti naturali è stato necessario quantificare le dimensioni della nicchia individuate tramite dei parametri.

Sono stati considerati i seguenti parametri di nicchia:

- 1) percentuali di uso dei vari siti alimentari;
- 2) intervallo di nicchia;
- 3) sovrapposizione di nicchia;
- 4) indice di uniformità

1) Percentuali di uso a scopo alimentare delle dimensioni di nicchia considerandole

sia insieme che separatamente;

2) E' stato calcolato l'intervallo di nicchia per ogni dimensione di nicchia e per tutti i siti alimentari insieme; per tali calcoli si è utilizzato sia l'indice di Shannon-Wiener (1963) che la formula di MacArthur (MacArthur, 1972):

nel primo caso si ha $B = -\sum p_i \ln p_i$ mentre nel secondo caso si ha $B = 1/\sum p_i^2$ dove p_i è sempre la proporzione del tempo trascorso ad alimentarsi nel sito i rispetto al tempo totale trascorso a nutrirsi in tutti i siti disponibili.

3) E' stata calcolata la sovrapposizione di nicchia tramite la formula di Colwell-Futuyma (1966):

$$C = 1 - 1/2 \sum |p_i - q_i|$$

dove p_i è la proporzione del tempo trascorso dalla Cinciallegra ad alimentarsi nel sito i , mentre q_i è la proporzione del tempo trascorso dalla Cinciarella ad alimentarsi nel sito i .

4) Per comprendere se tutti i siti di alimentazione vengano usati equamente o meno è stato utilizzato l'indice di uniformità (Lloyd & Ghepardi, 1964; Pielou, 1966):

$$J = B'/B'_{MAX}$$

dove B' è l'intervallo di nicchia, mentre B'_{max} è il massimo intervallo che la nicchia avrebbe se tutti i siti di nutrimento venissero usati nello stesso modo. Quindi bassi valori dell'indice di uniformità rappresentano una tendenza relativamente forte alla specializzazione nel comportamento alimentare (Hogstad, 1978).

Nel definire i siti di alimentazione della Cinciallegra e della Cinciarella, oltre alle dimensioni di nicchia descritte precedentemente, si indicava anche il nome della specie vegetale sulla quale le due specie si stavano alimentando. Quindi si sono potute svolgere ulteriori osservazioni sulla nicchia trofica delle due specie di uccelli considerate.

Tramite il metodo delle tabelle di contingenza è stato verificato se l'utilizzo come sito di alimentazione, da parte della Cinciallegra e della Cinciarella, di determinate specie di alberi fosse casuale o se vi fosse un'associazione specie vegetale-specie di uccello. Per quest'ultima osservazione sono stati utilizzati i dati riguardanti solo cinque specie di alberi, che erano quelle più usate dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella. Le cinque specie di alberi considerate sono state: Robinia *Robinia pseudoacacia* (215 esemplari) e Leccio *Quercus ilex* (170 esemplari), che sono le due specie più diffuse nell'area di studio da quanto si ricava dalla pianta del Bioparco; Platano *Platanus x hybrida* (54 esemplari), Magnolia *Magnolia grandiflora* (52 esemplari) ed Olmo *Ulmus minor* (33 esemplari).

Inoltre si è stabilito se e quale specie di albero viene preferito come sito di alimentazione, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, utilizzando l'indice di preferenza degli alberi (Peck, 1989):

$$T.P.I. \text{ (tree preference index)} = (O-E)/E$$

dove si ha: O = numero di individui, di una data specie di uccelli, osservati su una certa specie di alberi; E = numero di individui, di una specie di uccelli, attesi su una specie di alberi.

Infine sono state calcolate le variazioni, tra i vari periodi di studio, nelle specie di alberi usati per alimentarsi dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella tramite l'indice di turn-over di Wiens & Dyer (Wiens & Dyer, 1975) :

$$T = [S_i + S(i + 1)]/[S_c + S_i + S(i + 1)]$$

dove si ha:

S_i = numero di specie vegetali sulle quali si sono osservati mentre si nutrivano gli individui, Cinciallegre o Cinciarelle, nel periodo i ;

$S(i + 1)$ = numero di specie vegetali sulle quali si sono osservati mentre si nutrivano gli individui, Cinciallegre o Cinciarelle, nel periodo successivo ad i ;

S_c = numero di specie vegetali, comuni tra i due periodi successivi (i e $i + 1$), sulle quali si sono osservati mentre si nutrivano gli individui, Cinciallegre o Cinciarelle.

L'indice varia tra 0, che indica l'assenza di cambiamento, ed 1, che indica un cambiamento totale.

RISULTATI

In tutto il periodo di studio sono state effettuate 1507 osservazioni con un totale di 105799 secondi di attività di alimentazione; le osservazioni riguardanti la Cinciallegra sono state 708 (37198 secondi), mentre quelle riguardanti la Cinciarella sono state 799 (68601 secondi). Il numero di individui di ciascuna specie osservati ed il tempo trascorso da questi ad alimentarsi varia nei cinque periodi di studio stabiliti (Tab. I).

	Cinciallegra		Cinciarella	
	Numero di individui	Secondi di attività	Numero di individui	Secondi di attività
Primo periodo	104	4718	98	5413
Secondo periodo	152	7462	173	15478
Terzo periodo	185	8533	208	21945
Quarto periodo	154	7095	199	14116
Quinto periodo	113	9390	121	11649
Periodo totale	708	37198	799	68601

Tabella I. Numero di individui osservati, e rispettivo tempo trascorso ad alimentarsi (secondi di attività), di Cinciallegra e di Cinciarella nel periodo totale di studio e nelle sue cinque suddivisioni temporali stabilite.

Nell'intero periodo di studio e nelle suddivisioni temporali considerate il numero di osservazioni erano concentrate principalmente nella prima fascia oraria (8:00-14:00) e nel periodo totale si è evidenziato che l'associazione tra numero di individui e fasce orarie è altamente significativa ($\chi^2 = 17,96$; g.l. = 2; $P < 0,01$).

Sono stati elaborati i dati sul tempo trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella

ad alimentarsi considerando le quattro dimensioni di nicchia prima separatamente e poi combinate insieme a costituire 30 diversi siti di alimentazione.

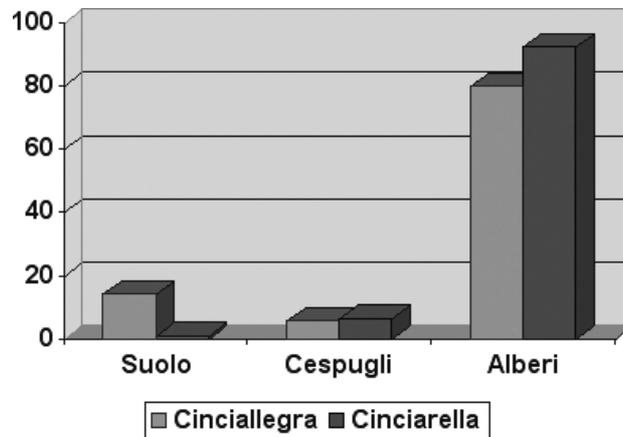
E' stato riportato nella Tabella II il tempo trascorso rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella ad alimentarsi (secondi di attività) sul suolo, sui cespugli e sugli alberi e le relative percentuali rispetto a tutto il tempo impiegato nel nutrimento.

		Secondi di attività		Percentuali di attività	
		Cinciallegra	Cinciarella	Cinciallegra	Cinciarella
Primo periodo	Suolo	1133	543	24,01	10,03
	Cespugli	372	1213	7,89	22,41
	Alberi	3213	3657	68,10	67,56
Secondo periodo	Suolo	1444	120	19,35	0,78
	Cespugli	691	1063	9,26	6,87
	Alberi	5327	14295	71,39	92,36
Terzo periodo	Suolo	1460	98	17,11	0,45
	Cespugli	537	1361	6,29	6,20
	Alberi	6536	20486	76,60	93,35
Quarto periodo	Suolo	788	80	11,11	0,57
	Cespugli	218	417	3,07	2,95
	Alberi	6089	13619	85,82	96,48
Quinto periodo	Suolo	513	9	5,46	0,08
	Cespugli	362	482	3,86	4,14
	Alberi	8515	11158	90,68	95,79
Periodo totale	Suolo	5338	850	14,35	1,24
	Cespugli	2180	4536	5,86	6,61
	Alberi	29860	63215	79,79	92,15

Tabella II. Tempo totale (secondi di attività), e relative percentuali, trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella ad alimentarsi rispettivamente sul suolo, sui cespugli e sugli alberi nell'intero periodo di studio e nelle cinque suddivisioni temporali stabilite.

Sono state confrontate le percentuali del tempo trascorso, dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, ad alimentarsi sui vari "strati" nell'intero periodo (Fig. 1) ed è stato verificato, tramite il test del chi-quadrato, che esiste un'associazione tra gli "strati" vegetali utilizzati dalle due specie di uccelli considerate e le due specie stesse ($\chi^2 = 7530,07$; g.l. = 2; $P < 0,01$).

Figura 1. Percentuali del tempo trascorso ad alimentarsi, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, su ciascuno degli strati vegetali (cespugli, suolo e alberi) nell'intero periodo di studio.



Sono stati rappresentati tramite la Tabella III i valori del tempo trascorso ad alimentarsi, (secondi di attività), rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, in ognuna delle quattro divisioni verticali degli alberi (1/4, 2/4, 3/4 e 4/4) e le relative percentuali rispetto a tutto il tempo impiegato nel nutrimento.

Sono state confrontate le percentuali del tempo trascorso, dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, ad alimentarsi sulle quattro divisioni verticali degli alberi nell'intero periodo (Fig. 2) ed è stato verificato, tramite il test del chi-quadrato, che esiste un'associazione tra le divisioni verticali utilizzate dalle due specie di uccelli considerate e le due specie stesse ($\chi^2 = 1960,34$; g.l. = 2; $P < 0,01$).

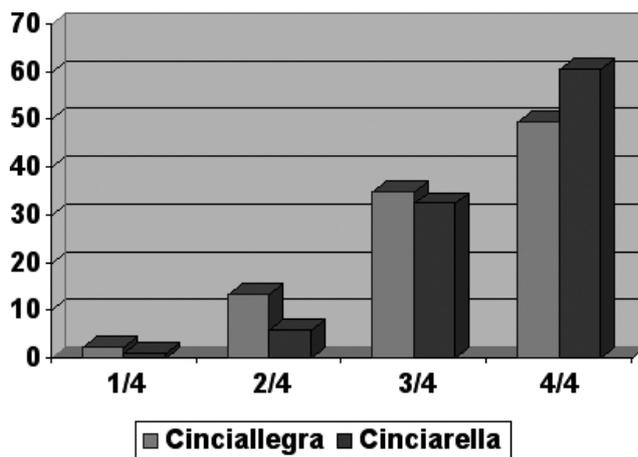


Figura 2. Percentuali del tempo trascorso ad alimentarsi, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, su ognuna delle quattro divisioni verticali (1/4, 2/4, 3/4 e 4/4) nell'intero periodo di studio.

		Secondi di attività		Percentuali di attività	
		Cinciallegra	Cinciarella	Cinciallegra	Cinciarella
Primo periodo	1/4	46	310	1,43	8,48
	2/4	589	256	18,33	7
	3/4	1314	1715	40,90	46,90
	4/4	1264	1376	39,34	37,63
Secondo periodo	1/4	192	115	3,60	0,81
	2/4	510	670	9,57	4,70
	3/4	1877	4803	35,24	33,60
	4/4	2748	8707	51,59	60,91
Terzo periodo	1/4	129	142	1,97	0,7
	2/4	1164	1123	17,81	5,48
	3/4	2600	6868	39,78	33,53
	4/4	2643	12353	40,44	60,30
Quarto periodo	1/4	35	144	0,58	1,06
	2/4	904	1112	14,85	8,17
	3/4	2601	4246	42,72	31,18
	4/4	2549	8117	41,86	59,60
Quinto periodo	1/4	247	0	2,90	0
	2/4	804	605	9,44	5,42
	3/4	1975	2848	23,19	25,52
	4/4	5489	7705	64,46	69,05
Periodo totale	1/4	649	711	2,19	1,13
	2/4	3971	3766	13,38	5,96
	3/4	10367	20480	34,93	32,40
	4/4	14693	38258	49,51	60,52

Tabella III. Tempo totale (secondi di attività), e relative percentuali, trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella ad alimentarsi su ciascuna delle quattro divisioni verticali (1/4, 2/4, 3/4 e 4/4) nell'intero periodo di osservazione e nelle cinque suddivisioni temporali stabilite.

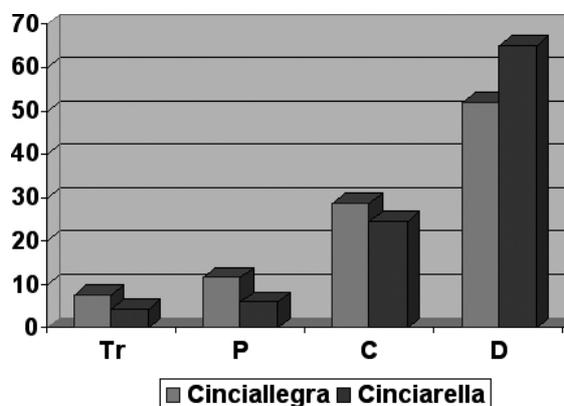
Sono stati riportati nella Tabella IV i valori del tempo trascorso, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, ad alimentarsi (secondi di attività), in ciascuna delle quattro divisioni orizzontali degli alberi (tronco, parte prossimale dei rami, parte centrale e parte distale dei rami) e le relative percentuali rispetto a tutto il tempo impiegato nel nutrimento.

		Secondi di attività		Percentuali di attività	
		Cinciallegra	Cinciarella	Cinciallegra	Cinciarella
Primo periodo	Tr	522	673	16,25	18,40
	P	600	311	18,67	8,50
	C	324	535	10,08	14,63
	D	1767	2138	55	58,46
Secondo periodo	Tr	609	1126	11,43	7,88
	P	571	929	10,72	6,50
	C	1181	2748	22,17	19,22
	D	2966	9492	55,68	66,40
Terzo periodo	Tr	420	475	6,43	2,32
	P	938	1210	14,35	5,91
	C	2156	4335	32,99	21,16
	D	3022	14466	46,24	70,61
Quarto periodo	Tr	243	406	3,99	2,98
	P	692	781	11,37	5,74
	C	1584	5450	26,01	40,02
	D	3570	6982	58,63	51,27
Quinto periodo	Tr	474	23	5,57	0,21
	P	623	474	7,32	4,25
	C	3301	2476	38,77	22,19
	D	4117	8185	48,35	73,36
Periodo totale	Tr	2268	2703	7,64	4,28
	P	3424	3705	11,54	5,86
	C	8546	15544	28,79	24,59
	D	15442	41263	52,03	65,27

Tabella IV. Tempo totale (secondi di attività), e relative percentuali, trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella ad alimentarsi su ciascuna delle quattro divisioni orizzontali (Tr = tronco; P = parte prossimale dei rami; C = parte centrale dei rami; D = parte distale dei rami) nell'intero periodo di osservazione e nelle cinque suddivisioni temporali stabilite.

Sono state analizzate, nell'intero periodo di studio, le differenze tra la Cinciallegra e la Cinciarella nelle percentuali dei tempi trascorsi ad alimentarsi nelle quattro divisioni orizzontali (Fig. 3) ed è stato constatato che la distribuzione di tali percentuali non è casuale ($\chi^2 = 1993,47$; g.l. = 3; $P < 0,01$).

Figura 3. Percentuali del tempo trascorso ad alimentarsi, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, su ognuna delle quattro divisioni orizzontali, (Tr = tronco; P = parte prossimale dei rami; C = parte centrale dei rami e D = parte distale dei rami), nell'intero periodo di studio.



Sono stati riportati nella Tabella V i valori del tempo trascorso ad alimentarsi, (secondi di attività), rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella in ciascuna delle due dimensioni considerate per i rami (rami <5cm; rami ≥5cm) e le relative percentuali rispetto a tutto il tempo impiegato nel nutrimento.

		Secondi di attività		Percentuali di attività	
		Cinciallegra	Cinciarella	Cinciallegra	Cinciarella
Primo periodo	Rami < 5cm	2540	2666	94	89
	Rami ≥ 5cm	151	318	6	11
Secondo periodo	Rami < 5cm	4640	13128	98	100
	Rami ≥ 5cm	78	41	2	0
Terzo periodo	Rami < 5cm	5978	19745	98	99
	Rami ≥ 5cm	138	266	2	1
Quarto periodo	Rami < 5cm	5760	12988	99	98
	Rami ≥ 5cm	86	225	1	2
Quinto periodo	Rami < 5cm	7986	10962	99	98
	Rami ≥ 5cm	55	173	1	2
Periodo totale	Rami < 5cm	26904	59489	98	98
	Rami ≥ 5cm	508	1023	2	2

Tabella V. Tempo totale (secondi di attività), e relative percentuali, che le Cinciallegre e le Cinciarelle hanno trascorso a nutrirsi rispettivamente sui rami con diametro inferiore ai 5cm e sui rami con diametro superiore o uguale a 5 cm.

Sono state rappresentate graficamente le differenze tra Cinciallegra e Cinciarella nelle percentuali del tempo trascorso ad alimentarsi su ciascuna delle due dimensioni dei rami nell'intero periodo di studio (Fig. 4) ed è stato verificato, tramite il test del chi-quadrato, che non esiste un'associazione tra le dimensioni dei rami e le due specie di uccelli considerati nel periodo totale ($\chi^2 = 2,92$; g.l. = 1; $P > 0,05$).

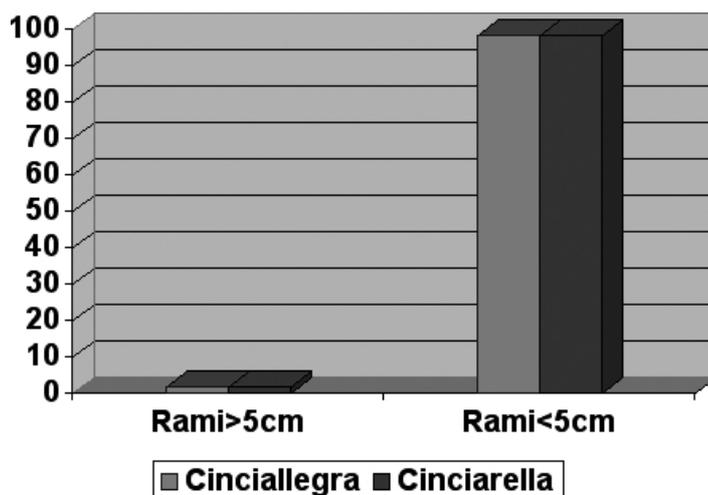


Figura 4. Percentuali del tempo trascorso ad alimentarsi, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, su ognuna delle due dimensioni dei rami, (rami con diametro inferiore ai 5 cm = rami < 5cm; rami con diametro uguale o superiore ai 5 cm = rami > 5 cm), nell'intero periodo di studio.

Sono state calcolate le percentuali del tempo trascorso, rispettivamente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, in ogni sito di alimentazione rispetto al tempo totale trascorso a nutrirsi e sono state rappresentate graficamente tali percentuali senza separare le due dimensioni dei rami (Fig. 5).

Dato che i valori delle percentuali tra i vari siti sono molto diverse per mostrare meglio graficamente tali differenze sono state utilizzate classi di percentuali non omogenee.

In seguito sono stati calcolati l'intervallo di nicchia e l'indice di uniformità, rispettivamente della Cinciallegra e della Cinciarella, tramite la formula di MacArthur e tramite l'indice di Shannon-Wiener considerando separatamente le divisioni verticali degli alberi, le divisioni orizzontali degli alberi, il diametro dei rami ed infine tutti i siti di alimentazione insieme.

Tali calcoli sono stati svolti per l'intero periodo di studio (Tabella VI) e per le cinque suddivisioni temporali stabilite.

		Cinciallegra				Cinciarella			
		v	h	r	tot	v	h	r	tot
Intervallo di nicchia (B)	B Indice di Shannon- Wiener	1.07	1.14	0.09	2.14	0.89	0.92	0.09	2.01
	B Formula di MacArthur	2.60	2.68	1.04	8.14	2.11	2.03	1.03	4.61
Indice di uniformità (J)	J Indice di Shannon- Wiener	0,77	0,82	0,13	0,63	0,64	0,67	0,12	0,59
	J Formula di MacArthur	0,65	0,67	0,52	0,27	0,53	0,51	0,52	0,15

Tabella VI. Valori dell'intervallo di nicchia (B) e dell'indice di uniformità (J), ricavati entrambi sia con l'indice di Shannon-Wiener che con la Formula di MacArthur, sia per la Cinciallegra che per la Cinciarella, nell'intero periodo di studio considerando separatamente le divisioni verticali degli alberi (v), le divisioni orizzontali degli alberi (h), le dimensioni dei rami (r) e poi tutti i siti di alimentazione insieme (tot).

Dopo aver stabilito l'ampiezza della nicchia sia della Cinciallegra che della Cinciarella è stato calcolato quanto le due nicchie si sovrapponevano; i calcoli sono stati svolti per le divisioni verticali (C_v) ed orizzontali degli alberi (C_h), per le dimensioni dei rami (C_r) e per i 30 siti di alimentazione definiti (C_{tot}).

I calcoli sono stati svolti considerando i cinque periodi di studio prima separatamente e poi insieme, per quanto riguarda l'intero periodo di studio i risultati ottenuti sono i seguenti: $C_v = 0,89$; $C_h = 0,87$; $C_r = 1,00$ e $C_{tot} = 0,75$.

Dopo aver calcolato il numero di individui, sia di Cinciallegra che di Cinciarella, osservati ed attesi sulle cinque specie di alberi maggiormente utilizzati dalle due specie è stato verificato, tramite le tabelle di contingenza ed il test del chi-quadrato, che nell'intero periodo di studio l'associazione tra numero di individui che si alimentano su una specie di albero e la specie di albero stessa è altamente significativa ($\chi^2 = 98,43$; g.l. = 4; $P < 0,01$).

In seguito sia per la Cinciallegra che per la Cinciarella, dalle frequenze osservate ed attese sulle cinque specie di alberi, sono stati ricavati i valori del T.P.I. per i cinque periodi di studio e per il periodo totale (Tab. VII).

	Robinia pseudacacia		Quercus ilex		Platanus x hybrida		Magnolia grandiflora		Ulmus minor	
	P.m.	P.c.	P.m.	P.c.	P.m.	P.c.	P.m.	P.c.	P.m.	P.c.
Primo periodo	0,37	0,43	- 0,63	0,03	- 1	- 0,60	11,95	3,64	- 1	1,00
Secondo periodo	- 0,03	0	- 0,39	0,49	- 0,04	0,68	10,01	2,30	0,58	0,23
Terzo periodo	0,67	0,07	- 0,10	0,82	- 0,05	0,47	3,92	0,22	3,34	10,8
Quarto periodo	0,26	0,29	1,19	2,46	- 1	0,21	0,52	- 0,53	2,77	3,46
Quinto periodo	0,11	- 0,44	1,33	2,88	- 0,41	0,25	2,35	- 0,74	6,2	8,00
Periodo totale	0,3	0,20	0,32	1,43	- 0,46	0,31	5,12	0,65	2,57	5,22

Tabella VII. Valori dell'indice di preferenza degli alberi (T.P.I.) della Cinciallegra (P.m.) e della Cinciarella (P.c.) per ciascuna delle cinque specie di alberi considerate.

Infine è stato calcolato l'indice di turn-over nell'uso delle specie vegetali, rispettivamente per la Cinciallegra e per la Cinciarella, considerando come specie utilizzate per alimentarsi prima solo le specie arboree (Tab. VIII) poi tutte le specie vegetali (Tab. IX).

	Cinciallegra	Cinciarella
Primo e secondo mese	0,78	0,71
Secondo e terzo mese	0,74	0,75
Terzo e quarto mese	0,76	0,74
Quarto e quinto mese	0,8	0,74

Tabella VIII. Valori dell'indice di turn-over calcolato per le specie arboree utilizzate, rispettivamente dalle Cinciallegre e dalle Cinciarelle, per alimentarsi.

Tabella IX.

Valori dell'indice di turn-over calcolato per le specie vegetali utilizzate, dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, per alimentarsi.

	Cinciallegra	Cinciarella
Primo e secondo periodo	0,78	0,71
Secondo e terzo periodo	0,73	0,74
Terzo e quarto periodo	0,74	0,75
Quarto e quinto periodo	0,79	0,76

DISCUSSIONE

Dimensioni della nicchia

Le percentuali del tempo trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella ad alimentarsi sui cespugli, sul suolo e sugli alberi (Tab. II) rivelano una netta preferenza per entrambe nell'uso degli alberi.

Per quanto riguarda la Cinciallegra studi precedenti, effettuati in ambienti naturali, rivelano una netta preferenza nel nutrimento sul suolo (Ulfstrand, 1976; Herrera, 1978).

Quindi nel presente studio, in cui la percentuale più alta del tempo trascorso dalla Cinciallegra sul suolo è pari a 24, abbiamo una variazione nel comportamento alimentare di questa specie probabilmente dovuto ad una scarsa presenza di suolo scoperto nell'area di studio. Una conferma di questa ipotesi ci viene fornita da Rolando e Robotti (1985) nel loro studio sul comportamento della Cinciallegra e della Cinciarella effettuato in tre tipi di aree: naturale, semi-naturale ed artificiale.

Infatti dai dati dello studio di Rolando e Robotti osserviamo che la Cinciallegra si nutre maggiormente sul suolo nell'area naturale rispetto a quella artificiale.

Inoltre le percentuali di uso del suolo (Tab. II) da parte della Cinciallegra nel Bioparco sono comunque tali da rivelare un comportamento non esclusivamente arboricolo.

Inoltre si nota che la Cinciallegra si nutre più frequentemente sugli alberi (Tab. II) nell'ultimo periodo, con un aumento graduale dell'attività dal primo al quinto periodo, e le spiegazioni possono essere due :

- 1) la diminuzione della possibilità di nutrimento a terra nell'ultimo periodo conduce le Cinciallegre a cercare il cibo sugli alberi;
- 2) nell'ultimo periodo, marzo ed aprile, sugli alberi oltre agli insetti vi sono anche i frutti come possibile cibo per le Cinciallegre.

Per quanto riguarda, invece, la Cinciarella non notiamo, rispetto a studi precedenti, una variazione nel suo comportamento alimentare che è sempre prevalentemente legato agli alberi.

Nel presente studio la percentuale di attività di nutrimento sui cespugli da parte della Cinciarella (Tab. II) non è così trascurabile come osservato da altri autori.

Inoltre, sebbene la Cinciarella si nutra raramente sul suolo si nota che ciò si verifica maggiormente nel primo periodo, quindi nei mesi di novembre e dicembre, concordando con quanto osservato da Fraticelli e Guerrieri (1988).

Quindi nel primo periodo la Cinciarella sottrae del tempo alla ricerca di cibo sugli alberi per alimentarsi al suolo, dove può trovare i frutti caduti dagli alberi.

Infine, osservando contemporaneamente i grafici della Cinciallegra e della Cinciarella (Fig. 1) relativi all'uso di cespugli, suolo e alberi, si nota che le due specie di uccelli sono molto più simili di quanto rivelato da precedenti autori.

Le osservazioni fatte sul tempo trascorso, dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, a nutrirsi alle diverse altezze degli alberi (Tab. III) hanno permesso di constatare una preferenza per le parti più alte degli alberi (3/4 e 4/4). Questo risultato per la Cinciarella è una conferma di quanto sostenuto in precedenti studi (Rolando e Robotti, 1985), mentre per la Cinciallegra è un'altra variazione rispetto al suo comportamento alimentare in ambiente naturale.

Anche per quanto riguarda il tempo trascorso dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella a nutrirsi nelle quattro divisioni orizzontali degli alberi (Tab. IV) si nota un comportamento simile tra le due specie. Infatti entrambe le specie di uccelli mostrano di trovare una maggiore quantità di cibo nelle parti centrali ed estreme dei rami.

Questo viene confermato dallo studio di Rolando (1982) nelle tre aree per entrambe le specie di uccelli, in particolare Rolando osservò che la Cinciarella usava la parte estrema dei rami in modo nettamente maggiore rispetto alle altre divisioni orizzontali.

Inoltre anche nel diametro dei rami (Tab. V) sui quali si nutrono la Cinciarella e la Cinciallegra sono simili poiché mostrano una netta preferenza per i rami più piccoli.

Quindi se alla fine consideriamo insieme le quattro dimensioni di nicchia (Fig. 5) possiamo notare quanto già visto analizzando le quattro dimensioni separatamente: il comportamento alimentare della Cinciallegra e della Cinciarella è molto più simile di quanto osservato in ambienti naturali quale ad esempio il bosco di Palo, nel quale è stato condotto lo studio di Fraticelli e Guerrieri (1988).

Parametri della nicchia

I valori degli intervalli di nicchia, sia per la Cinciallegra che per la Cinciarella, sono abbastanza costanti nei vari periodi di studio per tutte le dimensioni di nicchia considerate ma i valori più bassi si hanno in genere nell'ultimo periodo.

Una spiegazione possibile di un intervallo di nicchia più grande nei primi periodi di studio potrebbe essere la scarsa quantità di cibo, legata alla stagione invernale, che

porta gli individui ad ampliare la propria dieta, nutrendosi di cibo anche meno gradito a causa dell'assenza o insufficienza del cibo preferito.

Invece nell'ultimo periodo, probabilmente, la Cinciallegra e la Cinciarella hanno a loro disposizione una grande varietà di cibo, sia insetti che frutti, e quindi possono nutrirsi solo di quello che preferiscono perché è presente in quantità sufficiente alla loro alimentazione.

Per quanto riguarda le divisioni verticali e le divisioni orizzontali degli alberi e la nicchia totale la Cinciarella ha un intervallo di nicchia più ristretto della Cinciallegra.

Quindi si potrebbe ipotizzare che la Cinciallegra sia meno specializzata della Cinciarella e questo potrebbe essere legato al tipo di ambiente, dove la Cinciallegra non trova il particolare nutrimento che preferisce e quindi amplia la sua dieta, oppure potrebbe essere una caratteristica della Cinciallegra che la rende leggermente favorita, rispetto alla Cinciarella, ad adattarsi ad eventuali variazioni nel cibo disponibile.

Una conferma della prima ipotesi la possiamo trovare nei valori della sovrapposizione di nicchia del presente studio che sono più alti di quelli riscontrati da Rolando (1982) e da Fraticelli e Guerrieri (1988). Infatti una più alta sovrapposizione di nicchia può essere dovuta all'ampliamento della nicchia della Cinciallegra che va ad "interferire" con quella della Cinciarella.

Scelta delle specie vegetali

Dall'identificazione delle specie vegetali su cui sono state osservate mentre si alimentavano le Cinciallegre e le Cinciarelle è stato, in seguito, ricavato su quali specie arboree si nutrivano un maggiore numero di individui.

La maggiore presenza di individui su una specie di albero può essere casuale o può essere dovuta all'esistenza di una relazione tra la specie di uccello e la specie vegetale.

Infatti ci sono alcune prove che gli uccelli possano usare certe specie di piante preferenzialmente e che questo possa essere importante per comprendere i modelli della struttura di una comunità di uccelli (Holmes & Robinson, 1981).

Nel presente lavoro, tramite le tabelle di contingenza, è stata verificata l'effettiva esistenza di una relazione specie di uccello – specie di albero.

Questa relazione può essere legata alla quantità di alberi presente per ogni specie oppure può essere legata al tipo di cibo fornito da ciascuna specie di albero. Quindi, tramite il T.P.I. (Peck, 1989), è stato ricavato, per ognuno dei cinque periodi di studio, che tipo di relazione esiste tra le cinque specie di alberi considerate e le due specie di uccelli studiate (Tab. VII). Le conclusioni sono state che nell'intero periodo di studio l'associazione tra specie di albero e, rispettivamente, Cinciallegra e Cinciarella è legata alla specie stessa di albero e non alla quantità di alberi presenti per quella specie.

Per la Cinciallegra nei singoli periodi si deduce che oltre ad una preferenza per la

Magnolia, già constatata dai dati sul numero di individui osservati, si ha anche una preferenza per l'Olmo, rilevata solo con il calcolo del suo T.P.I..

La preferenza per l'Olmo non è stata notata prima del calcolo del T.P.I. probabilmente perché il numero di alberi di Olmo è talmente basso rispetto al numero totale di alberi del Bioparco che il numero di individui che si alimentano sull'Olmo risulta comunque minimo.

Invece per quanto riguarda la specie rifiutata dalla Cinciallegra nei singoli periodi si ha, oltre al Platano, anche il Leccio. Quindi la presenza di un maggiore numero di individui sul Leccio non è dovuta ad una preferenza per questa specie, come viene confermato dai valori del T.P.I., ma probabilmente all'elevato numero di alberi di Leccio presenti nel Bioparco.

Per quanto riguarda la Cinciarella si ha che la sua preferenza per l'Olmo e per la Magnolia è dovuta alle specie di alberi stesse e non si era notata dal numero di individui osservati probabilmente perché il numero di alberi di Magnolia e di Olmo non è particolarmente elevato.

Inoltre l'elevato numero di individui di Cinciarella osservati sulla Robinia è probabilmente dovuto alla grande quantità di alberi di questa specie presenti nel Bioparco. Infine, osservando i risultati ottenuti con l'indice di turn-over, è stato notato sia nella Cinciallegra che nella Cinciarella un notevole cambiamento, tra periodi di studio successivi, nelle specie di alberi su cui si alimentano.

Questo cambiamento può essere dovuto ad un uso secondario di numerose specie vegetali oltre all'uso primario di un numero ristretto di specie; ciò indica che oltre alle specie arboree sulle quali trovano più facilmente e in maggiore quantità il cibo, esplorano altri alberi sui quali possono comunque trovare del cibo loro gradito.

Quest'ultima osservazione è valida sia considerando tra le specie vegetali solo gli alberi, sia considerando anche i cespugli.

CONCLUSIONI

La prima conclusione che possiamo ricavare dai risultati ottenuti in questo studio è che la nicchia trofica della Cinciallegra e della Cinciarella, per quanto riguarda le dimensioni che abbiamo considerato, è molto simile.

L'elevata somiglianza del comportamento alimentare della Cinciallegra e della Cinciarella è un elemento che differenzia il presente lavoro da studi precedentemente svolti sullo stesso argomento.

Dai dati relativi alle quattro dimensioni di nicchia delle due specie di uccelli considerate possiamo notare che la somiglianza tra le due nicchie trofiche è dovuta principalmente alla variazione dei siti di alimentazione utilizzati dalla Cinciallegra rispetto a quelli nei quali si nutre solitamente in ambiente naturale.

La variazione del comportamento alimentare della Cinciallegra è attribuibile principalmente alla struttura vegetale dell'area di studio.

Infatti nell'area di studio prevalgono gli alberi, mentre il suolo è principalmente costituito da asfalto. Quindi la Cinciallegra, che è solita trovare il cibo proprio sul suolo, è costretta a cambiare le sue abitudini alimentari.

Dato che, invece, la Cinciarella in ambiente naturale è prevalentemente arboricola da questo punto di vista l'ambiente urbano non altera le sue abitudini alimentari.

Un aspetto interessante del comportamento alimentare della Cinciallegra in ambiente urbano, rispetto a quello naturale, è che non solo varia la sua dieta ma la amplia. Questo aumento dell'intervallo di nicchia della Cinciallegra può essere spiegato in due modi:

1) la variazione della dieta alimentare conduce la Cinciallegra ad essere più simile alla Cinciarella, quindi per evitare una completa sovrapposizione delle due nicchie, e conseguente aumento della competizione, amplia la sua nicchia;

2) la completa assenza o la scarsa quantità del cibo più gradito porta la Cinciallegra a nutrirsi in un maggiore numero di siti per ottenere una quantità sufficiente di cibo. Queste variazioni nel comportamento della Cinciallegra denotano una sua capacità di adattamento alla vita in ambienti diversi.

Noi possiamo ipotizzare che la Cinciallegra ha una considerevole flessibilità adattativa, che le permette di modificare la sua nicchia di nutrimento nei diversi habitat in base alla presenza di cibo e di potenziali competitori (Fratricelli e Guerrieri, 1988).

E' interessante notare, inoltre, che nonostante i siti di alimentazione della Cinciallegra e della Cinciarella nell'area di studio siano molto simili, la sovrapposizione tra le due specie non è elevata.

La Cinciallegra e la Cinciarella sono una coppia di uccelli per i quali la posizione su un albero contribuisce ad una grande riduzione nella sovrapposizione quando viene combinata con le specie di alberi. Questa coppia di specie ha una scelta molto simile nelle specie di alberi e probabilmente adotta una separazione spaziale per ridurre la competizione (Peck, 1989).

Nel presente lavoro, invece, la separazione tra la Cinciallegra e la Cinciarella non è principalmente spaziale ma legata alle diverse specie di alberi usate per nutrirsi. Infatti accanto alle due specie di alberi, la Magnolia e l'Olmo, usate preferenzialmente dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella, vi sono numerose altre specie vegetali sulle quali si alimentano.

Questa differenza con il comportamento alimentare della Cinciallegra e della Cinciarella osservato in precedenti studi è essenzialmente legata alla composizione vegetale dell'area di studio che, infatti, ha un numero di specie vegetali superiori alle altre aree di osservazione.

Quindi le Cinciallegre e le Cinciarelle, oltre a procurarsi il loro cibo consueto, in siti conosciuti, provano a cercare cibo adatto a loro anche in nuovi siti. Quest'ultima affermazione, derivante dagli elevati valori che sono stati ricavati per l'indice di turn-over nel presente studio, permette di osservare la natura di "sperimentatori" della Cinciallegra e della Cinciarella e quindi la loro capacità di adattarsi ad ambienti diversi da quelli in cui si trovano di solito.

Inoltre si sono osservate delle variazioni nel comportamento alimentare, sia nella Cinciallegra che nella Cinciarella, tra i vari periodi di studio dovute alle variazioni climatiche e vegetazionali legate alle diverse stagioni comprese nei cinque periodi di studio (autunno, inverno e primavera).

E' possibile correlare i cambiamenti osservati nei modelli di selezione dei luoghi di nutrimento di alcune specie di uccelli ai cambiamenti vegetazionali, ed in particolare ai cambiamenti fenologici nella struttura del fogliame di alcune specie di alberi (Saether, 1982).

Infine, per quanto riguarda i ritmi circadiani delle due specie considerate si può dedurre che la maggiore attività alimentare si svolge tra le 8:00 e le 10:00 perché in quell'orario hanno maggiormente bisogno di cibo, dato che ad esempio le Cinciallegre durante la notte perdono tra il 5 % ed il 10 % del loro peso (Owen, 1954), e poiché l'intensità luminosa è adatta per la ricerca del cibo.

Inoltre si può ipotizzare che l'alimentazione è svolta dalla Cinciallegra e dalla Cinciarella principalmente tra le 8:00 e le 10:00 perché in tale orario il numero di persone presenti nell'area di studio è inferiore rispetto ad altre parti della giornata. In conclusione si può affermare che l'ambiente urbano causa sostanziali differenziazioni nelle strategie alimentari per le due specie in esame.

Summary

Trophic niche differentiation between Great Tit, *Parus major*, and Blue Tit, *Parus caeruleus*, in an urban park.

In this study the foraging niches of the Great Tit *Parus major* and of the Blue Tit *Parus caeruleus* were studied and compared in a town park, "Bioparco", in Rome, then the results of this study were compared with previous studies that were carried out in natural habitats.

The feeding sites were defined with the following variables: 1) Vertical stratification of the vegetation; 2) Diameter of the branches; 3) Vertical distribution of the feeding sites; 4) Horizontal distribution of the feeding sites.

The niche breadth, the evenness index and the niche overlap were used to quantify and to compare the foraging niche of Great Tits and Blue Tits.

This study has permitted to verify the existence of two relationships:

a) A relationship between the variations in foraging behaviour of the Great Tit and the Blue Tit and the different time of the day; b) A relationship between the Great Tit and the Blue Tit and the vegetal species used as feeding sites.

This study put in evidence that the foraging niche of the Great Tit and the Blue Tit in a town park is more similar than in a natural habitat but the overlap niche isn't high because the two species use different species of trees as feeding sites.

BIBLIOGRAFIA

- Alatalo R.V., 1982. Multidimensional foraging niche organization of foliage-gleaning birds in northern Finland. *Ornis Scandinavica*, 13: 56-71.
- Cignini B. & Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi, Roma.
- Cignini B., Massari, G., Pignatti S. 1995. L'ecosistema Roma. Ambiente e territorio. Conoscenze attuali e prospettive per il duemila. Fratelli Palombi, Roma.
- Colwell R. K. & Futuyma D. J., 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, 52: 567-576.
- Cowie R. J. & Hinsley S. A., 1988. Feeding ecology of Great Tits (*Parus major*) and Blue tits (*Parus caeruleus*), breeding in suburban gardens. *Journal of Animal Ecology*, 57: 611-626.
- Fraticelli F. and Guerrieri M., 1988. Aspects of foraging niche of Great Tits, Blue Tits and Long-tailed Tits in a mediterranean wood. *Avocetta*, 12: 71-82.
- Herrera C.M., 1978. Niche shift in the genus *Parus* in Southern Spain. *Ibis*, 120: 236-240.
- Hogstad O., 1978. Differentiation of foraging niche among tits, *Parus* spp., in Norway during winter. *The Ibis*, 120: 139-146.
- Holmes R.T. and Robinson S.K., 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. *Oecologia*, 48: 31-35.
- Leporatti M. L. et al., 1996. Osservazioni sulla flora vascolare spontanea e coltivata del Giardino Zoologico di Roma. *Inform. Bot. Ital.*, 28: 15-36.
- Lloyd M. & Ghepard R. J., 1964. A table for calculating the "Equitability" component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 33: 217-225.
- MacArthur R. H., 1972. *Geographical ecology*. New York.: Harper & Row.
- Peck K. M., 1989. Tree species preferences shown by foraging birds in forest plantations in northern England. *Biological Conservation*, 48: 41-57.
- Owen D.F., 1954. The winter weights of titmice. *Ibis*, 96: 299-309.
- Pielou E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13: 131-144.
- Rolando A., 1982. Ecological isolation in the genus *Parus* in natural and modified habitats of Northern Italy. *Bool. Zool.*, 49: 155-164.
- Rolando A. & Robotti, C. A., 1985. Foraging niches of tits and associated species in north-western Italy. *Bool. Zool.*, 52: 281-297.
- Saether B. E., 1982. Foraging niches in a passerine bird community in a grey alder forest in Central Norway. *Ornis Scandinavica*, 13: 149-163.
- Shannon C. E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- Ulfstrand S., 1976. Feeding niches of some passerine birds in a South Swedish coniferous plantation in winter and summer. *Ornis Scandinavica*, 7: 21-27.
- Wiens J. A. & Dyer M. I., 1975. Rangeland avifaunas : their composition, energetics, and role in the ecosystem. *Proc. Symp. Management Forest Range Habitats Nongame Birds*. Usa Forest-Service, Report WO, 1: 146-182.

**AVIFAUNA URBANA: UN FILONE DI STUDI ORIGINALE
PER L'ITALIA E LE IMPLICAZIONI CONSERVAZIONISTICHE**

MARCO DINETTI

LIPU – SETTORE ECOLOGIA URBANA

Via Trento, 49 - 43100 Parma e-mail: robin.marco@tiscalinet.it

Dagli anni '80 anche in Italia si sono sviluppati una serie di studi di ornitologia urbana, stimolati da una maggiore attenzione generale rispetto al miglioramento degli ecosistemi urbani e dalla ricerca di un modello di sviluppo sostenibile per le città (Dinetti e Fraissinet, 2001).

Partendo da un approccio basato sulle liste faunistiche, gli studi si sono diversificati e articolati, prendendo in considerazione ambiti specifici (parchi, tratti di fiumi che scorrono in città, discariche, aeroporti, aree industriali, ecc.) e analizzando in molti casi anche gli aspetti quantitativi, attraverso l'applicazione delle metodologie standardizzate quali il mappaggio ed i transetti.

Grande successo nel nostro Paese hanno poi avuto gli Atlanti ornitologici urbani, applicati a partire dal 1990 e per i quali si è costituito uno specifico Gruppo di Lavoro. Questo ambito particolare pone il nostro Paese ai vertici della produzione internazionale.

Altre ricerche si sono focalizzate su singole specie o gruppi, oppure su aspetti della biologia (alimentazione, riproduzione, ecc.). Si è infine sviluppato un filone applicativo, che utilizza gli uccelli quali indicatori ambientali di sostenibilità, per contribuire alla pianificazione urbanistica, allo sviluppo di reti ecologiche sul territorio, o per fini gestionali, quali il controllo delle specie ornamentiche "problematiche" (Dinetti e Gallo-Orsi, 1998; www.ecologia-urbana.com/aviproblem).

La costante espansione delle città, abbinata alla distruzione degli ecosistemi "naturali" quali boschi e zone umide, ci induce inoltre a riconsiderare l'importanza delle aree urbane ai fini della conservazione della biodiversità.

Se confrontiamo le informazioni disponibili sull'avifauna delle città italiane con la consistenza delle popolazioni italiane, possiamo estrapolare le specie di interesse conservazionistico (Lista Rossa italiana e SPEC 1-3): complessivamente, le specie ornamentiche di interesse conservazionistico che frequentano le aree urbane in Italia sono 75, e 21 di esse nidificano regolarmente in almeno dieci capoluoghi di provincia.

La quota di popolazione nidificante nelle aree urbane di queste specie si può valutare mediamente in diversi punti percentuali, fino al caso particolare del Grillaio *Falco naumanni* nel quale il 78-82% delle nidificazioni avvengono in zone urbanizzate.

Se si analizzano i dati sia italiani che europei sul valore delle città quale habitat per animali e piante selvatiche, si giunge alla conclusione che le aree urbane meritano

di essere considerate per due ragioni principali:

- contributo diretto alla conservazione della biodiversità locale (Dinetti, 2003);
- sensibilizzazione e sviluppo di una corretta percezione nei cittadini, che si trovano a vivere progressivamente in aree con biodiversità impoverita, perdendo in tal modo il contatto quotidiano con il mondo naturale (Turner et al., 2004).

Urban birds: an original study subject in Italy and its conservation implications

BIBLIOGRAFIA

- Dinetti M., 2003. Importanza delle aree urbane per la conservazione dell'avifauna. In: Conti P., Rubolini D. Galeotti P., Milone M. e D. de Filippo (eds.). Atti XII° Convegno italiano di Ornitologia. Ercolano (NA) 23-27 settembre 2003. Avocetta 27: 64.
- Dinetti M. e M. Fraissinet, 2001. Ornitologia urbana. Calderini-Edagricole, Bologna.
- Dinetti M. e U. Gallo-Orsi, 1998. Colombi e storni in città: manuale pratico di gestione. Il Verde Editoriale, Milano.
- Turner W.R., Nakamura T. e M. Dinetti, 2004. Global urbanization and the separation of humans from nature. BioScience 54 (6): 585-590.

**PTILOCRONOLOGIA IN UNA POPOLAZIONE
DI PICCIONE DI CITTA' *Columba livia* FORMA *domestica***

MONICA FALCINELLI

*Fondazione Bioparco di Roma, viale del Giardino Zoologico 20- 00197 Roma;
monicafalcinelli@tiscalinet.it - bioparco@email.it*

INTRODUZIONE

La ptilocronologia rappresenta lo studio dell'età della penna. Oggi viene impiegata come mezzo per conoscere lo stato di nutrizione delle diverse specie di uccelli, attraverso l'analisi del tasso di crescita giornaliera delle penne. (Grubb 1989)

Ogni penna, infatti, evidenzia tutta una serie di barre (ognuna di queste rappresenta la crescita in 24 ore) formatesi durante il periodo di muta. Ogni barra è costituita da una banda scura ed una chiara adiacenti, disposte parallelamente l'una all'altra ed orientate obliquamente rispetto al rachide. (Grubb 1995)

La ptilocronologia ci permette quindi, attraverso la misura dell'ampiezza delle barre di crescita giornaliera, usate come indice del tasso di sviluppo della penna, di conoscere lo "stato" di nutrizione giorno per giorno dell'individuo durante il periodo di muta (Murphy e King 1991). Una riduzione di questo tasso riflette quindi un calo di qualità e/o quantità di cibo ingerito. (Grubb 1991 e 1995)

Data l'importanza che il piumaggio riveste nella protezione dalle intemperie, nella termoregolazione e nel volo, si può comprendere quanto sia determinante che la rigenerazione delle penne avvenga rapidamente, e quale rilevanza abbia a tale scopo un'alimentazione adeguata (Grubb e Cimprich 1990, Grubb *et al.* 1991, Johnston e Janiga 1995).

In questo lavoro ho applicato la ptilocronologia al piccione di città, *Columba livia* forma *domestica*. Il piccione vive ormai da secoli nei centri urbani, e pur essendo questi luoghi, delle fonti costanti nel tempo di nutrimento per la fauna sinantropica, voglio scoprire se questa specie non risenta di carenze alimentari (qualità/quantità di cibo) nell'habitat cittadino di Roma. L'obiettivo che mi sono proposta in questo studio, è quello di verificare se esistano differenze tra individui sottoposti a differenti spinte selettive (campioni A e B) e tra i fenotipi, nell'ampiezza media della barra di crescita giornaliera delle penna originale

MATERIALI E METODI

L'area di studio è rappresentata dalla zona urbana di Roma compresa all'interno del Grande Raccordo Anulare (G.R.A.), che copre una superficie di circa 360 km², ed è

costituita sia da zone edificate che verdi. (Cignini et al. 1995, Cignini e Zapparoli 1996)

La ricerca è stata condotta per due anni, da Settembre 2001 a Maggio 2003. Il lavoro ha previsto la raccolta di un campione principale (A), di piccioni adulti ricoverati presso il Centro Recupero Fauna Selvatica del Bioparco di Roma, in gestione alla LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli); un campione di confronto (B), di piccioni adulti teoricamente in discrete condizioni di salute, trappolati in due zone di Roma, Villa Borghese (Flaminio) e centro storico (Colosseo).

I piccioni dei due campioni sono stati, inizialmente, suddivisi in classi in base al fenotipo (Johnston e Janiga 1995, Leiss e Haag-Wackernagel 1999); inoltre ad ogni individuo ho tolto la timoniera (R5) sinistra (o la destra se la sinistra era rovinata o mancante). Ogni penna è stata inizialmente controllata, per evitare che fosse in crescita (soggetto in muta) (Magnani *et al.* 2000).

Lo studio delle barre è stato condotto secondo il metodo di Grubb (1989), individuando 10 barre su ogni timoniera e calcolando, quindi, l'ampiezza media di una barra di crescita giornaliera. Non è stato possibile utilizzare l'indice dello stato di nutrizione (DGI/DGO) (Grubb 1989), in quanto i soggetti dei due campioni, una volta misurati e rilasciati non sono stati ricatturati; quale indice, durante il periodo di crescita della timoniera, ho pertanto usato l'ampiezza media della barra della penna originale, che ne rappresenta il tasso di crescita giornaliero.

Per l'elaborazione statistica dei dati sono ricorsi ad ANOVA, t-test e χ^2 test (Fowler e Cohen 1993, Rohlf e Sokal 1995, Sokal e Rohlf 2000).

Durante il lavoro è stato ottenuto un campione di 269 piccioni per A e 129 per B (71 per il "Bioparco" e 58 per il "Colosseo"). Ho potuto accorpate i due sottocampioni Bioparco e Colosseo in quanto facenti parte della stessa popolazione non essendo state riscontrate significative differenze per l'ampiezza della barra di crescita giornaliera.

RISULTATI

Il numero totale di penne che ho misurato per lo studio sulla ptilocronologia è di 150 per il campione A e 114 per B. Un numero inferiore a quello dei campioni originali, infatti, non ho preso in considerazione alcune timoniere in quanto piegate, sporche o rovinate (abrasione da gabbia).

Gli esiti dei test per la ptilocronologia evidenziano i successivi risultati.

L'ampiezza media della barra di crescita giornaliera delle penna originale è espressa in mm/day.

Per il confronto tra il campione di adulti (A vs. B). Il risultato del t-test ($\alpha = 0,05$) è stato positivo (t-value=2,220; no. =262; $p < 0,05$). Ciò può essere ulteriormente apprezzato andando ad osservare il grafico (Fig. 1).

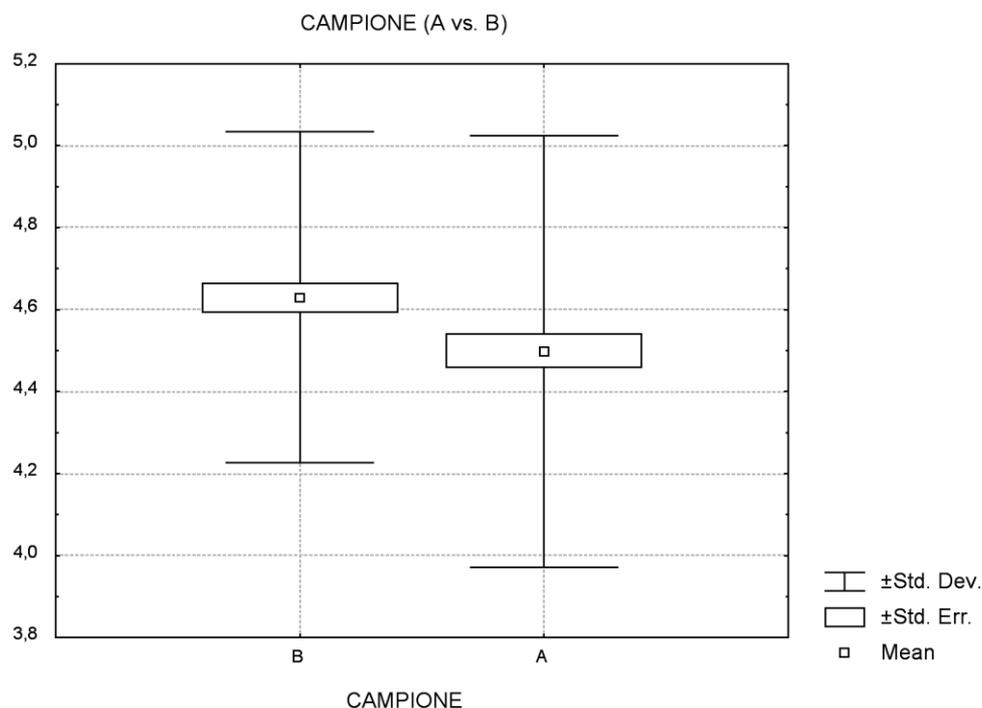


Figura 1. Confronto tra i campioni A e B per l'ampiezza media della barra di crescita giornaliera.

Per il confronto tra i fenotipi dei campioni A e B, ho utilizzato un test non parametrico, Kruskal-Wallis ANOVA ($\alpha = 0,05$).

Nessuno dei test è venuto significativo ($p > 0,05$), come si può vedere dai seguenti risultati: A ($H=9,972$; no. =150; $df = 8$; $p=0,332$); B ($H=10,143$; no.=114; $df = 9$; $p=0,289$). I successivi grafici (Fig. 2,3) mostrano gli esiti dei test sopra esposti, per il confronto tra i fenotipi. Ho inoltre verificato, tramite il χ^2 test ($\alpha = 0,05$), se sia significativa la differenza numerica tra i Wild e i fenotipi melanici (Blue-checker, Blue-T-pattern e Spread Black) sia nel campione A che B. Il risultato ottenuto per il campione di piccioni ricoverati al Centro LIPU è significativo ($\chi^2=8,32$; g.l.=1; no.wild= 87; no. melanici= 52; $p < 0,05$), mentre per il campione dei piccioni trap-polati non lo è ($\chi^2=1,14$; g.l.=1; no.wild= 59; no. melanici= 47; N.S.).

DISCUSSIONE

La differenza nell'ampiezza media della barra di crescita giornaliera di una penna corrisponde, in ultima analisi, ad una variazione dello stato di nutrizione di un individuo (Murphy e King 1991).

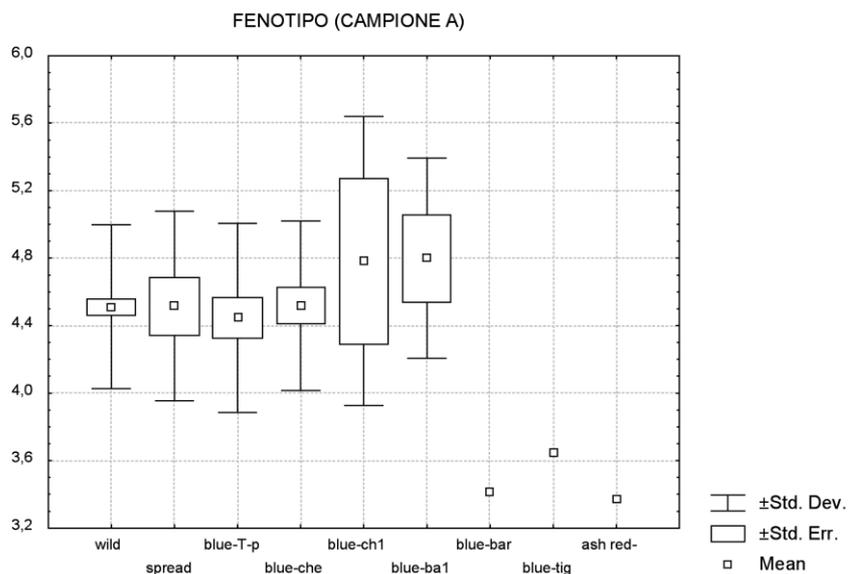


Figura 2. Confronto tra i fenotipi del campione di adulti A per l'ampiezza media della barra di crescita giornaliera. Wild = Blue bar (no =87); blue-che = Blue-checker (no =21); blue-T-p = Blue-T-pattern (no =21); blue-bar = Blue-bar + Sooty (no =5); Spread =Spread Black (no =10); blue-ba1 = (no =1); blue-ch1 = (no =3); blue-Tig = (no =1); ash red- = Ash Red-bar (no =1).

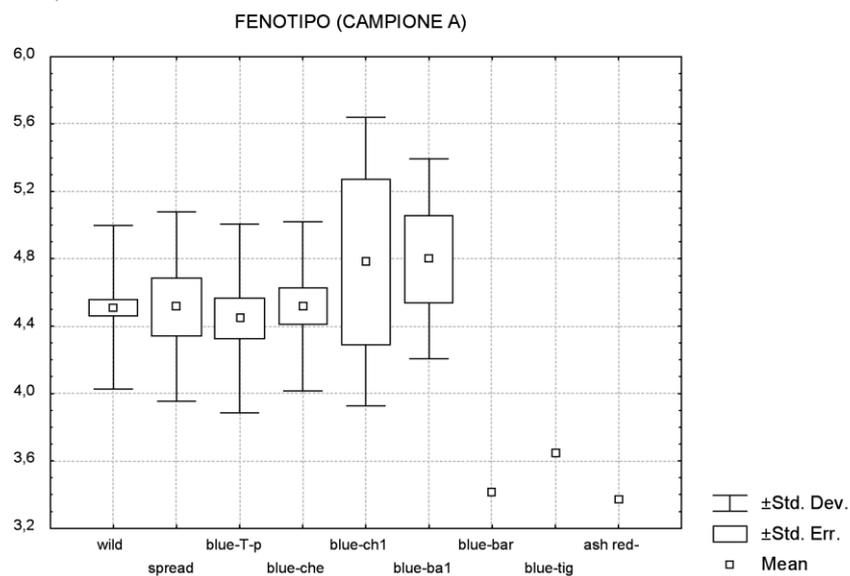


Figura 3. Confronto tra i fenotipi del campione B per l'ampiezza media della barra di crescita giornaliera. Wild = Blue bar (no =59); blue-che = Blue-checker (no =26); blue-T-p = Blue-T-pattern (no N=17); Spread =Spread Black(no =4); Blue-bar = (no =2); Ash Red- = Ash Red-bar (no =1), Blue-ba1 = (no =2); Blue-ch1 = Blue-checker + Pied + Grizzle (no =1), Blue-T-1 = Blue-T-pattern + Grizzle (no =1), Blue-ch2 = Blue-checker + Grizzle (no =1).

In particolare ho osservato che, per gli individui sottoposti a differenti spinte selettive (campioni A e B), il test evidenzia una significativa differenza per l'ampiezza della barra; infatti si può notare come il campione A presenti delle barre più strette (ampiezza media della barra = 4,498) rispetto al campione B (ampiezza media della barra = 4,630) (Fig. 1). Questo significa che l'alimentazione dei piccioni provenienti dal Centro LIPU è stata qualitativamente e/o quantitativamente meno buona, durante il periodo di crescita delle timoniere rispetto agli individui trappolati.

Probabilmente durante il periodo di muta i piccioni del campione A sono stati sottoposti a stress. Ciò ha determinato una meno efficiente rigenerazione del piumaggio, che essendo fondamentale per il volo e per la protezione dagli agenti esterni, è collegata direttamente o indirettamente alle diverse cause di ricovero al Centro LIPU (predazione, traumi, intossicazioni, debilitazione, ecc.). Ad esempio:

- I traumi da impatto e predazione sono legati, come già accennato, ad una meno efficiente rigenerazione del piumaggio durante il periodo di muta causata da una alimentazione insufficiente.
- La debilitazione e le intossicazioni, a loro volta, sono legate direttamente ad una alimentazione qualitativamente/quantitativamente scarsa; in particolare la debilitazione e l'intossicazione si possono ricollegare rispettivamente ad un discorso di gerarchia d'imbeccata ed inquinamento (fattore di stress ambientale).
- Le malattie e i parassiti, infine, si trasmettono più facilmente quando si hanno alte densità di popolazione (ambiente urbano) ed incidono in modo particolare soprattutto sugli individui già debilitati.

Mentre, per la differenza tra i fenotipi in entrambi i campioni, i test non sono risultati significativi (vedi pag.143). Si può osservare, però, come i Blue bar (Wild) abbiano delle barre più strette rispetto ai fenotipi melanici (Blue-checker, Blue-T-pattern e Spread Black), particolarmente evidente nel campione dei piccioni catturati (Fig. 3); ha meno senso considerare i risultati ottenuti per il campione A, dato che le eventuali differenze "qualitative" tra i fenotipi sono probabilmente mascherate dalle cattive condizioni di salute di questi piccioni durante il periodo di muta (Fig.2). Tale dato viene supportato anche dai test condotti sulla differenza numerica tra i Wild e i melanici; infatti solo nel campione A è risultato che i Blue bar sono significativamente maggiori rispetto ai melanici.

Questi esiti mettono in evidenza come il fenotipo selvatico sia sottoposto ad un maggior grado di stress rispetto ai melanici. Tale osservazione viene supportata anche da altri lavori, che evidenziano come il Wild, inoltre, sia maggiormente suscettibile a: contrarre ornitosi (Obukhova & Kreslavskii 1985; Janiga 1989), probabilmente dovuto alle alte densità di popolazione; accumulare ferro e piombo sia nelle ossa che nel piumaggio (inquinamento) (Obukhova & Kreslavskii 1985; Johnson & Janiga 1995); i melanici di contro presentano un'ARS maggiore (Johnston e Janiga 1995; Carisio *et al.* 1999) e i loro pulli hanno uno sviluppo post natale superiore (misure biometriche) (Janiga 1989).

Pur essendo l'ambiente urbano, come nel nostro caso la città di Roma, un habitat ideale per gli uccelli che ci vivono, in realtà la situazione si presenta molto più com-

pressa. Infatti pur essendoci abbondanza di cibo, scarsità e diversificazione dei predatori (Ballerini *et al.* 1989; Dinetti e Frassinetti 2001), una maggiore quantità di anfratti in cui nidificare rispetto all'ambiente naturale, il piccione urbano è sottoposto ad altri fattori ambientali (alta densità di popolazione, inquinamento, ecc.) che gli procurano stress. Quindi la ptilocronologia, essendo un potenziale indicatore della qualità dell'habitat per gli uccelli (Grubb 1995; Carrascal *et al.* 1998), può essere utilizzata come indice di stress e conseguentemente come misura del grado di adattamento del piccione all'ambiente urbano. In base ai risultati ottenuti, i piccioni di Roma sono sottoposti a stress ambientale.

Summary

Ptilochronology in an urban population of Feral Pigeon *Columba livia domestica*.

The ptilochronology allow to evaluate the daily rate of feather growth during the moult and also the nutritional status of the bird. In the present work this technique was used on the feral pigeon (*Columba livia domestica*). Il final purpose is to find out if this species, living in an optimal environment like the one of the city of Rome, undergoes to nutritional and environmental stress. It is very interesting to point out possible differences between phenotypes and places of origin. Two samples were taken: A (constituted by pigeons debilitated, preyed, with shock, etc. coming from LIPU Centre) and B (pigeons purposely trapped for this study and theoretically in good physical conditions).

The result show how subjects from sample A have smaller width of daily growth bars compared with sample B. This highlight how the pigeons from sample A underwent to nutritional stress during the moult and this could be directly or indirectly correlated with the causes of admission. Very interesting is also the result related with phenotype, in the sample B was noticed that Blue bar (Wild) has undergone to bigger nutritional stress then melanic form.

The ptilochronology, used as measure of birds adaptability in urban environment, showed how pigeon living in the city are subjected to high level of environmental stress.

BIBLIOGRAFIA

- Baldaccini N. E., Mongini E. e Ragionieri L., 1991. Entità degli spostamenti giornalieri in colombi selvatici e urbani. Atti del 6° Convegno Italiano di Ornitologia, Torino: 443-444.
- Baldaccini N. E., 1993 a. Inurbamento: processo attivo alla ricerca di spazi da colonizzare. Atti del Convegno "Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive", Roma, Istituto Superiore di Sanità, 10-11 Ottobre 1993: 2-7.
- Baldaccini N. E., 1993 b. Il Colombo urbano (*Colomba livia* forma *domestica*): alcune riflessioni su aspetti della sua biologia. Atti del Convegno "Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive", Roma, Istituto Superiore di Sanità, 10-11 Ottobre 1993: 8-13.

- Ballarini G., Baldaccini N. E. e Pezza F., 1989. Colombi in città, aspetti biologici, sanitari e giuridici. Metodologie di controllo. Documenti Tecnici, pubblicazione dell'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "Alessandro Ghigi".
- Carbonell R. & Telleria J. L., 1999. Feather traits and ptilochronology as indicators of stress in Iberian Blackcaps *Sylvia atricapilla*. *Bird Study*, 46: 243-248.
- Carrascal L. M., Senar J. C., Uribe I. M. F. e Domenech J., 1998. Interactions among environment stress, body condition, nutritio status, and dominance in great during winter. *The Auk*, 115: 727-738.
- Cignini B., Masseri G. e Pignatti S. a cura di, 1995. Ecosistema Roma, ambiente e territorio. F.lli Palombi, Roma.
- Delogu M., Caselli N., Terrigino G., Catelli E. e De Marco M. A., 1999. Ecologia della tricomonasi in ambiente urbano e ripercussioni demografiche su *Colomba livia* forma *domestica*. Riassunti del poster presentati al Convegno "Gestione sanitaria dei piccioni in ambiente urbano", Roma, Istituto Superiore di Sanità, 13 Maggio
- Fowler J. & Cohen L., 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzzio & C. Editore, Padova.
- Grubb T. C. Jr., 1989. Ptilochronology: feather growth bars as indicators of nutritional status. *The Auk*, 106: 314-320.
- Grubb T. C. Jr. & Cimprich D. A., 1990. Supplementary food improves the nutritional condition of wintering woodland bird: evidence from ptilochronology. *Ornis Scandinavica*, 21 (4): 277-281.
- Grubb T. C. Jr., 1991. A deficient diet narrows growth bars on induced feathers. *The Auk*, 108 (3): 725-727.
- Grubb T. C. Jr., Waite T. A. e Wiseman A. J., 1991. Ptilochronology: induced feather growth in northern cardinals varies with age, sex, ambient temperature, and day length. *Wilson Bull.*, 103 (3): 435-445.
- Grubb T. C. Jr., 1995. Ptilochronology, A Review and Prospectus. *Current Ornithology*, 12: 90-114. Ed. Power D. M., Plenum Press, New York.
- Johnston R. F. & Janiga M., 1995. Feral pigeons. Oxford University Press, New York Oxford.
- Leiss A. & Haag-Wackernagel D., 1999. Feral Pigeon. *Ecology of Birds*, 22 (2).
- Magnani A., Mantovani R., Cerato E. e Fracasso G. a cura di, 2000. NISORIA 2000, programma per inanellatori- istruzioni per l'uso. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi", Ozzano Emilia. Aprile 2000.
- Mantovani A., 1993. Uccelli urbani e sanità pubblica veterinaria. Atti del Convegno "Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni)"
- Murphy M. E. & King J. R., 1991. Ptilochronology: a critical evaluation of assumptions and utility. *The Auk*, 108: 695-704.
- Rohlf F. J. & Sokal R. R., 1995. Statistical tables. Ed. Third Edition, Freeman W. H. and Compani, New York.
- Sokal R. R. & Rohlf F. J., 2000. Biometry. Ed. Third Edition, Freeman W. H. and Compani, New York.
- Spanò S., Abelmoschi D., Bottino S., Borgo E. e Albonetti P., 1999. Il piccione domestico a Genova: un valido indicatore biologico di inquinamento da piombo. Riassunti del poster presentati al Convegno "Gestione sanitaria dei piccioni in ambiente urbano", Roma, Istituto Superiore di Sanità, 13 Maggio 1999: 8.

**NUOVO PROGETTO ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI
E SVERNANTI NELLA CITTA' DI NAPOLI (2001-2005),
DATI PRELIMINARI A UNA STAGIONE DALLA CONCLUSIONE**

MAURIZIO FRAISSINET

*Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale – A.S.O.I.M.,
C.P. 253. 80046 San Giorgio a Cremano (Napoli). Fax 081.7766576
email: mfraissinet@tiscali.it*

INTRODUZIONE

Nel periodo 1990 - 1994 nella città di Napoli è stato portato a termine un progetto atlante degli uccelli nidificanti e svernanti con la pubblicazione dei risultati in un libro della serie di monografie dell'Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale – A.S.O.I.M. (Fraissinet, 1995). A distanza di dieci anni il progetto è stato ripetuto con le stesse modalità al fine di studiare eventuali variazioni nel numero di specie, nella distribuzione e nella consistenza delle stesse. Il progetto è giunto alla conclusione e in questo lavoro si presentano i primi risultati, comparandoli con quelli dell'atlante precedente, quando mancano solo i rilevamenti dell'ultima stagione riproduttiva, mentre sono terminati regolarmente i rilevamenti per i periodo dello svernamento.

Per un territorio l'analisi, a distanza di dieci anni, di mappe distributive, di elenchi di comunità e di variazioni popolazionistiche basata su metodiche standardizzate quali quelle di un atlante biologico, rappresenta sicuramente un'occasione importante di studio e di confronto tesa a verificare i processi e le dinamiche occorsi nel tempo e le conseguenze che questi hanno avuto sull'ambiente. Tale fatto diviene ancora più interessante se si considera che l'analisi viene operata su di un territorio urbano, e, come tale, soggetto più di altri a dinamiche di trasformazione rapida e radicale, e, nel contempo, densamente abitato e pertanto interessato a monitorare costantemente la qualità della vita urbana per il benessere dei cittadini.

AREA DI STUDIO

La città di Napoli, situata a 40°51' di latitudine Nord e 14°15' di longitudine Est, si estende su di una superficie di 117,3 chilometri quadrati, completamente urbanizzati fatte salve alcune residue aree agricole e i parchi cittadini. L'altimetria varia dagli 0 metri sul livello del mare della linea di costa ai 457 metri della Collina dei Camaldoli. La città sorge su di una sorta di anfiteatro naturale e si allunga per circa 8 chilometri sul margine nord-orientale di uno dei golfi più grandi del versante tir-

renico italiano. La stratigrafia del suolo riguarda esclusivamente rocce vulcaniche e in particolare rocce piroclastiche (AA.VV.,1967). Il clima è quello tipico delle coste mediterranee con alcune accentuazioni, quali ad esempio quelle termiche, derivanti dalla intensa urbanizzazione, e ricade nella zona bioclimatica a clima meso-mediterraneo accentuato (La Valva e De Natale, 1993-94). Ciò è confermato dall'analisi floristica urbana che evidenzia un 35% di specie terofite (tipico carattere di mediterraneità di un popolamento floristico) e dal 34% di piante a corologia mediterranea in senso lato. Dal punto di vista vegetazionale l'area urbana ricade nella fascia mediterranea dell'Orizzonte submediterraneo delle sclerofille sempreverdi. Nelle residue aree non intaccate dalla edificazione e dalla trasformazione urbana si rinvengono boschi di leccio (*Quercus ilex*), a volte anche misti con Roverella (*Q. pubescens*), Robinia (*Robinia pseudoacacia*), Orniello (*Fraxinus ornus*), Corbezzolo (*Arbutus unedo*). Nelle zone costiere si conservano anche alcuni tratti a macchia mediterranea più termofila e xerofila, tipica dell'Alleanza Oleo – Ceratonion in senso lato. Abbondante, oltre alla flora ornamentale, anche la flora ruderale e rupestre con forme tipiche della costa tirrenica. Tra le piante ornamentali sono presenti numerose piante tropicali e palme. Piante di interesse agronomico, siano esse ortive che arboree, completano il quadro vegetazionale napoletano (La Valva in Fraissinet, 1995).

Le principali variazioni urbanistiche e territoriali, rispetto al territorio indagato nella precedente ricerca, riguardano essenzialmente la dismissione di molte aree industriali poste a ovest e a est del centro cittadino, la demolizione della grande acciaieria sita nel quartiere di Bagnoli, la realizzazione di numerose piccole aree verdi al servizio dei vari quartieri cittadini.

Dal punto di vista ecosistemico in città si rinvengono ambienti costieri urbanizzati e naturali, ambienti edificati anteguerra ed edificati del dopoguerra, centro storico, aree agricole, parchi di ampia superficie (superiori a 1 ettaro), parchi e giardini di piccola superficie (inferiori a 1 ettaro), e tra questi si possono distinguere parchi e giardini di vecchio e nuovo impianto, aree industriali, incolti, area aereoportuale, scali ferroviari, cimiteri.

Per quanto riguarda la conformazione fisica dei luoghi il territorio comunale è costituito per due terzi da piccoli rilievi collinari di origine vulcanica, e per un terzo da due aree pianeggianti in coincidenza con alcune piane alluvionali. La costa si caratterizza per la presenza di un promontorio – Posillipo -, e di un'isola – Nisida – in gran parte disabitata e ricoperta di macchia mediterranea.

METODI

In linea con gli indirizzi dettati dal Gruppo di Lavoro “Atlanti ornitologici urbani italiani” (Dinetti et al., 1995; Dinetti et al., 1996; Dinetti e Fraissinet, 1998; Dinetti e Fraissinet, 2001), il territorio cittadino è stato suddiviso in 142 quadranti di un chi-

lometro di lato per la distribuzione delle specie nidificanti e in 145 quadranti di un chilometro di lato per la distribuzione delle specie svernanti. I quadranti sono ricavati dal sistema UTM. La differenza nel numero dei quadranti tra le due stagioni di rilevamento si spiega con il fatto che per lo svernamento sono stati presi in considerazione anche alcuni quadranti costieri della zona del porto nei quali, per le caratteristiche ambientali del sito, avviene il regolare svernamento ma non la riproduzione. Rispetto alla ricerca precedente si sono apportate piccole variazioni: due quadranti in meno sia per la nidificazione che per lo svernamento.

I rilevamenti per la stagione riproduttiva sono stati condotti dall'1 aprile al 30 giugno, quelli per la stagione dello svernamento dall'1 dicembre al 28 febbraio.

Per l'accertamento dell'attività riproduttiva si è fatto riferimento alle 16 classi di accertamento proposte dall'European Ornithological Atlas Committee (EOAC), con l'identificazione quindi di nidificazioni possibili, probabili e certe. Per lo svernamento si è fatto riferimento invece alla sola presenza/assenza con, là dove possibile, l'indicazione di una classe di abbondanza espressa in una scala logaritmica in base 10 e suddivisa in 5 classi di abbondanza: 1 – 9 individui, 10 – 99, 100 – 999, 1.000 – 9.999, 10.000 e oltre.

Complessivamente hanno collaborato alla raccolta dei dati sul campo 32 rilevatori, con una media di 17,6 rilevatori per stagione.

Il numero di schede totali raccolte è stato di 854, per un numero complessivo di 8.290 dati, dei quali 1754 sono risultati dati utili per la stagione riproduttiva e 2502 sono risultati utili per la stagione dello svernamento.

I dati sono stati raccolti per poter effettuare, fondamentalmente, un'analisi di tipo qualitativo. Per alcune specie, però, si è tentato anche un approccio di tipo quantitativo. Ciò è valso sia per lo svernamento che per la riproduzione. Le specie censite in maniera assoluta sono state quelle più rare e/o più difficili da censire: *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*, *P. nigricollis*, *Phalacrocorax carbo*, *Anas platyrhynchos*, *Buteo buteo*, *Accipiter nisus*, *Falco tinnunculus*, *F. peregrinus*, *Coturnix coturnix*, *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, *Larus melanocephalus*, *L. ridibundus*, *L. canus*, *L. fuscus*, *L. michaellis*, *Sterna sandvicensis*, *S. hirundo*, *Columba palumbus*, *Apus pallidus*, *A. melba*, *Alcedo atthis*, *Psittacula krameri*, *Jynx torquilla*, *Picoides major*, *Delichon urbica*, *Cisticola juncidis*, *Remiz pendulinus*, *Lanius collurio*, *Pica pica*, *Garulus glandarius*, *Corvus monedula*, *C. corone cornix*, *C. corax*.

RISULTATI

Sono state censite 68 specie nidificanti e 78 specie svernanti. Rispetto al periodo 1990 – 1994 sono state riscontrate 6 specie nidificanti e 3 specie svernanti in più. Il numero medio di specie per quadrante nel periodo riproduttivo, a un anno dalla conclusione, è risultato 12,3, nella ricerca precedente la media era risultata 12,3. Il numero medio di specie per quadrante nel periodo dello svernamento è stato di 17,2

nella ricerca precedente la media era risultata 15,7. Il dato dello svernamento va considerato come dato definitivo. La tabella I riporta l'elenco delle specie nidificanti osservate nella città di Napoli. In grassetto le specie non censite la volta precedente. Non sono state riportate *Sturnus vulgaris* e *Acridotheres tristis* in quanto osservate con individui singoli nel periodo riproduttivo, senza, però, ulteriori accertamenti che potessero far sospettare una possibile nidificazione. Rispetto alla ricerca precedente non sono state censite: *Alauda arvensis*, *Anthus campestris*, *Sylvia cantillans*, *Parus ater*, *Sitta europaea*, *Emberiza citrinella*, *Miliaria calandra*.

<i>Tachybaptus ruficollis</i>	<i>Luscinia megarhynchos</i>
<i>Ixobrychus minutus</i>	<i>Saxicola torquata</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Monticola solitarius</i>
<i>Accipiter nisus</i>	<i>Turdus merula</i>
<i>Buteo buteo</i>	<i>Cettia cetti</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Cisticola juncidis</i>
<i>Falco peregrinus</i>	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
<i>Coturnix coturnix</i>	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
<i>Phasianus colchicus</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Sylvia communis</i>
<i>Fulica atra</i>	<i>Sylvia atricapilla</i>
<i>Charadrius dubius</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Larus michaellis</i>	<i>Regulus ignicapillus</i>
<i>Colomba livia</i> var. <i>domestica</i>	<i>Muscicapa striata</i>
<i>Streptopelia decaocto</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>
<i>Cuculus canorus</i>	<i>Parus caeruleus</i>
<i>Psittacula krameri</i>	<i>Parus major</i>
<i>Tyto alba</i>	<i>Certhia brachydactyla</i>
<i>Otus scops</i>	<i>Oriolus oriolus</i>
<i>Athene noctua</i>	<i>Lanius collurio</i>
<i>Strix aluco</i>	<i>Lanius senator</i>
<i>Apus apus</i>	<i>Garrulus glandarius</i>
<i>Apus pallidus</i>	<i>Pica pica</i>
<i>Apus melba</i>	<i>Corvus monedula</i>
<i>Merops apiaster</i>	<i>Corvus corone cornix</i>
<i>Upupa epops</i>	<i>Corvus corax</i>
<i>Picoides major</i>	<i>Passer italiae</i>
<i>Jynx torquilla</i>	<i>Passer montanus</i>
<i>Calandrella brachydactyla</i>	<i>Fringilla coelebs</i>
<i>Hirundo rustica</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Delichon urbica</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Motacilla cinerea</i>	<i>Carduelis carduelis</i>
<i>Motacilla alba</i>	<i>Emberiza cirrus</i>
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<i>Erithacus rubecula</i>

Tab. I. Lista delle specie nidificanti osservate nella città di Napoli. In grassetto le specie nuove che non erano state osservate nella precedente ricerca.

<i>Tachybaptus ruficollis</i>	<i>Motacilla alba</i>
<i>Podiceps cristatus</i>	<i>Troglodytes troglodytes</i>
<i>Podiceps nigricollis</i>	<i>Prunella modularis</i>
<i>Morus bassanus</i>	<i>Erithacus rubecula</i>
<i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>Phoenicurus ochruros</i>
<i>Ardea cinerea</i>	<i>Saxicola torquata</i>
<i>Phoenicopterus ruber</i>	<i>Monticola solitarius</i>
<i>Accipiter nisus</i>	<i>Turdus merula</i>
<i>Buteo buteo</i>	<i>Turdus philomelos</i>
<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Cettia cetti</i>
<i>Falco peregrinus</i>	<i>Cisticola juncidis</i>
<i>Rallus aquaticus</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Sylvia atricapilla</i>
<i>Fulica atra</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>
<i>Vanellus vanellus</i>	<i>Regulus ignicapillus</i>
<i>Scolopax rusticola</i>	<i>Regulus regulus</i>
<i>Actitis hypoleucos</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>
<i>Larus fuscus</i>	<i>Parus ater</i>
<i>Larus melanocephalus</i>	<i>Parus caeruleus</i>
<i>Larus ridibundus</i>	<i>Parus major</i>
<i>Larus michaellis</i>	<i>Certhia brachydactyla</i>
<i>Sterna sandvicensis</i>	<i>Remiz pendulinus</i>
<i>Sterna hirundo</i>	<i>Pica pica</i>
<i>Columba livia</i> var. <i>domestica</i>	<i>Garrulus glandarius</i>
<i>Columba palumbus</i>	<i>Corvus monedula</i>
<i>Streptopelia decaocto</i>	<i>Corvus corone cornix</i>
<i>Psittacula krameri</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>
<i>Tyto alba</i>	<i>Passer italiae</i>
<i>Otus scops</i>	<i>Passer montanus</i>
<i>Athene noctua</i>	<i>Fringilla coelebs</i>
<i>Strix aluco</i>	<i>Serinus serinus</i>
<i>Alcedo atthis</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Jynx torquilla</i>	<i>Carduelis carduelis</i>
<i>Picoides major</i>	<i>Carduelis spinus</i>
<i>Alauda arvensis</i>	<i>Carduelis cannabina</i>
<i>Anthus pratensis</i>	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
<i>Motacilla cinerea</i>	<i>Emberiza schoeniclus</i>

Tab. II. Lista delle specie svernanti osservate nella città di Napoli. In grassetto le specie nuove che non erano state osservate nella precedente ricerca.

La tabella II riporta l'elenco delle specie svernanti osservate nella città di Napoli. In grassetto le specie non censite la volta precedente. Non sono riportate *Ciconia ciconia*, *Grus grus* e *Upupa epops* perché da considerare come migratrici precoci. Rispetto alla ricerca precedente non sono state censite: *Gallinago gallinago*, *Larus minutus*, *Larus canus*, *Lullula arborea*, *Turdus iliacus*, *Sitta europaea*.

DISCUSSIONE

Nel corso di dieci anni nella città di Napoli hanno iniziato a nidificare 13 nuove specie, mentre si sono estinte 7 specie. Di queste ultime, a dire il vero, due (*Anthus campestris* e *Emberiza citrinella*) erano specie di cui non si aveva la certezza della nidificazione, le altre 5 invece erano segnalate come nidificanti certe, anche se molto localizzate. Tutte risultavano nidificanti certe in una singola località, o comunque in un areale molto ristretto. Da segnalare che *Parus ater* risulta ancora svernante ma non più nidificante. Delle 13 nuove specie, quattro – *Anas platyrhynchos*, *Accipiter nisus*, *Phasianus colchicus*, *Corvus corax*, sono solo nidificanti probabili o possibili. Delle altre 9 specie, è interessante notare che 4 sono acquatiche, dato di un certo interesse in considerazione del fatto che la città ospita zone umide molto limitate in estensione e per lo più di origine artificiale.

Anche per quanto riguarda le specie svernanti risulta una certa variazione nella qualità dell'elenco delle specie. Tra le specie non osservate rispetto alla precedente ricerca si conferma l'estinzione a Napoli di *Sitta europaea* anche come svernante. In ogni caso sia *Sitta europaea* che le altre specie non più osservate erano presenti in città in maniera alquanto localizzata. Anche per lo svernamento c'è da segnalare il dato che delle nuove 9 specie, 5 sono specie acquatiche, presenti in città, comunque, anche perché svernanti a mare sotto costa.

Tra i due periodi si riscontra la colonizzazione della città, sia in periodo riproduttivo che invernale, di una sola specie esotica: *Psittacula krameri*.

Ringraziamenti. Silvana Bergami (Servizio Tenute e Giardini del Quirinale), Giovanni Papasso (Bagnoli Futura S.p.A.), Grazia Francescano (Vicepresidente di Bagnoli Futura S.p.A.), Garri (Settore Ciclo integrato delle Acque della regione Campania), Casimiro Monti (Assessore al verde del Comune di Napoli), Mimmo Rosa (Assessorato al verde del Comune di Napoli). E poi tutti i rilevatori: Giovanni Abete, Giovanni Albarella, Rosario Balestrieri, Filomena Carpino, Vincenzo Cavaliere, Paola Conti, Diletta Coppola, Davide De Rosa, Lucio Dinacci, Rino Esposito, Elio Esse, Domenico Fulgione, Lucilla Fusco, Marcello Giannotti, Maria Grotta, Roberto Guglielmi, Serena Guglielmi, Ottavio Janni, Antonio Lubrano Lavadera, Fulvio Mamone Caprio, Danila Mastronardi, Mario Milone, Rosario Notaro, Stefano Picicchi, Daniela Ripa, Maurizio Sighele, Maurizio Simeone, Monica Valore, Francesco Vita, Mark Walters.

Summary

New Atlas of the Breeding and Wintering Birds in Naples City (2001 – 2005). Preliminary data.

After 10 years since publishing of Ornithological Urban Atlas of Naples (published in 1995) we are carrying out a new project about verifying the possible changing into the distribution of breeding and wintering birds in the city. The project will finish in 2005, the division in UTM squares of 1 Km a side in the periods of survey are the same of the last research: 142 UTM squares during breeding period and 145 during the wintering one. The survey goes from 1st of april to 30th of june for the breeding and for the wintering, from 1st december to 28th february. After one breeding season since we finished the survey, we noticed the following differences: breeding species from 62 got to 68, wintering species from 75 got to 78. New breeding species have been noticed: Little Ringed Plover, Ring-necked Parakeet, Bee-eater, Hoopoe and Hooded Crow. The following species show expansion of the breeding areas: Kestrel, Peregrine, Yellow-legged Gull, Collared Dove and Magpie. The following species show the increasing of the wintering areas: Grey Heron, Sparrowhawk, Kestrel, Yellow-legged Gull, Collared Dove, Ring-necked Parakeet, Blue Rock Thrush, Magpie and Hooded Crow. It seems to be on the decrease both the breeding species and wintering one: Wryneck, Fan-Tailed Warbler, Firecrest, Long-Tailed Tit, and the extinction of the Nuthatch.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1967. Il sottosuolo di Napoli. Relazione della Commissione di Studio. Comune di Napoli ed.
- Dinetti M., Cignini B., Fraissinet M. e Zapparoli M., 1995. Gruppo di lavoro "Atlanti ornitologici urbani italiani": standard per le ricerche sull'Avifauna di ambienti urbanizzati. *Rivista italiana di Ornitologia* 64 (2): 141-149.
- Dinetti M., Cignini B., Fraissinet M. e Zapparoli M., 1996. Urban ornithological atlases in Italy. In: Caccamise D.F. e M. Luniak (eds.). *Birds in Urban and suburban areas - selected contributions from the XXI International Ornithological Congress (Vienna, 1994)*. *Acta Ornithologica* 31 (1): 15-23.
- Dinetti M. e Fraissinet M., 1998. Gli Atlanti ornitologici urbani in Italia. In: Bologna M.A., Carpaneto G.M. e B. Cignini (eds.). *Atti 1° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana*, Roma, 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori, Roma: 37-39.
- Dinetti M. e Fraissinet M., 2001. *Ornitologia urbana*. Edagricole ed., Bologna
- Fraissinet M. (ed.), 1995. *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella città di Napoli*. Monografia n. dell'ASOIM, Electa Napoli ed.
- La Valva V. e De Natale A., 1993-94. Prime osservazioni sulla flora urbana di Napoli. *Allionia*, 32: 215 – 220.

**POPOLAZIONI INFESTANTI DI COLOMBI IN AREA URBANA
E PERIURBANA: CONSIDERAZIONI ZOOANTROPOLOGICHE
E PROSPETTIVE GESTIONALI**

NADIA FRANCIA, UMBERTO AGRIMI, ENRICO ALLEVA

Istituto Superiore di Sanità

Viale Regina Elena, 299, 00161 Roma. Fax: 06 4957821. E-mail: alleva@iss.it

Nel 1993, dietro insistente e reiterata richiesta da parte di singole componenti locali del Servizio Nazionale Sanitario, venne organizzato presso l'Istituto Superiore di Sanità il workshop "Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive", il cui Comitato scientifico era composto da: E. Alleva (Istituto Superiore di Sanità, Roma), N.E. Baldaccini (Università di Pisa, Pisa), G. Ballarini (Università di Parma, Parma), F. Fanfani (Università di Roma, Roma), A. Macrì (Istituto Superiore di Sanità, Roma), E. Manelli (Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Ozzano), A. Mantovani (Centro di Collaborazione WHO/FAO, Roma), R. Marabelli (Ministero Sanità, Roma), F. Monti (Università di Torino, Torino), F. Papi (Università di Pisa, Pisa), C. Pera (Ministero dell'Ambiente, Roma). In seguito a tale iniziativa, e anche grazie a specifici interventi di monitoraggio e potenziale controllo delle popolazioni ornitiche che confliggono con le popolazioni umane (soprattutto in aree urbane, per esempio a Bologna), sono emerse alcune indicazioni di massima, utili ad una riflessione sugli aspetti gestionali di un problema per il quale le soluzioni sono regolarmente insoddisfacenti.

Alcune procedure di difficile praticabilità, ma che rappresentano interventi di base ineludibili per un concreto contenimento dell'eccesso di popolazioni, vanno ribadite nelle sedi istituzionali competenti, in particolare a livello comunale. Per esempio, la sistematica interdizione nei siti adatti alla nidificazione, una efficace e perdurante politica di penalizzazione dei comportamenti di spontanea somministrazione di cibo da parte di zoofili, le iniziative di sostanziale riduzione (per esempio nelle aree mercatali) della disponibilità del cibo, sono iniziative che vanno attentamente concertate.

In qualsiasi iniziativa mirata al contenimento popolazionale vanno inseriti, oltre ai gestori istituzionali locali, personale con comprovate esperienze curriculari a carattere ornitologico, privilegiando tra esso elementi afferenti a istituzioni pubbliche specificamente dedicate alla gestione di problemi socio-sanitari oppure in sinergico contatto con esse, ma anche in questo secondo caso dando priorità a Enti pubblici o Università. La soluzione infatti di affidarsi all'associazionismo privato o spontaneistico ha condotto dopo il 1993 al proliferare di iniziative a carattere semi-amatoriale, forse utili a fornire l'impressione di rispondere in qualche modo a esigenze pubbliche di richiesta di contenimento delle popolazioni ornitiche, ma estremamente

carente sul piano operativo dei risultati effettivi.

L'aspetto più rilevante che emerge negli ultimi anni è rappresentato dai molteplici tentativi (tuttora in cerca di un rapporto al livello nazionale o almeno regionale) che hanno tentato di indirizzare la spontanea biofilia presente nella popolazione urbana (ma non di rado periurbana) nazionale: l'obiettivo prioritario resta quello di convincere le persone sensibili al benessere degli animali in generale, e degli uccelli in particolare, a non provvedere con ulteriore nutrimento specie, come il colombo, che rappresentano invece un problema gestionale consistente per il resto della popolazione umana in quella medesima località.

Anziché limitarsi a divieti, ordinanze e multe, andrebbero diffusi elementi di base di cultura ornitologica, insegnando quali sono le specie (per esempio specie insettivore migratrici di piccole dimensioni oppure specie rarefatte in ambiente urbano e periurbano) verso le quali sarebbe più utile indirizzare iniziative spontanee di somministrazione di cibo. Ciò servirebbe scopi conservazionistici le cui priorità andrebbero discussi a livello almeno nazionale.

Infesting Feral Pigeon urban populations: zoo-anthropologic considerations and management perspectives.

**GLI UCCELLI DI VILLA BORGHESE, ROMA:
EFFETTI DELLA DISPONIBILITA' TROFICA DI ORIGINE
ANTROPICA SULLA COMUNITA' ORNITICA**

FULVIO FRATICELLI

*Fondazione Bioparco di Roma, Viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma
fulvio.fraticelli@bioparco.it*

INTRODUZIONE

Il valore della biodiversità in ambiente urbano e l'importanza della classe degli uccelli per studiarlo sono stati recentemente evidenziati (Blair 1999, Savard et al. 2000, Chace & Walsh in stampa). Nonostante nel nostro Paese sia stato svolto un alto numero di lavori ornitologici sulle comunità ornitiche dei parchi urbani, solo Mastronardi et al. (2003) hanno affrontato la problematica delle variazioni della comunità durante l'intero corso dell'anno. Un'analisi sulla popolazione ornitica di Villa Borghese è stata già realizzata da Salvati (1992, 1995, 1996), ma solamente come liste faunistiche. La quantità, la disponibilità e la tipologia delle risorse trofiche influenzano logicamente la composizione della comunità ornitica (Crook 1965, Kear 1972). Nelle aree urbane, oltre a risorse trofiche "naturali", è presente una grande varietà di risorse direttamente derivanti dalle attività umane. Tali risorse sono disponibili in maniera molto più casuale rispetto alle prime sia quantitativamente, sia qualitativamente, sia spazialmente e sia temporalmente. Scopo di questo studio è quello di valutare le variazioni mensili e interannuali della comunità ornitica e di verificare come le risorse trofiche di origine antropica influenzino la comunità ornitica stessa. Valutazioni per le singole specie saranno oggetto di ulteriori futuri approfondimenti.

AREA DI STUDIO

Villa Borghese è un'area di verde pubblico di circa 80 ha, posta al centro della città di Roma. La superficie delle aree verdi urbane è un parametro che condiziona fortemente la comunità ornitica (Niemelä, 1999, Crooks et al. 2004, Fernández- Juricic 2004). La sistemazione della villa iniziò intorno al 1606 per volontà di Papa Paolo V Borghese. Del primitivo impianto seicentesco rimangono comunque testimonianze limitate soprattutto agli edifici, mentre, per quanto riguarda i giardini, la loro sistemazione ha subito varie modifiche nel corso dei secoli (Licordari 2000). Nel 1901 lo Stato acquistò l'intera villa che fu ceduta in seguito al Comune di Roma (Sanzi 2000). L'età dei parchi urbani può essere strettamente correlata con la com-

plessità dell'habitat e, conseguentemente, con la ricchezza di specie ornitiche (Fernández-Juricic 2000). Lippolis (2000a) ricorda per questa area molte specie di anfibi, rettili e mammiferi. Villa Borghese possiede al suo interno una notevole quantità di specie arboree, arbustive ed erbacee, sia coltivate, sia spontanee. A titolo di esempio, per quanto riguarda la sola area del Bioparco, l'ex Giardino Zoologico ubicato all'interno della villa, Leporatti et al. (1996) hanno censito 453 specie di cui 255 spontanee e 197 coltivate, appartenenti a 315 generi e 111 famiglie. Le specie arboree dominanti sono il Leccio *Quercus ilex* e la *Robinia Robinia pseudoacacia*. Un elenco delle specie vegetali presenti nell'area è riportato da Adduci & Amodio (2000) e da Lippolis (2000b). Da un punto di vista strutturale la vegetazione è costituita quasi esclusivamente dallo strato arboreo, formato prioritariamente da esemplari particolarmente vetusti, elemento che dovrebbe influenzare fortemente sia la ricchezza di specie, sia la densità d'individui (Poulsen 2002). 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; tale caratteristica paesaggistica può avere una forte influenza sulle caratteristiche della comunità ornitica dell'area (Fernández-Juricic 2001a). Inoltre l'area di studio dista meno di 1 km dal corso del Fiume Tevere, ulteriore elemento che può condizionare fortemente la composizione della comunità ornitica circostante (Natuhara & Imai 1996). L'area in cui ricade la città di Roma rientra nella regione mediterranea di transizione caratterizzata da un termotipo mesomediterraneo e da un ombrotipo subumido superiore (Blasi 1994). Le precipitazioni annue si aggirano intorno agli 825 mm, concentrate per lo più in autunno, a dicembre e a gennaio; il mese più arido è luglio. Le temperature medie variano da un minimo di 7°C in gennaio ad un massimo di 24.5°C in luglio ed agosto; raramente si hanno valori sotto gli 0°C o sopra i 40°C (Palmieri & Siani 1995).

MATERIALI E METODI

Ho raccolto i dati relativi ai parametri di comunità, da gennaio 2003 a dicembre 2004, lungo un transetto di 700 m all'interno di Villa Borghese, utilizzando il metodo proposto da Merikallio (1946) e Järvinen & Väisänen (1973), senza però limiti alla fascia di osservazione (Bibby et al. 2000), annotando sia i contatti visivi, sia quelli canori. Questo metodo è specificatamente consigliato per rilevamenti da effettuare in tutte le stagioni (Blondel 1969, Alatalo 1981, Bibby et al. 2000), in presenza di un'alta percentuale di specie non territoriali (Storch & Kotecky 1999) e specificatamente in ambienti urbani (DeGraff et al. 1991). Ho effettuato i rilevamenti in

una fascia oraria compresa tra un'ora e tre ore dopo l'alba solamente in giorni con assenza di pioggia e di forte vento che avrebbero potuto alterare i dati (Armstrong 1954). Ho iniziato il transetto da Piazzale Victor Hugo, seguendo Via Fiorello La Guardia fino a Piazzale delle Canestre, lungo Viale Pietro Canonica, costeggiano Piazza di Siena, attraversando la Valle del Graziano e terminando a Piazzale del Giardino Zoologico. Ho scelto il transetto in modo che attraversasse un'area relativamente centrale rispetto all'intera villa per evitare che alterazioni causate dall'effetto margine potessero falsare i parametri della comunità ornitica (Fernandez-Juricic 2001b). In totale ho effettuato il suddetto transetto 303 volte (153 nel 2003 e 151 nel 2004), con una media di $12,7 \pm 2,6$ transetti al mese. Ho effettuato un così elevato numero di transetti mensili per ammortizzare il più possibile la diversa contattabilità delle singole specie nelle varie stagioni. Non ho preso in considerazione le seguenti specie quando, sorvolando solamente l'area, non avevano relazioni dirette con la biocenosi terrestre: Gabbiano reale *Larus michaellis*, Gheppio *Falco tinnunculus*, Rondone *Apus apus*, Balestruccio *Delichon urbica* e Taccola *Corvus monedula*. Non ho riscontrato nell'area di studio, anche in rilevamenti effettuati al di fuori dei transetti di raccolta dati, importanti presenze di contingenti migratori che avrebbero potuto alterare i parametri della comunità ornitica con la loro estrema dinamica temporale. Per valutare gli eventuali effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica ho eliminando dalle elaborazioni dei dati di comunità un set di specie che ho definite *feeding human depended* (FHD). Queste specie sono quelle che utilizzano alimenti di origine antropica (rifiuti, avanzi di cibi per uso umano, alimenti offerti volontariamente, mangimi sottratti ad animali domestici) in una percentuale maggiore o uguale al 50% degli atti di alimentazione nel corso dell'anno e sono quindi quelle più euriecie ed eurifaghe. Ho effettuato una valutazione su base annua, poiché molte specie mostrano una spiccata stagionalità di scelte alimentari. L'individuazione di una specie come FHD non è logicamente assoluta, ma legata alle specifiche abitudini alimentari utilizzate nell'area di studio. Nel caso in esame le specie considerate FHD sono state: il Gabbiano comune *Larus ridibundus*, il Gabbiano reale, il Piccione urbano *Colomba livia* forma *domestica*, lo Storno *Sturnus vulgaris*, la Passera d'Italia *Passer italiae* e la Cornacchia grigia *Corvus cornix*. I parametri che ho preso in considerazione per descrivere la ornitocenosi mese per mese sono:

- S = ricchezza di specie, numero totale di specie rinvenute durante il mese;
- D = densità massima, numero massimo d'individui riscontrati nel mese lungo il transetto;
- H' = diversità, calcolata attraverso l'indice di Shannon & Weaver (1963);
- J = indice di omogeneità di distribuzione delle specie all'interno della comunità o indice di equiripartizione di Lloyd & Ghelardi (1964);
- Bb = biomassa bruta: $Bb = \sum(D_i \cdot g_i)$ in cui D_i è il numero massimo d'individui di ogni singola specie riscontrato nel mese e g_i è il peso in grammi di ogni singola specie. Ho desunto i dati relativi ai pesi da Cramp (1985, 1988, 1992) e

- Cramp & Perrins (1993, 1994), utilizzando i valori medi;
- Bc = biomassa consumante (Salt 1957): $Bc = \sum(D_i \cdot g;0,7)$;
- p_i = dominanza, ossia il rapporto tra il numero d'individui di ciascuna specie e il numero totale d'individui componenti la comunità: $p_i = n_i / \sum n$. Le specie dominanti sono quelle in cui $p_i > 0,05$ (Turcek 1956, Oelke 1980);
- % non-Pass. = percentuale mensile delle specie non appartenenti all'ordine dei Passeriformi;
- % spp. non nid. = percentuale mensile delle specie che non nidificano o non nidificheranno nell'area;
- Turn over = il cambiamento nelle specie tra un rilevamento e il successivo (Whittaker b statistic; cfr. Gregory et al. 1998): $b = (N_i + N_{(i-1)}) / (N_i + N_{(i-1)} + 2N_c)$ in cui N_i è il numero delle specie rilevate unicamente nel rilevamento i , $N_{(i-1)}$ è il numero delle specie rilevate unicamente nel rilevamento successivo e N_c è il numero delle specie comuni ai due rilevamenti. Questo indice varia tra 0, nessun cambiamento, e 1, cambiamento totale.

Ho effettuato un confronto statistico tra i due anni di raccolta dati per tutte le variabili per verificare l'eventuale costanza nel tempo delle fluttuazioni mensili. I dati meteorologici utilizzati si riferiscono alla stazione di Roma Ciampino (41°48'N-12°35'E). Il presente studio è inserito in un programma più ampio di osservazioni che dal 1998 al 2004 su tutta la superficie del parco mi ha permesso di redigere la checklist degli uccelli di Villa Borghese (All. 1). Questi dati, insieme a quelli di Salvati (1992, 1995, 1996) e quelli riportati da Cignini & Zapparoli (1996), raccolti dal 1989 al 1993 nella parcella di 1 x 1 km che contiene la villa, permettono d'inquadrare meglio questa zona nel panorama delle altre aree verdi romane (Zocchi & Panella 1978, Battisti 1986, Ianniello 1987, Angelici et al. 1988, 1991).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Ho riscontrato 33 specie nel 2003 e 33 nel 2004; in totale tra i due anni 37 specie. A titolo di esempio Mastronardi et al. (2003) hanno riscontrato in un parco urbano di Napoli 61 specie. La ricchezza mensile di specie per l'intera comunità ornitica (S) mostra un andamento confrontabile nei due anni di campionamento ($r_p = 0,80$; g.l. = 10; $P < 0,01$). I valori minimi vengono riscontrati nel periodo estivo e i valori più alti nei mesi invernali (Fig. 1).

Il numero delle specie presenti è notevolmente più basso di quello riscontrato ad esempio in ambiente boschivi del Lazio durante il periodo riproduttivo (Fratricelli & Sarrocco 1984, Bernoni et al. 1985, 1989, 2001, Sarrocco & Sorace 1997, Battisti 2002). Questo fenomeno è ben noto per le comunità ornitiche degli ambienti urbani (ad es.: Erz 1966, Nuorteva 1971, Emlen 1974, DeGraaf & Wentworth 1986, Soulé et al. 1988, Goudie 1993, Clergeau et al. 1998, Cam et al. 2000, Melles et al. 2003).

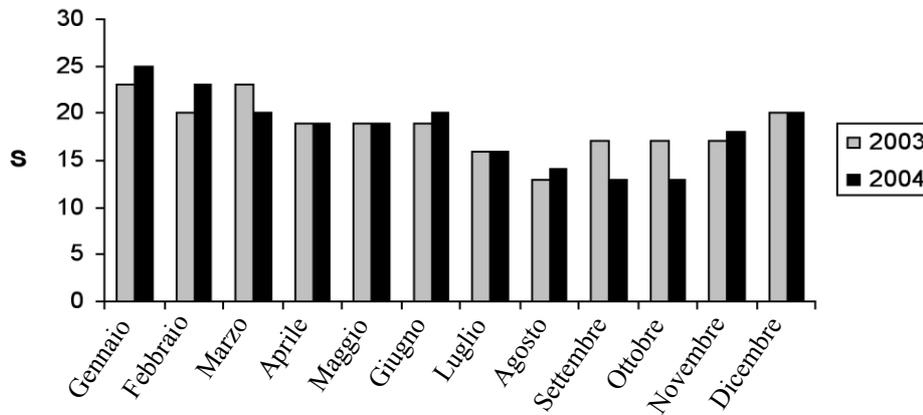


Fig. 1. Ricchezza mensile di specie per l'intera comunità ornitica (S) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

Escludendo le specie FHD la ricchezza mensile di specie (S - FHD) continua a mostrare un andamento sostanzialmente analogo confrontando i due anni di campionamento ($r_p = 0,78$; g.l. = 10; $P < 0,01$) e mostra, inoltre, una notevole similitudine con i dati relativi all'intera comunità: questo è dovuto al numero relativamente costante delle specie FHD che rappresentano mediamente nei vari mesi nel 2003 il $24,09 \pm 3,97\%$ e nel 2004 il $23,99 \pm 3,83\%$ del totale delle specie (Fig. 2).

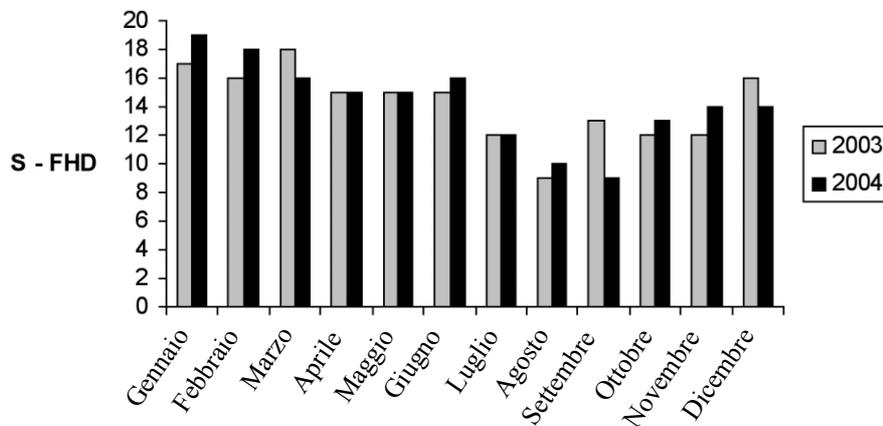


Fig. 2. Ricchezza mensile di specie escludendo quelle FHD (S - FHD) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La percentuale delle specie FHD non mostra comunque un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,24$; g.l. = 10; N.S.). I valori più bassi della ricchezza escludendo le specie FHD si riscontrano ad agosto sia nel 2003, sia nel 2004 e rappre-

sentano rispettivamente il 50% e il 53% dei valori massimi riscontrati a marzo nel 2003 e a gennaio nel 2004. Questo dato è presumibilmente correlato con la vegetazione, semplice in senso strutturale, ma con alti valori di diversità di specie arboree, poiché le fluttuazioni stagionali di questo parametro sono correlate positivamente con la complessità dell'habitat (Fuller 1982). I valori più alti riscontrati nella stagione invernale sono in linea con quanto già noto per gli ambienti urbani (Emlen 1974, Nuorteva 1971, Tilghman 1987, Jokimäki et al. 1996, Yaukey 1996). La densità massima mensile d'individui riscontrati lungo il transetto per l'intera comunità ornitica (D) non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,08$; g.l. = 10; N.S.) ed evidenzia marcate fluttuazioni (Fig. 3). Nonostante il relativamente basso numero di specie riscontrate il numero degli individui è notevolmente alto; questo fenomeno è in linea con quanto riscontrato anche in altre aree urbane (ad es.: Huhtalo & Järvinen 1977, Aldrich & Coffin 1980, Smith & Schaefer 1992, Goudie 1993, Luniak 1994, Yaukey 1996, Jokimäki et al. 1996, Clergeau et al. 1996, Bolger et al. 1997).

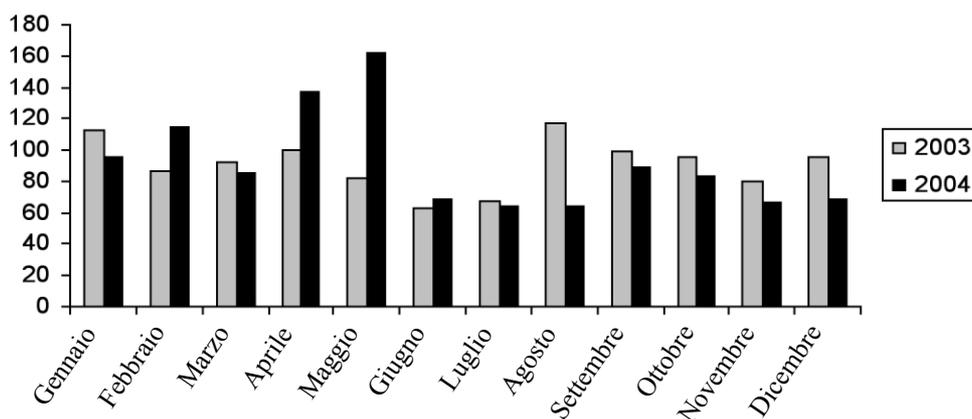


Fig. 3. Densità massima mensile d'individui per l'intera comunità ornitica (D) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004

La densità massima mensile d'individui riscontrati lungo il transetto escludendo le specie FHD (D - FHD) mostra un andamento sostanzialmente analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,77$; g.l. = 10; $P < 0,01$) e una diminuzione dei valori tra giugno e settembre, come riscontrato in svariati tipi di habitat da molti autori (Blondel 1969, Frochot 1971, Eybert 1972, Lambertini 1987) (Fig. 4). Jokimäki & Suhonen (1998) hanno trovato in inverno in Finlandia che le specie di uccelli onnivore, quindi riferibili alla categoria FHD, presentano una densità maggiore nelle aree con alta concentrazione di popolazione umana e fortemente edificate. Questo fatto potrebbe far supporre uno spostamento in inverno delle specie FHD verso la matrice di edificato urbano continuo che circonda l'area, ma i dati raccolti non evidenziano questo fen-

meno e ciò potrebbe essere spiegato con l'alta frequentazione della villa da parte del pubblico, anche durante l'inverno, con una conseguente non minore attrattività trofica rispetto alle zone circostanti. Gli individui appartenenti alle specie FHD rappresentano mediamente nei vari mesi nel 2003 il $64,56 \pm 8,67\%$ e nel 2004 il $64,88 \pm 9,42\%$ del totale degli individui di tutta la comunità ornitica e queste percentuali non mostrano un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,06$; g.l. = 10; N.S.).

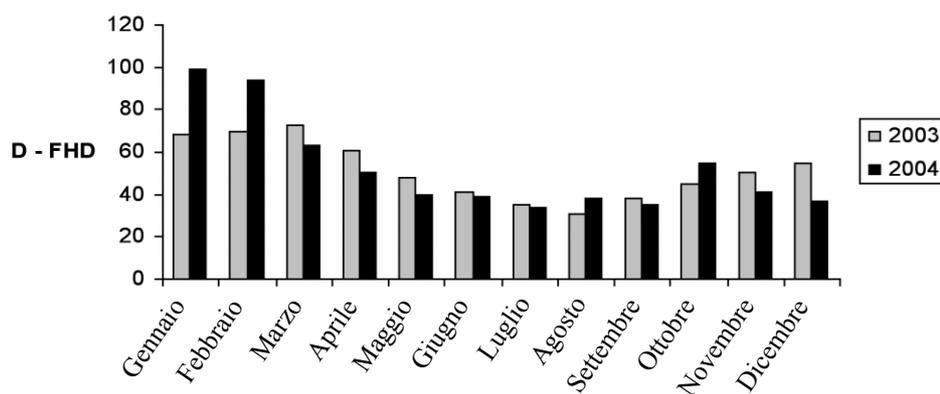


Fig. 4. Densità massima mensile d'individui escludendo le specie FHD ($D_{max} - FHD$) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dell'indice di diversità per l'intera comunità ornitica (H') non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,48$; g.l. = 10; N.S.), anche se in entrambi gli anni mostra i valori minimi nel periodo estivo (Fig. 5).

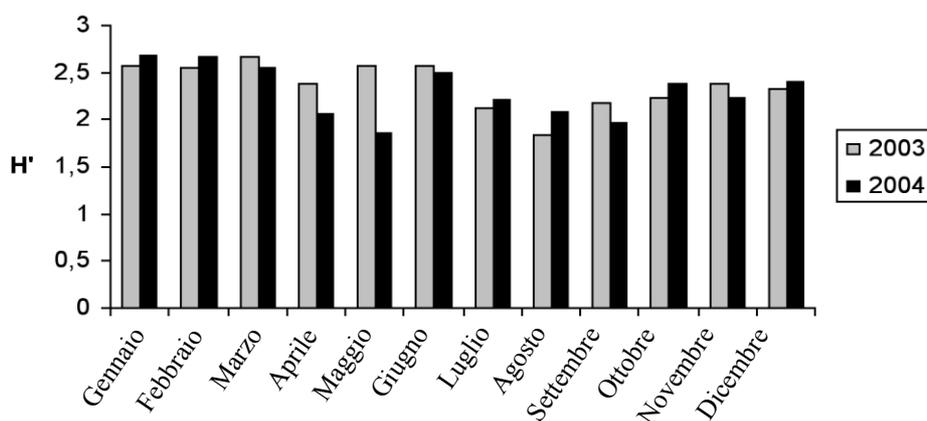


Fig. 5. Valori dell'indice di diversità mensile dell'intera comunità ornitica (H') a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004

La variazione mensile dell'indice di diversità escludendo le specie FHD ($H' - FHD$) mostra un andamento sostanzialmente analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,75$; g.l. = 10; $P < 0,01$), una relativa stabilità e, in entrambi gli anni, i valori minimi in estate, come d'altronde riscontrato anche da altri autori (Blondel 1969, Eybert 1972) (Fig. 6). I valori dell'indice di diversità sono paragonabili con quelli riscontrati in aree boschive del Lazio (ad es. Fraticelli & Sarrocco 1984, Bernoni et al. 1985, 1989, 2001, Sarrocco & Sorace 1997, Battisti 2002) e sono da mettere probabilmente in relazione alla complessità strutturale della vegetazione nell'area di studio (Mac Arthur & Mac Arthur 1961, Karr 1968, Tramer 1969, Blondel et al. 1973, Wilson 1974, Des-Granges 1980, O'Connor 1981, Hostetler & Holling 2000).

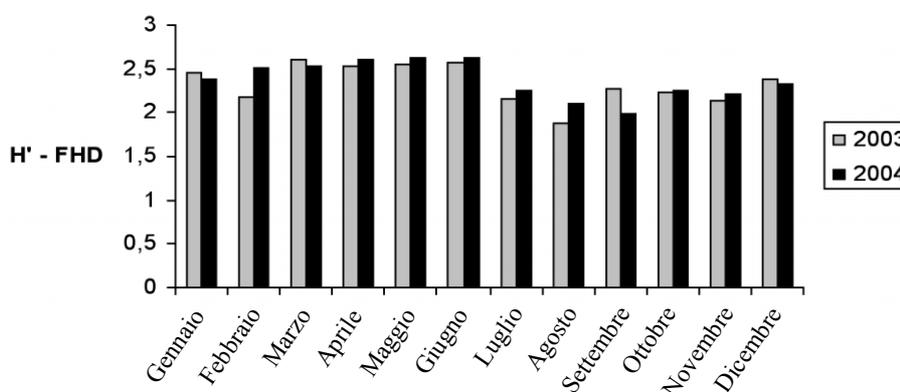


Fig. 6. Valori dell'indice di diversità mensile escludendo le specie FHD ($H' - FHD$) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dell'indice di equiripartizione per l'intera comunità ornitica (J) non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = -0,10$; g.l. = 10; N.S.) e non sembra evidenziare sostanziali fluttuazioni durante il corso dell'anno (Fig. 7).

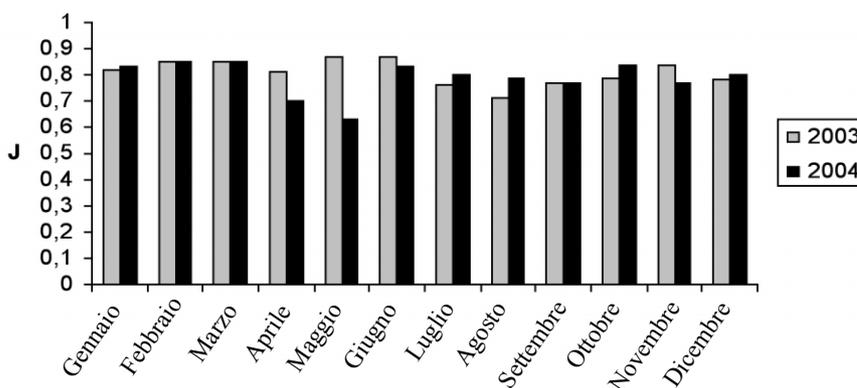


Fig. 7. Valori mensili dell'indice di equiripartizione per l'intera comunità ornitica (J) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dell'indice di equiripartizione senza considerare le specie FHD (J - FHD) mostra un andamento sostanzialmente analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,69$; g.l. = 10; $P < 0,05$) ed evidenzia i valori massimi durante la primavera (Fig. 8). I valori non particolarmente alti evidenziano un habitat ricco ed eterogeneo (Blondel 1969) e confermerebbero quanto osservato per i valori dell'indice di diversità escludendo le specie FHD (Fig. 8).

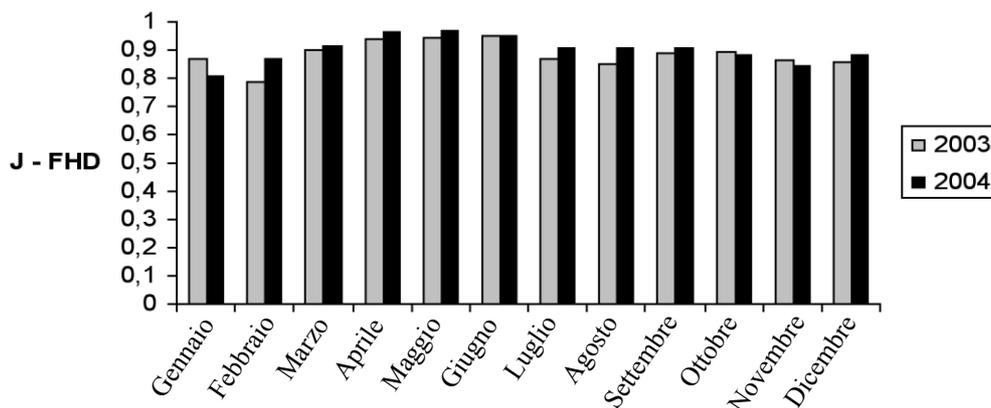


Fig. 8. Valori mensili dell'indice di equiripartizione senza considerare le specie FHD (J - FHD) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dei valori della biomassa bruta per l'intera comunità ornitica (Bb) non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = -0,09$; g.l. = 10; N.S.) ed evidenzia una notevole fluttuazione durante il corso dell'anno (Fig. 9). I valori particolarmente alti sono in linea con quanto noto per le aree urbane (Beissinger & Osborne 1982).

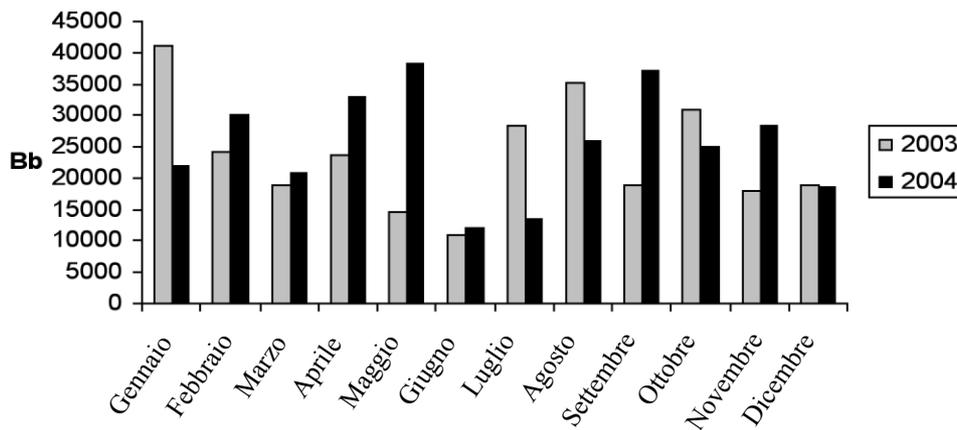


Fig. 9. Biomassa bruta mensile dell'intera comunità ornitica (Bb) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dei valori della biomassa bruta escludendo le specie FHD (Bb - FHD) mostra un andamento sostanzialmente analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,63$; g.l. = 10; $P < 0,05$) e i valori minimi durante il periodo estivo e i massimi nella seconda metà dell'inverno (Fig. 10). Mastronardi et al. (2003) in un parco urbano di Napoli hanno invece riscontrato i valori massimi di questo parametro in primavera, correlando il fatto con l'aumento della produttività primaria. La biomassa bruta delle specie FHD rappresenta una percentuale estremamente elevata del totale della biomassa bruta di tutta la comunità ornitica; mediamente nei vari mesi nel 2003 l' $87,80 \pm 4,32\%$ e nel 2004 il $90,14 \pm 4,51\%$ e queste percentuali non mostrano un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = -0,15$; g.l. = 10; N.S.).

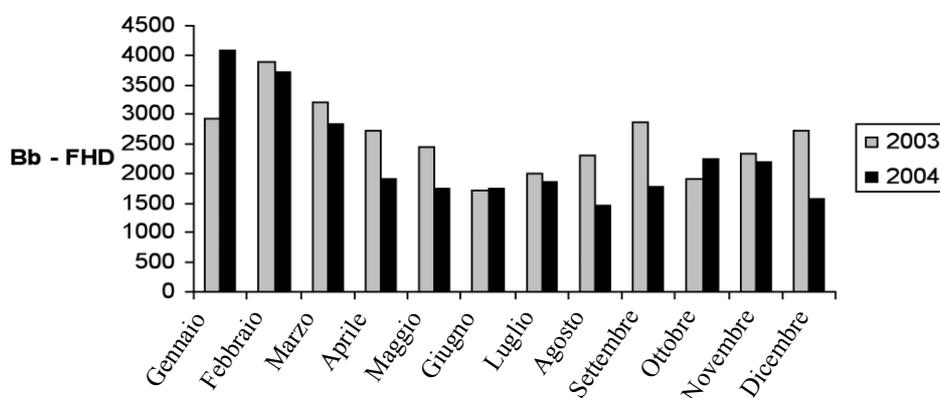


Fig. 10. Biomassa bruta mensile escludendo le specie FHD (Bb - FHD) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dei valori della biomassa consumante per l'intera comunità ornitica (Bc) non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = -0,04$; g.l. = 10; N.S.) ed evidenzia una notevole fluttuazione durante il corso dell'anno (Fig. 11).

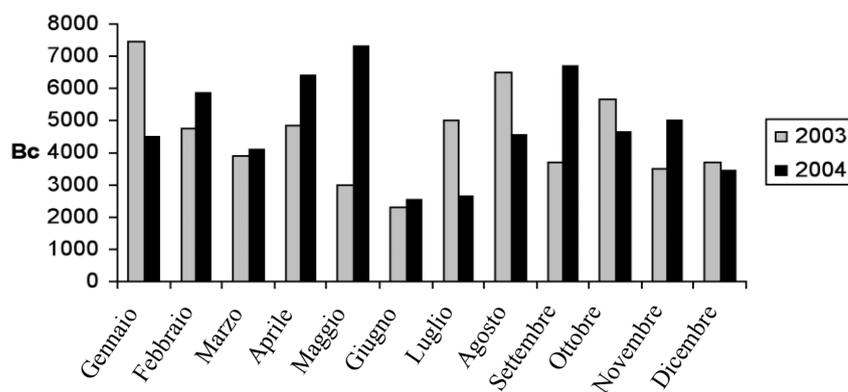


Fig. 11. Biomassa consumante mensile per l'intera comunità ornitica (Bc) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

La variazione mensile dei valori della biomassa consumante escludendo le specie FHD (Bc-FHD) mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,72$; g.l. = 10; $P < 0,01$) ed evidenzia i valori minimi durante il periodo estivo e i valori massimi a fine inverno e ad inizio primavera (Fig. 12). La biomassa consumante delle specie FHD rappresenta mediamente nei vari mesi nel 2003 l' $82,64 \pm 5,62\%$ e nel 2004 l' $85,13 \pm 6,35\%$ del totale della biomassa bruta di tutta la comunità ornitica e queste percentuali non mostrano un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = -0,08$; g.l. = 10; N.S.).

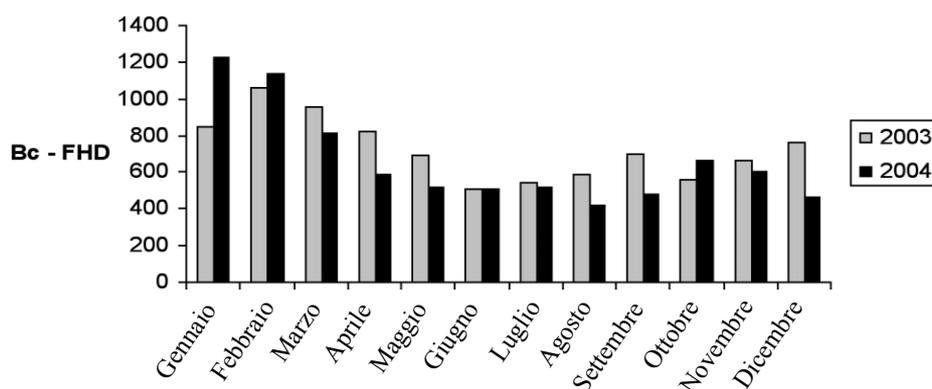


Fig. 12. Biomassa consumante mensile escludendo le specie FHD (Bc-FHD) a Villa Borghese nel 2003 e nel 2004.

Essendo la biomassa consumante direttamente proporzionale alla quantità di energia sottratta dalla comunità ornitica all'ambiente (Blondel 1969), ho verificato l'eventuale esistenza di una correlazione tra questo parametro, sia considerando tutte le specie, sia escludendo quelle FHD, e le temperature minime medie mensili. Per l'intera comunità ornitica non risultano esserci correlazioni statisticamente significative né per il 2003 ($y = -24,5x + 4806,3$; $r_p = -0,12$; g.l. = 10; N.S.), né per il 2004 ($y = -47,6x + 5341,1$; $r_p = -0,19$; g.l. = 10; N.S.) (Fig. 13). Escludendo però le specie FHD le correlazioni risultano statisticamente significative sia per 2003 ($y = -21,1x + 967,3$; $r_p = -0,88$; g.l. = 10; $P < 0,001$), sia per il 2004 ($y = -34,3x + 1048,0$; $r_p = -0,77$; g.l. = 10; $P < 0,01$) (Fig. 14).

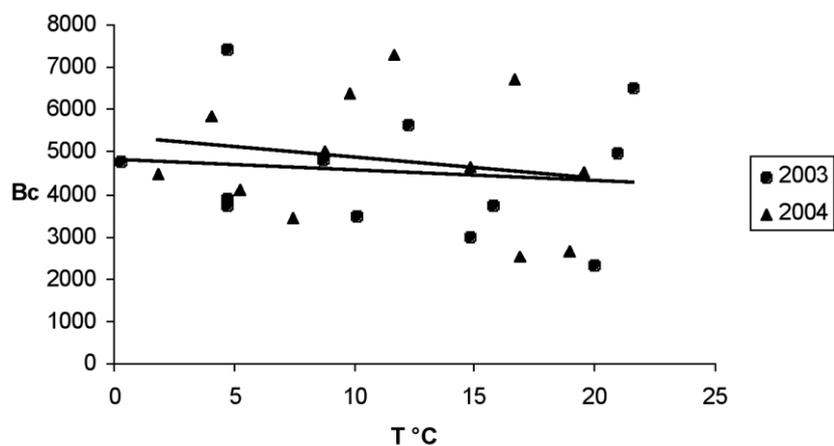


Fig. 13. Correlazione tra la biomassa consumante per l'intera comunità ornitica e le temperature minime medie mensili per il 2003 e il 2004.

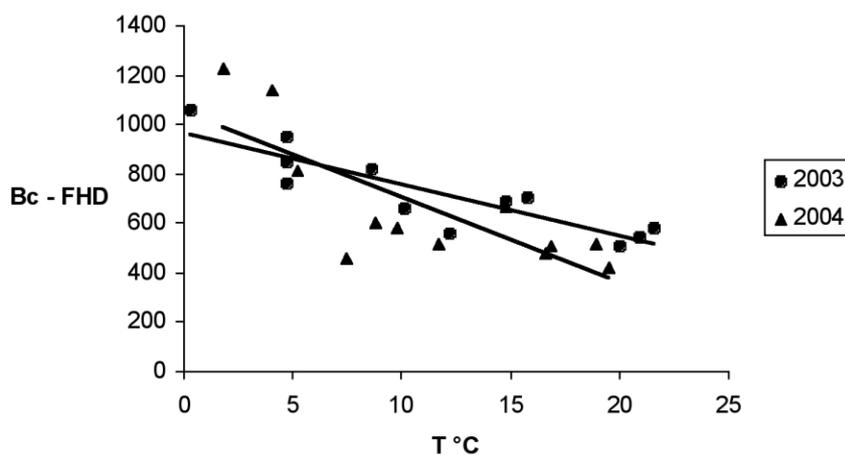


Fig. 14. Correlazione tra la biomassa consumante escludendo le specie FHD e le temperature minime medie mensili per il 2003 e il 2004.

Il numero delle specie dominanti considerando l'intera comunità ornitica (no. pi) mostra un andamento sostanzialmente analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,69$; g.l. = 10; $P < 0,05$) a causa dell'effetto stabilizzante delle specie FHD sempre abbondanti e i valori maggiori nei mesi invernali (Fig. 15).

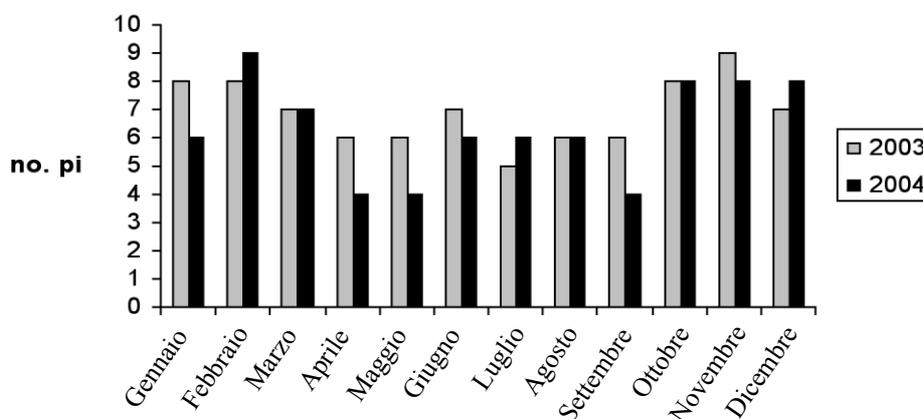


Fig. 15. Numero delle specie dominanti per l'intera comunità ornitica (no.pi) nel 2003 e nel 2004.

Il numero delle specie dominanti escludendo le specie FHD (no. pi - FHD) non mostra un andamento analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,51$; g.l. = 10; N.S.); i valori maggiori sembrano comunque concentrarsi in primavera e ad inizio estate (Fig. 16). Il numero di specie dominanti è inversamente proporzionale alla complessità e/o alla eterogeneità dell'habitat in esame (Wiens & Dyer 1975, Farina 1981, Lambertini 1987, Roccaforte et al. 1994). I risultati ottenuti nell'area in studio non sono di facile interpretazione, evidenziando un'estrema fluttuazione durante il corso dell'anno.

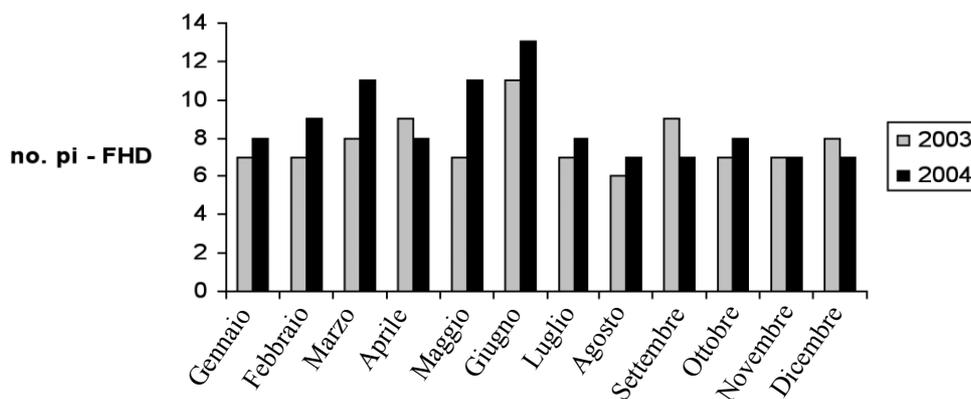


Fig. 16. Numero delle specie dominanti escludendo le specie FHD (pi - FHD) nel 2003 e nel 2004.

La percentuale di specie non appartenenti all'ordine dei Passeriformi per l'intera comunità ornitica (% non-Pass.) mostra un andamento sostanzialmente analogo tra un anno e l'altro ($r_p = 0,79$; g.l. = 10; $P < 0,01$) e i valori massimi nel periodo invernale (Fig. 17). Negli ambienti boschivi il numero dei non-Passeriformi è correlato al grado di maturità della successione ecologica (Ferry & Frochet 1970), ma nel caso in studio il fenomeno sembra più correlato alla presenza durante l'inverno di specie eurifaghe come il Gabbiano reale e il Gabbiano comune. La percentuale di specie non appartenenti all'ordine dei Passeriformi escludendo le specie FHD (% non-Pass. - FHD) non mostra infatti un andamento analogo tra un anno e l'altro ($r_p = 0,12$; g.l. = 10; N.S.) e una notevole fluttuazione dei valori durante il corso dell'anno (Fig. 18).

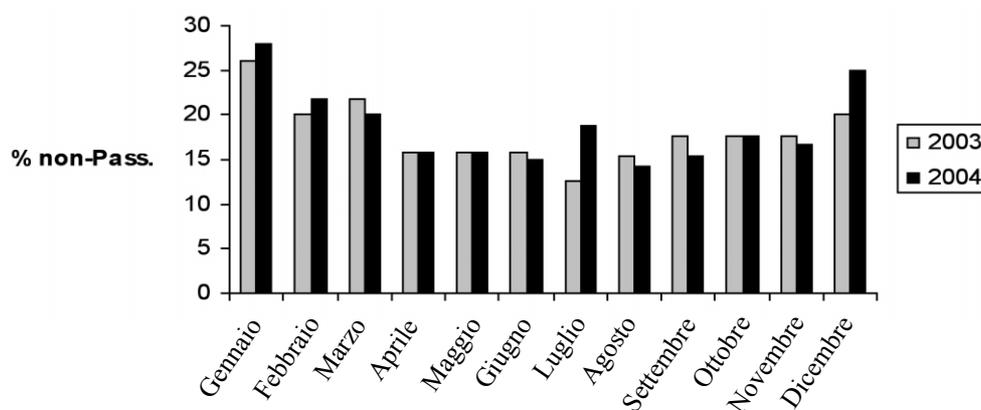


Fig. 17. Percentuale di specie non Passeriformi per l'intera comunità ornitica (% non-Pass.) nel 2003 e nel 2004.

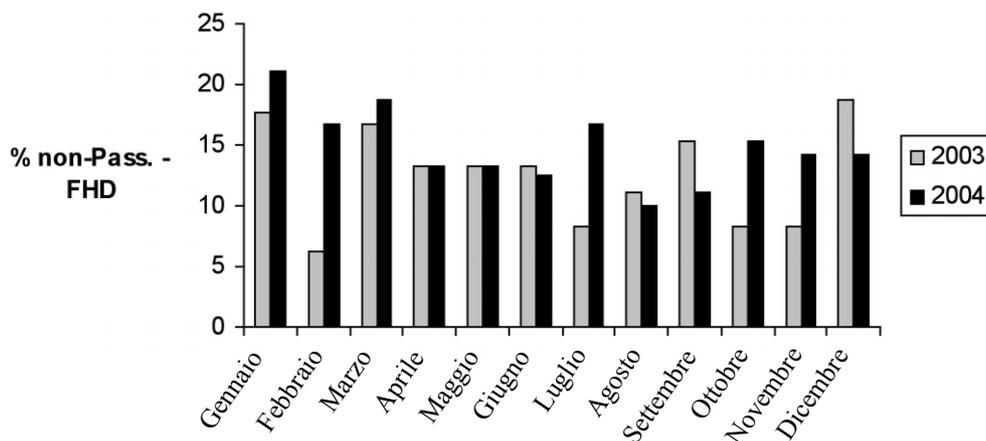


Fig. 18. Percentuale di specie non Passeriformi escludendo le specie FHD (% non-Pass. - FHD) nel 2003 e nel 2004.

La percentuale di specie non nidificanti nell'intera comunità ornitica (% spp. non nid.) mostra un andamento pressoché analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,79$; g.l. = 10; $P < 0,01$) e i valori maggiori durante l'inverno (Fig. 19).

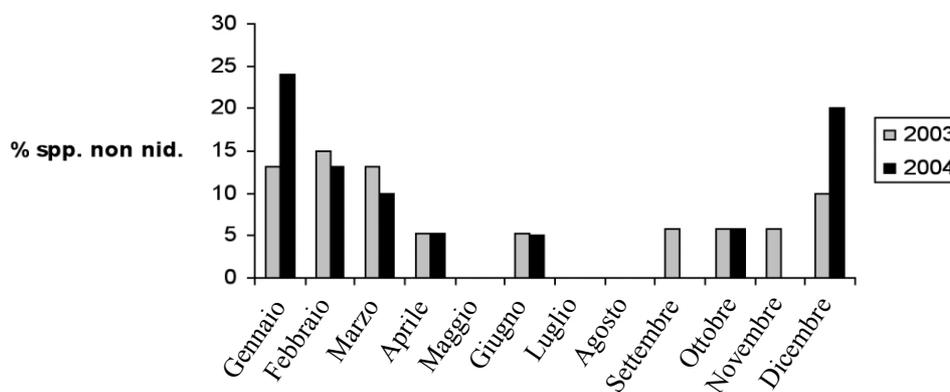


Fig. 19. Percentuale di specie non nidificanti nell'intera comunità ornitica (% spp. non nid.) nel il 2003 e nel 2004.

La percentuale di specie non nidificanti escludendo le specie FHD (% spp. non nid. - FHD) mostra un andamento pressoché analogo da un anno all'altro ($r_p = 0,62$; g.l. = 10; $P < 0,05$) e i valori maggiori durante l'inverno (Fig. 20). Sia questo che il dato precedente starebbero a dimostrare che nella stagione invernale sono disponibili risorse trofiche non utilizzate o utilizzate solo parzialmente dalle specie sedentarie (Connell & Orias 1976) e che tali risorse non sono probabilmente di origine antropica.

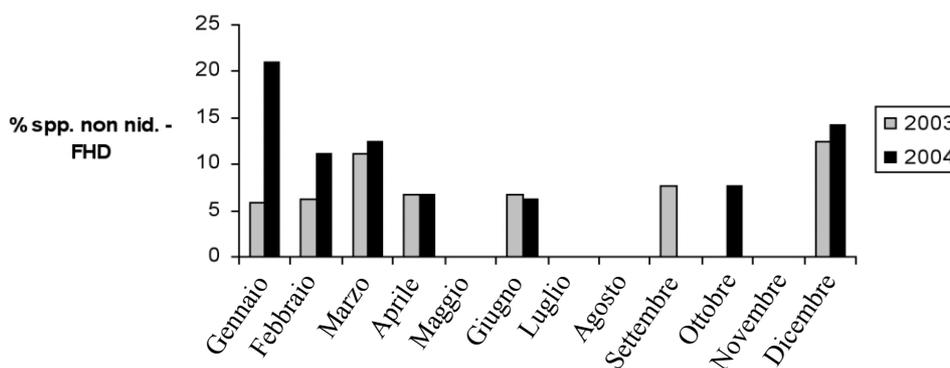


Fig. 20. Percentuale di specie non nidificanti escludendo le specie FHD (% spp. non nid. - FHD) nel il 2003 e nel 2004.

L'indice di cambiamento delle specie tra un mese e quello successivo per l'intera comunità ornitica (Turn over) non mostra un andamento analogo tra un anno e l'altro ($r_p = 0,29$; g.l. = 9; N.S.) ed evidenzia marcate fluttuazioni durante il corso dell'anno (Fig. 21) come noto per gli ambienti urbani (Ravussin & Mellina 1979, Aldrich & Coffin 1980, Tomialojć 1985, Horak & Cringan 1986, Morneau et al. 1999). Anche escludendo le specie FHD (Turn over - FHD) non si nota un andamento analogo tra un anno e l'altro ($r_p = 0,26$; g.l. = 9; N.S.), pur se i valori massimi risultano sempre concentrati nel periodo estivo-autunnale (Fig. 22).

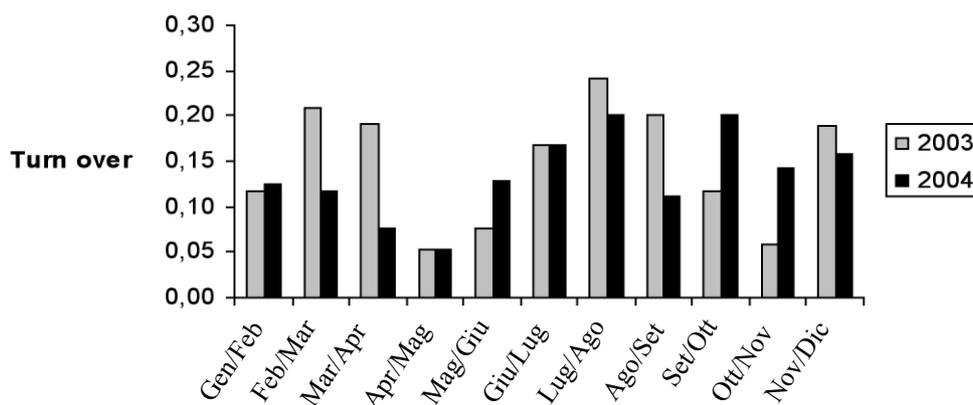


Fig. 21. Indice di cambiamento delle specie tra un mese e quello successivo per l'intera comunità ornitica (Turn over) nel il 2003 e nel 2004.

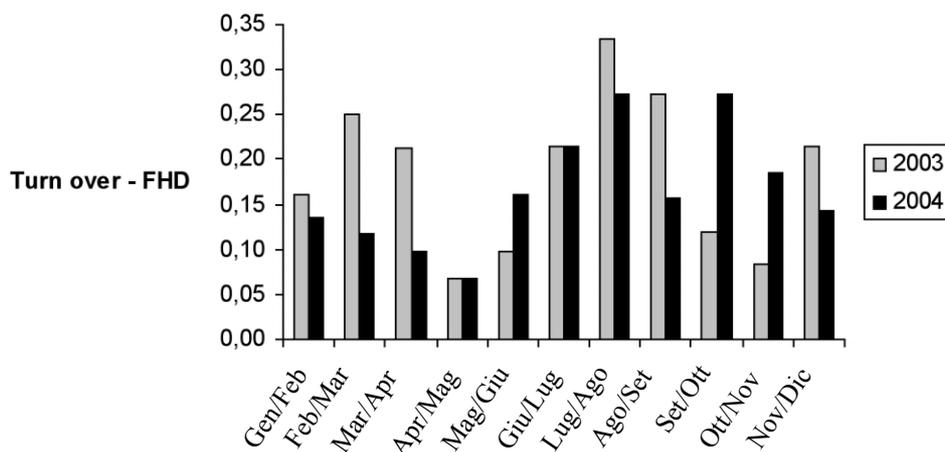


Fig. 22. Indice di cambiamento delle specie tra un mese e quello successivo escludendo le specie FHD (Turn over - FHD) nel il 2003 e nel 2004.

Confrontando i cambiamenti della comunità tra il 2003 e il 2004 si nota un'estrema variabilità tra un mese e l'altro, valori relativamente alti e nessuna sostanziale differenza escludendo le specie FHD (Fig. 23). I bassi valori riscontrati durante la stagione riproduttiva potrebbero essere dovuti alla relativamente estesa superficie di Villa Borghese. Fernández- Juricic (2004) ha infatti riscontrato una correlazione inversa nelle comunità ornitiche nidificanti tra l'indice di turn over e l'area del parco urbano.

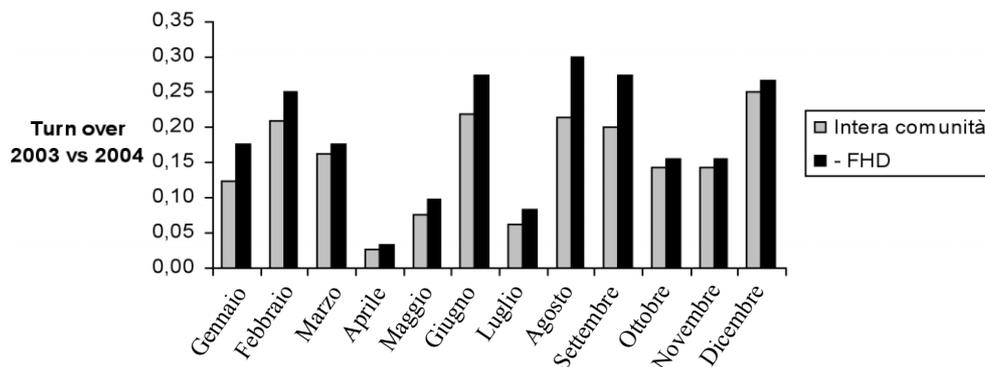


Fig. 23. Indice di cambiamento delle specie tra il 2003 e il 2004 (Turn over 2003 vs 2004) per l'intera comunità ornitica ed escludendo le specie FHD.

Il fatto che i valori della biomassa consumante escludendo le specie FHD (Bc – FHD) non presentino sostanziali variazioni interannuali (Fig. 12), mentre l'indice di turnover tra un anno e l'altro sia relativamente alto, potrebbe essere dovuto ad bilancio dinamico tra il tasso di colonizzazione e il tasso di estinzione in rapporto ad una carrying capacity costante, come proposto dalla teoria della biogeografia insulare (Mac Arthur & Wilson 1967). In generale si può notare un'alta variabilità intra e infrannuale di tutti i parametri di comunità, spiegata dall'alta dinamicità degli ecosistemi urbani (Gilbert 1989, Adams 1994). Sicuramente la scarsa quantità di specie migratrici e, in generale, il basso numero di specie presenti sono da mettere in relazione anche con la matrice urbana così estesa che circonda l'area (Jokimäki 1999) e con la localizzazione dell'area di studio al centro della città (Jokimäki & Suhonen 1993, Clergeau et al. 1998). La presenza di un'alta percentuale di specie e d'individui FHD crea un rumore di fondo che nasconde le dinamiche della comunità ornitica. Eliminare o trattare separatamente queste specie nelle elaborazioni dei parametri di comunità è fondamentale per studiare, utilizzando la classe degli uccelli, l'ecologia delle aree verdi urbane. Per quanto riguarda specificatamente Villa Borghese certamente una diversa gestione del patrimonio botanico, come ad esempio la creazione di aree a maggiore naturalità o la limitazione degli interventi di potatura, porterebbe ad un aumento della diversità ornitica. Interventi di questo tipo non sono però assolutamente ipotizzabili in considerazione del valore storico dell'impianto

verde, ma più in generale dell'intera area, e dell'alta frequentazione da parte del pubblico. Essendo la gestione della vegetazione di Villa Borghese effettuata in forma conservativa, si può ipotizzare che le eventuali future variazioni che si potrebbero avere nella comunità ornitica saranno causate prioritariamente o da meccanismi endogeni delle singole specie o da eventi esterni all'area di studio.

Summary

The birds of Villa Borghese, Rome. Effects of availability of food of human origin on the bird community.

The purpose of this study is to compile a check list of birds that frequent the roman urban park of Villa Borghese, to appraise the monthly variations and the annual variations of the bird community, and to appraise the effect of the presence of bird species that feed foods of human origin on the community parameters. Without excluding this set of species from the elaborations it is not possible to correctly understand the ecological problems that involve in the area. Effecting this subtraction a very significant correlation can be noticed among the values of the biomass and the monthly minimum temperatures. A total of 37 species has been found. The winter months are those with the greater number of species. The values of the biomass don't show substantial variations among the two years of study, while the index of turnover between one year and the other is relatively tall. This could be due to dynamic budget between the rate of colonization and the rate of extinction, in relationship to a constant carrying capacity, as proposed by the theory of the insular biogeography.

Appendice 1. Check-list degli uccelli rinvenuti a Villa Borghese dal 1998 al 2004 (N = nidificante regolare; (N) = nidificante irregolare; X = non nidificante di comparsa regolare; x = non nidificante di comparsa irregolare, meno di 10 osservazioni); elenco delle specie riportate da Salvati (1992, 1995, 1996) per la stessa area (S = stanziale; B = nidificante; W = svernante; M = migratrice; A = accidentale; se nei vari lavori vi è contrasto tra i dati ho riportato tra parentesi il dato più vecchio); elenco delle specie considerate nidificanti nell'intero quadrante di Roma all'interno del quale ricade l'area di studio da Cignini & Zapparoli (1996) (C = nidificazione certa; P = nidificazione probabile; E = nidificazione eventuale).

	Presente studio	Salvati 1992, 1995, 1996	Cignini & Zapparoli 1996
<i>Phalacrocorax carbo</i>	X		
<i>Nycticorax nycticorax</i>	x		
<i>Ardea cinerea</i>	X	A	
<i>Plegadis falcinellus</i>	x		
<i>Anas strepera</i>	X		
<i>Anas crecca</i>	x	A	
<i>Anas platyrhynchos</i>	X	S, W, N	
<i>Anas querquedula</i>	x		
<i>Pernis apivorus</i>	x		
<i>Milvus migrans</i>	x		
<i>Circus cyaneus</i>	x		
<i>Buteo buteo</i>	x		
<i>Falco tinnunculus</i>	X	A	E
<i>Falco subbuteo</i>	x		
<i>Falco peregrinus</i>	X		
<i>Gallinula chloropus</i>	(N)	W	
<i>Himantopus himantopus</i>	x		
<i>Scolopax rusticola</i>	x		
<i>Actitis hypoleucos</i>	x		
<i>Larus ridibundus</i>	X	W	
<i>Larus argentatus</i>	x		
<i>Larus michaellis</i>	N	W	C
<i>Columba livia forma domestica</i>	N	S	C
<i>Columba palumbus</i>		A	

	Presente studio	Salvati 1992, 1995, 1996	Cignini & Zapparoli 1996
<i>Streptopelia decaocto</i>		W	
<i>Psittacula krameri</i>	N		
<i>Melopsittacus undulatus</i>		A	
<i>Cuculus canorus</i>	x		P
<i>Athene noctua</i>		S, B (A)	C
<i>Strix aluco</i>	N	S, B (A)	C
<i>Apus apus</i>	N	B	C
<i>Apus pallidus</i>	x		
<i>Alcedo atthis</i>	X	A	
<i>Merops apiaster</i>	X		
<i>Upupa epops</i>	x		P
<i>Jynx torquilla</i>	N	B	C
<i>Picus viridis</i>	x		
<i>Picoides major</i>	N	S	C
<i>Hirundo rustica</i>	N	A	P
<i>Delichon urbica</i>	X	B (M)	C
<i>Motacilla cinerea</i>	X	W	C
<i>Motacilla alba</i>	N	S, B (A)	C
<i>Troglodytes troglodytes</i>	N	S	C
<i>Prunella modularis</i>	X	W	
<i>Erithacus rubecula</i>	N	S	C
<i>Luscinia megarhynchos</i>	x	B (A)	C
<i>Phoenicurus ochruros</i>	X	W	
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	x		
<i>Turdus merula</i>	N	S	C
<i>Turdus philomelos</i>	X	M	
<i>Turdus iliacus</i>	x	M	
<i>Sylvia melanocephala</i>	X	W (A)	C
<i>Sylvia cantillans</i>	x		
<i>Sylvia atricapilla</i>	N	S	C
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	x	A	

	Presente studio	Salvati 1992, 1995, 1996	Cignini & Zapparoli 1996
<i>Phylloscopus collybita</i>	X	S	C
<i>Phylloscopus trochilus</i>	x		
<i>Regulus regulus</i>	X		
<i>Regulus ignicapillus</i>	N	S	C
<i>Muscicapa striata</i>	N	B	C
<i>Ficedula albicollis</i>	x		
<i>Ficedula hypoleuca</i>	x	M	
<i>Aegithalos caudatus</i>	N	S	C
<i>Parus ater</i>		W,S (S irreg.)	
<i>Parus caeruleus</i>	N	S	C
<i>Parus major</i>	N	S	C
<i>Sitta europaea</i>		A	
<i>Certhia brachydactyla</i>	N	S	C
<i>Oriolus oriolus</i>	x		
<i>Pica pica</i>	(N)		
<i>Corvus monedula</i>	N	S	C
<i>Corvus cornix</i>	N	S	C
<i>Sturnus vulgaris</i>	N	S	C
<i>Passer italiae</i>	N	S	C
<i>Passer montanus</i>	N	A	C
<i>Lagonostica senegala</i>	(N)		
<i>Fringilla coelebs</i>	N	S	C
<i>Serinus serinus</i>	N	B, W irreg.	C
<i>Carduelis chloris</i>	N	S	C
<i>Carduelis carduelis</i>	X		C
<i>Carduelis cannabina</i>		W	
<i>Loxia curvirostra</i>		A	
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>		A	
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	x	A	

BIBLIOGRAFIA

- Adams L. W. 1994. Urban wildlife habitats: a landscape perspective. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- Adduci R. & Amodio L. 2000. La flora arborea. In: AA. VV. Villa Borghese. Ed. De Luca, Roma.:27-29.
- Alatalo V. R. 1981. Habitat selection of forest birds in the seasonal environment of Finland. *Ann. Zool. Fennici* 18:103-114.
- Aldrich J. W. & Coffin R. W. 1980. Breeding bird populations from forest to suburbia after thirty-seven years. *American Birds* 34:3-7.
- Angelici F.M., Panella M. & Zocchi A. 1988. Il popolamento avifaunistico di un parco cittadino: Villa Doria Pamphili a Roma. *Riv. ital. Orn.* 58: 149-158.
- Angelici F.M., Panella M. & Zocchi A. 1991. Analisi avifaunistica e problemi di gestione del parco urbano di Villa Doria Pamphili a Roma. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 17: 211-214.
- Armstrong E. A. 1954. The behaviour of birds in continuous daylight. *Ibis* 96:1-30.
- Battisti C. 1986. Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili, Roma). *Avocetta* 10: 37-40.
- Battisti C. 2002. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati delle Riserve Naturali "Nomentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia centrale). *Riv. Ital. Orn.* 71:115-123.
- Beissinger S. R. & Osborne D. R. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84:75-83.
- Bernoni M., Di Russo C., Ianniello L., Mattoccia M. & Plini P. 1985. Dati preliminari sulle comunità ornitiche di alcuni querceti del Lazio. *Atti III Convegno Italiano di Ornitologia. Salice Terme*: 147-148.
- Bernoni M., Ianniello L. & Plini P. 1989. Censimento dell'avifauna nidificante in un bosco deciduo dell'Italia centrale. *Avocetta* 13: 25-29.
- Bernoni M., Ianniello L. & Meschini A. 2001. Il metodo del transetto in due boschi d'alto fusto dell'Italia centrale soggetti a diverse forme di gestione. *Avocetta* 25: 112.
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A. & Mustoe S. H. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Blair R. B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9:164-170.
- Blasi C. 1994. *Fitoclimatologia del Lazio*. Regione Lazio, Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca, Usi Civici, Roma.
- Blondel J. 1969. *Synecologie des passeraux résidents et migrateurs dans un échantillon de la région méditerranéenne française*. Centre Regional Documentation Pédagogique, Marseille.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B. 1973. Avifaune et végétation: essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41:63-84.
- Bolger D. T., Scott T. A. & Rotenberry J. T. 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal Southern California. *Conser. Biol.* 11:406-421.
- Cam E., Nichols J. D., Sauer J. R., Hines J. E. & Flather C. H. 2000. Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the Mid-Atlantic states. *Ecol. Appl.* 10:1196-1210.

- Chace J. F. & Walsh J. J., in stampa. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*.
- Cignini B. & Zapparoli M. 1996. *Atlante degli uccelli nidificanti a Roma*. Fratelli Palombi Ed., Roma.
- Clergeau P., Esterlingot D., Chaperon J. & Lerat C. 1996. Difficultés de cohabitation entre l'homme et l'animal: le cas des concentrations d'oiseaux en site urbain. *Natures-Sciences-Sociétés*. 4:102-115.
- Clergeau P., Savard J.-P., Mennechez G. & Falardeau G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 10:413-425.
- Connell J. H. & Orias E. 1976. The ecological regulation of species diversity. *Amer. Nat.* 98:399-414.
- Crooks K. R., Suarez A. V. & Bolger D. T. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115:451-462.
- Cramp S. (ed.) 1985. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. (ed.) 1988. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. (ed.) 1992. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. VI. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. & Perrins C. M. (eds.) 1993. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. VII. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. & Perrins C. M. (eds.) 1994. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. VIII. Oxford University Press, Oxford.
- Crook J. H. 1965. The adaptive significance of avial social organisations. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 14:181-218.
- 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.
- DeGraaf R. M. & Wentworth J. M. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecol.* 9:399-412.
- Des-Granges J. L. 1980. Avian community structure of six forest stands in La Mauricie National Park, Quebec. *Occ. Pap. Canadian Wildlife Service*, no.41
- Emlen J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184-197.
- Erz W. 1966. Ecological principles in the urbanization of birds. *Ostrich suppl.* 6:357-363.
- Eybert M. C. 1972. Contribution a l'étude écologique de l'avifaune de la région de Paimpont. Thèse Univ. Rennes.
- Farina A. 1981. Contributo alla conoscenza dell'avifauna nidificante nella Lunigiana. *Boll. Mus. Stor. Nat. Lunigiana* 1: 21-70.
- Fernandez-Juricic E. 2000. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15:373-383.
- Fernandez-Juricic E. 2001a. Density-dependent habitat selection of corridors in a fragmented landscape. *Ibis* 143:278-287.
- Fernandez-Juricic E. 2001b. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* 10:1303-1316.
- Fernández- Juricic E. 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest spe-

- cialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17-32.
- Ferry C. & Frochot B. 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques: *La Terre et la Vie* 24:153-250.
 - Fraticelli F. 1990. L'attività canora primaverile degli uccelli in un bosco mediterraneo. *Avocetta* 14:1-10.
 - Fraticelli F. & Sarrocco S. 1984 Censimento degli uccelli nidificanti in un bosco mediterraneo dell'Italia centrale (Palo Laziale, Roma). *Avocetta* 8:91-98.
 - Frochot B. 1971. Ecologie des oiseaux forestiers de Bourgogne et du Jura. Thèse Univ. Dijon.
 - Fuller R. J. 1982. Bird habitats in Britain. Poyser, Calton.
 - Gilbert O. L. 1989. The ecology of urban habitats. Chapman & Hall, New York.
 - Gregory R. D., Greenwood J. J. D. & Hagemeyer E. J. M. 1998. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: a contribution to science and conservation. *Biol. Cons. Fauna* 102:38-49.
 - Goudie A. 1993. The human impact on the natural environment. Blackwell, Oxford.
 - Horak G. C. & Cringan A. T. 1986. Christmas Bird Count trends in a rapidly growing community in northern Colorado. In: Stenberg K. & Shaw W. W. (eds.). *Wildlife conservation and new residential developments*. Univ. Arizona, Tucson. :21-30.
 - Hostetler M. & Holling C. S. 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems* 4:25-54.
 - Huhtalo H. & Järvinen O. 1977. Quantitative comparison of the urban bird community in Tornio, Northern Finland. *Bird Study* 24:179-185.
 - Ianniello L. 1987. Censimento dell'avifauna nidificante in un parco pubblico romano: Villa Ada. *Avocetta* 11: 163-166.
 - Järvinen O. & Väisänen R. A. 1973. Species diversity of Finnish birds: I Zoogeographical zonation based on land birds. *Ornis Fenn.* 50:93-125.
 - Jokimäki J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3:21-34.
 - Jokimäki J. & Suhonen J. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39:253-263.
 - Jokimäki J., Suhonen J., Inki K. & Jokinen S. 1996. Biogeographical comparison of winter bird assemblages in urban environments in Finland. *Journal of Biogeography* 23:379-386.
 - Karr J. R. 1968. Habitat and avian diversity on strip mined land in East-central Illinois. *Condor* 70:348-357.
 - Kear J. 1972. Feeding habits of birds. In: Fiennes R.N.T.W. (ed.). *Biology of nutrition*. Pergamon Press, Oxford.
 - Lambertini M. 1987. L'avifauna del Lago di Montepulciano (SI). 1. Ciclo annuale della comunità. *Avocetta* 11: 17-35.
 - Loporatti M. L., Guarrera P. M., Pavesi A., Busacchi R. & D'Alessandro A. 1996. Osservazioni sulla flora vascolare spontanea e coltivata del Giardino Zoologico di Roma. *Inform. Bot. Ital.* 28:15-36.
 - Licordari G. 2000. Villa Borghese nel Seicento. In: AA. VV. *Villa Borghese*. Ed. De Luca, Roma.:10-13.
 - Lippolis P. 2000a. La fauna. In: AA. VV. *Villa Borghese*. Ed. De Luca, Roma.:31-32.

- Lippolis P. 2000b. Le piante erbacee spontanee. In: AA. VV. Villa Borghese. Ed. De Luca, Roma.:30-31.
- Lloyd M. & Ghelardi R. J. 1964. A table for calculating the “Equitability” component of specie diversity. *J. Anim. Ecol.* 33:217-225.
- Luniak M. 1994. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 49:257-267.
- Mastronardi D., Esse E. & Piciocchi S. 2003. Ciclo annuale della comunità ornitica del Parco di Capodimonte (NA). *Avocetta* 27:71.
- Mac Arthur R. H. & Mac Arthur J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- Mac Arthur R. H. & Wilson E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- Melles S., Glenn S. & Martin K. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7:5 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5>
- 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. *Ann. Zool. Soc. Vanano* 12:1-143, 12:1-120.
- Morneau F., Décarie R., Pelletier R., Lambert D., DesGranges J.-L. & Savard J.-P. 1999. Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning*, 44:111-121.
- Natsuhara Y. & Imai C. 1996. Spatial structure of avifauna along urban-rural gradients. *Ecological Research* 11:1-9.
- Niemelä J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3:57-65.
- Nuorteva P. 1971. The synantrophy of birds as an expression of the ecological cycle disorder caused by urbanization. *Annales Zoologici Fennici* 8:547-553.
- O'Connor R. J. 1981. Comparisons between migrant and non-migrant birds in Britain. In: Aidley D. J. (ed.). *Animal Migration*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Oelke H. 1980. The bird structure of the central European spruce forest biome – as regarded for breeding bird censuses. *Proc. VI Int. Conf. Bird Census Work, Gottingen* :201-209.
- Palmieri S. & Siani A. M. 1995. Il clima. In: Cignini B., Massari G. & Pignatti S. (Eds.). *L'ecosistema Roma*. Fratelli Palombi Editori, Roma. :19-28.
- Poulsen B. O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:1551-1566.
- Ravussin P.-A. & Mellina P. 1979. Evolution de l'avifauna nicheuse d'un cimetiere lausannois au cours de 25 anees. *Nos Oiseaux* 35:157-169.
- Roccaforte P., Sirna G. & Bon M. 1994. Il bosco di Carpendo (Venezia) – 6. Osservazioni sull'avifauna di un lembo relitto di foresta planiziale. *Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia* 43:221-230.
- Salt G. W. 1957. An analysis of avifaunas in the Teton Mountains and Jackson Hole, Wyoming. *Condor* 59:373-393.
- Salvati L. 1992. L'avifauna di un parco romano: Villa Borghese. Analisi del popolamento ornitico nel triennio 1989-91. *Uccelli d'Italia* 17:9-15.
- Salvati L. 1995. L'avifauna nidificante in un parco pubblico di Roma: Villa Borghese. *Picus* 21: 69-72.

- Salvati L. 1996. Gli uccelli di Villa Borghese-Roma. Check-list 1989-1994. *Uccelli d'Italia* 21: 87-89.
- Salvati L. & Manganaro A. 1999. Notes on the frequency of Great Spotted Woodpeckers *Picoides major* in some woods of Roma district (central Italy). *Avocetta* 23:191.
- Sanzi A. 2000. Villa Borghese nel Novecento. In: AA. VV. *Villa Borghese*. Ed. De Luca, Roma.:23-26.
- Sarrocco S. & Sorace A. 1997. La comunità di uccelli nidificanti in due ambienti forestali della Riserva Naturale "Lago di Vico" (Lazio, VT). *Riv. Ital. Orn.* 67:71-74.
- Savard J.-P. L., Clergeau P. & Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48:131-142.
- Shannon C. E. & Weaver W. 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois Press., Urbana.
- Smith R. J. & Schaefer J. M. 1992. Avian characteristics of an urban strip corridor. *Wilson Bulletin* 104:732-738.
- Soulé M. E., Bolger D. T., Alberts A. C., Wright J., Sorice N. & Hill S. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinction of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2:75-92.
- Storch D. & Kotecky V. 1999. Structure of bird communities in the Czech Republic: the effect of area, census technique and habitat type. *Folia Zool.* 48:265-277.
- Tilghman, N. 1987. Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* 14: 481-495.
- Tomialojč L. 1985. Urbanization as a test of adaptive potentials in birds. In: *Proc. XVIII Int. Orn. Congr., Moscow* :608-614.
- Tramer E. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology* 50:927-929.
- Turcek F. J. 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. *Waldhygiene* 8:249-257.
- Wiens J. A. 1975. Avian communities, energetics and functions in coniferous forest habitats. *Proc. Symp. Manag. Forest Range habitats nongame Birds, Tucson, USDA Forest Service* :146-182.
- Wiens J. A. & Dyer M. I. 1975. Rangeland avifaunas: their composition, energetics, and role in the ecosystem. *Proc. Symp. Management Forest Range Habitats Nongame Birds. Usa Forest-Service, Report WO 1*:146-182.
- Wilson M. F 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1017-102.
- Yaukey P. H. 1996. Patterns of avian population density, habitats use, and flocking behavior in urban and rural habitats during winter. *Prof. Geogr.* 48:70-81.
- Zocchi A. & Panella M. 1978. Osservazioni ornitologiche nella Villa Doria Pamphili a Roma. *Riv. ital. Orn.* 48: 253-255.

I° CENSIMENTO ORNITOLOGICO NEL PARCO REGIONALE DELL'APPIA ANTICA: PRIMI DODICI MESI DI ATTIVITÀ

PAOLO MONTI ⁽¹⁾, FABRIZIO GIUCCA ⁽²⁾ & CESARE LAURI ⁽²⁾

*(1) S.R.O.P.U. Via Britannia 36, 00183 Roma
E-mail: paolomonti54@inwind.it*

(2) Parco Regionale dell'Appia Antica, Via Appia Antica 42, 00179 Roma

INTRODUZIONE

Il Parco dell'Appia Antica è un'area protetta di interesse regionale ed è stato istituito con la Legge Regionale 10 novembre 1988 n. 66 "Istituzione del parco regionale suburbano dell'Appia Antica". Con l'approvazione della L.R. 29/97, il territorio di sua competenza, è stato ampliato con l'annessione dell'area di Tor Marancia. Le finalità del Parco sono la conservazione e la valorizzazione del territorio in esso compreso, per permettere ai cittadini il godimento di straordinarie bellezze paesaggistiche e la conoscenza e lo studio di importantissimi valori storici, artistici e naturalistici. La superficie del territorio compreso nel perimetro del Parco è di circa 3.400 ettari. In questo territorio sono compresi: la via Appia Antica e le sue adiacenze (dalla cinta delle Mura Aureliane per un tratto di 16 chilometri sino a Frattocchie), la valle della Caffarella (200 ettari), l'area archeologica della via Latina, l'area archeologica degli Acquadotti (240 ettari), la Tenuta di Tormarancia (220 ettari) e quella della Farnesiana (180 ettari).

I comuni interessati dall'area del parco sono quelli di Roma, di Ciampino e di Marino.

Al suo interno conserva ancora aspetti della campagna romana con residui di macchie e boschetti di pendio.

La ricerca, iniziata nel maggio 2004, ha come obiettivo un primo censimento dell'avifauna presente sul territorio, tramite la tecnica dell'inanellamento.

Si è scelta, per il primo anno di attività, un'area più rappresentativa possibile dell'immagine tipica dell'agro romano.

L'area prescelta è quella della "Tenuta della Farnesiana", costituita da circa 180 ettari compresi tra la via Ardeatina e la via Appia Antica, all'interno del G.R.A.

Paesaggisticamente la Tenuta rappresenta una logica continuazione della tenuta di Tor Marancia, dalla quale è separata solo dalla via Ardeatina.

Della notevole copertura arborea che esisteva un tempo nel territorio, oggi è rimasto solo il boschetto "Farnese". Si tratta di un piccolo ma importante lembo di bosco misto; unico nel suo genere nel territorio del Parco dell'Appia. La vegetazione è quella tipica dell'ambiente mediterraneo. Probabilmente artificiale, nel corso dei secoli è stato più volte ceduto, come si può notare dalla foggia dei tronchi. Sono

presenti alberi di Leccio (*Quercus ilex*), Roverella (*Quercus pubescens*) ed alcune Sughere (*Quercus suber*). Il bosco è spesso compromesso da incendi e altri atti vandalici. La Tenuta è inoltre rappresentata da ampi campi sia incolti che prativi utilizzati per il pascolo principalmente di ovini. Sono presenti alcuni casolari e resti archeologici di varie epoche storiche.

MATERIALI E METODI

È stato realizzato un transetto fisso lineare di 339 metri attrezzato con pali di castagno alti 350 cm. per l'ancoraggio delle reti mist-net di 240 cm. a quattro tasche.

Il transetto è stato diviso in quattro parti:

- la prima con 15 reti (171 metri) tra un prato utilizzato prevalentemente per pascolo e una macchia cespugliosa mista di circa 3,5/4 metri di altezza.
- la seconda con 4 reti (48 metri) tra un'area prativa a pascolo e querceto misto mediterraneo.
- la terza con 5 reti (60 metri) lungo un frangivento di divisione tra due campi coltivati per il pascolo a essenze miste (prugnolo, olmo, rovo) di altezza media di circa 3 metri.
- la quarta con 5 reti (60 metri) in querceto misto di tipo mediterraneo.

Le giornate di cattura sono state effettuate con cadenza di 10 giorni dall'alba per sei ore consecutive per un totale di 36 uscite.

Per la determinazione di specie, sesso, età e stato di muta si è fatto riferimento a Jenni & Winkler (1994), Svensson (1992) e Mullarney et al. (2001)

RISULTATI E CONCLUSIONI

Le catture effettuate nei primi 12 mesi del progetto sono state in totale 1051, di cui 822 catture e 229 ricatture; il numero di specie catturate è stato di 45 (Fig.1; Tab.I). Le catture nei diversi transetti è risultata essere stata abbastanza omogenea (Tab.II) tranne che per il transetto II posto tra i campi a pascolo e il bosco misto mediterraneo che a differenza degli altri tre non ha mostrato un marcato picco di cattura durante il periodo migratorio primaverile e autunnale (Fig.2).

Le specie maggiormente ricatturate (Tab.I) sono state il Pettiroso *Erithacus rubecula* (83), la Cinciallegra *Parus major* (35) e il Rampichino *Certhia brachydactyla* (20). Da segnalare la ricattura di un Lui piccolo *Phylloscopus collybita* con anello della repubblica Ceca.

La stazione pilota "Tenuta della Farnesiana" aderirà nel secondo anno di attività al progetto di sforzo costante "PR.I.S.CO." (Progetto di Inanellamento "Sforzo Costante"), coordinato per l'Italia dall'INFS (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica), dedicato essenzialmente allo studio delle popolazioni di piccoli passe-

riformi nidificanti.

Si inizierà a monitorare la valle della Caffarella, area ampiamente frequentata dall'uomo, data la sua vicinanza al quartiere Appio-Latino, zona densamente popolata. E' caratterizzata da prati cespugliati; è traversata per tutta la sua lunghezza dal fiume Almone e da alcuni altri piccoli corsi d'acqua perenni; aspetti che ben rappresentano la campagna romana.

Una terza area, la tenuta di Tormarancia, recentemente acquisita dal parco, sarà inserita nel progetto di censimento ornitologico. E' caratterizzata, tra l'altro, da un ambiente umido legato ai fossi; è ricca sia sotto l'aspetto botanico che faunistico. L'area, ancora non fruibile dal pubblico, è vicina sia topograficamente che ambientalmente alla Caffarella e alla tenuta della Farnesiana.

Nelle due aree prescelte sarà attrezzata una stazione per l'inanellamento con le stesse caratteristiche di quella già in attività.

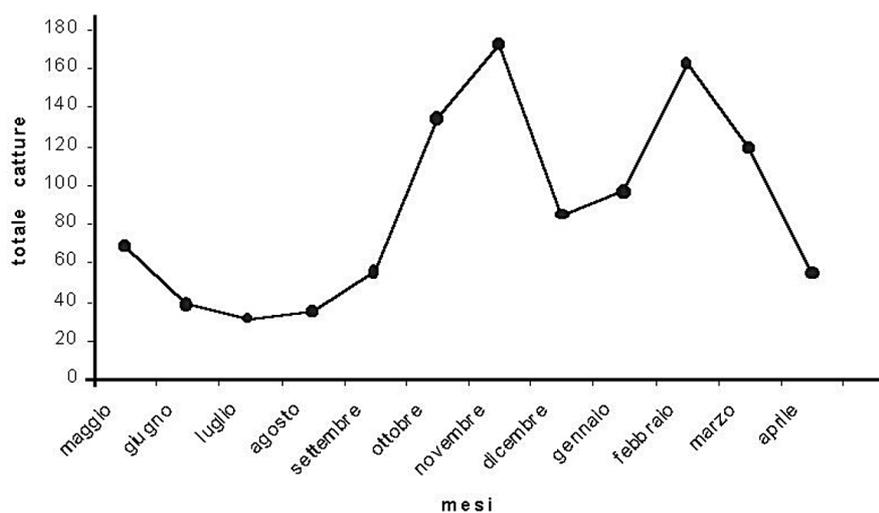


Fig. 1. Numero di catture per mese (media di 3 campionamenti per mese).

N.	Specie	Catture	Ricatture	Totale
1	Passera Italia	106	2	108
2	Pettirosso	79	83	162
3	Lui' piccolo	73	14	87
4	Capinera	69	9	78
5	Verdone	59		59
6	Merlo	50	7	57
7	Cinciallegra	44	35	79
8	Fringuello	40	4	44
9	Codiroso spazzacamino	32	14	46
10	Occhiocotto	31	11	42
11	Cardellino	30		30
12	Tordo bottaccio	29	1	30
13	Storno	18		18
14	Saltimpalo	17	14	31
15	Usignolo	16		16
16	Cinciarella	13	4	17
17	Rampichino	13	20	33
18	Scricciolo	9	4	13
19	Canapino	9	1	10
20	Verzellino	9		9
21	Ballerina bianca	8		8
22	Pigliamosche	8		8
23	Passera scopaiola	7	3	10
24	Codibugnolo	5	1	6
25	Gruccione	5		5
26	Picchio rosso maggiore	5		5
27	Pispola	5		5
28	Zigolo nero	5		5
29	Cappellaccia	4		4
30	Allodola	3		3
31	Beccamoschino	3		3
32	Averla piccola	2		2
33	Sterpazzola	2		2
34	Sterpazzolina	2		2
35	Torcicollo	2	2	4
36	Beccafico	1		1
37	Civetta	1		1
38	Cuculo	1		1
39	Fiorrancino	1		1
40	Gheppio	1		1
41	Lui' verde	1		1
42	Passera mattugia	1		1
43	Rondine	1		1
44	Strillozzo	1		1
45	Upupa	1		1
	Totale	822	229	1051

Tab.I. Catture e ricatture divise per specie in ordine di cattura

Transetto	Giorni	N reti	Catture	Catt/Gior	%
I	36	15	360	10,00	29,15
II	36	4	81	2,25	6,56
III	34	5	333	9,79	28,53
IV	22	5	270	12,27	35,76

Tab.II. Totali di catture/ricatture per transetto.

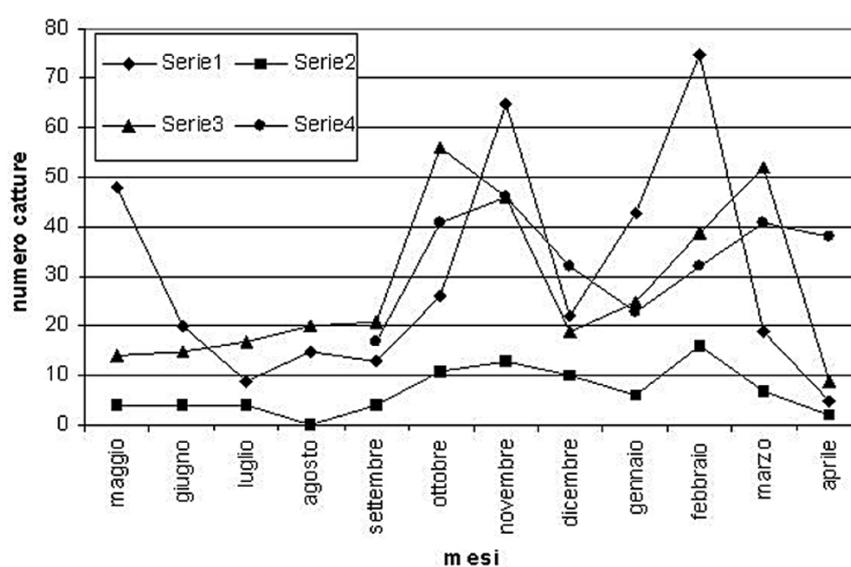


Fig.2. Andamento delle catture mensili per transetto.

Summary

First ornithological census Regional park Appia Antica: firths 12 mount of activity.

The regional Parco Appia Antica is a protected area issued by regional law in 1988, it has an extension of above 3.500 ha. The park preserves many aspects of Roman country yet. In addition to its elevated archaeological and landscaping value, many areas are still few examined behind a naturalistic way.

The search, begun in May 2004, takes sight of as its first objective the ornithological census, through the recording of avifauna birds present on the park's land.

To first hear of activity it was selected the “Tenuta della Farnesiana” it is characterized by meadow and feet to be sown land, and by a little strip of miste-mediterranean wood, and it represents big and significant areas in the park.

Three transepts are been created to curling with mist-net for a total of linear 339 meter located in three places determining the pattern area.

The capture results or firths 12 mounts are now exposed.

BIBLIOGRAFIA

- Jenni L., Winkler R., 1994. Moults and Ageing of European Passerines. Academic Press, London.
- Mullarney K., Svensson L., Zatterstrom D., Grant P.J., 2001. Bird Guide. Harper Collins Publishers, London.
- Svensson L., 1992. Identification Guide to European Passerines. 4 ed. Stockholm.

DATI SULLA PRESENZA DEL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* IN DUE DISCARICHE DI RIFIUTI URBANI

MICHELE PANUCCIO

Via Mario Fioretti 18 – 00152 Roma - E-mail: medraptors@raptormigration.org

INTRODUZIONE

Il Nibbio bruno *Milvus migrans* è una specie estiva e nidificante nel Lazio con circa 100-200 coppie; diversi nuclei riproduttivi sono situati nei dintorni della città di Roma (Castelporziano, Tenuta dei Massimi, Castel di Guido) per un totale di coppie compreso fra le 40 e le 50 (Petretti, 1995; De Giacomo et al., 1999; De Giacomo et al., 2003; Battisti et al., 2003; Panuccio e Canale, 2003). Aggregazioni rilevanti di Nibbi bruni vengono segnalate in località dove si presentano concentrazioni abbondanti di risorse alimentari e durante le migrazioni. In particolare questa specie frequenta abitualmente le discariche di rifiuti urbani come aree di alimentazione e siti di “stop-over” durante le migrazioni (Gensbol, 1992; Blanco, 1994; 1997; Kabouche e Vetroux, 1999).

MATERIALI E METODI

Un monitoraggio nelle discariche di Malagrotta e Cerveteri è stato svolto tra la fine di luglio e la fine di agosto del 2002 per un totale di 29 giornate e 63 ore di osservazione. In queste località vengono regolarmente segnalate grandi concentrazioni di uccelli soprattutto laridi (*Larus ridibundus*, *Larus cachinnans*) e corvidi (*Corvus corone cornix*). In entrambe i siti è stata scelta una postazione che permetteva una visione d’insieme della discarica; sono stati usati binocoli 10x42. Al fine di evitare riconteggi per ogni giornata è stato considerato il numero massimo di individui osservati contemporaneamente. E’ stato possibile osservare il piumaggio di un certo numero di Nibbi bruni (N. = 136); questi sono stati classificati come adulti o come giovani dell’anno (Forsman, 1999; Clark, 1999). La differenza nelle proporzioni di giovani e adulti presenti nella prima parte e nell’ultima settimana del periodo di studio è stata verificata utilizzando una tabella di contingenza.

RISULTATI E DISCUSSIONE

A Malagrotta è stata rilevata una media di 31,1 individui con un massimo di 78 il 9 agosto. Nella discarica di Cerveteri la media degli individui osservati è stata di 63,8

con un massimo di 135 il 19 agosto (Fig. 1). Il numero dei Nibbi bruni presenti nelle discariche durante il periodo di rilevamenti è andato aumentando fino alla seconda decade di agosto, periodo in cui è terminata la stagione riproduttiva e si formano i roosts pre-migratori (Cramp e Simmons, 1980; Blanco 1994; 1997; Battisti et al., 2003; Panuccio e Canale, 2003). Ciò è dimostrato anche dalla presenza di giovani nei due siti in questo periodo. Questo dato sembra inoltre confermare precedenti osservazioni svolte in Spagna, dove le discariche vengono utilizzate dai Nibbi bruni specialmente nei periodi migratori e pre-migratori (Blanco, 1994; 1997). Successivamente, nell'ultima decade di agosto, il numero di Nibbi bruni presenti è crollato contestualmente alle partenze migratorie. Tuttavia, soprattutto in relazione alla discarica di Cerveteri, non è possibile escludere che i picchi di presenza siano dovuti a gruppi di Nibbi bruni in migrazione che sostavano nelle discariche. I Nibbi bruni abbandonavano le discariche principalmente tra le 18:00 e le 19:30 (ora solare), per fare ritorno ai roosts situati nei pressi delle zone di nidificazione (Pannuccio e Canale, 2003). Soltanto in due occasioni ho osservato alcuni individui (max. 5) rimanere a dormire su alberi nelle immediate vicinanze della discarica di Malagrotta.

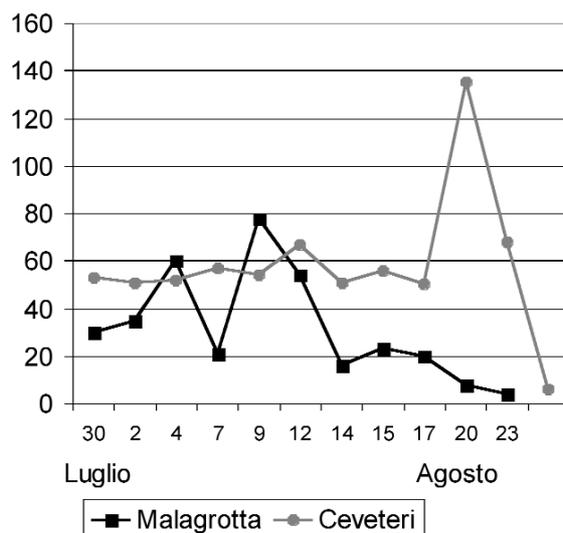


Fig. 1. Andamento delle presenze dei Nibbi bruni nei due siti durante il periodo di studio.

I Nibbi bruni erano per il 61,3 % adulti e il 38,7% giovani. Queste percentuali sono in accordo sia con una produttività della specie di 1,2 – 1,25 juv/coppia riportata recentemente per alcune colonie di Nibbio bruno del Lazio, sia con le osservazioni effettuate durante la migrazione autunnale nell'area del Mediterraneo centrale (Agostini et al., 2000; De Giacomo, 1999; Battisti et al., 2003). E' interessante notare come alla fine del periodo di studio la percentuale dei giovani presenti nelle disca-

riche sali (Fig. 2), rappresentando il 61,4 % delle presenze; la differenza nelle proporzioni di giovani ed adulti con la prima parte del periodo in esame risulta significativa ($\chi^2= 5,9$; d.f. = 1; $P < 0,05$). Questo dato sembra evidenziare come molti giovani, forse quelli delle coppie che si riproducono tardivamente, concentrino la migrazione alcuni giorni dopo la maggior parte degli adulti (Agostini et al., 2000; Panuccio e Canale, 2003).

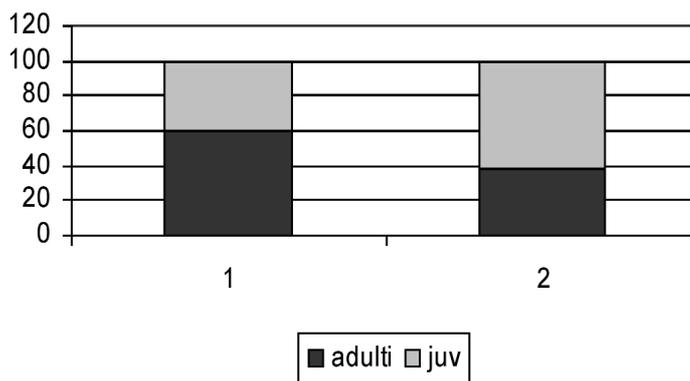


Fig. 2. Percentuali di adulti e giovani osservate nella prima parte del periodo di studio (1) e nell'ultima settimana (2).

La presenza delle discariche quali aree di alimentazione per il Nibbio bruno sembra rappresentare una risorsa importante per la specie che per tale motivo costituisce, o comunque mantiene, nuclei riproduttivi nei dintorni di esse (es. Castel di Guido, Bracciano) anche in località suburbane come nella tenuta dei Massimi (Borlenghi, 1999; Battisti et al., 2003; Panuccio e Canale, 2003). Tuttavia le osservazioni in Spagna indicano che, durante la stagione riproduttiva, le discariche sembrano essere utilizzate soprattutto da individui non riproduttori, fatto che comunque favorirebbe le popolazioni di Nibbi bruni aumentando le possibilità di sopravvivenza di giovani ed immaturi e garantendo così il mantenimento nel tempo delle popolazioni nidificanti (Blanco, 1994; 1997). Nelle popolazioni di rapaci gli individui non riproduttori tendono maggiormente dei nidificanti a concentrarsi in aree ricche di risorse alimentari avendo maggiore mobilità sul territorio (Newton, 1979). Ulteriori conferme sembrano fornite dalle osservazioni svolte nel 2003 nella discarica di Malagrotta, le quali hanno mostrato un aumento delle presenze dei Nibbi bruni a partire dalla fine di maggio. In questo periodo raggiungono i territori estivi gli individui non riproduttori che concentrano la migrazione primaverile in maggio, successivamente ai riproduttori (De Giacomo et al., 2003; Panuccio et al., 2004). Infine ritengo importante segnalare atti di bracconaggio ai danni dei Nibbi bruni nella discarica di Malagrotta.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare Emanuela Canale per il suo aiuto durante le osservazioni.

Summary

Comments on the Black kite *Milvus migrans* in two dumping grounds of central Italy.

Tens of individuals were observed at the two sites peaking around the second decade of August in correspondence with the post-breeding movements.

BIBLIOGRAFIA

- Agostini N., Logozzo D., Panuccio M., 2000. The island of Marettimo (Italy), important bird area for the autumn migration of raptors. *Avocetta*, 24: 95-99.
- Battisti C., Mari C., Tomassetti M., Zocchi A., 2003. La colonia suburbana di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, a Roma: attività riproduttiva e roosting premigratorio. *Riv. ital. Orn.*, 73(2): 97-103.
- Blanco G., 1994. Seasonal abundance of Black kites associated with the rubbish dump of Madrid, Spain. *J. Raptor Res.* 28(4):242-245.
- Blanco G., 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black kites (*Milvus migrans*). *J. Raptor Res.* 31(1):71-76.
- Borlenghi F., 1996. Nidificazione di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, all'interno del Raccordo Anulare di Roma. *Alula*, 3:122-123.
- Clark W. S., 1999. *A Field Guide to the Raptors of Europe, the Middle East and North Africa*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S., Simmons K.E.L., 1980. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- De Giacomo U., Stazi M., Pavan G., Tinelli A., Fanfani A., 1999. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* nella tenuta di Castelporziano. *Alula* 6: 137-149.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J. G., Ricci S., Borlenghi F., Tinelli A., 2003. La popolazione romana di Nibbio bruno (*Milvus migrans*): aspetti ecologici: 95-124. In: Corsetti L. (eds). *Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione*. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina.
- Forsman D., 1999. *The Raptors of Europe and the Middle East. A Handbook of Field Identification*. T. & A. D. Poyser, London.
- Gensbøl B., 1992. *Guida ai rapaci diurni d'Europa, Nord Africa e Medio Oriente*. Zanichelli, Bologna.
- Kabouche B., Vetroux J., 1999. Evolution journaliere de l'abondance de Milans noirs, *Milvus migrans*, sur la décharge d'ordures de Marseille. *Alauda*: 63-67.
- Newton I., 1979. *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, London.
- Panuccio M., Canale E., 2003. Osservazioni sui movimenti post-riproduttivi del Nibbio bruno, *Milvus migrans*, nel Lazio. *Riv. ital. Orn.* 73 (2): 180-182.
- Panuccio M., Agostini N., Massa B., 2004. Spring raptor migration at Ustica, southern Italy. *British Birds* 97 (8): 400-403.
- Petretti F., 1995. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds). *Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio*. *Alula*, 2:25-26.

**ANALISI DI PROCESSI DI DISPERSIONE E COLONIZZAZIONE
TRAMITE UN GIS IN TRE SPECIE DI UCCELLI ALLOCTONI
NELLA FAUNA DI ROMA (ITALIA CENTRALE)**

MONICA PITZALIS ⁽¹⁾, CARLA MARANGONI ⁽²⁾, MARCO A. BOLOGNA ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Dipartimento di Biologia, Università Roma Tre, Viale Marconi 446, 00146 Roma,
e-mail: pitzalis@uniroma3.it; bologna@uniroma3.it

⁽²⁾ Museo Civico di Zoologia, Via Ulisse Aldrovandi 18, 00197 Roma,
e-mail: c.marangoni@comune.roma.it

INTRODUZIONE

In Italia, le introduzioni di uccelli hanno interessato fin dall'antichità specie allevate in cattività, soprattutto Galliformi, perlopiù per motivi venatori o ornamentali. Così come in molte altre aree del mondo, la presenza di alloctoni è un fenomeno in aumento anche nel nostro paese (Andreotti et al., 2001; Scalera, 2001) e non è dovuta soltanto ad eventi naturali di dispersal, come nel caso della Tortora dal collare orientale (*Streptopelia decaocto*) o della Tortora delle palme (*Streptopelia senegalensis*), ma soprattutto ad introduzioni antropiche, casuali o deliberate, cui possono seguire fenomeni di naturalizzazione. Attualmente la causa principale delle introduzioni è il commercio di animali da compagnia e da collezione. Gli uccelli più abitualmente introdotti appartengono all'ordine degli Psittaciformi ed a quello dei Passeriformi, i più commerciati al mondo (Scalera, 2001). La presenza di specie alloctone in una fauna può dar luogo a fenomeni temporanei, vale a dire di presenza di singoli o pochi individui che però non riescono a dar origine a popolazioni stabili per la mancata realizzazione della nicchia ecologica, ovvero ad eventi di vera e propria naturalizzazione con popolazioni in grado di riprodursi per lunghi periodi. Nella città di Roma, come nel resto d'Europa, le popolazioni naturalizzate di uccelli alloctoni sono legate soprattutto a parchi, giardini e frutteti, e le prime segnalazioni di fenomeni di insediamento, in particolare di Psittaciformi, risalgono agli anni '70 - '80 sulle rive del Tevere e in ville storiche (Pratesi, 1975; Zocchi, 1982; Angelici, 1984, 1986).

La diffusione di alcune specie alloctone è stata facilitata dalla loro euriecia, poiché sono estremamente adattabili ed in grado di colonizzare ambienti diversi, entrando in competizione con le specie autoctone per la ricerca del cibo, ma anche per l'occupazione dei siti di nidificazione. Questi eventi di colonizzazione rappresentano un interessante modello sperimentale per studi di biogeografia dinamica (MacArthur & Wilson, 1967). E' infatti possibile definire il "centro d'origine" delle propagule, le eventuali vie di dispersione e le preferenze nella selezione delle aree di colonizzazione (Carlquist, 1965; Brown & Lomolino, 1998).

Scopo del presente lavoro è di analizzare, tramite un GIS, la distribuzione a Roma negli ultimi venti anni di tre specie naturalizzate di uccelli il Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*, il Pappagallo monaco *Myopsitta monachus* e la Maina comune *Acridotheres tristis* e di stimare la loro potenziale espansione nei prossimi 10 anni sul territorio comunale tramite un modello previsionale.

MATERIALI E METODI

Negli anni 2003 e 2004 si è provveduto alla raccolta dei dati sulla presenza, pregressa ed attuale, di tutte le specie di uccelli alloctoni all'interno del Comune di Roma, sia effettuando campionamenti diretti, sia raccogliendo le segnalazioni di altri naturalisti. Per la costruzione del database, sono stati utilizzati anche i dati raccolti nell'ambito di una ricerca più ampia sulla fauna alloctona effettuata per l'Ente Regionale "RomaNatura". Tutti questi dati, uniti a quelli bibliografici, sono stati implementati in un unico database e georeferenziati, rendendo possibile la costruzione di un GIS (Geographical Information System).

Come sopra accennato, tra le specie alloctone censite, solo tre sono state considerate modello sperimentale dell'analisi, in quanto sono le sole risultate naturalizzate. Il GIS ha consentito la visualizzazione cartografica e l'analisi della progressiva dispersione delle tre specie modello.

I dati disponibili sono stati analizzati raggruppandoli per quinquenni (1985-1989; 1990-1994; 1995-1999; 2000-2004), in modo da attenuare la disparità del numero di segnalazioni derivate dal maggiore sforzo di campionamento negli anni 2003 e 2004. I fenomeni di dispersione e colonizzazione di queste specie a Roma sono stati analizzati secondo un andamento temporale. Contestualmente, tramite il software DIVA-GIS, è stato studiato il modello bioclimatico delle specie in esame nella città, basandosi su un set di parametri climatici di temperatura e piovosità.

E' stato inoltre analizzato, tramite rette di regressione, il tasso di espansione di ognuna delle specie modello dal 1984 al 2004 all'interno del Comune di Roma, considerando l'incremento nel tempo del numero di quadranti 1 km x 1 km in cui la specie è risultata presente. Per fare ciò sono state costruite curve di accumulazione, con, in ascissa i quinquenni, ed in ordinata il numero totale di quadranti 1 km x 1 km in cui è stata rinvenuta ogni specie in ciascun quinquennio e in tutti i quinquenni precedenti. I punti sperimentali sono stati interpolati utilizzando tre diversi modelli matematici: lineare, esponenziale e logaritmico.

Il modello lineare è:

$$S = C + zN \quad (1)$$

dove S è il numero di quadranti di rinvenimento della specie dall'inizio fino al quinquennio N -iesimo, N è il quinquennio i -esimo e C e z sono costanti.

Il modello esponenziale è:

$$S = Ce^{zN}$$

linearizzato nella forma $\log S = \log C + zN$ (2)

E il modello logaritmico è:

$$S = C + z \ln N$$
 (3)

Il metodo standard dei minimi quadrati è stato utilizzato per calcolare le rette di regressione relative alle funzioni (1), (2) e (3).

Tramite il coefficiente di correlazione è stato possibile valutare la somiglianza tra la curva dei dati reali e le tre curve di riferimento. Sono stati selezionati come “best fit” i modelli con il coefficiente di correlazione al quadrato (R^2) con un valore più elevato. Sulla base dell’andamento riscontrato, è stata stimata la velocità di espansione potenziale delle specie nel decennio 2005-2014, in assenza di cambiamenti delle condizioni climatiche.

Successivamente sono state ipotizzate le possibili vie di dispersione a partire dalle “propagule” esistenti e considerando i quadranti risultati idonei dal modello bioclimatico.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Nel corso della ricerca è stata evidenziata la presenza di 9 specie alloctone di uccelli nel Comune di Roma (Tab. I).

Uccelli alloctoni rilevati
1. <i>Acridotheres tristis</i>
2. <i>Agapornis roseicollis</i>
3. <i>Ara amazzone</i>
4. <i>Lagonosticta senegala</i>
5. <i>Melopsittacus undulatus</i>
6. <i>Myiopsitta monachus</i>
7. <i>Psittacula krameri</i>
8. <i>Streptopelia senegalensis</i>
9. <i>Taeniopygia guttata</i>

Tab. I. Specie di uccelli alloctoni rilevati nel corso della ricerca.

I dati di presenza nel periodo complessivo di analisi sono riportati in Fig. 1. Per quanto attiene le tre specie modello, *Psittacula krameri* è la più diffusa. Dal modello bioclimatico è emerso che la quasi totalità del territorio urbano è idonea per

questa specie (Fig. 2), per la quale, tramite rette di regressione, si è evidenziato come il tasso di espansione dal 1985 al 2004 segua un andamento esponenziale (Fig. 3). In base al tasso riscontrato negli ultimi 20 anni, il Parrocchetto dal collare è la specie con maggiori capacità invasive (Fig. 4 a-d). Di conseguenza è stata stimata la potenziale espansione della sua distribuzione, all'interno del Comune di Roma, nei prossimi 10 anni (Fig. 5) che andrebbe a coprire la quasi totalità del territorio urbano all'interno del Grande Raccordo Anulare (GRA) (Fig. 6 a-b). La curva di espansione (Fig. 5) presenta una fase iniziale lenta (Fase di ritardo), che può essere dovuta a diversi fattori (demografici, genetici, parassitologici, ecc.), e una successiva fase esponenziale. Tale andamento d'altra parte è stato evidenziato anche in altre specie alloctone di vertebrati come lo Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) (Genovesi, 2002).

Risultati analoghi sono emersi dallo studio di *Myopsitta monachus* (Figg. 7-8) mentre per *Acridotheres tristis* solo l'area occidentale del territorio urbano di Roma risulta bioclimaticamente idonea. Inoltre l'andamento del tasso di espansione di quest'ultima specie segue un andamento lineare anziché esponenziale (Fig. 9 – 10 a-d). Il tasso di espansione previsto per il Pappagallo monaco nei prossimi 10 anni è ugualmente esponenziale (Fig. 11), ma molto meno rilevante rispetto a quello osservato per l'altro Psittacide (Fig. 12 a-b). Nel caso della Maina comune, l'accrescimento previsto fino al 2014 segue un andamento lineare e sembra essere ancor più localizzato intorno ai pochi centri di dispersione (Fig. 13 - 14 a-b). Ciò si può spiegare probabilmente con le diverse esigenze ecologiche e le minori capacità dispersive di quest'ultima specie rispetto ai due pappagalli.

Infine è importante sottolineare anche l'impatto che queste specie alloctone possono avere sulla fauna nativa. Alcune osservazioni hanno infatti evidenziato come, soprattutto le due specie di pappagalli, possano competere con successo con specie autoctone per l'occupazione dei siti di nidificazione, come ad esempio nel caso della scelta delle cavità utilizzate quali siti per la riproduzione da parte dei Picidae. Tale comportamento, osservato anche in altre parti d'Europa (Snow & Perrinis, 1998) a discapito non solo di specie ornamentali, ma anche di alcuni pipistrelli (*Myotis* spp.) e Roditori (Andreotti et al., 2001), sembra essere legato soprattutto ad un inizio molto precoce del periodo di nidificazione rispetto alla gran parte delle specie autoctone (Lever, 1987; Hagemeyer & Blair, 1997).

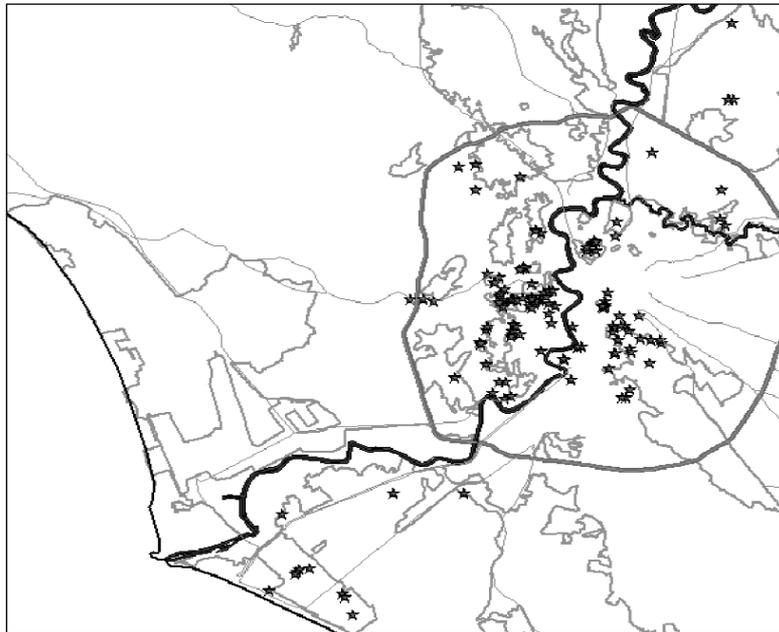


Fig. 1. Dati di presenza delle nove specie alloctone di uccelli rilevati nel Comune di Roma nel corso della ricerca.

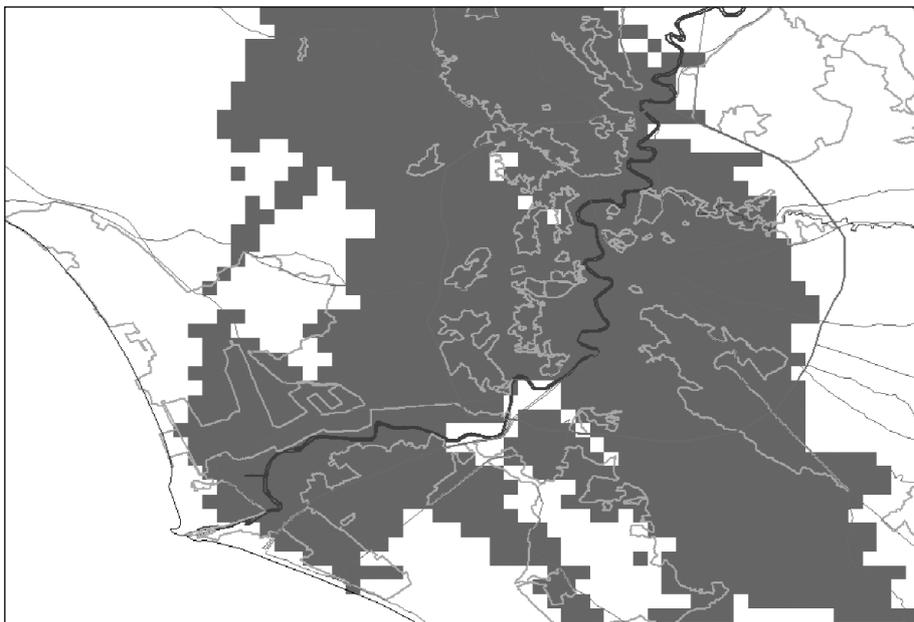


Fig. 2. Modello bioclimatico per Psittacula krameri.

PSIKRA

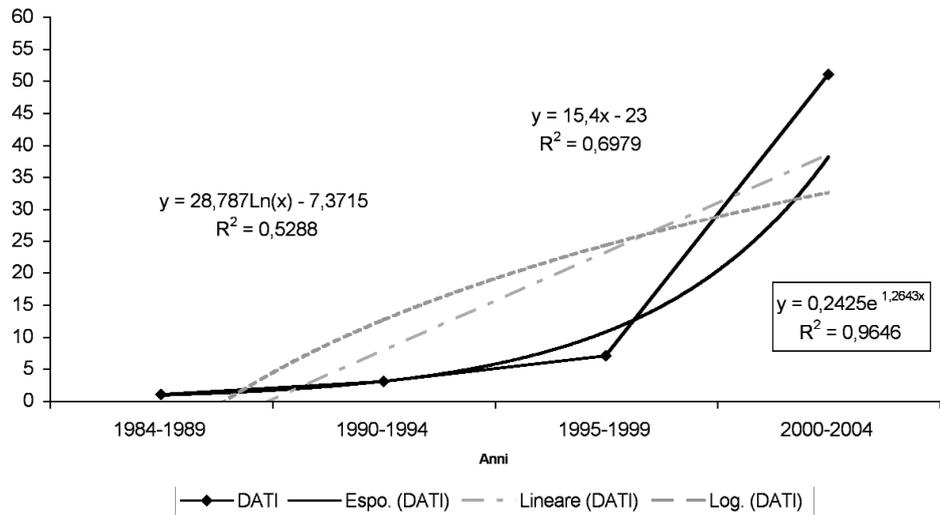


Fig. 3. Tasso effettivo di espansione di *Psittacula krameri* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma.

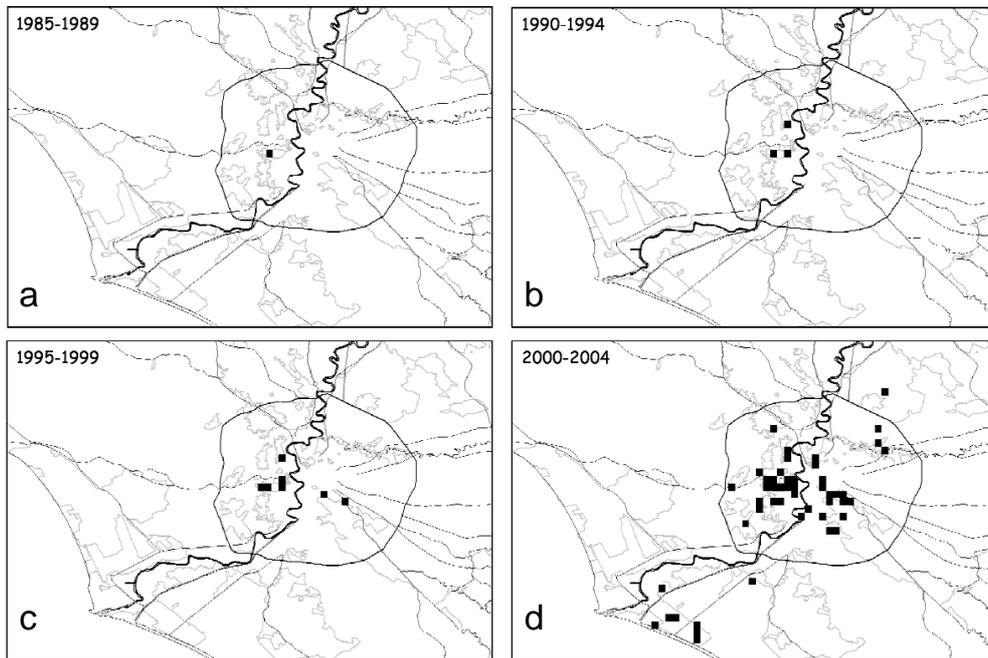


Fig. 4. Distribuzione di *Psittacula krameri* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma: (a) 1985-1989; (b) 1990-1994; (c) 1995-1999; (d) 2000-2004.

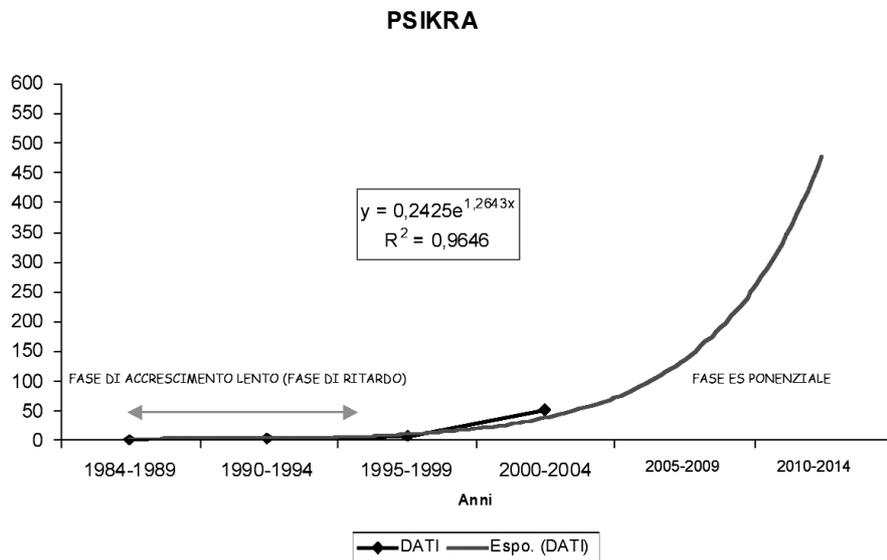


Fig. 5. Stima del potenziale tasso di espansione di Psittacula krameri dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma. La curva presenta una fase iniziale lenta (Fase di ritardo) e una successiva esponenziale.

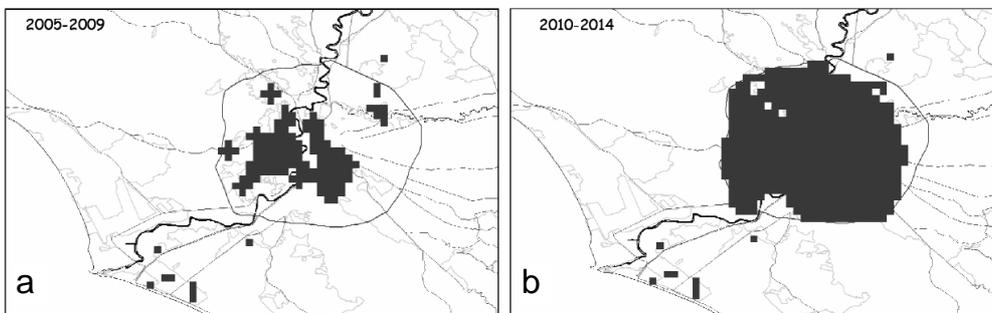


Fig. 6. Possibile dispersione e colonizzazione di Psittacula krameri dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma: (a) 2005-2009; (b) 2010-2014.

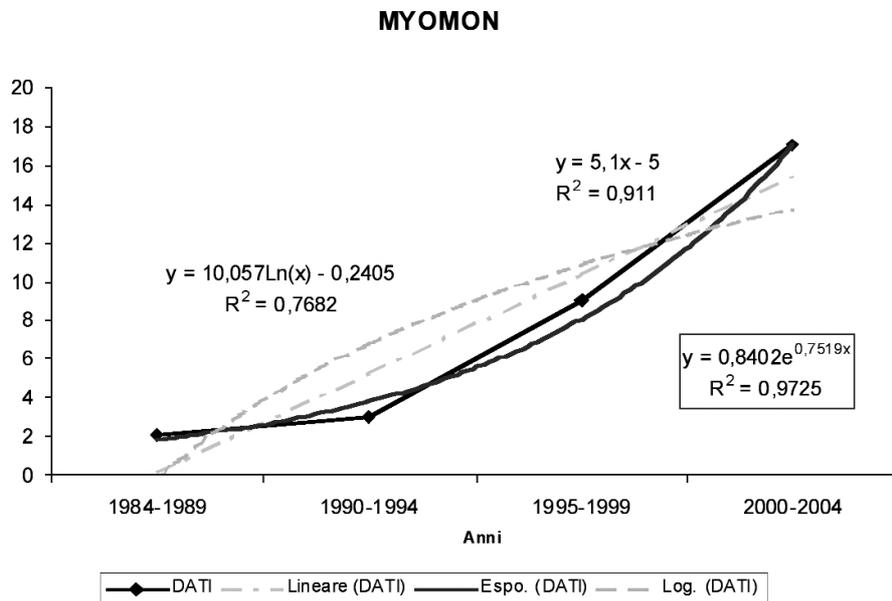


Fig. 7. Tasso effettivo di espansione di *Myopsitta monachus* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma.

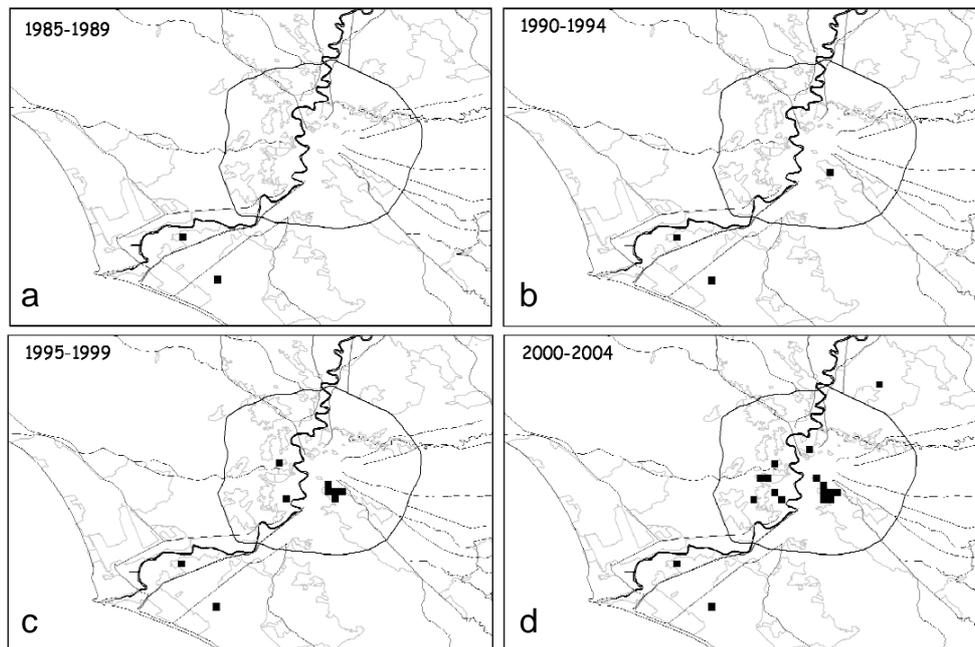


Fig. 8. Distribuzione di *Myopsitta monachus* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma: (a) 1985-1989; (b) 1990-1994; (c) 1995-1999; (d) 2000-2004.

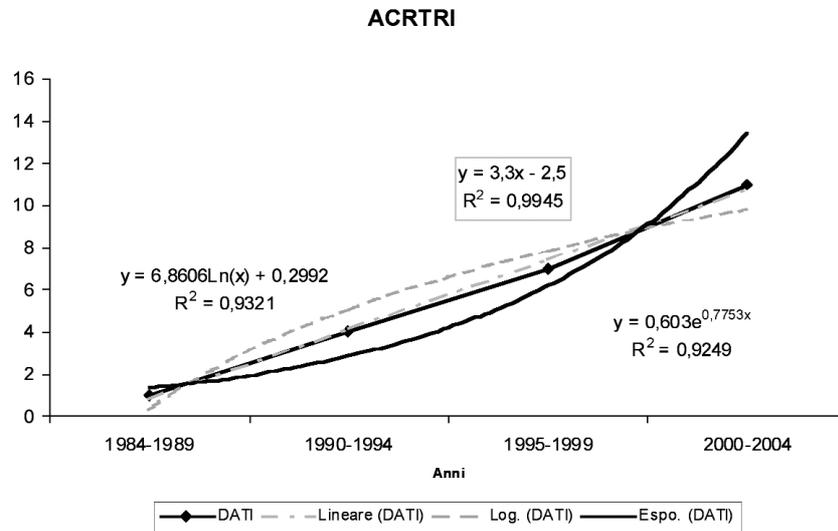


Fig. 9. Tasso effettivo di espansione di *Acridotheres tristis* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma.

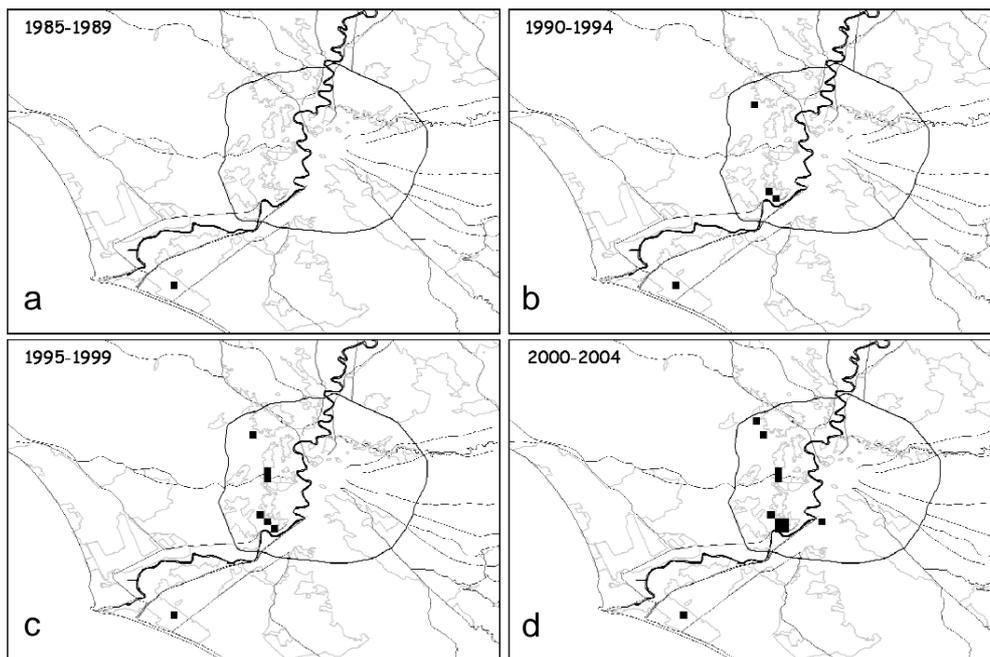


Fig. 10. Distribuzione di *Acridotheres tristis* dal 1985 al 2004 nel Comune di Roma: (a) 1985-1989; (b) 1990-1994; (c) 1995-1999; (d) 2000-2004.

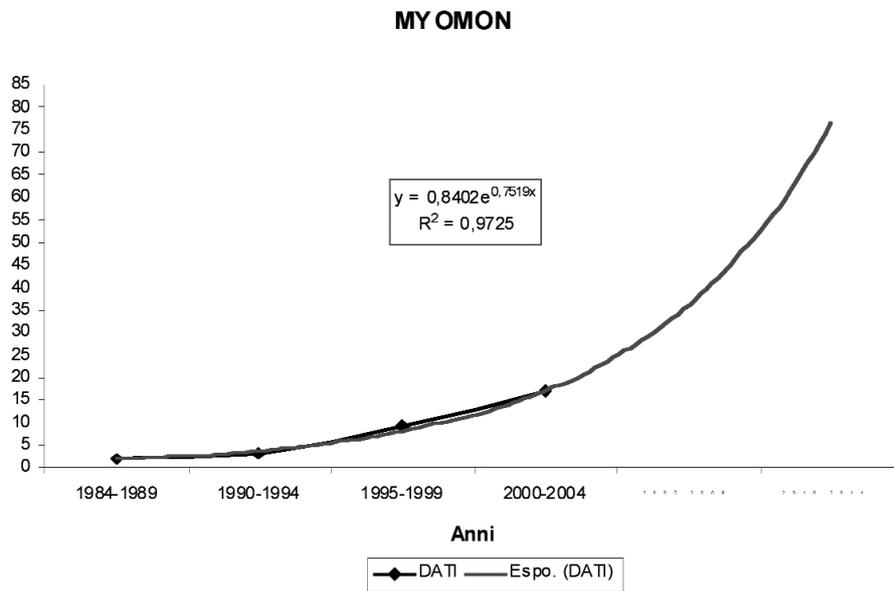


Fig. 11. Stima del potenziale tasso di espansione di *Myopsitta monachus* dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma.

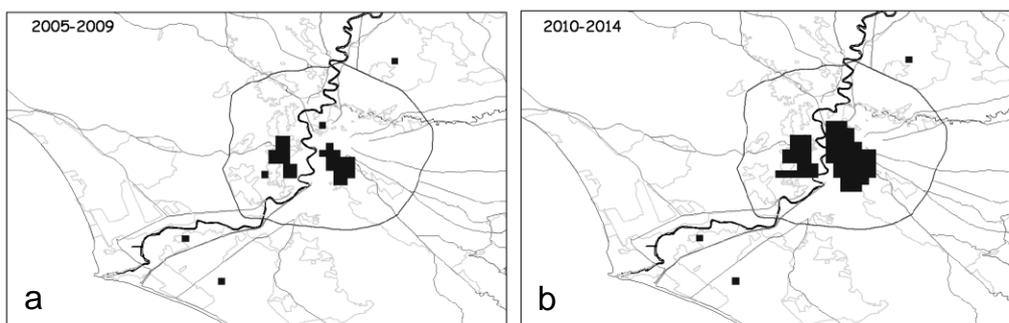


Fig. 12. Possibile dispersione e colonizzazione di *Myopsitta monachus* dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma: (a) 2005-2009; (b) 2010-2014.

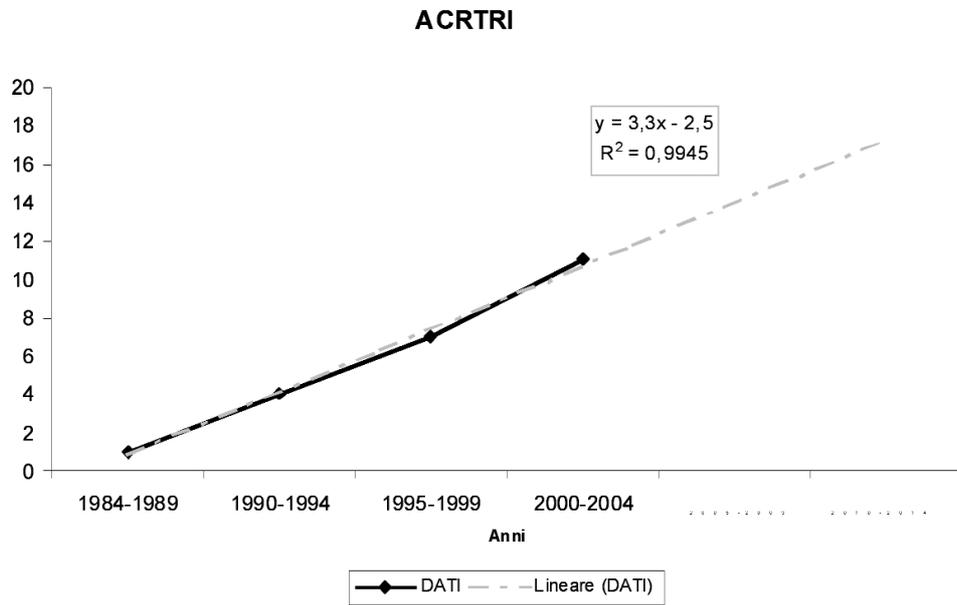


Fig. 13. Stima del potenziale tasso di espansione di *Acridotheres tristis* dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma.

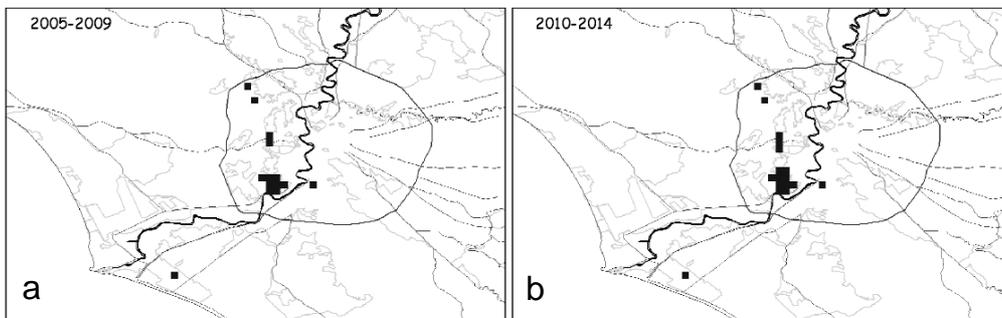


Fig. 14. Possibile dispersione e colonizzazione di *Acridotheres tristis* dal 2005 al 2014 nel Comune di Roma: (a) 2005-2009; (b) 2010-2014.

CONCLUSIONI

Il presente progetto di ricerca ha permesso di confermare la naturalizzazione di almeno tre specie alloctone di uccelli nella fauna di Roma. E' nota inoltre la presenza, e in alcuni casi la riproduzione, anche di altre specie, ma la loro naturalizzazione deve essere ancora confermata.

Le analisi effettuate tramite il GIS e il calcolo del tasso di espansione tramite rette di regressione hanno permesso di valutare l'effettiva dinamica delle popolazioni di tre specie alloctone studiate e di predisporre modelli previsionali della loro potenziale espansione. Tale strumento deve essere quindi utilizzato nella gestione di queste specie e, più in generale, della fauna anche in ambiente urbano.

Psittacula krameri, gregario e opportunisto, viste le sue capacità di colonizzazione potrebbe rappresentare non solo un competitore per le specie autoctone, ma anche un potenziale problema sanitario, in quanto, come tutti gli Psittacidi, rappresenta un serbatoio naturale di *Chlamydia psittaci*, agente della psittacosi dell'uomo. Per questo motivo è auspicabile eseguire un'azione di monitoraggio sulla popolazione naturalizzata ed evitarne l'ulteriore espansione, come previsto da un progetto già presentato al Comune di Roma e in base ai principi della Convenzione di Rio de Janeiro, ratificata dal nostro Paese.

Ringraziamenti. Anche in questa sede ringraziamo tutti i naturalisti romani che hanno gentilmente fornito dati sulle specie alloctone di uccelli, consentendo la costruzione del database. Questa ricerca è stata parzialmente finanziata dall'Ente RomaNatura.

Summary

An analysis of the dispersal and the colonization processes of three allochthonous species of birds in Rome (Central Italy) by a GIS analysis.

The presence of allochthonous species in a fauna is due to natural dispersal or introduction by man (casual or intentional); in both cases the naturalization of these species in the new area may follow. These events represent an interesting model of dynamic biogeography. In the framework of a general study of allochthonous animal species of Rome, we implemented a database with records collected during field surveys carried out between 2003 and 2004, together with other unpublished and published data of the last twenty years (1984-2004). Nine species of birds were recognized and among them, only *Psittacula krameri*, *Myopsitta monachus* (Psittaciformes) and *Acridotheres tristis* (Passeriformes) became naturalized. These three species were used as the model-species for this colonization analysis. The faunistical records analysed with a Geographical Information System (GIS) show a progressive increase of dispersal and colonization in the urban area, particularly as concerns *Psittacula krameri*, which is

greatly widespread in Rome. The expansion rate of the three species was estimated from 1985 to 2004: parrots show an exponential trend, while *Acridotheres tristis* shows a linear trend. On the basis of the increasing range of these species, the possible territorial expansion for the next 10 years (2004-2014) has been foreseen. According to this analysis, *Psittacula krameri* appears to be the most invasive species and in the future it could become a competitor with some autochthonous species.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V. 2001. Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente, Ist. Naz. Fauna Selvatica. Modena, pp. 189.
- Angelici F.M., 1984. Il Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* (Scopoli) è presente in libertà anche a Roma. Avifauna, 7: 179-180.
- Angelici F.M., 1986. Uccelli esotici in libertà nella città di Roma. Uccelli d'Italia, 11: 46-50.
- Brown J. H. & Lomolino M. V., 1998. Biogeography: second edition. Sinauer Associates inc. publishers, Sunderland Massachusetts, XI + 692 pp.
- Carlquist S., 1965. Island life. Garden City, N.Y., Natural History Press.
- Genovesi P., 2002. Biotic invasions in Europe: the case of the grey squirrel in Italy; general trends, threats, and strategies for the future. Biologie, 72-suppl.: 231-234.
- Hagemeyer W. J. M. & Blair M. J. (eds.), 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & AD Poyser, London.
- Lever C., 1987. Naturalised birds of the world. Longman Scientific & Technical, UK, pp. 615.
- MacArthur R. H. & Wilson E. O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.
- Pratesi F., 1975. Clandestini in città. A. Mondadori Editore, pp. 180.
- Scalera R., 2001. Invasioni biologiche. Le introduzioni di vertebrati in Italia: un problema tra conservazione e globalizzazione. Collana verde, 103. Corpo Forestale dello Stato. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Roma, pp. 368.
- Snow D. W. & Perrins C. M., 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1, Non-Passerines. Oxford University Press: 1009-1697.
- Zocchi A., 1982. Un cacatua delle molucche nel parco di Villa Doria-Pamphili a Roma. Boll. Centro It. Conser. Psittaciformi, 1: 54-56.

IL PELLEGRINO *Falco peregrinus* A ROMA: ALIMENTAZIONE E RIPRODUZIONE DI UNA COPPIA IN AMBIENTE URBANO

LAMBERTO RANAZZI⁽¹⁾, UMBERTO DE GIACOMO⁽²⁾

⁽¹⁾ *Via Livorno, 89 - 00162 Roma;*

⁽²⁾ *Piazza Regina Margherita, 4 - 00198 Roma; email: udegiacono@libero.it*

INTRODUZIONE

In incremento in molte regioni dell'areale riproduttivo (Birdlife International, 2004), il Pellegrino *Falco peregrinus* risulta in aumento anche in Italia (Bassi e Brunelli, 1995; Allavena e Brunelli, 2003). Presente nel Lazio, nel 1987, con 25-30 coppie, lo status attuale della specie è valutato tra le 58 e le 72 coppie, di cui 12-14 insediate in provincia di Roma (Brunelli, 2004).

Attratto dalle popolazioni di uccelli che colonizzano le città, negli ultimi 15 anni, l'inurbamento del Pellegrino ha assunto tratti importanti specialmente in Nordamerica, dove la specie è stata favorita da reintroduzioni di soggetti nati in cattività (58 % della popolazione dell'est e 34 % del Midwest; Cade et al., 1996). In Europa, anche senza massicce reintroduzioni, la specie nidifica in numerose città (Müller, 1989; Sommer, 1989; Schneider, Wilden, 1994; Peske, 1997; Roberts, 1999; Mlikovsky, Hrulka, 2000; Ratcliffe, 2000; Truska et al., 2000; Rejt, 2001) e, recentemente, riproduzioni urbane sono state registrate anche in Italia (Tab.I).

A Roma, il Pellegrino potrebbe aver nidificato fino al 1968 sulla "Torre delle Milizie", costruzione di epoca romana alta 51 m (Pratesi e Tassi, 1972; Pratesi, 1975), mentre solo venti anni dopo una coppia veniva osservata a caccia di Storni, nella zona della "Stazione Termini" e di Viale delle Milizie (Sommani, 1991). Avvistamenti estivi della specie sono stati registrati in varie zone, da S. Pietro (Galli com. pers.) alla Montagnola, dove, nel giugno 2002, è stato avvistato un giovane (Gianpaoletti com. pers.).

Nel gennaio 2003, nei pressi dell'Eur, è stato osservato uno "scambio di preda" (Borlenghi com. pers.) e, nello stesso anno, nell'area del Gazometro, è stato osservato un accoppiamento seguito dall'involto di due o tre giovani.

Nel 2004, nella stessa zona, sono stati uditi frequenti allarmi non seguiti da prove certe di riproduzione (Brunelli com. pers.) e, nel 2005, in periodo riproduttivo, la presenza della specie nell'area è divenuta frequente.

Nel lavoro si riportano informazioni sulla riproduzione di una nuova coppia di Pellegrino a Roma e si analizza lo spettro alimentare della specie.

N°	città	anno	riferimento bibliografico
1	Napoli	1992	Fraissinet, 1995
2	Milano	1994	Pirovano, 1995
3	Torino	1996	Maffei et al., 2001
4	Bologna	2000	Martelli, Rigacci, 2001
5	Roma	2002	(questo lavoro)

Tab.I. Nidificazioni urbane di Pellegrino in Italia. E' stata riportata solo la prima nidificazione per ogni città. In alcuni casi sono state registrate delle nidificazioni successive (Napoli, Bologna, Roma).

AREA DI STUDIO E METODI

Il sito indagato è localizzato in prossimità del centro storico, poco al di fuori delle Mura Aureliane, all'interno dell'ospedale Policlinico Umberto I (13,8 ha).

La struttura, costituita da una vecchia ciminiera, è il punto più alto della zona, erigendosi per 65 m sopra il piano stradale.

La costruzione, sorta nel XIX secolo come fabbrica di laterizi, è stata successivamente utilizzata, fino al 1984, come canna fumaria di un inceneritore di rifiuti ospedalieri.

Le osservazioni sono state effettuate quasi tutti i giorni, ad intervalli non regolari, nel periodo compreso tra il 31-3-2004 e il 31-03-2005, mentre la raccolta dei resti del pasto (spiumate e parti di prede) è stata eseguita, alla base della struttura, due volte al giorno.

I campioni sono stati determinati mediante confronto con una collezione personale di penne, piume e materiale osteologico e con l'utilizzo di test specifici (Brown et al., 1989; Jenni, Winkler, 1994; Moreno, 1985; Moreno, 1986; Moreno 1987). I risultati sono stati confrontati con uno studio effettuato sulla stessa specie e nella stessa area tra il maggio 1992 e il marzo 1993 (Ranazzi, 1995).

Per la valutazione dei pesi delle specie predate si è fatto riferimento a Brichetti et al. (1992). La diversità (Tab. II) è stata calcolata con l'indice di Shannon e Weaver (1963) e i confronti tra percentuali sono stati effettuati mediante test del χ^2 .

RISULTATI

Riproduzione nell'area

La presenza del Pellegrino nel sito è stata registrata in periodo invernale fin dal 1987. Dal 1991 al 2001 lo svernamento è divenuto regolare e la presenza di un individuo, e talvolta di una coppia, è stata accertata anche in estate, ma non in periodo riproduttivo. Dal maggio del 1992 al marzo del 1993 un maschio era costantemente presente, mentre una femmina veniva contattata meno frequentemente (Ranazzi, 1995). Solo nel 2002 e nel 2003 sono stati effettuati due tentativi di nidificazione. Nel 2002, l'allevamento è fallito per la caduta dal nido dell'unico giovane prossimo all'involo, come riferito da tre testimoni che, avendolo raccolto accecato dalle Cornacchie *Corvus corone*, lo avevano inviato al centro LIPU del Bioparco (Ferrari, Lattanzi e Boe com. pers.).

Nel 2003, invece, la nidificazione falliva nelle prime fasi dell'allevamento. Nel 2004 la coppia, occupato il sito stabilmente dalla fine di gennaio, si è riprodotta con successo e ha involato un giovane alla fine di maggio (tra il 28-05-2004 e il 5-06-2004). Il giovane è stato osservato nella zona fino al 7-10-2004. Durante la riproduzione i membri della coppia aggredivano con frequenza individui di Gabbiano reale *Larus michahellis*, nidificante nelle vicinanze con 4 coppie.

Spettro alimentare

Nel corso dell'indagine sono state raccolte 350 spiumate e 117 parti di preda (N = 467). Le specie predate, appartenenti a 6 ordini e a 13 famiglie, metà delle quali appartenenti ai *Passeriformes*, sono state 25, di queste due risultano indeterminate (Tab. II; Figg. 1 e 2).

Le specie più spesso predate sono il Colombo di città *Columba livia* forma domestica e lo Storno *Sturnus vulgaris*, che da sole rappresentano il 69,2 % della frequenza e l'83,2 % della biomassa. Il Rondone *Apus apus* costituisce il 9,85 % delle prede. La specie di minori dimensioni è il Verzellino *Serinus serinus*, quella di maggiori dimensioni è la Marzaiola *Anas querquedula*, trovata il 26-03-2004. Prede particolari sono la Beccaccia *Scolopax rusticola*, raccolta il 26-10-2004 e il 21-12-2004, il Pappagallino ondulato *Melopsittacus undulatus* e la Tortora *Streptopelia turtur*, rinvenuta dal 20-08-2004 al 09-10-2004. Il Tordo bottaccio *Turdus philomelos*, è stato raccolto a più riprese dal 25-10-2004 al 25-03-2005 (6,6 %), il Tordo sassello *Turdus iliacus* è stato trovato il 17 e il 26-11-2004 (0,7 %) e la Tordela *Turdus viscivorus* dall'11-10-2004 al 24-03-2005 (1,7 %).

Il campione relativo alla predazione del Rondone, raccolto tra maggio e agosto del 1992-1993 (40,5 %; N = 121), (Tab. III) non è diverso da quello analizzato nel 2004-

specie	n.	freq %	% bio	specie	n.	freq %	% bio
<i>Anas querquedula</i>	1	0,21	0,59	<i>Turdus iliacus</i>	2	0,43	0,22
<i>Scolopax rusticola</i>	2	0,43	0,93	<i>Turdus viscivorus</i>	5	1,07	0,95
<i>Charadriiformes ind.</i>	1	0,21	0,17	<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0,21	0,03
<i>Columba livia</i>	115	24,63	57,45	<i>Parus caeruleus</i>	1	0,21	0,02
<i>Streptopelia decaocto</i>	10	2,14	3,11	<i>Parus major</i>	5	1,07	0,14
<i>Streptopelia turtur</i>	6	1,28	1,50	<i>Sturnus vulgaris</i>	207	44,33	26,06
<i>Melopsittacus undulatus</i>	2	0,43	0,07	<i>Passer italiae</i>	13	2,78	0,60
<i>Apus apus</i>	46	9,85	2,68	<i>Passer montanus</i>	2	0,43	0,06
<i>Hirundo rustica</i>	1	0,21	0,03	<i>Fringilla coelebs</i>	1	0,21	0,04
<i>Motacilla alba</i>	3	0,64	0,10	<i>Serinus serinus</i>	1	0,21	0,02
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0,21	0,03	<i>Carduelis chloris</i>	2	0,43	0,08
<i>Turdus merula</i>	19	4,07	2,88	<i>Passeriformes ind.</i>	1	0,21	0,03
<i>Turdus philomelos</i>	19	4,07	2,21	Totale	467	100,00	100,00
H' Shannon 1,8							

Tab. II. Dieta del Pellegrino dal 31-03-2004 al 30-03-2005 da valutazione dei resti di pasto.

2005 (35,9 %; N = 117) ($\chi^2 = 0,34$; n.s., g.d.l. 1), così come osservato anche per la predazione dello Storno, passata dal 37,9 %, nel 1992-1993, al 44,3 % nel 2004-2005 ($\chi^2 = 2,68$; n.s., g.d.l. 1).

La riduzione nella cattura del Colombo di città, variata dal 32,4 % al 24,6 % è, invece, significativamente diversa ($\chi^2 = 4,78$; $P < 0,05$, g.d.l. 1).

In Tabella III viene effettuato un confronto con diete di Pellegrino osservate in altre città italiane ed europee. A Roma, il Colombo di città è meno predato rispetto a quanto osservato a Milano ($\chi^2 = 9,17$; $P < 0,01$, g.d.l. 1) e a Varsavia ($\chi^2 = 5,62$; $P < 0,05$, g.d.l. 1). Lo storno, invece, molto più predato a Roma che a Milano ($\chi^2 = 69,48$; $P < 0,001$, g.d.l.1), non viene catturato a Firenze e a Varsavia.

Città	Roma 12 mesi	Roma 11 mesi	Milano 12 mesi	Firenz svernante	Cagliari (dintorni): svernante	Berlino p. riprod..	Varsavia 12 mesi	Plzen p. riprod.
(Rif. Bibl.)	questo lavoro	Ranazzi, 199	Canziani et al., 1996	Serra et al., 2001	Mocci De Martis,	Schneider, Wilden, 199 Murgia 1986	Rejtz, 2001	Mlikovsky, Hruska, 2000
Preda								
Piccione domestico	24,6	32,3	37,8	30,4	/	26,6	32,0	40,2
Gabbiano comune	/	/	13,9	8,7	/	8,6	/	/
Rondone	9,9	18,0	9,9	8,7	2,9	9,4	2,3	2,8
Storno	44,3	37,9	6,6	/	5,9	18,7	/	0,9
Tot. Prede	467	272	151	n.c.	68	128	486	107
Tot. specie	23	10	14	18	19	22	n.c.	23

Tab. III. Confronto tra alcune delle prede dominanti in diete di Pellegrini urbani o gravitanti nei dintorni di alcune città.

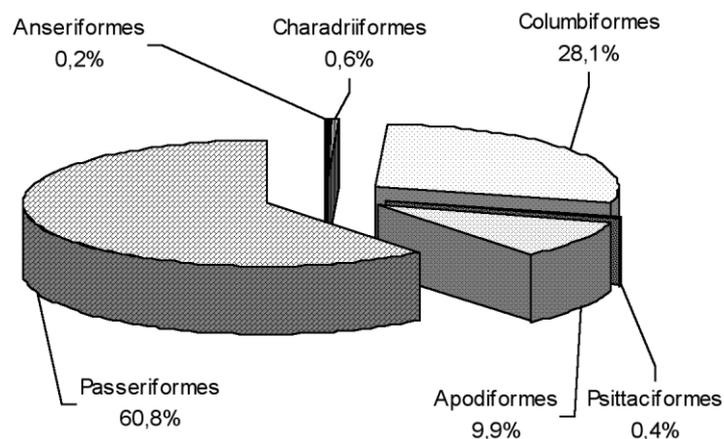


Fig. 1. Frequenza dei principali taxa (ordini) predati dal Pellegrino dal 31 marzo 2004 al 30 marzo 2005.

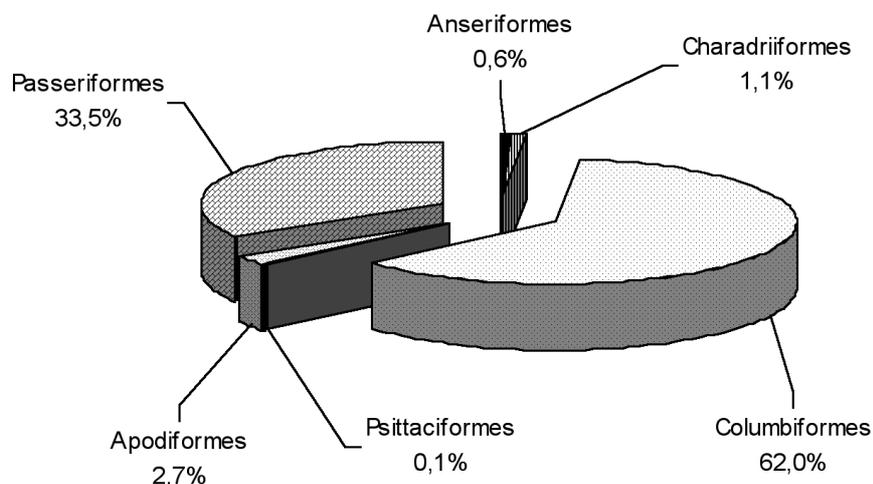


Fig. 2. Biomassa dei taxa predati (solo ordini).

DISCUSSIONE

Nella gamma di specie predate dalla coppia è assente il Gabbiano comune *Larus ridibundus*, frequente in altri contesti urbani e il Gabbiano reale, segnalato tra le specie catturate da Scarton et al. (1996). Il Tordo bottaccio, assente nel 1992-1993, ma citato tra le specie predate in quasi tutti gli studi, nel 2004-2005, ha rappresentato il 6,6 % delle prede. Tra le specie segnalate anche da altri autori si annoverano la Marzaiola (Mlikovsky e Hruška, 2000), la Beccaccia (Mocci De Martis e Murgia 1986; Canziani et al., 1996; Serra et al., 2001; Ranazzi, 1995; Mlikovsky e Hruška, 2000) e il Pappagallino ondulato (Meyburg e Chancellor, 1994). Rispetto alla frequenza di cattura, lo Storno è la preda dominante in autunno-inverno, mentre il Rondone è la specie più rappresentata in primavera-estate (maggio-luglio). A Roma, in particolare, la frequenza di cattura dello Storno è in assoluto la più elevata. Dalla fine di luglio alla fine di ottobre e in aprile il Colombo di città è la preda dominante. Durante le migrazioni la dieta si arricchisce di specie migratrici.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano Massimo Brunelli, Diletta Coppola e Maurizio Fraissinet per le informazioni e i consigli, Nick Henson per l'abstract. Un particolare ringraziamento va rivolto a Giovanni Boe, Ezio Ferrari e Gian Carlo Lattanzi per aver tentato di salvare il giovane Pellegrino nato nel 2002.

Summary

The Peregrine *Falco peregrinus* in Rome: diet and breeding of a pair

The breeding of Peregrine in urban Rome occurred for the first time successfully in 2004, after two attempts in the 2002 and 2003. In 2002 one young bird hatched but fell from the tower. Below the tower in the grounds of Rome General Hospital (Policlinico Umberto I) where the nest and perch were located, 467 prey items were collected. The most numerous prey species were Pigeons *Columba livia* and Starlings *Sturnus vulgaris*, two sinantropic species, which together made up 69 % of frequency and 83,5 % of the biomass of the prey.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., Brunelli M., 2003. Revisione delle conoscenze sulla distribuzione e la consistenza del Pellegrino *Falco peregrinus* in Italia. *Avocetta*, 27 (1): 20-23.
- Bassi S., Brunelli M., 1995. Status del Lanario *Falco biarmicus* e del Pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio. *Avocetta*, 19 (1): 111.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK: 1-374 + xxiv.
- Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N., 1992. Aves I. Gaviidae-Phasianidae. Fauna d'Italia. Calderini, Bologna: 964 pp.
- Brichetti P., Massa B., 1998. Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. *Riv. ital. Orn.*, 68 (2) : 129-152.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Vol 1 Gaviidae – Falconidae. *Alberto Perdisa Editore*, Bologna: 1-463+XVI.
- Brown R., Ferguson J., Lawrence M, Lees D., 1989. Tracce e segni degli Uccelli d'Europa. Muzzio ed., Padova: 231 pp.
- Brunelli M., 2004. Il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio. In: Corsetti L. (Ed). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina: 45-48.
- Cade T. J., Martell M., Redig P., Septon G., Harrison T., 1996. Peregrine Falcons in Urban North America. *Raptors in Human Landscapes*. Academic Press, London: 1-936.
- Canziani M., Lietti A., Lietti P., 1996. Analisi dell'alimentazione di una coppia di Falco pellegrino *Falco peregrinus* in ambiente urbano a Milano (dicembre 1993-marzo 1995). *Ecologia urbana* 8(2-3): 1.
- Fraissinet M. (Ed.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella città di Napoli. Asoim. Electa Napoli ed., Napoli.
- Jenni L., Winkler R., 1994. Moults and ageing of European Passerines. Academic Press, London: 225 pp.
- Maffei G., Pulcher C., Rolando A., Carisio L., 2001. L'avifauna della città di Torino: analisi ecologica e faunistica. *Monografie XXXI*. Museo Reg. Sc. Nat. Torino.
- Martelli D., Rigacci L., 2001. Nidificazione del Pellegrino, *Falco peregrinus*, nella città di

- Bologna. Riv. ital. Orn., 71 (1): 75-77.
- Mlikovsky J., Hruška J., 2000. Food of the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) in Plzen, Czech Republic. Buteo, 11: 125-128.
 - Mocci De Martis A., Murgia C., 1986. Contributo alla conoscenza dello spettro alimentare del Falco pellegrino, *Falco peregrinus*, in autunno inverno. Riv. ital. Orn, 56 (1-2): 95-105.
 - Moreno E., 1985. Clave osteologica para la identificacion de los Passeriformes ibericos I. Ardeola 32 (2): 295-377.
 - Moreno E., 1986. Clave osteologica para la identificacion de los Passeriformes ibericos II. Ardeola 33 (1-2): 69-129.
 - Moreno E., 1987. Clave osteologica para la identificacion de los Passeriformes ibericos III. Ardeola 34 (2): 243-273.
 - Müller Th., 1989. Management am Berliner Waldenfalkenpaar. Pica 16: 114-120.
 - Pšske L., 1997. Successful nesting of Peregrine *Falco peregrinus* in Prague in 1996. Buteo 9: 109-114.
 - Pirovano A., 1995. Avvistamenti: cronache dell'inverno – Riv. Ital. Birdwatch., 3: 60-66.
 - Pratesi F., 1975. Clandestini in città. Mondatori, Verona: 180 pp.
 - Pratesi F., Tassi F., 1972. Guida alla natura del Lazio e dell'Abruzzo. Mondatori, Verona: 293 pp.
 - Ranazzi L., 1995. Dati preliminari sul regime alimentare del Falco pellegrino *Falco peregrinus* a Roma. Avocetta 19: 122.
 - Ratcliffe D., 2000. The Peregrine Falcon. Calton, England: 416pp.
 - Rejt L., 2001. Feeding activity and seasonal changes in prey composition of urban Peregrine Falcons *Falco peregrinus*. Acta ornithologica, 36 (2): 165-169.
 - Roberts G., 1999. Brighton's peregrines have been at it again. Urban wildlife news 16: 4.
 - Scarton F., Semenzato M., Valle R., 1996. Primo caso di estivazione di Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Laguna di Venezia. Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia, 46 (1995) 1996: 205-208.
 - Serra G., Lucentini M., Romano S., 2001. Diet and Prey Selection of Nonbreeding Peregrine Falcons in an Urban Habitat of Italy. J. Raptor Res., 35 (1): 61-64.
 - Schneider R., Wilden I., 1994. Choice of Prey and Feeding Activity of urban Peregrine Falcons *Falco peregrinus* during the Breeding Season. In: Meyburg B. U., Chancellor R. D. (Eds.). Raptor Conservation Today. WWGBP / The Pica Press, London. 799 pp.
 - Shannon C.E., Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. Illinois University Press, Urbana. USA.
 - Sommani E., 1991. Variazioni nella modalità di caccia in Falco Pellegrino. Riv. ital. Orn., 61 (3-4): 137-140.
 - Sommer P., 1989. Die Ernährung des berliner Wanderfalkenpaares. Pica, 16: 120-129.
 - Truska J., Melichar D., Stovicek V., 2000. Reintroduction and breeding of the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) in Plzen, Czech Republic. Buteo 11: 139-148.

**COMPOSIZIONE FENOTIPICA, PATOLOGIE TRAUMI
NEL PICCIONE DI CITTA' *Columba livia*
FORMA *domestica* A ROMA**

CHIARA TROCCOLI

*Fondazione Bioparco di Roma, viale del Giardino Zoologico 20- 00197 Roma;
bioelfen@alice.it - bioparco@email.it*

INTRODUZIONE

Il Piccione di città, *Columba livia* forma *domestica*, è una specie caratterizzata dal massimo indice di sinantropia e riconosciuta come problematica dall'opinione pubblica. Nelle situazioni in cui diventa necessario attuare un piano di contenimento numerico, capire come agiscono le spinte selettive, rappresenta una questione di massima importanza.

Nel Colombo è evidente una notevole variabilità nella colorazione e nel disegno del piumaggio, in parte dovuta ad incroci con ceppi domestici di varia provenienza (Levi 1969, Ballarini 1989), in parte a cause non ancora ben comprese in cui l'ambiente potrebbe avere un effetto selettivo verso il fenotipo (Ballarini *et al.* 1989, Johnston & Janiga 1995). Il presente studio svolto in un periodo compreso tra Settembre 2001 e Maggio 2003, è stato condotto presso il "Centro Recupero Fauna Selvatica" del Bioparco di Roma in gestione alla Lipu (Lega Italiana Protezione Uccelli). Scopo della ricerca, è stato quello di verificare l'esistenza o meno di una spinta selettiva verso un particolare fenotipo in questa specie e di valutare l'andamento della composizione fenotipica nella città di Roma, tramite un confronto delle proporzioni fenotipiche tra il campione di Piccioni ricoverati al centro e un campione di riferimento di Piccioni non selezionati da trauma e patologia (Sorace *et. al.* 1997).

MATERIALI E METODI

L'area di studio è rappresentata dalla zona urbana di Roma all'interno del Grande Raccordo Anulare (G.R.A.), un cerchio con raggio di circa 20 Km ed un'area di circa 360 km², superficie costituita sia da zone edificate che verdi (Cignini *et al.* 1995, Cignini e Zapparoli 1996). La raccolta dei dati, è stata effettuata su un campione di Piccioni urbani, ricoverati da ogni quartiere della città, purchè entro i confini antropici stabiliti dall'anello.

Gli uccelli sono stati accuratamente discriminati in base al fenotipo. La base genetica dei vari tipi di piumaggio e l'ereditarietà di questi, è molto complessa e per comprenderle diventa necessario distinguere il colore, dal disegno e dai fattori addizionali (Leiss & Haag-Wackernagel 1999).

La distinzione in base al polimorfismo del piumaggio si è svolta seguendo il lavoro di Johnston & Janiga (1995) e di Leiss & Haag-Wackernagel (1999), per l'attribuzione sono state valutate alcune caratteristiche macroscopiche, quali il colore del piumaggio, degli artigli, il becco e gli occhi.

I Piccioni sono stati suddivisi in due categorie principali: quelli aventi subito un trauma e quelli portatori di patologie. Le capacità per la discriminazione sono state apprese sul campo, osservando il personale specializzato della Lipu (veterinari e responsabili).

TIPO DI TRAUMA	DESCRIZIONE
TRAUMA ALA	Vari tipi di fratture ossee vecchie e recenti, presenza di gonfiori ed ematomi, ferite sanguinanti, riscontrate sull'ala dx, sx o dx e sx,
TRAUMA ZAMPA	Vari tipi di fratture, assenza di dita, ischemia da fili, gonfiori, riscontrati sulla zampa dx, sx, o dx e sx
PREDAZIONE	Soggetti in cui risultavano visibili caratteristiche ferite inferte da un predatore (Gatti, Rapaci, etc.) di solito concentrate sul dorso e sull'addome, praticamente sempre associate alla mancanza di porzioni considerevoli di penne di contorno, in particolare delle timoniere sulla coda
TRAUMA ALA + PREDAZIONE	Piccioni in cui valgono le stesse definizioni sopra descritte per il trauma all'ala e in cui sono chiaramente visibili segni di predazione
TRAUMA ZAMPA + PREDAZIONE	Piccioni in cui valgono le stesse definizioni sopra descritte per il trauma alla zampa e in cui sono chiaramente visibili segni di predazione
TRAUMA CRANICO	Vengono raggruppati sotto questa voce ematomi e ferite riscontrate in vari punti del capo, compreso il becco e gli occhi, la cui origine non può essere facilmente dedotta
TRAUMA CRANICO + PREDAZIONE	Valide le stesse considerazioni fatte per il trauma cranico con l'aggiunta delle ferite caratteristiche di una predazione
PARALISI	Immobilità dovuta alla frattura della colonna vertebrale (valutazione del personale Lipu)
TRAUMA DA IMPATTO	Casi di stordimento generale, con possibilità di ferite sparse, provocate da collisioni con autoveicoli o con ostacoli in volo
TRAUMA INTERNO	Riconoscibile solo nei casi di versamento di sangue dal becco
DANNO A PRIMARIE	Casi in cui quasi tutte le primarie dell'ala dx o sx o delle ali dx-dx e sx-sx , o dx-sx, si presentavano tagliate, spezzate o mancanti

CATTIVITA'	Usura innaturale delle primarie su una o tutte e due le ali e delle timoniere della coda, provocata da cattura e detenzione in gabbie (prima del ricovero)
COLLA PER TOPI	Penne incollate in varie porzioni del corpo
PULLO	Piccioni non in grado di volare con piumaggio non definitivo che una volta cresciuti potevano essere reinseriti nella classe di età dei giovani
MALFORMAZIONI DA NIDO	Ispessimenti cutanei visibili quasi sempre su una sola zampa dx o sx di solito a livello del tarso, causati da un'errata postura nel nido; potrebbero essere collegati a stati di patologia (un Piccione debilitato perde forza nelle zampe e si poggia sul tarso), oppure essere dovuti allo sviluppo in un nido costruito in posizione subottimale
TIPO DI PATOLOGIA	DESCRIZIONE
DEBILITAZIONE ALIMENTARE**	Intesa come un cattivo stato di nutrizione (deprivazione), scelta in base all'aspetto generale dell'animale tramite una valutazione sommaria dello stato del piumaggio e dell'accumulo di grasso sull'addome (tastando a livello dello sterno che sembrerà più o meno sporgente)
AVITAMINOSI, MALATTIE NERVOSE E VIRALI	Difficili da discriminare senza un'analisi chimica, a causa del medesimo effetto macroscopico sul Piccione della perdita dell'equilibrio
INTOSSICAZIONE ALIMENTARE	Provocata dall'ingestione di cibo avariato o inadatto, valutabile dal colore e dalla consistenza delle feci (di colore verde brillante), sono state incluse anche situazioni estreme conducenti a paralisi
AVVELENAMENTO	Provocato da agenti chimici inquinanti e da veleni utilizzati dall'uomo (valutazione del personale Lipu)
INFEZIONE TESSUTALE	Presenza di cancrena e gonfiore in varie parti del corpo
VAIOLO	Riconoscibile per la presenza di pustole ai lati ed all'interno del becco, più di rado sul capo
ENDOPARASSITI**	Proglottidi muscolose visibili nelle feci (1 solo caso)
MALFORMAZIONI GENETICHE	Visibili solo a livello delle zampe, dove le ossa si presentavano innaturalmente ruotate

Tab. I. Descrizione dei vari tipi di traumi e delle diverse patologie riscontrate nel campione di Piccioni ricoverati al centro. **La debilitazione potrebbe essere fortemente dipendente dall'infezione e dall'intossicazione. L'impossibilità di compiere tests chimici su campioni di feci e di sangue, mi ha portato inevitabilmente alla scelta di usare descrizioni sommarie, basate sull'individuazione di caratteristiche facili da riconoscere.

I traumi e le patologie riscontrati durante il periodo di raccolta dati sono riportati nella Tab.I. Per comodità di studio, ho accorpato sotto una sola voce, le dinamiche simili (Tab.II). L'attribuzione dell'età del Piccione è stata effettuata tramite l'uso del codice Euring (Bardi *et al.* 1983); in questo caso ho potuto distinguere solo due classi di età: gli adulti "4" e i giovani "3".

TRAUMA GENERALE	TRAUMA CRANICO
	TRAUMA DA IMPATTO
	TRAUMA INTERNO
	PARALISI
DEBILITAZIONE	DEBILITAZIONE ALIMENTARE
	AVITAMINOSI, MALATTIE NERVOSE E VIRALI
	ENDOPARASSITI
INFEZIONE***	INFEZIONE TESSUTALE
	VAIOLO
INTOSSICAZIONE	AVVELENAMENTO
	INTOSSICAZIONE ALIMENTARE

Tab. II. Traumi e le patologie accorpate per dinamiche simili.

*** Le infezioni possono essere state sottostimate (c.f.r. AVITAMINOSI).

In due anni ho ottenuto un campione di 354 Piccioni urbani, di cui 269 adulti e 85 giovani. La composizione percentuale delle varie livree di una popolazione, è molto variabile tra città differenti, ma in genere è composta da Colombacciati (Wild o Blue-bar) e Trigani (checker) che costituiscono i fenotipi più comuni. Alle nostre latitudini Wild e Trigani sono presenti in proporzioni più o meno simili (Ballarini *et al.* 1989).

I fenotipi riscontrati con i fattori ereditari distintivi divisi per classi di età ed il sistema di sigle utilizzato per l'elaborazione dei dati, sono riportati nella Tab. III. Le differenze a livello percentuale mostrano che sia nei giovani che negli adulti, il fenotipo più rappresentato è il Blue-bar (Tab. III). Ho analizzato inoltre, i fattori ereditari in base alla colorazione primaria, al modello primario ed ai fattori addizionali (Tab. IV) (Johnston & Janiga 1995, Leiss & Haag-Wackernagel 1999). Dalle percentuali ottenute (Tab. IV), ho potuto osservare che per la colorazione primaria, il fattore Dominant Red è più presente tra gli adulti rispetto ai giovani e il Blue/Black, è il fattore più rappresentato in entrambe le classi di età. Sia tra i giovani che gli adulti, il modello Barrato è presente in percentuale simile, mentre il Checker è più presente nei giovani. Il modello T-pattern, è più frequente negli adulti. Per quanto riguarda i fattori addizionali, lo Spread, compare in ugual misura tra giovani ed adulti, il Sooty è in percentuale superiore nei giovani, il fattore Dirty, è stato trovato solo nei giovani, il Pied è stato osservato solo negli adulti.

Per conoscere le dinamiche e gli sviluppi futuri di una popolazione, è necessario

FATTORI EREDITARI - FENOTIPI	SIGLE	CLASSI DI ETÀ'	
		% "3" (no.= 85)	% "4" (no.= 267)
B; c, Blue-barless	BBSS	0	0,37
B ⁺ ; C ⁺ , Blue-bar	*BB	49,41	51,30
B ⁺ ; C ⁺ + so, Blue-bar + Sooty	BBS	5,88	4,46
B ⁺ ; C ⁺ + V, Blue-bar + Dirty	BBD	4,71	0,74
B ⁺ ; C ⁺ + z/Bh, Blue-bar + Pied	BBP	0	0,37
B ⁺ ; C ⁺ + G ^T , Blue-bar +Tiger	BBTG	0	0,37
B ⁺ ; C ⁺ + Qd, Blue-bar + Dominant Opal	BBDO	0	0,37
B ⁺ ; C ⁺ , d, Silver-bar	*	1,18	0,37
B ⁺ ; C, Blue-checker	BC	24,71	13,38
B ⁺ ; C + z/Bh, Blue-checker + Pied	BCP	0	0,37
B ⁺ ; C + G, Blue-checker +Grizzle	BCG	0	0,37
B ⁺ ; C + G + z/Bh, Blue-checker + Grizzle + Pied	BCPG	0	1,49
B ⁺ ; C ^T , Blue-T-pattern	BTP	5,88	15,24
B ⁺ ; C [?] + GG, Homozygous Grizzle Blue Primary-Colour	GO	0	0,37
B ⁺ ; C [?] , S, Spread Black	S	4,71	5,20
B ⁺ ; C [?] , S +G ^T , Spread Black + Tiger	BTG	0	0,74
B ^A ; C ⁺ , Ash Red-bar	ARB	0	2,23
B ^A ; C ^T , Ash Red-T-pattern	ARTP	0	1,86
B ^A ; C [?] , S, Spread Ash	SA	1,18	0
b; C, Brown-checker	BWC	1,18	0
e, Recessive Red	RR	0	0,37
z ^{wh} , Recessive White	B	1,18	0

Tab. III. Scheda riassuntiva della composizione percentuale dei vari fenotipi con i fattori ereditari distintivi, divisi per classi di età. Negli adulti, la percentuale totale non è pari al 100%, poiché per due piccioni non è stato possibile valutare esattamente il fenotipo, a causa dell'alto grado di compromissione del piumaggio. In grassetto sono evidenziati i valori più rappresentativi.

*Senza una scala di grigio univoca, risulta estremamente difficile distinguere il Silver-bar, dal Blue-bar, quindi ho preferito non discriminare questo fenotipo, per non incorrere in un errore di valutazione. Le percentuali dei Blue-bar utilizzate nelle successive elaborazioni, sono state perciò: 50,59% per i giovani e 51,67% per gli adulti.

ottenere informazioni sull'evoluzione avvenuta nella popolazione urbana. Ho confrontato il campione di Piccioni "Lipu", costituito da individui feriti, debilitati e malati, con un campione di riferimento denominato "Piazze", costituito da animali ipoteticamente in migliori condizioni (Tab. V, Fig 1).

I dati provengono da uno studio condotto da A. Sorace e collaboratori nel 1997, su Piccioni catturati in due Piazze centrali di Roma, rispettivamente P. Navona e P. S. Pietro. In questo lavoro sono stati catturati 335 piccioni, di cui 251 adulti e 84 giovani. I fenotipi sono stati confrontati con un χ^2 test (Fowler J. & Cohen 1993) per verificare se le differenze osservate fossero significative o meno (Tab. VI).

FATTORI EREDITARI	CLASSI DI ETÀ'	
	% "3" (no.= 85)	% "4" (no.= 267)
1) COLORAZIONE PRIMARIA:		
(B ^A) Dominant Red	1,18	4,09
(B ⁺) Blue/Black	96,48	95,14
(b) Brown	1,18	0
2) MODELLO PRIMARIO:		
(c) Barless	0	0,37
(C ⁺) Barred	61,18	60,21
(C) Checker	25,89	15,61
(C ^T) T- Pattern	5,88	17,10
3) FATTORI ADDIZIONALI:		
(S) Spread	5,89	5,94
(d) Diluted	*1,18	*0,37
(sy) Smoky	0	0
(so) Sooty	5,88	4,46
(V) Dirty	4,71	0,74
(Q _d) Dominant Opal	0	0,37
(e) Recessive Red	0	0,37
(K/Ts1) Bronze	0	0
(Bh/z) Pied	0	2,23
(z ^{wh}) Recessive White	1,18	0
(G) Grizzle	0	2,23
(G ^T) Tiger	0	1,11
(pe) Pencilled	0	0

Tab. IV. Scheda riassuntiva della composizione percentuale dei vari fattori ereditari per classe di età, suddivisi per colorazione, modello e fattori addizionali. Per 2 piccioni non è stato possibile valutare esattamente il fenotipo (no.= 267).

FENOTIPI	% CAMPIONE LIPU	% CAMPIONE PIAZZE
Wild	51,7	45,8
Trigani bigi (BC)	13,4	30,4
Trigani scuri (BTP)	15,2	17,8
Trigani rossi (ARTP)	1,9	1,6
Melanici	5,2	1,2
Albini	0	0,8
Altri	12,6	2,4

Tab. V. Percentuali dei vari fenotipi accorpati in categorie principali.

La soglia di significatività è stata stabilita, facendo riferimento a Tabelle Statistiche (Fowler J. & Cohen 1993).

Nei fenotipi Wild ed Albini dei due campioni considerati, non ho rilevato differenze significative ed altamente significative, mentre tra i fenotipi Trigani e la categoria “Altri”, ho trovato una significativa ed un’altamente significativa differenza di composizione fenotipica, per i Melanici una significativa differenza.

L’analisi in dettaglio dei fenotipi Trigani, ha però evidenziato, una similarità significativa ed altamente significativa tra i Trigani bigi (Blue checker) e i Trigani rossi (Ash red-T-pattern), mentre per i Trigani scuri (Blue-T-pattern) le differenze sono state significative (Tab. VI).

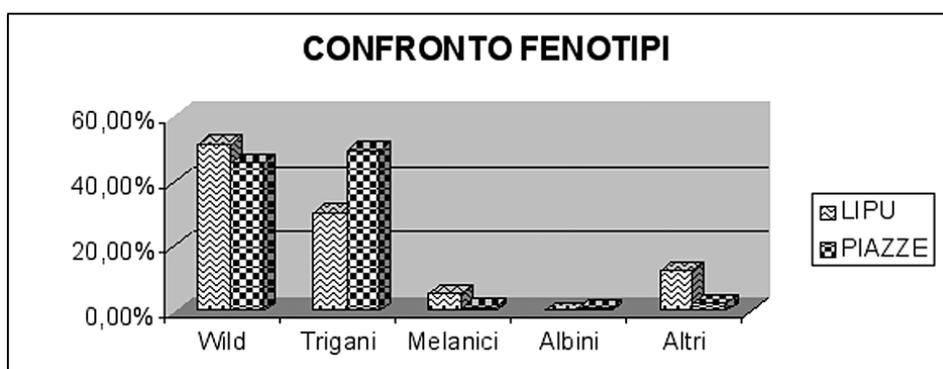


Fig. 1. L’istogramma mostra le percentuali dei vari fenotipi a confronto. La percentuale complessiva dei Trigani è il 30,5 % per il campione Lipu e il 49,8 % per il campione Piazze.

FENOTIPO	χ^2	g.l.	P	
Wild	2,08	1	n.s.	n.s.
Trigani	8,52	1	<0,05	<0,01
Trigani bigi	0,013	1	n.s.	n.s.
Trigani scuri	5,14	1	<0,05	n.s.
Trigani rossi	0,57	1	n.s.	n.s.
Melanici	5,88	1	<0,05	n.s.
Albini	0,05	1	n.s.	n.s.
Altri	18,22	1	<0,05	<0,01

Tab. VI. Risultati del test χ^2 ; g.l. (gradi di libertà), P (probabilità). $P < 0,05$ la variazione osservata è significativa, $P < 0,01$ la variazione osservata è altamente significativa, n.s. la variazione non è significativa. In presenza di 1 grado di libertà è stata effettuata la correzione di Yates.

Nei campioni Lipu e Piazze di Roma, la composizione fenotipica si può ritenere quindi, diversa (Tab. V, Fig. 1): il campione Lipu, presenta un numero di piccioni Trigani inferiore, anche se l'analisi dei fenotipi all'interno, mostra differenze non significative (Tab. VI).

Inoltre ci sono differenze anche nella categoria "Altri", significativamente più rappresentata nel campione Lipu. Dall'analisi delle cause di ricovero per classi di età, ho osservato che negli adulti (Tab. VII), il trauma maggiormente ricorrente è risultato quello alle ali e/o alle zampe (62,32%), seguito come importanza dai danni provocati dalla predazione (25,58%); per le patologie, i Piccioni si presentavano fortemente intossicati (52,98%) e debilitati (39,55%).

TIPO DI TRAUMA	CLASSE DI ETA'	
	% "3" (no.= 75)	% "4" (no.= 215)
Cattività	0	0,46
Colla per topi	1,33	2,79
Malformazioni da nido	4,00	0,46
Predazione	33,33	25,58
Pullo	5,33	0
Trauma generale	5,33	8,37
Trauma Ali e/o Zampe	50,67	62,32
TIPO DI PATOLOGIA	CLASSE DI ETA'	
	% "3" (no.= 39)	% "4" (no.= 134)
Debilitazione	53,85	39,55
Infezione	7,69	7,46
Intossicazione	33,33	52,98
Malformazione genetica	5,13	0

Tab. VII. Percentuali ottenute negli adulti e nei giovani, per ciascun tipo di trauma e patologia riscontrate. In grassetto sono evidenziati i valori più rappresentativi.

	CLASSE DI ETA'	
	% "3" (no.= 85)	% "4" (no.= 267)
TRAUMA	72,9	68,1
PATOLOGIA	44,7	47,0
TRAUMA + PATOLOGIA	17,6	14,6

Tab. VIII. Percentuali di trauma e patologia a confronto negli adulti e nei giovani e percentuali riferite a soggetti che presentavano sia trauma che patologia.

TIPI DI TRAUMA	CLASSE DI ETA'	
	% "3" (no.= 62)	% "4" (no.= 182)
Cattività	0	0,4
Colla per topi	0	1,9
Colla per topi + predazione	1,2	0
Danno alle primarie	0	1,1
Malformaz. da nido	2,4	0,4
Paralisi	0	1,1
Predazione	16,5	8,9
Pullo	3,5	0
Pullo + malformaz. nido	1,2	0
Trauma + predazione	0	0,4
Trauma ala	22,4	29,7
Trauma ala + predazione	8,2	6,7
Trauma ala + pred. + colla	0	0,4
Trauma ala + trauma interno	0	0,4
Trauma ala + zampa	3,5	3,0
Trauma ala + zampa + pred.	1,2	0,7
Trauma ala + cranico	1,2	0
Trauma cranico	1,2	2,2
Trauma cranico + pred.	0	0,4
Trauma da impatto	2,4	1,1
Trauma da impatto + pred.	0	0,4
Trauma interno	0	0,7
Trauma zampa	5,9	4,8
Trauma zampa + pred.	2,4	3,0

Tab. IX. Percentuali dei vari tipi di traumi riscontrati tra i giovani e gli adulti del campione LIPU. In grassetto vengono evidenziate le percentuali di interesse.

Per quanto riguarda i giovani, i traumi (Tab VII) più rappresentati sono risultati sempre quelli alle ali e/o zampe (50,67%) e la predazione (33,33%); per le diverse patologie, i Piccioni mostravano come negli adulti, un'alta percentuale di debilitati (53,85%) ed intossicati (33,33%), ma invertita di importanza.

Nei giovani (i valori potrebbero essere fortemente sottostimati) ho riscontrato una percentuale superiore (17,6%) di individui afflitti sia da trauma che patologia insieme (Tab. VIII).

Ho inoltre operato un confronto di percentuali, per stabilire quale classe di età fosse colpita maggiormente da trauma e patologia (Tab. VIII). I giovani (72,9%) rispetto agli adulti (68,1%) subiscono maggiormente i traumi, mentre gli effetti patologici vengono subiti in modo pressochè simile in entrambe le classi di età (Tab. VIII).

I traumi (Tab. IX) e le patologie (Tab. X) negli adulti e nei giovani esaminate più nel dettaglio, mostrano che il trauma più ricorrente in entrambe le classi di età, è stato quello alle ali (29,7% per gli adulti e 22,4% per i giovani), seguito dalla predazione (8,9% negli adulti e 16,5% nei giovani).

TIPI DI PATOLOGIE	CLASSE DI ETA'	
	% "3" (no.= 38)	% "4" (no.= 126)
Avitaminosi	3,5	3,4
Avitamin. + intossicaz.	0	0,4
Avvelenamento	0	0,7
Debilitaz. alimentare	20,0	13,1
Debilitaz. + intossicaz.	0	2,6
Endoparassiti	0	0,4
Infezione tessutale	2,4	1,1
Infezione + debilitaz.	1,2	0
Intossicazione	15,3	22,4
Paralisi da intossicazione	0	0,4
Vaiolo	0	2,6

Tab. X. Percentuali dei vari tipi di patologie riscontrate tra i giovani e gli adulti del campione LIPU. In grassetto vengono evidenziate le percentuali di interesse.

TRAUMI VS FENOTIPI							
% "4"							
FENOTIPI	cattività	colla per topi	mal. da nido	Pullo	predaz.	trau. generale	trau.ali e/o zampe
ARB	0	0	0	0	0,47	0	1,40
ARTP	0	0,93	0	0	0	0	0,93
BB	0	0,93	0	0	14,88	4,65	31,63
BBD	0	0	0,47	0	0	0	0
BBDO	0	0	0	0	0,47	0	0
BBP	0	0	0	0	0	0,47	0
BBS	0	0	0	0	2,79	0,93	2,79
BBSS	0	0	0	0	0	0	0,47
BBTG	0	0	0	0	0	0,47	0
BC	0	0	0	0	3,26	0,93	9,30
BCG	0	0	0	0	0	0	0,47
BCPG	0	0	0	0	0	0	0,93
BTG	0	0	0	0	0	0	0,47
BTP	0,47	0,47	0	0	3,72	0,47	10,23
GO	0	0	0	0	0	0	0,47
RR	0	0,47	0	0	0	0	0
S	0	0	0	0	0,47	0,47	2,79

% "3"							
BB	0	0	2,67	1,33	14,67	2,67	29,33
BBD	0	0	0	1,33	1,33	0	1,33
BBS	0	0	0	0	2,67	0	2,67
BC	0	0	1,33	2,67	6,67	2,67	12,00
BTP	0	1,33	0	0	5,33	0	2,67
S	0	0	0	0	1,33	0	2,67
SA	0	0	0	0	1,33	0	0

Tab. XI. Percentuali dei traumi tra adulti e giovani, divisi per fenotipo. In grassetto vengono evidenziate le percentuali di interesse.

I casi in cui i Piccioni mostravano sia trauma all'ala che predazione sono una percentuale non trascurabile (6,7% negli adulti e 8,2% nei giovani) e ciò fa pensare ad un legame consequenziale tra questi due fenomeni (Tab. IX).

Per quanto riguarda le patologie, le più ricorrenti negli adulti sono state sempre l'intossicazione (22,4%) e la debilitazione alimentare (13,1%), nei giovani la debilitazione alimentare (20%) e l'intossicazione (15,3%), ma invertite di importanza rispetto agli adulti (Tab. X).

Ho poi calcolato le percentuali di traumi (Tab. XI) e patologie (Tab. XII), divisi in base alla classe di età ed al fenotipo e sia negli adulti che nei giovani, il fenotipo a presentare percentuali più alte è risultato il Wild (Blue-bar), inoltre è emersa la tendenza dei fenotipi melanici, in particolare lo Spred Black, ad essere in migliori condizioni, mostrando percentuali più basse di individui traumatizzati ed in condizioni patologiche (Tab XI, XII).

TRAUMI VS FENOTIPI				
% "4"				
FENOTIPI	Debitazione	Infezione	Intossicazione	Malfor. genetica
ARB	1,49	0	2,24	0
ARTP	0,75	0	1,49	0
BB	19,40	5,97	30,60	0
BBD	0	0	0,75	0
BBTG	0	0	0,75	0
BC	8,21	0	5,22	0
BCP	0	0	0,75	0
BCPG	0	0	0,75	0
BTP	8,96	1,49	5,97	0
S	0,75	0	4,48	0
% "3"				
B	0	0	2,56	0
BB	28,21	2,56	12,82	2,56
BBD	7,69	0	0	0
BBS	0	0	7,69	0
BC	15,38	0	2,56	2,56
BTP	0	0	2,56	0
BWC	0	2,56	0	0
S	2,56	2,56	2,56	0
SA	0	0	2,56	0

Tab. XII. Percentuali delle patologie tra adulti e giovani, divise per fenotipo. In grassetto vengono evidenziate le percentuali di interesse.

DISCUSSIONE

Studi sul piumaggio, mostrano come con il variare della latitudine delle città prese a campione, cambi il grado di pigmentazione melanica: i fenotipi principali più scuri, come il Blue checker, il Blue-T-pattern e lo Spread Black (scritti in ordine crescente di pigmentazione melanica), sono presenti con frequenze maggiori alle alte latitudini, mentre i Wild alle basse (Obukhova & Kreslavskii 1985, Johnson & Janiga 1995). Dai dati presenti in letteratura risulta che i fenotipi più comuni (Ballarini *et al.* 1989) ossia i Wild (Blue-bar) ed i Trigani (Blue checker, il Blue-T-pattern), nella città di Roma sono presenti in misura simile (Sorace *et al.* 1997). In questo lavoro, è stato valutato il fenotipo di Piccioni sicuramente molto stressati, per verificare l'esistenza di eventuali spinte selettive verso un particolare tipo di piumaggio. Il fenotipo più rappresentato, discriminato per classi di età è risultato il Blue-bar, il più simile alla forma selvatica del Piccione *Columba livia*. L'analisi dei fattori ereditari, ha rilevato che la colorazione primaria maggiormente rappresentata, è quella Blue/Black, un risultato che trova conferma in letteratura (Burley & Moran 1979); per quanto riguarda il modello primario, il barrato mostra la percentuale più alta, in realtà secondo altri studi, sembrerebbe che il modello trigano, sia quello più scelto durante l'accoppiamento (Burley & Moran 1979). La scelta sessuale delle femmine solitamente privilegia i maschi in migliore stato di salute (Johnson & Janiga 1995), perciò nel caso specifico, questo risultato potrebbe confermare nuovamente che nel campione Lipu il fenotipo barrato "bar", colorazione "blue", ossia Blue-bar è il più presente perché selezionato negativamente.

Dai risultati ottenuti con il X^2 test, confrontando i fenotipi rilevati nel campione Lipu e Piazze di Roma, posso dedurre che i Piccioni Wild (51,7%) della Lipu sono in percentuale superiore rispetto ai Trigani (30,5%). Nel campione Lipu, la percentuale di Trigani (30,5%) è risultata significativamente inferiore, rispetto ai Trigani riscontrati nelle Piazze di Roma (49,8%), ciò si può spiegare ammettendo l'ipotesi che esista un fenotipo meno adattato all'ambiente urbano; ottenere un numero minore Trigani, fenotipi melanici ritenuti meglio adattati all'ambiente urbano (Ballarini *et al.* 1989), nel campione Lipu (Piccioni fortemente stressati), potrebbe confermare che proprio il Wild è il fenotipo più soggetto a selezione negativa. Sia gli adulti che i giovani, mostrano come trauma più ricorrente, quello provocato alle ali e/o zampe, come fratture ossee, ematomi, ischemia da fili, etc.; per quanto riguarda le patologie, i Piccioni adulti e giovani sono risultati entrambi fortemente intossicati e debilitati. Questo risultato può essere spiegato, analizzando le risorse trofiche dell'habitat in cui questi animali vivono, ossia la città, due potrebbero essere le cause principali di una cattiva alimentazione: l'inquinamento e l'uomo. I Piccioni sono infatti, molto sensibili agli agenti inquinanti (bioindicatori) (Johnson & Janiga 1995, Spanò *et al.* 1999) e potrebbero ingerire cibo contaminato, avariato o avvelenato. La convivenza sempre più stretta con l'uomo, potrebbe invece, compromettere la loro

dieta naturale, con l'assunzione di cibo offerto facile da reperire, ma inadatto alle loro esigenze nutrizionali (Dinetti & Frassinet 2001).

La debilitazione più pronunciata nei giovani, può essere spiegata con la loro lentezza nell'afferrare il cibo e con il comportamento di subordinazione verso gli adulti (gerarchia di imbeccata), un espediente per evitare la competizione intraspecifica, ma che relega quest'ultimi a siti di alimentazione subottimali (Sol *et al.* 1998, Sol *et al.* 2000). Inoltre, nei giovani rispetto agli adulti, ho trovato una percentuale superiore di individui afflitti sia da trauma che patologia, ciò potrebbe essere dovuto alla maggiore inesperienza ad evitare i pericoli e alla sensibilità dei giovani alle malattie che selezionano pulli più forti.

In conclusione, la città non può superficialmente considerarsi un ambiente ideale per gli uccelli: pur essendoci abbondanza di cibo, scarsità di predatori (Mostini 2000), un numero superiore di siti per nidificare (Ballarini *et al.* 1989), questi animali subiscono fattori ambientali stressanti, come ad esempio l'alta densità di popolazione e l'inquinamento (Baldaccini 1993). I Piccioni ricoverati alla Lipu, sono infatti il risultato della selezione naturale e quindi una volta curati e rilasciati, restano svantaggiati e meno adattati al loro habitat. I Wild sembrerebbero essere i più soggetti ad una selezione negativa, in contrapposizione ai fenotipi melanici che sembrerebbero meglio adattati all'ambiente urbano e probabilmente destinati ad aumentare di numero. Sono molte le osservazioni in letteratura che supportano questo risultato: il Wild è il fenotipo maggiormente suscettibile all'accumulo di metalli pesanti come ferro e piombo nelle ossa e nel piumaggio (inquinamento) (Obukhova & Kreslavskii 1985, Janiga 1989), a contrarre infezioni come ad esempio l'ornitosi (difese immunitarie meno efficienti), (Obukhova & Kreslavskii 1985, Johnson & Janiga 1995); i melanici viceversa, presentano un successo riproduttivo annuo superiore (ARS) (Johnston & Janiga 1995, Carisio *et al.* 1999) ed i loro pulli mostrano uno sviluppo post natale maggiore (Janiga 1989). Inoltre presentano un basso grado di asimmetria fluttuante che indica un minor grado di stress ambientale (Møller & Swaddle 1997, Falcinelli 2003) e barre di crescita delle penne più ampie che indicano un minor grado di stress alimentare (Grubb 1989, Falcinelli 2003). In generale per vari aspetti, sembra esistere una tendenza di selezione verso un particolare fenotipo, perciò progetti finalizzati al controllo numerico delle popolazioni di Colombi nelle città, dovrebbero tenere conto, anche di questo fenomeno. La presenza numerica comunque consistente dei Wild, potrebbe essere spiegata, associando studi sul fenotipo al monitoraggio degli spostamenti dei Piccioni da città a campagna e viceversa, in modo da valutare in particolare l'entità di quest'ultimo serbatoio e le implicazioni sulla densità di popolazione.

Ringraziamenti. Desidero esprimere tutta la mia riconoscenza a Fulvio Fraticelli, Alberto Sorace ed alla mia collega di lavoro Monica Falcinelli.

Summary

Phenotypic composition, pathologies and traumas of urban Feral Pigeon, *Columba livia domestica*, in Rome.

Urban Pigeon *Columba livia* is a species with maximum synantropic level and considered problematic from the public opinion. The research's target was to verify the existence of a selective force on a particular phenotype and to study the phenotypic composition in Rome.

Of 354 Pigeons recovered in the Bioparco in two years, the 95% was Blue/Black coloration and the 60% was barred. From the comparison of plumage composition resulted that Pigeons captured in two squares in Rome presented 49,8% of checked while Bioparco Pigeons was 30,5%. The examination of the traumas and pathologies showed that the Wild phenotype was most stricken from both. Particularly the more frequent traumas were to the wings and/or to the paws, while the pathologies were intoxication and debilitation. These results could demonstrated that the Wild is the most negative selected phenotype, opposite to the phenotypes with a superior melanic pigmentation.

BIBLIOGRAFIA

- Baldaccini N. E., 1993. Il Colombo urbano (*Columba livia* forma *domestica*): alcune riflessioni su aspetti della sua biologia. Atti del Convegno "Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive", Roma, Istituto Superiore di Sanità, 10-11 Ottobre 1993: 8-13.
- Ballarini G., Baldaccini N. E. e Pezza F. 1989. Colombi in città, aspetti biologici, sanitari e giuridici. Metodologie di controllo. Documenti Tecnici, pubblicazione dell'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina "Alessandro Ghigi".
- Bardi A. Bendini L., Coppola E., Fasola M. e Spina F. 1983. Manuale per l'inanellamento degli uccelli a scopo di studio. Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina.
- Burley N. & Moran N. 1979. The significance of age and reproductive experience in the mate preferences of feral pigeons, *Columba livia*. *Animal Behaviour*, 27: 686-698.
- Carisio L., Badino G., Rolando A., Capovilla S., Pavesio M. e Picco A. 1999. La variabilità del piumaggio nel Colombo di città *Columba livia*. *Avocetta*, 23: 167.
- Cignini B. e Zapparoli M. 1996. Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma. F.lli Palombi, Roma.
- Cignini B., Masseri G. e Pigantti S. 1995. Ecosistema Roma, ambiente e territorio. F.lli Palombi, Roma.
- Dinetti M. & Frassinetti M. 2001. Ornitologia urbana. Ed. Calderini Edagricole, Bologna.
- Falcinelli M. 2003. Asimmetria e ptilocronologia nel Piccione di città *Columba livia* forma *domestica*. Tesi di Laurea, Dip. di Biol. Anim. e dell'Uomo, Università degli studi di Roma "La Sapienza".
- Fowler J. & Cohen L. 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzzio & C. Editore, Padova.
- Grubb T. C. JR 1989. Ptilochronology: feather growth bars as indic

- Janiga M. 1989. The study of plumage polymorphism and ornithosis in feral pigeons (*Columba livia*). Proceeding of International Symposium of the Working Group on Granivorous Birds, INTECOL held in Slupsk, Poland September 14-17, 33-44.
- Johnston R.F. & Janiga M. 1995. Feral pigeons. Oxford University Press, New York Oxford.
- Leiss A. & Haag-Wackernagel D. 1999 a. Variability and Determination of Plumage Coloration of the Feral Pigeon *Columba livia*. Ecology of Birbs, 21: 331-361.
- Levi W. 1969. The pigeon. Levi Publishing Co. Sumter, S.C.
- Maller A. P. & Swaddle J. P. 1997 a. Asymmetry, Developmental Stability, and Evolution. Oxford University Press (Oxford Series in Ecology and Evolution), Oxford, ed. May R. M. e Harvey P. H..
- Mostini L. 2000. Uccelli e mammiferi appartenenti alla fauna italiana predatori di *Columba livia domestica*. Atti Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano, 141 (I):45-50.
- Obukhova N.Y. & Kreslavski A. G. 1985. [Ecologia delle popolazioni urbane e rurali di piccioni, *Columba livia*. Morfologia e fenotipo]. Zoologycal Zhurnal, 64: 1685-1694.
- Sol D., Santos D. M., Garcia J., Cuadrado M. 1998. Competition for food in urban pigeons: the cost of being juvenile. The Condor 100 (2): 298-304.
- Sol D., Santos D. M., Garcia J., Cuadrado M. 2000. Age-related feeding site selection in urban pigeons (*Columba livia*): experimental evidence of the competition hypothesis. Can. J. Zool. 78: 144-149.
- Sorace A., Marini L., Quondam D. R., Dell’Omo A., Dell’Omo G., Agrimi U. 1997. Biometria del Piccione (*Columba livia*) nella città di Roma. Avocetta 21: 144.
- Spanò S., Abelmoschi D., Bottino S., Borgo E. e Albonetti P. 1999. Il piccione domestico a Genova: un valido indicatore biologico di inquinamento da piombo. Riassunti del poster presentati al Convegno “Gestione sanitaria dei piccioni in ambiente urbano”, Roma, Istituto Superiore di Sanità, 13 Maggio 1999: 8.

**STRUTTURA DI COMUNITÀ ORNITICHE IN AMBIENTE
MEDITERRANEO PERCORSO DA INCENDIO
(CASTELFUSANO, ROMA – ITALIA CENTRALE):
STUDIO SU UN CICLO ANNUALE**

EMILIANO UKMAR ⁽¹⁾, CORRADO BATTISTI ⁽²⁾, MARCO A. BOLOGNA ⁽³⁾

⁽¹⁾ Via Delia 63, 00155 Roma. E-mail: eukmar@inwind.it

⁽²⁾ Servizio Ambiente, Ufficio Conservazione Natura, Provincia di Roma, via Tiburtina, 691
- 00159 Roma. Email: c.battisti@provincia.roma.it.

⁽³⁾ Dipartimento di Biologia - Università degli Studi Roma Tre - Viale Marconi, 446 - 00146 Roma.
E-mail: bologna@uniroma3.it

INTRODUZIONE

Gli incendi possono provocare evidenti cambiamenti nella struttura delle comunità ornitiche (Hagar, 1960; Bock e Lynch, 1970) e, nell'area Mediterranea, essi rappresentano disturbi ricorrenti (Trabaund, 1981; Naveh, 1990; per l'Italia, cfr., Piccini e Piotto, 2001). Tuttavia, gli effetti del passaggio del fuoco e del taglio boschivo su comunità e specie ornitiche forestali sono stati ancora scarsamente indagati in Italia (cfr. Farina, 1980; Meschini, 1980; Protti, 2001; Guerrieri e Castaldi, 2003). Nel luglio 2000 un incendio di vaste proporzioni ha interessato un'estesa area della Pineta di Castelfusano (340 ha) sul litorale romano. A seguito di questo evento catastrofico, il Comune di Roma ha istituito una Commissione scientifica multidisciplinare per seguire i fenomeni successionali e le attività di ripristino ambientale dell'area, e ha attivato una serie di indagini scientifiche. Per quanto attiene le ricerche zoologiche, sono state effettuate indagini su artropodi detritivori e predatori del suolo, su fitofagi e su xilosaprofagi, nonché su tutte le classi di vertebrati (Bologna, 2002; Pitzalis et al., 2005). Alcuni dati preliminari relativi agli uccelli, ottenuti con il metodo delle stazioni d'ascolto, sono stati già pubblicati da Ukmar et al. (2004, 2007). Scopo di questo lavoro è di analizzare la struttura delle comunità ornitiche dell'area interessata dall'incendio e valutare gli effetti del passaggio del fuoco a livello di specie e comunità al fine di suggerire all'ente gestore della Riserva alcuni indirizzi per la definizione di appropriate misure di pianificazione e conservazione.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è localizzata all'interno nel Parco Suburbano di Castelfusano, all'interno della Riserva Naturale Statale del "Litorale romano". Essa è caratterizzata soprattutto dalla presenza di pinete, prevalentemente a *Pinus pinea*, i cui primi

impianti risalgono al XVIII secolo e sono proseguiti fino al XX. Nell'area in esame sono ancora presenti aree con macchia mediterranea e vegetazione psammofila di una certa estensione. Il Parco di Castelfusano, in particolare, costituisce un elemento di continuità ambientale con la limitrofa Tenuta Presidenziale di Castelporziano. La Pineta di Castelfusano rientra nella Regione climatica mediterranea (Blasi, 1994; Blasi e Michetti, dati inediti) che caratterizza, a scala regionale, la pianura costiera ed il delta del Tevere, a substrato prevalentemente sabbioso-ghiaioso (cfr. anche Almagià, 1976 per un approfondimento degli aspetti geologici e geomorfologici). Si distinguono in quest'area due unità pedologiche ben definite: una relativa al sistema delle dune consolidate, l'altra al sistema delle depressioni interdunali (Arnoldus, 1981). La prima è caratterizzata da prevalenza di pinete litoranee artificiali, boschi a prevalenza di Leccio (riferibili all'associazione *Viburno-Quercetum ilicis*), macchia mediterranea di sostituzione (associazione prevalente *Phillyreo-Arbutetum*) e serie litoranea del Leccio. La seconda unità pedologica è caratterizzata dalla prevalenza di boschi igrofilo a Pioppo bianco (*Populus alba*) e/o Farnia (*Quercus robur*), e giuncheti, appartenenti alla serie planiziale della Farnia (*Fraxino-Querceto roboris sigmetum*), ed alla serie del Pioppo bianco (*Populeto albae sigmetum*) (Blasi et al., dati inediti).

L'incendio del luglio 2000 ha interessato, in misura maggiore, la porzione matura della Pineta con più di 100 anni di impianto, a copertura disomogenea e discontinua, con sottopiano a *Quercus ilex* dominante. La propagazione dell'incendio è stata in larga parte a carico delle chiome, con alta intensità di reazione nelle porzioni di bosco adulto, interessando sia lo strato arboreo sia gli strati arbustivi e erbacei ("incendio a corona"; De Lillis, 1995). In alcuni settori, la percorrenza veloce, il limitato tempo di residenza della fiamma e la minore intensità di reazione hanno lasciato in piedi, pur danneggiandolo, gran parte del soprassuolo ("incendio di superficie"; De Lillis, 1995).

Nel presente studio abbiamo effettuato un'analisi comparativa tra due settori della pineta a pino domestico, uno solo dei quali interessato dall'incendio. Le due aree sono così definite:

- *Pineta residua (Pr)*. Questa tipologia ambientale, come precedentemente all'incendio, è ascrivibile all'unità vegetazionale di "pineta rada con macchia nel sottobosco".

- *Pineta incendiata (Pi)*. Il fuoco in quest'area ha distrutto completamente il sottobosco defoliando la vegetazione e lasciando *in situ* le strutture dei rami e i tronchi di lecci e pini, le cui chiome sono state completamente bruciate.

METODI

Per questa indagine è stato utilizzato il metodo del transetto lineare (*line transect method*; Merikallio, 1946), ampiamente utilizzato negli studi ornitologici, consiglia-

to anche da Telleria e Garza (1983), per gli ambienti mediterranei. Questo metodo è stato applicato in Pr e Pi percorrendo due transeetti campione di 800 m in stazioni definite nell'ambito delle due tipologie ambientali, ripetuti mensilmente per due volte in ciascun ambiente da marzo 2001 a febbraio 2002 (48 transeetti; 24 ore totali), ricavando il valore max mensile di abbondanza (cfr. Sarrocco e Sorace, 1987). Ad ogni contatto è stato assegnato il valore di 1, indipendentemente dalla tipologia (canto, verso o contatto visivo). Nel caso di alcune specie che passano almeno un periodo dell'anno in forma aggregata (*Sturnus vulgaris* e *Aegithalos caudatus*), il numero di individui è stato stimato riportandolo in classi di abbondanza (2-5; 5-10; 10-15; 15-20).

Nei dati non sono stati considerati i contatti con individui che volavano al di sopra dello strato arboreo e non è stata riportata la presenza di specie ad ampia vagilità, come *Corvus corone cornix*, e ad attività crepuscolare, come gli Strigiformi, per i quali sono richieste metodologie specifiche (Bibby et al., 1992).

I dati ottenuti sono stati elaborati per ottenere i valori dei seguenti parametri di comunità (calcolando la media annuale per ciascuna tipologia ambientale):

- *Ricchezza in specie (S)*: numero complessivo di specie rilevate;
- *Frequenza relativa (Fr)*: proporzione della specie *i*-esima sul totale;
- *Indice di diversità di Shannon (H')*: con $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ (Shannon e Weaver, 1963);
- *Indice di equipartizione (J)*: calcolato come H'/H'_{max} (Lloyd e Ghelardi, 1964); ove $H'_{max} = \ln S$ (Pielou, 1966);
- *% non Passeriformi*: percentuale di specie non appartenenti all'ordine dei Passeriformi sul totale delle specie. Tale indice, benché basato su un criterio tassonomico, può fornire informazioni di carattere ecologico;
- *Numero di specie dominanti (Nd)*: corrispondenti al numero di specie che presentano un $Fr > 0,05$ (Turcek, 1956);
- *IKA*: abbondanza delle singole specie (espresso in individui/km);
- *Categorie di foraggiamento (foraging guilds)*; Bock e Lynch, 1970): le specie direttamente censite dal metodo del transetto lineare, sono state raggruppate in tre principali categorie di foraggiamento (prevalentemente insettivori: I; prevalentemente granivori: G; onnivori: O; Tab. I).

Per ogni categoria è stato calcolato l'IKA totale delle specie appartenenti a tale categoria, sia mensile, sia come media annuale.

Le specie censite sono state inoltre suddivise in base alle loro esigenze ecologico/spaziali in specie marginali ("edge"), specie forestali *sensu lato* ("wood"), specie strettamente forestali ("interior"; cfr. Wilcove et al., 1986; Bellamy et al., 1996), calcolando, per ogni gruppo, l'IKA e le frequenze totali.

Le specie sono state elencate secondo l'ordine sistematico proposto da Bricchetti e Massa (1998).

La caratterizzazione fisionomico-strutturale della vegetazione per gli ambienti Pr e Pi è stata definita utilizzando il metodo James-Shugart (1970, modificato).

Specie	F	E	Specie	F	E
<i>Streptopelia decaocto</i>	<i>O</i>	<i>E</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Streptopelia turtur</i>	<i>O</i>	<i>W</i>	<i>Regulus ignicapillus</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Cuculus canorus</i>	<i>O</i>	<i>W</i>	<i>Muscicapa striata</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Upupa epops</i>	<i>I</i>	<i>W</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Jynx torquilla</i>	<i>I</i>	<i>W</i>	<i>Parus ater</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Picus viridis</i>	<i>I</i>	<i>IN</i>	<i>Parus caeruleus</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Picoides major</i>	<i>I</i>	<i>IN</i>	<i>Parus major</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Picoides minor</i>	<i>I</i>	<i>IN</i>	<i>Sitta europaea</i>	<i>I</i>	<i>IN</i>
<i>Anthus pratensis</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Certhia brachydactyla</i>	<i>I</i>	<i>W</i>
<i>Motacilla cinerea</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Garrulus glandarius</i>	<i>O</i>	<i>IN</i>
<i>Motacilla alba</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>	<i>O</i>	<i>E</i>
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<i>I</i>	<i>W</i>	<i>Oriolus oriolus</i>	<i>O</i>	<i>W</i>
<i>Prunella modularis</i>	<i>O</i>	<i>E</i>	<i>Passer italiae</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>O</i>	<i>W</i>	<i>Fringilla coelebs</i>	<i>G</i>	<i>W</i>
<i>Luscinia megarhynchos</i>	<i>I</i>	<i>W</i>	<i>Serinus serinus</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Phoenicurus ochruros</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Carduelis chloris</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Saxicola torquata</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Carduelis carduelis</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Turdus merula</i>	<i>O</i>	<i>W</i>	<i>Emberiza cirrus</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Cisticola juncidis</i>	<i>I</i>	<i>E</i>	<i>Miliaria calandra</i>	<i>G</i>	<i>E</i>
<i>Sylvia melanocephala</i>	<i>I</i>	<i>E</i>			
<i>Sylvia atricapilla</i>	<i>I</i>	<i>W</i>			
<i>Sylvia cantillans</i>	<i>I</i>	<i>W</i>			

Tabella I. Ripartizione delle specie in categorie di foraggiamento (F) e di sensibilità rispetto a fattori spaziali e qualitativi (E) (v. metodi).

I = specie prevalentemente insettivore; *G* = specie prevalentemente granivore; *O* = specie onnivore, *IN* = specie interior, *W* = specie wood, *E* = specie edge (Bellamy et al., 1996; Wilcove et al., 1986).

RISULTATI

Durante il periodo di campionamento (marzo 2001 - febbraio 2002), sono state osservate complessivamente nelle aree di studio 51 specie (Pi: 46; Pr: 32), considerando anche quelle censite al di fuori del metodo di campionamento. Le specie rilevate nelle due tipologie ambientali durante i percorsi campione sono rispettivamente 30 in Pr e 35 in Pi (Tab. II). I dati relativi ai parametri di comunità nelle due tipologie ambientali durante il ciclo annuale sono riportati in Tab. III. Nell'ambiente Pi sono risultati assenti, rispetto a Pr, *Jynx torquilla*, *Sylvia cantillans*, *Muscicapa striata*, *Regulus ignicapillus* e *Oriolus oriolus*. Al contrario, *Anthus pratensis*, *Motacilla alba*, *Prunella modularis*, *Saxicola torquata*, *Cisticola juncidis*, *Passer italiae* e *Miliaria calandra* sono state rinvenute solo in Pi.

SPECIE	AMBIENTE		SPECIE	AMBIENTE	
	Pr	Pi		Pr	Pi
<i>Milvus migrans</i>		*	<i>Cisticola juncidis</i>		1
<i>Pernis apivorus</i>		*	<i>Sylvia melanocephala</i>	1	1
<i>Falco tinnunculus</i>		*	<i>Sylvia atricapilla</i>	1	1
<i>Apus apus</i>		*	<i>Sylvia cantillans</i>	1	
<i>Streptopelia decaocto</i>		1	<i>Cettia cetti</i>		
<i>Streptopelia turtur</i>	1	1	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	1
<i>Cuculus canorus</i>	1	1	<i>Regulus ignicapillus</i>	1	
<i>Merops apiaster</i>		*	<i>Muscicapa striata</i>	1	
<i>Upupa epops</i>	*	1	<i>Aegithalos caudatus</i>	1	1
<i>Jynx torquilla</i>	1	*	<i>Parus ater</i>	1	1
<i>Picus viridis</i>	1	1	<i>Parus caeruleus</i>	1	1
<i>Picoides major</i>	1	1	<i>Parus major</i>	1	1
<i>Picoides minor</i>	1	1	<i>Sitta europaea</i>	1	1
<i>Alauda arvensis</i>		*	<i>Certhia brachydactyla</i>	1	1
<i>Hirundo rustica</i>		*	<i>Corvus corone cornix</i>	*	*
<i>Delichon urbica</i>		*	<i>Garrulus glandarius</i>	1	1
<i>Anthus pratensis</i>	1		<i>Sturnus vulgaris</i>	1	1
<i>Motacilla cinerea</i>		*	<i>Oriolus oriolus</i>	1	
<i>Motacilla alba</i>		1	<i>Passer italiae</i>		1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	1	<i>Fringilla coelebs</i>	1	1
<i>Prunella modularis</i>		1	<i>Serinus serinus</i>	1	1
<i>Erithacus rubecula</i>	1	1	<i>Carduelis chloris</i>	1	1
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1	1	<i>Carduelis carduelis</i>	1	1
<i>Phoenicurus ochruros</i>		1	<i>Emberiza cirius</i>	1	1
<i>Saxicola torquata</i>		1	<i>Miliaria calandra</i>		1
<i>Turdus merula</i>	1	1	S	30	35
			S*	32	46

Tabella II. Presenza/assenza delle specie nei due ambienti indagati.

1 = specie direttamente censita attraverso il metodo; * = specie rilevata al di fuori del percorso campione; S = ricchezza totale; S* = ricchezza totale comprese le specie rilevate al di fuori del percorso campione.

I dati degli IKA mensili sono riportati in Tab. IVa e IVb.

Sei specie (*Picoides major*, *Troglodytes troglodytes*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla*, *Sitta europaea*), mostrano valori significativamente minori di abbondanza nel confronto tra Pr e Pi (U-test Mann-Whitney; Tab. V). *Sylvia melanocephala* e *Carduelis chloris* mostrano un significativo aumento d'abbondanza passando a Pr a Pi (U-test Mann-Whitney; Tab. V).

Tra i piciformi, nessuna delle specie presenti risulta mai dominante in Pi, mentre *Picus viridis* e *Picoides minor* sono dominanti ($Fr > 0,05$) in Pr; *Picus viridis* risulta avere la Fr media più alta in Pr (Tab. VI). *Sitta europaea* risulta dominante in entrambe le stazioni, ma con Fr media maggiore in Pr rispetto a Pi (Tab. VIa e VIb). *Garrulus glandarius* non risulta mai dominante. L'IKA totale delle specie prevalentemente insettivore ha mostrato valori significativamente minori in Pi rispetto a Pr ($U = 4$; $P < 0,05$; U-test Mann-Whitney), al contrario dell'IKA totale delle specie prevalentemente granivore il cui valore aumenta in Pi, benché in maniera non significativa (U-test Mann-Whitney). I valori degli IKA totali delle specie "interior" e "wood" mostrano una riduzione significativa nel confronto tra Pr e Pi (rispettivamente, $U = 4$; $P < 0,05$ e $U = 11,5$; $P < 0,05$; U-test Mann-Whitney), mentre L'IKA totale delle specie "edge" mostra un incremento nel confronto tra Pr e Pi, benché statisticamente non significativo. In Pi si riscontrano i valori di S e S media più elevati. Il valore medio della % di specie marginali mostra i suoi più alti valori in Pi (Tab. III). I valori dell'IKA delle specie prevalentemente granivore tra Pr e Pi, accoppiati per mese, mostrano una differenza significativa ($P < 0,05$) solo in dicembre e gennaio (rispettivamente $\chi^2 = 4,14$ e $\chi^2 = 7,57$). Il valore medio annuale dell'IKA dei granivori risulta superiore in Pi (23,73 individui/km) rispetto a Pr (20,24 individui/km) benché la differenza non risulti statisticamente significativa (U-test Mann-Whitney).

	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Sett	Ott	Nov	Dic	Gen	Feb	Medie
Pr													
S	21,00	24,00	25,00	24,00	24,00	19,00	20,00	18,00	17,00	20,00	17,00	16,00	20,42
H'	2,00	2,45	2,68	2,90	2,93	2,60	2,54	2,36	2,46	2,51	2,30	2,31	2,50
Hmax	3,04	3,18	3,22	3,18	3,18	2,94	3,00	2,89	2,83	3,00	2,83	2,77	3,01
J	0,66	0,77	0,83	0,91	0,92	0,88	0,85	0,82	0,87	0,84	0,81	0,83	0,83
% non pass.	0,14	0,13	0,20	0,13	0,21	0,16	0,20	0,17	0,24	0,15	0,18	0,19	0,18
% specie marginali	0,14	0,13	0,13	0,17	0,13	0,11	0,15	0,06	0,06	0,15	0,06		0,12
Pi													
S	24,00	26,00	23,00	21,00	23,00	22,00	22,00	21,00	22,00	22,00	21,00	20,00	22,25
H'	2,20	2,83	2,24	2,84	3,02	2,61	2,68	2,53	2,46	2,66	2,37	2,55	2,58
Hmax	3,18	3,26	3,14	3,04	3,14	3,09	3,09	3,04	3,09	3,09	3,04	3,00	3,10
J	0,69	0,87	0,71	0,93	0,96	0,84	0,87	0,83	0,80	0,86	0,78	0,85	0,83
% non pass.	0,08	0,27	0,22	0,19	0,22	0,14	0,14	0,14	0,09	0,09	0,09	0,15	0,15
% specie marginali	0,33	0,15	0,13	0,19	0,22	0,23	0,23	0,19	0,23	0,27	0,19	0,20	0,21

Tabella III. Parametri di comunità;

S = Ricchezza in specie; H = Indice di Diversità; H max = Diversità massima teorica; J = Equiripartizione. Sono indicate la % di specie ecotonali e non strettamente forestali (specie marginali) e la % di non Passeriformi.

Pineta residua	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Sett	Ott	Nov	Dic
<i>Streptopelia turtur</i>	0,00	5,71	8,57	11,43	10,00	0,00	1,43	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00
<i>Cuculus canorus</i>	0,00	2,86	1,43	2,86	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Jynx torquilla</i>	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picus viridis</i>	1,43	2,86	4,29	2,86	4,29	2,86	2,86	2,86	4,29	2,86	1,43	2,86
<i>Picoides major</i>	8,57	2,86	2,86	5,71	5,71	4,29	5,71	4,29	8,57	5,71	7,14	8,57
<i>Picoides minor</i>	0,00	1,43	2,86	0,00	1,43	1,43	1,43	2,86	2,86	1,43	1,43	1,43
<i>Troglodytes troglodytes</i>	7,14	18,57	20,00	11,43	7,14	8,57	5,71	7,14	0,00	4,29	4,29	11,43
<i>Erithacus rubecula</i>	5,71	5,71	5,71	2,86	4,29	15,71	18,57	41,43	11,43	12,86	4,29	4,29
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,00	1,43	2,86	1,43	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Turdus merula</i>	7,14	7,14	8,57	7,14	11,43	11,43	11,43	11,43	8,57	14,29	1,43	10,00
<i>Sylvia melanocephala</i>	1,43	1,43	0,00	2,86	2,86	1,43	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00
<i>Sylvia atricapilla</i>	8,57	15,71	21,43	31,43	20,00	4,29	5,71	4,29	4,29	4,29	0,00	0,00
<i>Sylvia cantillans</i>	1,43	2,86	1,43	4,29	4,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phylloscopus collybita</i>	2,86	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Regulus ignicapillus</i>	0,00	5,71	4,29	2,86	4,29	1,43	2,86	4,29	0,00	0,00	1,43	1,43
<i>Muscicapa striata</i>	0,00	2,86	2,86	2,86	5,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,86	5,71	5,71	5,71	8,57	10,00	18,57	20,00	24,29	27,14	5,71	10,00
<i>Parus ater</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,86	1,43	2,86	1,43	1,43
<i>Parus caeruleus</i>	14,29	10,00	15,71	7,14	12,86	8,57	8,57	10,00	14,29	18,57	15,71	10,00
<i>Parus major</i>	12,86	14,29	14,29	7,14	15,71	14,29	11,43	21,43	21,43	14,29	18,57	22,86
<i>Sitta europaea</i>	24,29	7,14	4,29	18,57	21,43	21,43	18,57	24,29	24,29	21,43	20,00	12,86
<i>Certhia brachydactyla</i>	2,86	8,57	5,71	5,71	8,57	7,14	5,71	2,86	5,71	7,14	7,14	2,86
<i>Garrulus glandarius</i>	5,71	1,43	2,86	1,43	2,86	1,43	5,71	2,86	5,71	4,29	4,29	4,29
<i>Sturnus vulgaris</i>	114,29	100,00	58,57	22,86	14,29	57,14	57,14	52,86	37,14	50,00	81,43	78,57
<i>Onolus oriolus</i>	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fringilla coelebs</i>	12,86	15,71	12,86	10,00	10,00	4,29	7,14	14,29	5,71	8,57	1,43	14,29
<i>Serinus serinus</i>	2,86	0,00	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Carduelis chloris</i>	2,86	2,86	2,86	2,86	2,86	2,86	5,71	5,71	2,86	4,29	1,43	0,00
<i>Carduelis carduelis</i>	1,43	1,43	8,57	5,71	5,71	5,71	18,57	0,00	18,57	4,29	0,00	0,00
<i>Emberiza cirius</i>	0,00	1,43	1,43	1,43	2,86	1,43	2,86	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00
Pineta incendiata	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Sett	Ott	Nov	Dic
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,00	1,43	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Streptopelia turtur</i>	0,00	1,43	5,71	5,71	4,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cuculus canorus</i>	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Upupa epops</i>	0,00	1,43	2,86	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Picus viridis</i>	1,43	2,86	2,86	2,86	2,86	1,43	2,86	1,43	2,86	0,00	1,43	1,43
<i>Picoides major</i>	2,86	2,86	4,29	2,86	2,86	5,71	2,86	2,86	2,86	1,43	4,29	1,43
<i>Picoides minor</i>	1,43	1,43	0,00	1,43	1,43	1,43	2,86	1,43	0,00	1,43	0,00	1,43
<i>Anthus pratensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	1,43	0,00	0,00
<i>Motacilla alba</i>	0,00	0,00	0,00	2,86	4,29	4,29	2,86	1,43	2,86	2,86	2,86	2,86
<i>Troglodytes troglodytes</i>	8,57	12,86	15,71	8,57	5,71	4,29	7,14	4,29	2,86	5,71	2,86	7,14
<i>Prunella modularis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	1,43	0,00	0,00	1,43
<i>Erithacus rubecula</i>	0,00	1,43	2,86	0,00	0,00	1,43	2,86	14,29	17,14	7,14	5,71	1,43
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,00	1,43	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,29	2,86	1,43	1,43	1,43
<i>Saxicola torquata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00
<i>Turdus merula</i>	5,71	7,14	4,29	4,29	10,00	2,86	10,00	7,14	7,14	5,71	1,43	2,86
<i>Cisticola juncidis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,00	4,29	4,29	4,29	5,71	5,71	10,00	4,29	7,14	8,57	2,86	1,43
<i>Sylvia atricapilla</i>	2,86	7,14	7,14	12,86	11,43	2,86	1,43	1,43	1,43	5,71	1,43	0,00
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	1,43
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,86	2,86	5,71	2,86	5,71	5,71	10,00	7,14	15,71	12,86	12,86	5,71
<i>Parus ater</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Parus caeruleus</i>	4,29	5,71	4,29	8,57	12,86	14,29	17,14	17,14	15,71	15,71	14,29	10,00
<i>Parus major</i>	11,43	12,86	10,00	11,43	12,86	12,86	12,86	18,57	17,14	10,00	15,71	10,00
<i>Sitta europaea</i>	4,29	4,29	2,86	2,86	7,14	7,14	8,57	7,14	7,14	7,14	2,86	2,86
<i>Certhia brachydactyla</i>	4,29	4,29	2,86	1,43	4,29	5,71	8,57	2,86	2,96	5,71	4,29	4,29
<i>Garrulus glandarius</i>	4,29	4,29	1,43	2,86	4,29	1,43	2,86	2,86	5,71	5,71	4,29	1,43
<i>Sturnus vulgaris</i>	64,29	42,86	71,43	20,00	5,71	24,29	50,00	35,71	50,00	34,29	64,29	24,29
<i>Passer italiae</i>	0,00	0,00	1,43	2,86	2,86	1,43	0,00	0,00	4,29	2,86	0,00	0,00
<i>Fringilla coelebs</i>	8,57	2,86	4,29	5,71	5,71	5,71	5,71	10,00	11,43	12,86	8,57	1,43
<i>Serinus serinus</i>	0,00	1,43	0,00	5,72	5,71	4,29	7,14	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00
<i>Carduelis chloris</i>	8,57	12,86	4,29	4,29	10,00	12,86	8,57	17,14	15,71	17,14	4,29	2,86
<i>Carduelis carduelis</i>	0,00	0,00	1,43	4,29	5,71	0,00	2,86	5,71	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Emberiza cirius</i>	0,00	1,43	1,43	0,00	2,86	2,86	4,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Miliaria calandra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	2,86	0,00

Tabella IV. Abbondanza (IKA: ind./km) delle specie rilevate con il metodo del transetto. Valori mensili per Pr e Pi.

SPECIE	U	P<0,05
<i>Streptopelia turtur</i>	55,50	
<i>Cuculus canorus</i>	53,00	
<i>Picus viridis</i>	37,00	
<i>Picoides major</i>	18,00	*
<i>Picoides minor</i>	57,50	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	57,00	
<i>Erithacus rubecula</i>	32,00	*
<i>Luscinia megarhynchos</i>	59,00	
<i>Turdus merula</i>	27,00	*
<i>Sylvia melanocephala</i>	5,00	*
<i>Sylvia atricapilla</i>	24,50	*
<i>Phylloscopus collybita</i>	67,50	
<i>Aegithalos caudatus</i>	52,00	
<i>Parus caeruleus</i>	71,00	
<i>Parus major</i>	41,00	
<i>Sitta europaea</i>	3,50	*
<i>Certhia brachydactyla</i>	37,50	
<i>Garrulus glandarius</i>	63,00	
<i>Sturnus vulgaris</i>	36,00	
<i>Fringilla coelebs</i>	41,00	
<i>Serinus serinus</i>	40,00	
<i>Carduelis chloris</i>	20,50	*
<i>Carduelis carduelis</i>	46,00	
<i>Emberiza cirrus</i>	57,50	

Tabella V. Confronto tra le mediane delle abbondanze (IKA) specifiche delle singole specie nei due ambienti (P_r e P_i). U-test di Mann Whitney. Con * è indicata la significatività per $P < 0.05$.

Tabella VI. (a fianco) Frequenza delle specie rilevate durante il metodo del transetto lineare per P_r e P_i . Valori mensili massimi (vedi metodi) e media annuale.

Pineta residua	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Sett	Ott	Nov	Dic	
<i>Streptopelia turtur</i>	0,000	0,000	0,026	0,063	0,051	0,000	0,007	0,000	0,016	0,000	0,000	0,000	0,014
<i>Cuculus canorus</i>	0,000	0,000	0,006	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Jynx torquilla</i>	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Picus viridis</i>	0,007	0,012	0,017	0,016	0,021	0,019	0,015	0,013	0,024	0,013	0,009	0,017	0,015
<i>Picoides major</i>	0,041	0,012	0,018	0,033	0,033	0,028	0,029	0,018	0,046	0,030	0,046	0,043	0,032
<i>Picoides minor</i>	0,000	0,056	0,011	0,000	0,009	0,010	0,007	0,013	0,016	0,007	0,007	0,008	0,012
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,028	0,079	0,107	0,066	0,036	0,056	0,028	0,030	0,000	0,019	0,007	0,045	0,042
<i>Erithacus rubecula</i>	0,028	0,022	0,036	0,016	0,025	0,077	0,095	0,176	0,058	0,058	0,022	0,026	0,053
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,000	0,006	0,011	0,008	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003
<i>Turdus merula</i>	0,034	0,031	0,044	0,041	0,058	0,056	0,056	0,048	0,046	0,059	0,009	0,046	0,044
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,007	0,006	0,000	0,016	0,015	0,010	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,005
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,041	0,060	0,133	0,173	0,102	0,028	0,028	0,018	0,022	0,015	0,000	0,000	0,052
<i>Sylvia cantillans</i>	0,007	0,012	0,006	0,023	0,021	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,011	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Regulus ignicapillus</i>	0,000	0,022	0,018	0,016	0,025	0,007	0,014	0,018	0,000	0,000	0,009	0,008	0,011
<i>Muscicapa striata</i>	0,000	0,012	0,018	0,016	0,029	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,014	0,024	0,022	0,033	0,050	0,049	0,095	0,085	0,122	0,141	0,037	0,060	0,061
<i>Parus ater</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	0,008	0,013	0,009	0,008	0,004
<i>Parus caeruleus</i>	0,069	0,043	0,062	0,039	0,075	0,056	0,041	0,043	0,072	0,097	0,102	0,046	0,062
<i>Parus major</i>	0,050	0,063	0,056	0,039	0,080	0,094	0,059	0,091	0,134	0,067	0,120	0,106	0,080
<i>Sitta europaea</i>	0,095	0,027	0,017	0,102	0,109	0,140	0,090	0,103	0,131	0,112	0,129	0,100	0,096
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,014	0,032	0,022	0,031	0,044	0,047	0,028	0,014	0,029	0,032	0,046	0,017	0,030
<i>Garrulus glandarius</i>	0,022	0,006	0,011	0,008	0,000	0,010	0,029	0,006	0,029	0,022	0,022	0,020	0,015
<i>Oriolus oriolus</i>	0,000	0,000	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,447	0,378	0,232	0,131	0,083	0,264	0,294	0,226	0,188	0,222	0,409	0,363	0,270
<i>Fringilla coelebs</i>	0,050	0,061	0,062	0,057	0,058	0,028	0,035	0,061	0,038	0,038	0,009	0,086	0,049
<i>Serinus serinus</i>	0,011	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002
<i>Carduelis chloris</i>	0,011	0,012	0,011	0,016	0,016	0,014	0,028	0,024	0,022	0,022	0,007	0,000	0,015
<i>Carduelis carduelis</i>	0,005	0,006	0,034	0,033	0,029	0,000	0,007	0,000	0,000	0,019	0,000	0,000	0,011
<i>Emberiza cirulus</i>	0,000	0,012	0,011	0,008	0,015	0,010	0,014	0,000	0,000	0,006	0,000	0,000	0,006
Pineta incendiata	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Sett	Ott	Nov	Dic	
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,000	0,011	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002
<i>Streptopelia turtur</i>	0,000	0,011	0,050	0,046	0,035	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013
<i>Cuculus canorus</i>	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Upupa epops</i>	0,000	0,011	0,017	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003
<i>Picus viridis</i>	0,000	0,017	0,021	0,023	0,019	0,006	0,017	0,010	0,011	0,000	0,008	0,018	0,014
<i>Picoides major</i>	0,014	0,017	0,031	0,026	0,024	0,022	0,017	0,019	0,013	0,008	0,031	0,018	0,020
<i>Picoides minor</i>	0,012	0,011	0,000	0,011	0,009	0,006	0,017	0,007	0,000	0,009	0,000	0,018	0,008
<i>Anthus pratensis</i>	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,031	0,009	0,000	0,000	0,004
<i>Motacilla alba</i>	0,014	0,000	0,000	0,023	0,019	0,018	0,017	0,010	0,013	0,017	0,016	0,036	0,015
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,059	0,100	0,041	0,076	0,037	0,016	0,041	0,029	0,016	0,032	0,016	0,092	0,045
<i>Prunella modularis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,006	0,000	0,000	0,018	0,003
<i>Erithacus rubecula</i>	0,043	0,011	0,016	0,000	0,000	0,006	0,015	0,098	0,077	0,042	0,041	0,018	0,030
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,000	0,011	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,029	0,016	0,009	0,016	0,018	0,008
<i>Saxicola torquata</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,001
<i>Turdus merula</i>	0,028	0,056	0,031	0,034	0,082	0,012	0,058	0,049	0,032	0,036	0,010	0,036	0,040
<i>Cisticola juncidis</i>	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,043	0,033	0,031	0,034	0,037	0,018	0,052	0,023	0,032	0,053	0,021	0,018	0,032
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,024	0,057	0,052	0,114	0,082	0,012	0,008	0,010	0,006	0,036	0,010	0,000	0,035
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,018	0,002
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,047	0,022	0,041	0,026	0,039	0,025	0,058	0,039	0,071	0,072	0,092	0,073	0,051
<i>Parus ater</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Parus caeruleus</i>	0,036	0,045	0,031	0,069	0,106	0,061	0,090	0,117	0,085	0,098	0,080	0,000	0,071
<i>Parus major</i>	0,107	0,077	0,059	0,092	0,084	0,049	0,068	0,100	0,077	0,062	0,113	0,128	0,082
<i>Sitta europaea</i>	0,036	0,026	0,016	0,023	0,059	0,271	0,045	0,049	0,032	0,042	0,021	0,036	0,056
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,012	0,026	0,016	0,012	0,028	0,217	0,050	0,021	0,016	0,032	0,024	0,054	0,045
<i>Garrulus glandarius</i>	0,014	0,026	0,010	0,026	0,028	0,006	0,017	0,016	0,026	0,032	0,024	0,018	0,021
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,288	0,256	0,417	0,176	0,047	0,092	0,262	0,192	0,271	0,193	0,360	0,310	0,234
<i>Passer italiae</i>	0,000	0,011	0,008	0,026	0,019	0,006	0,000	0,000	0,023	0,017	0,000	0,000	0,010
<i>Fringilla coelebs</i>	0,058	0,022	0,031	0,050	0,037	0,022	0,030	0,053	0,062	0,080	0,062	0,018	0,043
<i>Serinus serinus</i>	0,012	0,011	0,016	0,046	0,047	0,018	0,041	0,000	0,013	0,000	0,000	0,000	0,018
<i>Carduelis chloris</i>	0,028	0,077	0,031	0,034	0,082	0,049	0,050	0,092	0,071	0,106	0,031	0,036	0,060
<i>Carduelis carduelis</i>	0,058	0,034	0,000	0,034	0,048	0,055	0,015	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020
<i>Emberiza cirulus</i>	0,014	0,011	0,010	0,000	0,024	0,011	0,025	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007
<i>Miliaria calandra</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,008	0,016	0,000	0,002

DISCUSSIONE

L'aumento dell'eterogeneità fisionomica e strutturale, sia orizzontale sia verticale, che ha caratterizzato Pi successivamente al passaggio dell'incendio, ha provocato un marcato cambiamento della comunità ornitica rispetto alla tipologia di controllo (Pr).

Tale aumento di eterogeneità ha portato ad un incremento nel numero di specie presenti, in accordo con Bendell (1974) e Bock e Lynch (1970), e ad un elevato turnover stagionale. La marginalità diffusa indotta dal fuoco ha portato alla strutturazione di comunità eterogenee sotto il profilo ecologico con presenza di specie strettamente forestali unitamente ad altre di ambienti aperti e ecotonali ed alla diminuzione della proporzione di specie non Passeriformi. Queste ultime (in particolare i Piciformi), più sensibili al disturbo e alla variazioni repentine di parametri spaziali e ecologici possono aver risentito particolarmente del passaggio del fuoco (cfr. Guerrieri & Castaldi, 2003). A livello di singole specie, alcune, legate allo strato arbustivo della vegetazione e/o insettivore, appaiono selezionate negativamente dal passaggio del fuoco; altre risultano invece favorite dalle trasformazioni ambientali indotte da questo disturbo: tra queste rientrano alcune specie generaliste sinantropiche, legate a ambienti aperti e/o degradati.

Il passaggio del fuoco ha favorito le specie di livello trofico inferiore, in accordo con Bock e Lynch (1970). Dall'analisi dei dati emerge anche che il passaggio del fuoco potrebbe aver avuto effetti negativi sulla consistenza delle popolazioni di specie maggiormente sensibili a fattori ecologico-spaziali (superficie di habitat, grado di isolamento, qualità/idoneità di habitat): fra queste *Picus viridis*, *Picoides major*, *P. minor*, *Sitta europaea* e *Garrulus glandarius* (Hinsley et al., 1995; Matthysen, 1998), alcune delle quali mostrano un significativo calo di abbondanza nel confronto tra Pineta residua e incendiata. Queste specie possono essere considerate di valore conservazionistico a scala locale per la loro distribuzione a carattere residuale e per le basse densità come nidificanti lungo il litorale romano (Boano et al., 1995).

Ringraziamenti. Il lavoro si inserisce nell'ambito del Programma di ricerca e monitoraggio ambientale sull'area promosso dal Comune di Roma in Convenzione con il Dipartimento di Biologia dell'Università degli studi di Roma Tre.

Summary

Bird community structure in a burned mediterranean pinewood (Castelfusano, Rome, Central Italy).

We studied by the line transect method, the yearly bird community structure of a pinewood habitat at Castelfusano (Rome, Central Italy), comparing two areas, one burned and one undisturbed used as "control". In the burned area some species related to open and edge habitats were observed (e.g., *Anthus pratensis*, *Motacilla alba*, *Prunella modularis*, *Phoenicurus ochruros*, *Saxicola torquata*, *Cisticola juncidis*, *Passer italiae*, *Miliaria calandra*), while strictly forest species were absent (e.g.,

Regulus ignicapillus, *Muscicapa striata*) or decreased in abundance (*Picus viridis*, *Picoides major*, *P. minor*, *Sitta europaea*). The increase of habitat heterogeneity in burned pinewood induced an increase of species richness. Insectivorous species show a significant reduction in burned pinewood.

BIBLIOGRAFIA

- Almagià R., 1976 - Le Regioni d'Italia. Vol. 11 (Lazio) - UTET, Torino.
- Arnoldus A., 1981 - Carta dei suoli 1: 50.000. Comune di Roma, Assessorato per gli Interventi in Agricoltura, Ripartizione XIII.
- Bellamy P.E., Hinsley S.A., Newton I., 1996 - Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England - J. Appl. Ecol., 33: 249-262.
- Bendell J.F., 1974 - Effects of fire on birds and mammals. In: Kozlowsky T.T. e Ahlgren C.E. (Eds.). Fire and ecosystems. Academic Press New York: 73-128.
- Bibby C.J., Burgess N.D., 1992 - Bird Census Techniques - Academic Press, London.
- Blasi C., 1994 - Fitoclimatologia del Lazio - Fitosociologia, 27: 151-175.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (a cura di), 1995 - Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 1-225.
- Bock C. E., Lynch J. F., 1970 - Breeding bird population of burned and unburned conifer forest in the Sierra Nevada - Condor, 72: 182-189.
- Bologna M. A., 2002 - La fauna di Castelfusano. Studio delle dinamiche successionali post-incendio. Valutazione dell'effetto dei lavori di ripristino sulla ricolonizzazione animale. In: Blasi C., Cignini B., Dellisanti R. M., Montagna P. (a cura di) - Il recupero ambientale della pineta di Castel Fusano, studi e monitoraggi – Palombi, Roma, pp. 14-17.
- Brichetti P., Massa B., 1998 - Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Riv. ital. Orn. 68 (2): 129-152.
- Conner G.R., Hooper G., Crawford H.S., Mosby H.S., 1975 - Woodpecker nesting habitat in cut and uncut woodland in Virginia – J. Wildl. Manag., 39: 144-150.
- De Lillis M., 1995 – Ecologia del fuoco In: Pignatti S. (a cura di). Ecologia vegetale - UTET, Torino, pp. 297-318.
- Farina A., 1980 - Effects of forest exploitation on the beechwood birds of the Southern Apennines - Avocetta, 4: 141-145.
- Guerrieri G., Castaldi A., 2003 - Effetto del fuoco e della gestione selvicolturale sulle popolazioni di Picidae in una pineta costiera mediterranea (Castelfusano, Roma – Italia Centrale) - Riv. ital. Orn., 73: 55-70.
- Hagar D. E., 1960 - The interrelation of logging, birds, and timber regeneration in the Douglasfir region of northwestern California - Ecology, 41: 116-125.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., Sparks T.H., 1995 - Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. Journal of Avian Biology, 26: 94-104.
- James F.C., Shugart H.H., 1970 - A quantitative method of habitat description. Audubon Field Not., 24:727-736.
- Lloyd M., Ghelardi R.J., 1964 - A table for calculating the "Equitability" component of species diversity - J. Anim. Ecol., 33: 217-225.
- Matthysen E., 1998 - Population dynamics of Nuthatches in forest fragments: the impacts of dispersal losses. Biol. Cons. Fauna, 102: 232.

- Merikallio E., 1946 - Über regionale Verbreitung und Anzahl der Land-Vögel in Sud und Mittelfinnland besonders in deren stichent Teilne in Lichte von quantitativenuntersuchungen. *Ann. Zool., Soc. Vanamo*, 12 (1): 1-143, 12 (2): 1-120.
- Meschini E., 1980 - Avifauna nidificante di un ambiente a macchia mediterranea - Avocetta, 4:63-73.
- Naveh Z., 1990 - Fire in the Mediterranean. A landscape ecological perspective. In: Goldammer J.G. e Jenkins M.S. (eds.). *Fire in ecosystem dynamics Mediterranean and Northern perspective* - SPB Academic Publishing, 120 pp.
- Pielou E.C., 1966 - The measurement of diversity in different types of biological collections - *J. Theor. Biol.*, 13:131-144.
- Piccini C., Piotta B., 2001 - Il degrado della vegetazione mediterranea. In: Piotta B. e Di Noi A. (a cura di). *Propagazione per seme di alberi e arbusti della flora mediterranea*. Cap. II.- ANPA, pp. 25-30.
- Pitzalis M., Fattorini S., Trucchi E., Bologna M.A., 2005 - Species diversity of post-fire detritivorous arthropod communities in a Mediterranean ecosystem: a comparative analysis of burnt and unburnt habitats in Central Italy - *It. J. Zool.*, 72:127-140.
- Protti M., 2001 - Uccelli e incendi: indagini preliminari - Avocetta, 25:120.
- Sarrocco S., Sorace A., 1987 - Le comunità di uccelli nidificanti in due ambienti forestali della Riserva naturale "Lago di Vico" (Lazio, VT). *Riv. ital. Orn.*, 67:71-74.
- Shannon C.E. e Weaver W., 1963 - *Mathematical theory of communication* University of Illinois Press, Urbana.
- Telleria J.L., Garza V., 1983 - Methodological features in the study of a Mediterranean forest bird community. In: Purry F.J. (ed). *Proceedings of the VII International Conference of Bird census. IBCCV Meet EOAC*, Leon:89-92.
- Trabaud L., 1981 - Man and fire, impacts on Mediterranean vegetation. *Ecosystems of the world - Mediterranean type shrublands*, 2:523-537.
- Turcek F.J., 1956 - Zur Frange der Dominanzen in Vögel populationen. *Waldhygiene*, 8: 249-257.
- Ukmar E., Battisti C., Bologna M.A., 2004 - Effetti del passaggio del fuoco e del successivo taglio di bonifica su comunità ornitiche di foreste mediterranee (Castelfusano, Roma - Italia centrale). *Riv. ital. Orn.*, 74:55-66.
- Ukmar E., Battisti C., Luiselli L., Bologna M.A., 2007 - The effect of fires on communities, guilds and species of breeding birds in burnt and control pinewoods in central Italy. *Biodiversity and Conservation*, in stampa.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986 - Habitat fragmentation in the temperate zones. In: Soulé M.E. (ed.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. - Sunderland, Massachusetts, pp. 237-256.

STUDIO SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL GABBIANO REALE *Larus michahellis* A ROMA

CRISTIANO VARRONE ⁽¹⁾ & FULVIO FRATICELLI ⁽¹⁾⁽²⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Bioparco di Roma, Viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma*

⁽²⁾ *Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli*

INTRODUZIONE

La nidificazione del Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma è nota già da diversi anni (Pratesi 1975, Sommani 1980, Cignini & Zapparoli 1985, 1996, Bagnoli & Cignini 1991, Salvati & Manganaro 2000). In questo studio abbiamo voluto confermare e integrare i dati da noi precedentemente raccolti (Varrone & Fraticelli 2002) sulla fenologia di questa specie durante l'intero corso dell'anno, effettuando una valutazione quali-quantitativa. Abbiamo inoltre quantificato e localizzato il fenomeno della nidificazione urbana, correlandolo con parametri ambientali, in modo da ottenere informazioni utili sulla scelta del sito riproduttivo in questo tipo di ambiente. Infine abbiamo verificato il procedere del fenomeno di espansione numerica della popolazione nidificante, come sta avvenendo in molte altre aree (Guyot et al. 1985, Fasola 1986, Benussi & Bricchetti 1994, Skornik 1997, Vidal et al. 1998, Arcamone et al. 2001) comprese anche altre aree urbane (Vincent 1987, Benussi et al. 1994, Belant 1997, Cadiou 1997, Benussi & Bembich 1998).

AREA DI STUDIO, MATERIALI E METODI

Per quanto riguarda i censimenti dei Gabbiani reali divisi per classi di età nel tratto urbano del fiume Tevere si veda Varrone & Fraticelli (2002). Il periodo di rilevamento è stato comunque prolungato fino a giugno 2003.

Le osservazioni sulla nidificazione sono state effettuate da aprile a luglio 2003, integrando i dati con quelli raccolti l'anno precedente (Varrone & Fraticelli 2002). Tutti i nidi sono stati rappresentati su cartografia digitalizzata di Roma, riportando su una tabella excel diversi parametri ambientali (esposizione e altezza del nido, distanza minima dal fiume, distanza minima tra i nidi più vicini, substrato utilizzato, tipo e quantità di materiale da nido utilizzato, ecc.) nonché il numero di uova e *pulli* osservati. Abbiamo inoltre integrato i dati con le notizie di ritrovamento di *pulli* forniteci dal Centro di Recupero Fauna Selvatica del Bioparco, gestito dalla LIPU di Roma.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il numero di Gabbiani reali osservati in 32 rilevamenti lungo il tratto urbano del Tevere, tra marzo 2002 e giugno 2003, è oscillato tra 72 e 441 individui, valore minimo e massimo riscontrati rispettivamente nella prima metà di novembre 2002 e nella seconda metà di giugno 2003. In media sono stati rilevati $217,2 \pm 78,0$ Gabbiani reali per censimento. Dall'analisi della distribuzione delle classi di età lungo i vari tratti del fiume Tevere interessati dalla nostra ricerca, utilizzando una tabella di contingenza, è emersa una relazione statisticamente molto significativa ($\chi^2= 56,08$; G.L. = 6; $P < 0,01$), in particolare è emerso che gli individui del secondo anno preferiscono la zona Sud e tendono ad evitare il centro, mentre quelli del primo anno si concentrano proprio in quest'ultima zona. Questo potrebbe essere interpretato come una fedeltà all'area dove sono nati da parte degli individui durante il loro primo anno di vita, oppure potrebbe dipendere dalla territorialità dei nidificanti che scacciano ripetutamente i subadulti.

Nel 2003 abbiamo individuato un totale di 249 nidi di Gabbiano reale contro i soli 63 dell'anno precedente. Tuttavia questi risultati non sono confrontabili, a causa del diverso sforzo di campionamento nei due anni. Dagli oltre 20 punti di osservazione, strutture o zone rilevate dalle quali si gode di una buona visuale sui tetti circostanti, è stato possibile monitorare un'area pari a più di 23 km², distribuita lungo il tratto urbano del Tevere e su tutto il Centro Storico. La distribuzione dei nidi (Fig. 1) mostra una ormai quasi totale saturazione del Centro Storico e una conseguente espansione

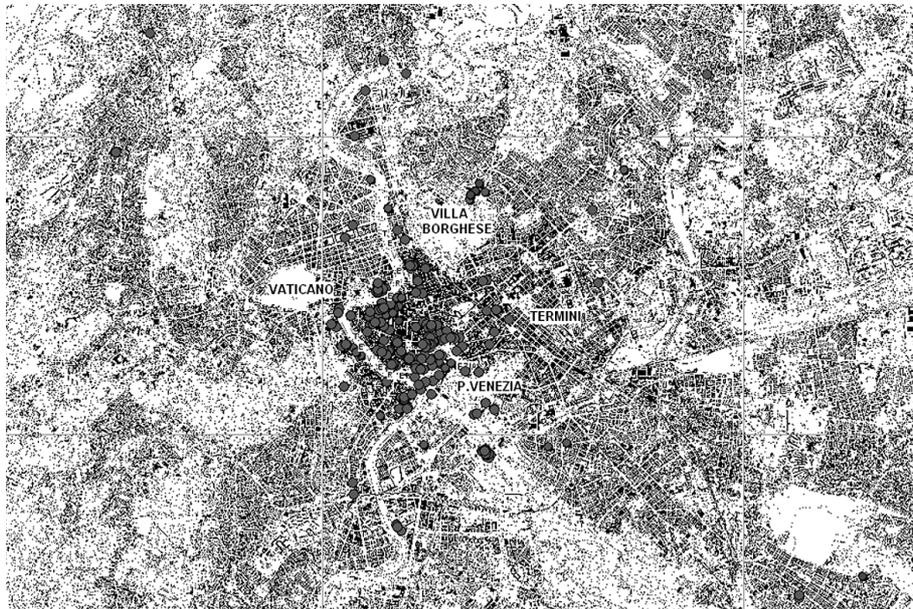


Fig. 1. Distribuzione dei nidi di Gabbiano reale sulla città di Roma nel 2003.

dell'areale. In effetti circa il 60% dei nidi è situato su chiese (24,5%), monumenti o palazzi storici di Roma (34,9%), mostrando una chiara preferenza per la parte “meno moderna” della città. Nei 23 km₂ controllati, abbiamo potuto individuare una densità di circa 10 nidi / km², mentre tale valore risulta raddoppiato se si prende in considerazione il solo Centro Storico, confermando quindi la netta preferenza che i Gabbiani reali hanno per questa zona della città. Tuttavia si inizia ad evidenziare chiaramente un'espansione dell'areale verso zone limitrofe, in accordo con quanto osservato da dati pervenuti dal Centro Recupero della Lipu in questi ultimi anni.

Oltre il 70% dei nidi trovati nel 2002 sono stati riconfermati nel 2003, e ciò dimostra senza dubbio l'elevata fedeltà della colonia romana ai siti di riproduzione, in accordo con quanto riscontrato in altre popolazioni (Leone 2000; Cramp & Simmons 1982).

Nella stagione riproduttiva 2003 la distanza dei nidi dal fiume mostra un andamento analogo a quello dell'anno precedente, con una mediana di 390 m (media 660 ± 883 m). Il Test U di Mann e Whitney ha mostrato che non esiste alcuna differenza significativa tra le mediane del campione del 2002 e 2003 ($U = 61$; $P > 0,05$). Si osserva un rapido calo intorno ai 1000 m di distanza, seguito da un modesto picco secondario intorno ai 1500 m di distanza (Fig. 2), attribuibile alla colonia di Caracalla.

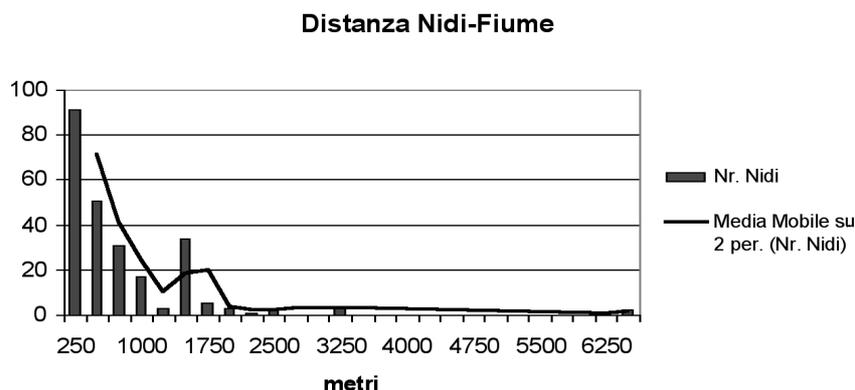


Fig. 2. Distanza dei nidi dal fiume Tevere riscontrata nel 2003.

Le colonie cittadine sono considerate in genere piuttosto lasse (Dinetti & Fraissinet 2001), e infatti a Roma la media della distanza minima tra i nidi è di 104 ± 204 m. Inoltre ben il 92,6% dei nidi ha il proprio vicino entro 250 m di distanza, e il 53% a meno di 50 m. la mediana è di 40 m e l'intervallo delle distanze va da 6 a 2100 m (Fig. 3).

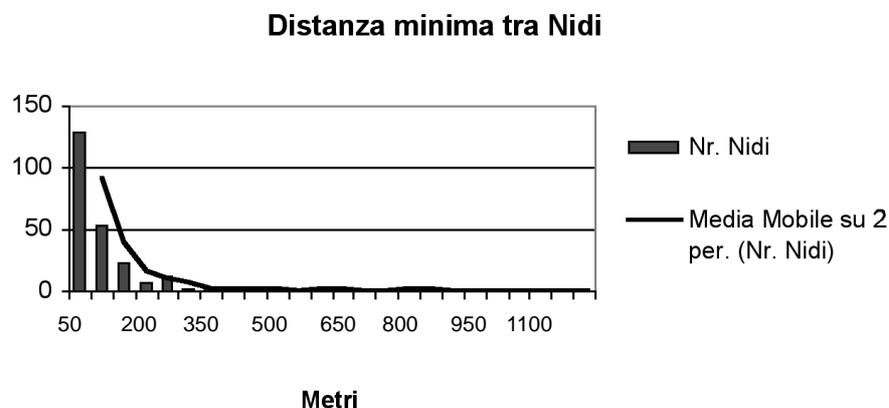


Fig. 3. Distanza tra ogni nido e il suo vicino più prossimo, diviso in classi di frequenza di 50 m ciascuna.

L'altezza media dei nidi da terra è risultata di $22,2 \pm 8,5$ m con oltre il 75% dei dati compreso nell'intervallo tra 15 e 30 m. La differenza tra le frequenze assolute delle varie classi di abbondanza risulta altamente significativa ($\chi^2 = 183$; G.L. = 2; $P < 0,01$). E' interessante e curioso notare che i nidi dei Gabbiani reali nidificanti a Trieste abbiano mostrato esattamente la stessa altezza media da terra (Benussi et al. 1994). Rispetto ad una struttura che funge da riparo, l'esposizione dei nidi presenta una distribuzione casuale in tutte le direzioni dello spazio, mentre un numero relativamente elevato non presenta alcuna esposizione in particolare. Spesso questa sembra dipendere dalla posizione degli edifici rispetto al Tevere, piuttosto che dalla possibilità di riparo dagli agenti atmosferici. Raggruppando i dati secondo le quattro direzioni principali dello spazio, più l'esposizione a 360°, si nota, tuttavia, che oltre il 40% dei nidi è esposto a Nord (Fig. 4), mostrando una certa preferenza per la direttrice Nord-Sud, che rappresenta quasi il 65% del totale. Anche in questo caso è stata riscontrata una differenza altamente significativa tra le frequenze assolute delle varie classi di abbondanza ($\chi^2 = 67,49$; G.L. = 2; $P < 0,01$).

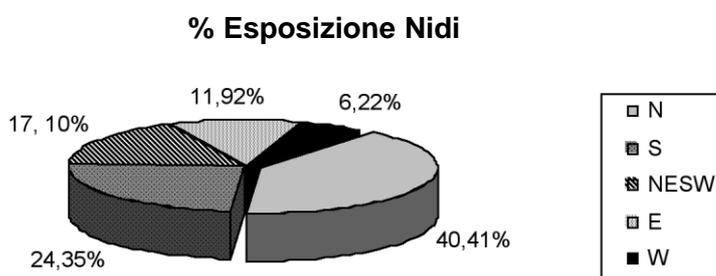


Fig. 4. Esposizione dei nidi secondo le quattro direzioni dello spazio, rappresentata sotto forma di rapporto percentuale. Con NESW sono indicati i nidi esposti a 360°.

L'estrema eterogeneità dei substrati utilizzati per nidificare a Roma conferma l'adattabilità della specie, già riscontrata in altre città (Cramp 1971; Monaghan 1979; Bembich & Benussi 1998). Abbiamo infatti suddiviso i siti riproduttivi in ben 12 tipologie diverse, andando dai classici tetti inclinati a tegole, fino alle rocce finte che formano le pareti nella gabbia delle tigri del Bioparco (Tab. I).

Tipologia	%	
Tetto a tegole inclinato	42,4	} ————— 66,2
Tetto a tegole con abbaino	19,5	
Cornicione con tegole	4,3	
Mura romane	13,9	
Cornicione in travertino	9,1	
Terrazzo condominiale con mattonato	6,1	
Tetto piatto in cemento	1,7	
Torretta piatta in travertino	0,9	} ————— 3,0
Pilastro in cemento	0,9	
Rocce artificiali	0,4	
Terrazzo in cemento	0,4	
Davanzale (finestra in disuso)	0,4	

Tab. I. Principali strutture scelte dai gabbiani per nidificare.

La scelta del sito di nidificazione in ambiente urbano sembra essere condizionata principalmente dal tipo di substrato, e nonostante manchino dati precisi sull'effettiva disponibilità dei tetti della città, si manifesta una spiccata preferenza per le coperture a tegole. All'incirca i due terzi dei siti utilizzati presenta, infatti, una copertura a tegole, mentre la seconda categoria più usata, ovvero le mura romane, è sfruttata in percentuale molto minore. Esiste, dunque, una differenza statistica altamente significativa tra le varie tipologie utilizzate ($\chi^2 = 223$; G.L. = 7; $P < 0,01$). È inoltre interessante notare che i cornicioni in travertino, per lo più larghi quanto il nido e certamente poco sicuri per uova e pulli, vengano scelti più spesso dei terrazzi e dei tetti piatti; probabilmente perché i primi risultano inaccessibili.

Dove sono presenti degli abbaini o dei comignoli, i nidi vengono sempre costruiti a ridosso di queste strutture, e chiaramente sul lato dove si viene a formare un angolo acuto con il tetto inclinato.

Malgrado l'importanza che normalmente la vegetazione svolge nella scelta del sito di nidificazione dei Gabbiani reali (Calladine & Harris 1997), a Roma oltre il 70 % dei nidi presenta una scarsissima copertura vegetale, in netta contrapposizione con quanto rilevato per esempio a Trieste, dove le percentuali di copertura più frequenti

sono quelle superiori al 50-60% (Benussi & Bembich 1998). Ciò dipende probabilmente dalla scarsa presenza di vegetazione sui tetti di Roma, piuttosto che ad una scelta del sito.

In quasi il 60% dei casi la quantità di materiale usato per la costruzione del nido, in una scala che va da assente ad abbondante, risulta essere media, e sembra dipendere dalla copertura vegetale presente. Da un confronto con il materiale usato per costruire il nido, si evidenzia che, dove la vegetazione è scarsa o assente, il nido è generalmente composto di poca sterpaglia, mentre in presenza di una copertura vegetale maggiore, aumenta anche la quantità e la varietà del materiale vegetale impiegato (erba secca, ramoscelli, parti di piante vive). Esiste infatti una correlazione altamente significativa tra la quantità di materiale usato per costruire il nido e la copertura vegetale presente (r Spearman = 0,23; $P < 0,01$; $n=130$), come osservato anche per la colonia dell'isola di Zannone (Menegoni & Pietrelli 1997).

La data media di deposizione delle uova è stata nel 2003 il 5 maggio, in linea con quanto riportato da Fasola (1986) per l'Italia meridionale. Sono stati inoltre censiti 374 *pulli* in 182 nidi, per una media di circa 2 *pulli* / nido, mentre il numero di *pulli* involati per coppia è di circa 1,91 mostrando che la quasi totalità dei giovani si è involata. I nidi contengono mediamente 2,45 uova. La percentuale di schiusa (numero uova/numero *pulli*) si attesta quindi attorno all'80%, mentre quella di sopravvivenza (numero *pulli*/ numero involati) è del 90,9%.

Mediamente le coppie hanno un successo riproduttivo (numero involati/ uova) circa del 75%, pari a 1,5 *pulli* involati in media ogni due uova deposte (Tab. II).

Totale	no. uova/nido	% schiusa	no. <i>pulli</i>	% sopravvivenza	<i>Pulli</i> involati	Successo ripr.
MEDIA	2,45	78,46	2,05	90,99	1,91	74,19
d.s.	0,52	23,18	0,80	23,74	0,82	25,24
No.	196	182	182	151	151	151

Tab. II. Tabella riassuntiva dei parametri riproduttivi della colonia romana di Gabbiano reale.

Il successo riproduttivo riscontrato sembra essere perfettamente in linea con i primi studi condotti a Roma sulla nidificazione di alcune coppie di Gabbiano reale. Bagnoli & Cignini (1991) rilevano un successo di 2 involati/nido ($n=15$) e Salvati & Manganaro (2000) ottengono 2.2 involati/nido nel '97 ($n=4$), 1.7 nel 1998 ($n=4$) e esattamente 1.9 nel 1999 ($n=11$).

E' stata osservata una correlazione inversa altamente significativa tra il successo riproduttivo e la data di schiusa delle uova (r Spearman = -0,22; $P < 0,01$; $n = 135$). Ciò dimostra come le uova che schiudono prima hanno maggiori possibilità di por-

tare all'involo dei giovani, in accordo con quanto rilevato da Burger & Lesser (1980). Probabilmente ciò è dovuto al fatto che le coppie con maggior successo riescono ad insediarsi prima (scegliendo quindi siti migliori), facendo così schiudere le uova prima della altre coppie.

Diversamente da quanto riscontrato nella popolazione di Trieste (Benussi & Bembich 1998), a Roma la copertura vegetale non sembra influenzare né la sopravvivenza dei *pulli* (r Spearman = -0,14; $P > 0,05$; $n = 120$), né il successo riproduttivo (r Spearman = - 0,057; $P > 0,05$; $n=174$). D'altronde non è stata riscontrata alcuna correlazione neanche tra quest'ultimo e i seguenti parametri:

- l'altezza del nido (r Spearman = 0,051; $P > 0,05$; $n=112$)
- la distanza dal fiume (r Spearman = 0,01; $P > 0,05$; $n=149$)
- la distanza minima tra i nidi (r Spearman = - 0,067; $P > 0,05$; $n=149$).

Quest'ultima sembra, invece, influenzare la sopravvivenza dei giovani, mostrando una correlazione inversa statisticamente significativa (r Spearman = - 0,21; $P < 0,05$; $n=136$). Attualmente, quindi, al diminuire della distanza tra i nidi, i giovani hanno una maggiore probabilità di sopravvivenza. Ciò vuol dire che non si sono ancora raggiunti dei livelli critici di densità, oltre i quali scatterebbero dei meccanismi (densità dipendenti) di predazione intraspecifica che limiterebbero un'ulteriore crescita della colonia. Questa ipotesi è, d'altronde, confermata anche dal confronto con la colonia delle Terme di Caracalla: infatti in quest'ultima la distanza media tra i nidi più vicini è di soli $13,4 \pm 4,8$ m ($n = 28$) e ciononostante la sopravvivenza dei *pulli* risulta addirittura maggiore (93,75%) rispetto alla colonia lassa del Centro Storico. I dati raccolti dagli schedari della Lipu dal 1997 al 2002 evidenziano chiaramente un regolare aumento del numero di Gabbiani reali ricoverati di anno in anno al CRFS, mostrando una crescita media annua intorno al 18% (Varrone & Fraticelli 2002). Una situazione analoga si riscontra per quanto riguarda il numero di *pulli* e giovani portati al Centro tra maggio e luglio di ogni anno, con un incremento medio del 22,7%.

Nel 2003 abbiamo verificato, invece, una vera e propria esplosione degli arrivi di questi ultimi, con ben 150 tra giovani e *pulli* portati al CRFS in soli tre mesi (Fig 5), facendo così schizzare la crescita media annua al 46,1%. Questo dato è tra l'altro molto vicino al massimo accrescimento osservato a Trieste, tra il 1988 e il 1992, che si è attestato intorno al 46,6% (Benussi & Bembich 1998).

Tali incrementi sono sicuramente molto elevati e riscontrabili solo in ambiente urbano. Per fare un confronto, l'aumento medio annuo registrato dagli anni 1960 al 1991 sull'isola Medes in Spagna - una delle colonie più grandi del Mediterraneo - è stato del 5% (Bosch et al. 2000), andamento analogo è stato registrato dal 1984 al 1994 nell'Arcipelago Toscano (Arcamone et al. 2001), mentre in quello Pontino ha mostrato un incremento del 2,23% (DiLieta 1999) nello stesso periodo. Questi valori, relativamente bassi, indicano che l'espansione nel Mediterraneo è avvenuta precedentemente a tali studi, mostrando una attuale riduzione della crescita delle popolazioni in natura, contro una continua espansione di quelle urbane (Cadiou 1997).

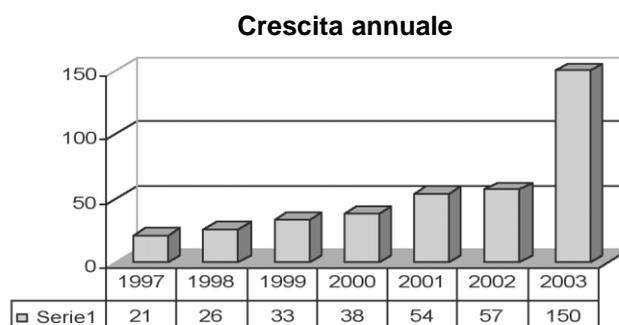


Fig. 5. Numero di pulli e giovani dell'anno ricoverati al CFRS nel periodo maggio-luglio, dal 1997 al 2003.

Ogni anno i giovani e *pulli* portati alla Lipu costituiscono in media quasi il 72% del totale dei ricoveri (dati dal 1997 al 2002). La parte più consistente degli arrivi è dunque concentrata nel periodo maggio-luglio, verosimilmente a causa della caduta dei *pulli* dal nido e, soprattutto, dei primi tentativi di involo dei giovani dell'anno (Varrone & Fraticelli 2002).

L'esplosione demografica registrata nel 2003, confermata sia dagli schedari LIPU che dal censimento lungo il Tevere, non è tuttavia da considerarsi un fenomeno eccezionale, ma rientra probabilmente nella naturale dinamica di popolazione della specie, come mostrerebbero i numerosi casi riscontrati in altre popolazioni (Bosch et al. 2000; Calladine & Harris 1997; Waneless et al. 1996).

Dall'analisi della distribuzione dei nidi in questi ultimi anni, desunta dagli schedari Lipu e rappresentata sulla griglia dell'Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma, è, invece, possibile quantificare la tendenza all'ampliamento dell'areale di nidificazione, attraverso il confronto dei quadranti occupati di anno in anno. Dalla Fig. 6 è possibile osservare un aumento progressivo e altamente significativo (r Spearman = 0,98; $P < 0,01$; $n=6$) dei quadranti occupati ogni anno, che mostrano un incremento medio del 16,5% annuo; e questo senza considerare l'esplosione demografica del 2003.

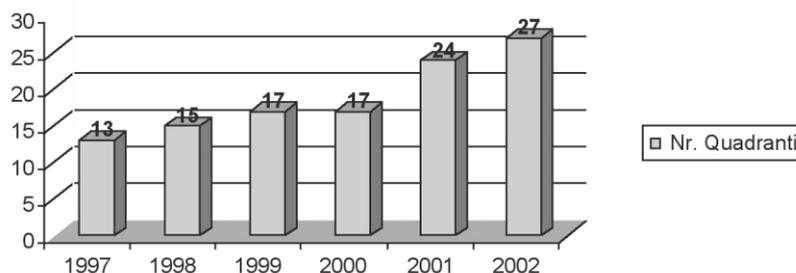


Fig. 6. Numero di quadranti occupati dai Gabbiani reali all'interno della griglia realizzata per l'Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma. Ognuno dei 360 quadranti ha la dimensione di 1 km di lato.

CONCLUSIONI

Negli studi sulla biologia riproduttiva dell'avifauna in ambiente urbano, nei casi in cui non è possibile accedere direttamente sui tetti usati per la nidificazione, è possibile che gli effettivi vengano fortemente sottostimati, talvolta anche più del 50% (Cadiou 1997). Considerando la situazione di Roma, in cui è stato possibile censire quasi solo il Centro, una sottostima del 50% risulta decisamente ragionevole. La stima della popolazione nidificante di Roma nel 2003 sarebbe dunque di circa 500 coppie.

La densità di popolazione e l'elevato successo riproduttivo rilevati a Roma dipendono indubbiamente dall'ampia disponibilità di siti di nidificazione idonei e inaccessibili (per esempio chiese e monumenti), nonché dall'abbondanza di risorse trofiche naturali e, soprattutto, di origine antropica, che la città offre (si veda ad esempio Salvati & Manganaro 2000).

Dai dati raccolti dagli schedari del Centro Recupero, nonché dal censimento lungo il Tevere e dai nidi, risulta chiaramente che la popolazione nidificante di Gabbiano reale ha presentato un costante e progressivo aumento, ed è ipotizzabile un'ulteriore espansione nei prossimi anni, anche se non meglio quantificabile, in assenza di una più precisa conoscenza della capacità portante dell'ecosistema urbano e dei suoi fattori limitanti (Benussi et al. 1994).

Durante questo studio abbiamo potuto costatare quante persone diano regolarmente del cibo ai gabbiani a Roma: dal proprietario di una pizzeria del Borghetto Pio al pescivendolo del mercato di Campo de' Fiori, dal macellaio del mercato di Via Flaminia al custode di un collegio di Trastevere, ecc. Dalle testimonianze raccolte ne è uscito un quadro inatteso, tanto da far ipotizzare che molti gabbiani del Centro Storico non abbiano neanche più la necessità di spostarsi fino alla vicina discarica di Malagrotta, frequentata da diverse migliaia di gabbiani. La situazione privilegiata di questi gabbiani è, tra l'altro, ancora più evidente nel periodo riproduttivo, quando molti cittadini non resistono alla tentazione di dare da mangiare a quei "graziosi pulcini" che vedono zampettare sui loro tetti. Sono decine le persone che hanno affermato (telefonando alla Lipu per avere consigli) di lasciare quotidianamente cibo e acqua sul davanzale della finestra. Tali comportamenti, chiaramente non corretti, nei riguardi di una specie generalista e opportunistica quale il Gabbiano reale, hanno come risultato un successo riproduttivo e un tasso di accrescimento molto elevati, non confrontabili con quelli presenti in natura. Infatti l'alimentazione da parte dell'uomo di specie come piccioni e gabbiani è tra le principali cause della loro proliferazione in città (Clergeau et al. 1996). Una corretta informazione della cittadinanza potrebbe, d'altro canto, contribuire notevolmente a limitare il problema (Clergeau 1997).

Inoltre, data l'espansione registrata a Roma, la popolazione di Gabbiano reale sta iniziando ad arrecare, in alcuni casi, notevole disturbo alla cittadinanza, con i primi articoli di protesta pubblicati su qualche quotidiano locale (per es. Leggo del 18

luglio 2002, il Corriere della Sera del 28 giugno 2003) e diverse lamentele giunte ai centralini della Lipu. Sarebbe forse opportuno cominciare a pensare ad una corretta gestione di questa specie, prima che (visti i tassi di accrescimento) si arrivi a situazioni di intolleranza ed incompatibilità di convivenza. A Trieste, per esempio, si è provveduto alla foratura delle uova (Benussi & Bembich 1998), mentre in diverse città francesi queste sono state trattate con olio minerale che ne impedisce gli scambi gassosi (Cadiou & Jonin 1997). Sebbene molto impegnativo, questo metodo si è rilevato abbastanza soddisfacente nel ridurre l'espansione della colonia a Trieste (molto meno in Francia), ma sarebbe del tutto impraticabile a Roma, dove l'88% dei nidi risulta inaccessibile.

Bisogna comunque tener presente che i programmi di contenimento numerico delle popolazioni nidificanti di Gabbiano reale, che in questi ultimi anni sono in corso in vari ambienti mediterranei e non, risultano generalmente costosi, di difficile attuazione e non sempre condivisibili anche sul piano etico. Infatti, per avere successo anche solo localmente, richiedono comunque la soppressione diretta di numeri molto elevati di individui (in certi casi migliaia di individui), e ferma restando una disponibilità alimentare pressoché illimitata, non hanno effetto risolutivo, trasferendo spesso altrove il problema (Bosch et al. 2000, Sposimo 2002).

Tali metodi risultano insomma poco efficienti a lungo termine; questo fondamentalmente perché non intervengono sulle cause che hanno determinato la superabbondanza (Spaans & Blokpool 1991). Inoltre, da un sondaggio condotto con il Bioparco, è risultato che circa il 60% dei cittadini intervistati non sarebbe d'accordo con l'uso di metodi letali per gestire le specie problematiche, evidenziando così la necessità di realizzare una zonazione della città, in base alla percezione che la cittadinanza ha dell'avifauna problematica nei propri quartieri, in modo da individuare le priorità di intervento (Amadio et al. 2002). E' dunque evidente che una riduzione a lungo termine degli effettivi di Gabbiano reale non potrà essere raggiunta senza limitare al massimo la disponibilità delle risorse alimentari di origine antropica.

Attualmente la maggior parte degli autori concorda sul fatto che la chiusura delle discariche colpisce duramente i gabbiani, soprattutto i nidificanti (Bellenbaum et al. 2000; Bosch et al. 1995; Bosch et al. 2000; Cadiou 1997; Cadiou & Jonin 1997; Spaans & Blokpool 1991; Vincent & Kratz 1989). Nel 2000 in diverse isole dell'Arcipelago Toscano si sono registrati dei bruschi cali del 20-40% in concomitanza con la chiusura e la riduzione dell'attività di alcune discariche. Per questo motivo la Regione Toscana ha avviato un programma sperimentale, condotto dal Centro Ornitologico Toscano e in collaborazione con la Provincia di Livorno, che mira a rendere temporaneamente inaccessibili ai gabbiani le discariche da cui dipendono le colonie, mediante azioni di disturbo durante le fasi cruciali del ciclo riproduttivo (Sposimo 2002). La prima azione da intraprendere a Roma sarebbe, quindi, limitare l'accesso alla discarica di Malagrotta e Rocca Cencia (si veda anche Barbieri & De Benedetti 1986), adottando comunque una più corretta gestione dei nostri rifiuti urbani, e inoltre vietando, tramite un'ordinanza comunale, di nutrire i

gabbiani in città, soprattutto durante la stagione riproduttiva. E' chiaro che questo obiettivo potrà essere raggiunto solo se affiancato ad un programma di sensibilizzazione ed educazione della cittadinanza (si veda anche Haag-Wackernagel 2000). Va comunque sottolineato che non esiste, attualmente, alcun metodo pienamente soddisfacente per ridurre a lungo termine gli effettivi di gabbiano in ambiente urbano (Cadiou & Jonin 1997), e ogni situazione va affrontata come un caso a sé. Bisogna inoltre sempre considerare che qualsiasi controllo va effettuato su scala regionale e non locale. L'inurbamento dei Gabbiani reali è, infatti, avvenuto a seguito della saturazione dei siti naturali (Cadiou 1997). Non si può, quindi, non considerare il serbatoio di riproduttori potenziali delle popolazioni periferiche (vedi ad es. l'Arcipelago Pontino, che ospita la più grande colonia laziale). Riteniamo quindi fondamentale approfondire ulteriormente gli studi nella città di Roma, in particolare focalizzando l'attenzione su due punti:

1) inanellare il maggior numero di *pulli* per studiarne il fenomeno della migrazione post-natale, 2) marcare con radio-collare alcuni individui per individuare i siti di alimentazione principali, e per capire la dinamica tra la popolazione urbana e quella costiera, in modo da localizzare le zone *sink* e *source*.

Un intervento in zone *source*, infatti, correrebbe il rischio di venire vanificato da meccanismi compensatori (densità-dipendenti), come ad esempio un aumento della produttività delle coppie non toccate dall'intervento, un abbassamento dell'età di reclutamento, un aumento del tasso di immigrazione, ecc., come documentato più volte in letteratura (Beaubrun 1994; Belant et al 1998; Bosch et al. 2000). Risulta quindi prioritario individuare le zone *sink* (Fratlicelli 2002). Per concludere risulta evidente che un intervento locale (per es. il Centro Storico) da solo rischierebbe di non raggiungere l'obiettivo prefissato, e comporterebbe costi elevati e scarsi rendimenti, per lo meno a lungo termine.

Summary

Fenology and breeding ecology of the Yellow-legged Gull *Larus michahellis* in Rome.

The individuals of Yellow-legged Gull which attend the urban tract of Tevere river during the whole year show a mean of 217,2; their minimum number is in November (72) and their maximum in June (441). Subadults tend to leave the city and probably return when ready to breed. In the last years we observed an average numerical increase of nesting individuals of 46,1% yearly. The estimated breeding population is at least of 500 couples.

BIBLIOGRAFIA

- Amadio M., Capraro V., Del Brocco C., Dell'Arice G., Desantis E., Falcinelli M., Fratlicelli F., Troccoli C. & Varrone C. 2002. La zonazione e la percezione del pubblico negli interventi di gestione dell'ornitofauna a Roma. *In: Ecosistemi Urbani: Ecologia e Gestione della Fauna in Città* 7: 9-10. Museo Civico di Storia Naturale, Milano.

- Arcamone E., Baccetti N., Leone L., Melega L., Meschini E. & Sposimo P. 2001. Consistenza ed evoluzione della popolazione di Gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* nidificante nell'Arcipelago Toscano. *Avocetta* 25:142.
- Bagnoli R. & Cignini B. 1991. Nidificazione di Gabbiano reale nella città di Roma. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 16: 263-265.
- Barbieri F. & De Benedetti O. 1986. Gabbiani nelle discariche di rifiuti solidi urbani. *Notiziario dell'ecologia*, 2, anno IV, Nuova serie:34-37.
- Beaubrun P. C. 1994. Controllo numerico di una specie in espansione: il Gabbiano reale *Larus cachinnans*. In: Medmaravis e X. Monbailliu eds., *Mediterranean Marine Avifauna. Population studies and conservation*, NATO ASI Series, vol. G12: 353-356.
- Belant J. L. 1997. Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning* 38:245-258.
- Belant J. L., Ickes S. K. & Dolbeer R. A. 1998. Nest disturbance techniques to control nesting by gulls. *Wildlife Society Bulletin* 26: 269-273.
- Bellenbaum J., Buchheim A., Nowakowsky J & Sell M. 2000. Was tun ,wenn der Muell knapp wird? 25 Jahre ueberwinternde Moewen (*Laridae*) im Ruhrgebiet. *Vogelwelt* 121: 165-172.
- Benussi E. & Bembich L. 1998. Caratteristiche, status ed evoluzione della colonia urbana di *Larus cachinnans michahellis* nella città di Trieste. *Annales* 13:67-74.
- Benussi E. & Bricchetti P. 1994. Distribution and population-size of colonies of Yellow-legged Gull *Larus cachinnans michahellis* breeding in North-Eastern Adriatic sea. *Avocetta* 18:107-113.
- Benussi E., Flapp F. & Mangani U. 1994. La popolazione di *Larus cachinnans michahellis* nidificante nella città di Trieste. *Avocetta* 18:21-27.
- Bonavita P., Frettazzi M. & Inglisa M. 1991 Analisi della distribuzione dei Laridae nella città di Roma lungo il tratto urbano del fiume Tevere. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 16:289-292.
- Bosch M., Oro D., Cantos F. J. & Zabala M. 2000. Short term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology* 37: 369-385.
- Bosch M., Oro D. & Ruiz X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the yellow-legged gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137: 547-549.
- Burger J. & Lesser F. 1980. Nest side selection in an expanding population of herring gulls. *J. Field Ornithol.*, 51 (3): 270-280.
- Cadiou B. 1997. La reproduction des goelands en milieu urbain: historique et situation actuelle en France. *Alauda* 65:209-227.
- Cadiou B. & Jonin M. 1997. Limitation des effectifs de goelands argentes: eradication des adultes ou sterilisation des oeufs in Clergeau P. (ed.) *Oiseaux a risques en ville et en campagne. Vers une gestion integrée des populations?* Editions INRA, Paris: 291-304.
- Calladine J. & Harris M.P. 1997. Intermittent breeding in the Herring gull *Larus argentatus* and the Lesser black-backed gull *Larus fuscus*. *Ibis* 139: 259-263.
- Cignini B. & Zapparoli M. 1985. Nidificazione del Gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* nella città di Roma. *Atti III Conv. Italiano di Ornitologia*. Salice Terme: 255-256.
- Cignini B. & Zapparoli M. (eds.) 1996. *Atlante degli uccelli nidificanti a Roma*. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- Clergeau P. 1997. *Oiseaux à risques en ville et en campagne; vers une gestion integrée des populations*. INRA ed., Paris, France
- Clergeau P., Esterlingot D., Chaperon J. & Lerat C. 1996. Difficulté de cohabitation entre l'homme e l'animal: le cas de concentration d'oiseaux en site urbain. *Natures, Sciences, Sociétés* 4: 102-105.
- Cramp S. 1971. Gulls nesting on buildings in Britain and Ireland. *Br.Birds* 64: 476-487
- Cramp S. & Simmons K. E. L. (eds.). 1982. *The birds of the Western Palearctic*, Vol. III. Oxford University Press, Oxford.

- DiLieto G. 1999. Dispersione postnatale del Gabbiano reale mediterraneo (*Larus cachinnans michahellis*) nidificante nell'Arcipelago Pontino. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Roma (non pubblicata).
- Dinetti M. & Fraissinet M. 2001. Ornitologia Urbana. Casa Ed. Calderini, Agricole, Bologna. 495 pp.
- Fasola M. 1986. Distribuzione e popolazione dei Laridi e Sternidi nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selv. 11:53-71.
- Fraticelli F. 2002. Specie ornitiche problematiche in ambienti antropizzati: un approccio olistico. Convegno: "Specie ornitiche problematiche: iniziative di gestione in Toscana e altre regioni", Firenze :3.
- Guyot L., Launay G. & Vidal P. 1985. Oiseaux marins nicheurs du Midi de la France et de Corse: évolution et importance des effectifs-Oiseaux marins nicheurs du Midi de la France et de la Corse. Annales du C.R.O.P., 3, Aix en Provence: 31-47.
- Haag-Wackernagel D. 2000. Feral Pigeons: Management experiences in Europe. II Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana. Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio. Firenze.
- Leone L. 2000. Dinamica di popolazione e problematiche del Gabbiano reale in Toscana. Atti II Conv. Naz. Fauna Urbana, Firenze :13.
- Menegoni P. & Pietrelli L. 1997. Selezione di habitat ed analisi del contenuto dei nidi di Gabbiano reale, *Larus cachinnans*. Avocetta 21: 127.
- Monaghan P. 1979. Aspects of the breeding biology of Herring gulls *Larus argentatus* in urban colonies. Ibis 121: 475-481.
- Pratesi F. 1975. Clandestini in città. Mondadori, Verona.
- Salvati L. & Manganaro A. 2000. Notes on the breeding success of Yellow-legged Gulls, *Larus cachinnans*, in urban Rome (Italy). Riv. ital. Orn. 70: 93-94.
- Skornik I. 1997. In: Hagemeyer E. J. M. & Blair M. J. (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Poyser, London :340-341.
- Sommani E. 1980. Ripetute nidificazioni di Gabbiano reale (*Larus argentatus*) nella città di Roma. Riv. ital. Orn. 50: 226-227.
- Spaans A. & Blokpool J. 1991. Superabundance in gulls: causes, problems and solutions. Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici: 2396-2398. New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Wellington, New Zealand
- Sposimo P. 2002. Gabbiano reale: il controllo incruento è possibile? Progetto sperimentale per il controllo indiretto delle popolazioni nidificanti nell'Arcipelago Toscano. Convegno: "Specie ornitiche problematiche: iniziative di gestione in Toscana e altre regioni", Firenze :3.
- Varrone C. & Fraticelli F. 2002. Note sul Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma. Alula 9:56-59.
- Vidal E., Médail F. & Taton T. 1998. Is the Yellow legged Gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. Biodiversity and Conservation 7:1013-1026.
- Vincent T. 1987. La nidification urbaine des Goélands argents (*Larus argentatus* et *L. cachinnans*): une generalisation du phénomène en France? L'Oiseau et R.F.O. 57:46-48.
- Vincent T. & Kratz C. 1989. Evolution comparé de deux colonies de Goelands argentées (*Larus argentatus argenteus*) en baie de Seine. Bull. Trim. SOC. GEOL. Normandie et amis, Muesum du Havre, t. 76, fach.3, III trim.
- Wanless S., Harris M.P., Calladine J., Rothery P. 1996. Modelling responses of Herring gull and Lesser black-backed gull populations to reduction of reproductive output: implication for control measures. Journal of Applied Ecology 33: 1420-1432.

NUOVI DATI SULLA NIDIFICAZIONE DEL RONDONE PALLIDO *Apus pallidus* A ROMA

MARZIO ZAPPAROLI

*Dipartimento di Protezione delle Piante, Università degli Studi della Tuscia,
Via San Camillo de Lellis s.n.c., 01100 Viterbo*

Notoriamente di difficile identificazione per la non agevole distinzione in volo rispetto al Rondone comune *Apus apus* (L.) con il quale talvolta convive in molte parti del suo areale, sia di nidificazione, sia di svernamento (Cramp, 1985), il Rondone pallido *A. pallidus* (Shelley) è specie a corologia Mediterranea-Sindica, svernante a S del Sahara, estiva in Italia dove si riproduce principalmente lungo le coste tirreniche della penisola, Sicilia e Sardegna; nota anche nelle regioni nord-occidentali; più localizzata nella parte meridionale del versante adriatico. Nidifica per lo più in falesie calcaree e grotte marine, fino a 1250 m. Negli ultimi anni si è registrata una crescente tendenza a nidificare in città anche a notevole distanza dalla costa, come in Calabria, Piemonte e Lombardia (Meschini & Frugis, 1993). Nel Lazio è presente in pochissime aree interne della regione (Roma città, Monte Guadagnolo, Monti Prenestini) e lungo la costa meridionale (Sperlonga, Gaeta, Formia) ed è inclusa tra le specie rare della Lista Rossa regionale (Boano *et al.*, 1995).

A Roma le prime segnalazioni pubblicate risalgono al 1986, quando una coppia è stata osservata nel Centro Storico (Piazza Navona) (Cignini & Zapparoli, 1996). Tra il 1994 e il 1996 adulti in volo durante il periodo riproduttivo sono stati rilevati nella periferia nord-occidentale della città (Trionfale-San Filippo Neri) e, nuovamente, nel Centro Storico (Lungotevere Tor di Nona) (Cignini & Zapparoli, 1996). Un pullo caduto dal nido (Via San Nicola da Tolentino) e adulti feriti raccolti in periodo riproduttivo in non meglio precisati settori della città sono stati esaminati nel 1999 (Cecere, 1999).

Benché Cignini & Zapparoli (1996) non fornissero dati precisi al riguardo, Dinetti & Fraissinet (2001) hanno valutato la consistenza numerica della popolazione nidificante di questa specie in città, quasi certamente per difetto, di 1-3 coppie. Dati successivi riferiti alla stagione riproduttiva 1999 hanno fatto supporre l'esistenza di alcune decine di coppie (Cecere, 1999).

Alla fine dell'estate 2004 l'occasionale osservazione di un consistente numero di rondoni in volo in un'area centrale della città - i quali per il periodo dell'anno (seconda decade di settembre), l'attività svolta (caccia e ingresso al nido) e le caratteristiche morfologiche osservate in volo sono stati attribuiti ad adulti di Rondone pallido - ha offerto lo spunto per effettuare sopralluoghi (ogni 2-3 gg.; dal 10 set-

tembre al 30 ottobre) preliminari ad una indagine di dettaglio sull'attuale consistenza e distribuzione di questa specie a Roma, con particolare riguardo al Centro Storico. A seguito di questi sopralluoghi sono stati individuati i seguenti nuovi siti di nidificazione, tutti ubicati su facciate di edifici storici (edificati tra il 1880-90 e il 1910-20) ed attualmente utilizzati dall'uomo:

1. Palazzo Massimo (Largo di Villa Peretti-Piazza dei Cinquecento): 26 cp. (esposizione dei nidi: 11 a NE, 9 a NW, 6 a SW);
2. Palazzo dell'Esedra, blocco Nord (Piazza della Repubblica): 1 cp (esposizione: SE)
3. complesso "Ministero Lavori Pubblici" – "Ministero dei Trasporti" (Corso Italia-Porta Pia): 2-3 cp. (esposizione: SW);
4. complesso "Ministero Lavori Pubblici" (Via Nomentana-Porta Pia): 1 cp. (esposizione: NW).

I nidi censiti sono posti ad altezze da terra variabili tra 15 e 25 m, in genere oltre i 20 m, raramente (2 nidi) sotto i 15 m, in corrispondenza di finestre, all'interno del vano che accoglie persiane sempre a sportello scorrevole. Inoltre, individui in volo sono stati ripetutamente notati a Piazza Barberini e tra Piazza Navona e Lungotevere Tor di Nona, i quali sembrerebbero confermare le precedenti segnalazioni in questi settori. Sopralluoghi in zona Trionfale-San Filippo Neri non hanno invece dato luogo a ulteriori segnalazioni. L'abbandono dei siti si è verificato nell'ultima decade di ottobre, l'ultimo sito lasciato è stato quello di Palazzo Massimo dove nessun individuo è stato più osservato dopo il 28 ottobre. La nidificazione della specie è stata recentemente rilevata anche fuori dal Centro Storico, in una zona cittadina di più recente urbanizzazione (dintorni Piazza Tuscolo, 1 cp, 2002-2004: R. Molajoli com. pers. 2005).

Le osservazioni raccolte testimoniano quindi una estesa e stabile presenza della specie nella città, confermando le stime più recentemente ipotizzate. Il settore preferito sembra essere quello del Centro Storico, ma sono note nidificazioni anche altrove. Benché la consistenza della popolazione capitolina possa essere stata in passato probabilmente sottostimata non si esclude che, a partire dagli ultimi anni, sia in atto un processo di progressiva espansione di questa specie nella città. Come già rilevato in altri centri urbani italiani (Maffei *et al.*, 2001), almeno una porzione della popolazione presente a Roma sembrerebbe realizzare una seconda covata, a partire dal mese di settembre.

Ringraziamenti. Si ringraziano Jacopo Cecere, Riccardo Molajoli e Alberto Sorace per le informazioni fornite, e Antonella Altieri per l'aiuto sul campo.

New records on urban breeding pallid swift *Apus pallidus* in Rome (Latium, Central Italy)

BIBLIOGRAFIA

- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 1-224.
- Cecere J., 1999. Presenza di rondone pallido *Apus pallidus* in periodo riproduttivo nella città di Roma. Alula, 6: 177-178.
- Cignini B., Zapparoli M. (eds), 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi editore, Roma, 1-126.
- Cramp, S. (ed.), 1985. The Birds of the Western Palearctic. Vol. IV: Terns to Woodpeckers. Oxford University Press. Oxford.
- Dinetti M., Frassinetti M., 2001. Ornitologia urbana. Calderini, Bologna, 1-495.
- Maffei G., Pulcher C., Rolando A., Carisio L., 2001. L'avifauna della città di Torino: analisi ecologica e faunistica. Museo Regionale di Scienze Naturali - Torino, Monografie 31: 1-255.
- Meschini E., Frugis S. (eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 1-344.

GLI STUDI ORNITOLOGICI A ROMA, STORIA DELLE RICERCHE E BILANCIO DELLE ATTIVITÀ

MARZIO ZAPPAROLI⁽¹⁾ & BRUNO CIGNINI⁽²⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Protezione delle Piante, Università degli Studi della Tuscia,
Via San Camillo de Lellis s.n.c., 01100 Viterbo*

⁽²⁾ *Comune di Roma, Dipartimento Ambiente,
Circonvallazione Ostiense 191, 00154 Roma*

INTRODUZIONE

Una analisi storica degli studi ornitologici condotti a Roma dalla prima metà dell'Ottocento alla fine degli anni Novanta del Novecento è stata tracciata in occasione del recente *Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma* (Cignini & Zapparoli, 1996). In questa sede si ritiene opportuno riproporre i principali momenti che hanno caratterizzato lo sviluppo di questa disciplina nella Capitale aggiornando questa ricostruzione con i dati più recenti, insieme ad un bilancio delle attività svolte sino agli inizi degli anni 2000.

La storia della ornitologia romana è fortemente intrecciata con la storia degli studi zoologici condotti in questa città e più in generale nel Lazio e, almeno nelle sue fasi iniziali, legata alle origini del Museo di Zoologia ed Anatomia comparata dell'Archiginnasio Pontificio, prima, e del Museo di Zoologia della Sapienza, poi. Essa infatti presenta molti tratti in comune con quella di altri settori disciplinari delle scienze naturali, in particolare con l'Entomologia (Vigna Taglianti, 1980) e l'Erpetologia (Bologna *et al.*, 2003). L'ornitologia romana condivide infatti con queste altre discipline zoologiche non solo le aree di studio, ma anche una identica impostazione metodologica di partenza (soprattutto faunistica, legata alla conoscenza del territorio), a sua volta fondamentale in relazione con la presenza e l'attività di alcune figure di studiosi, i quali, occupandosi di diversi aspetti della fauna locale, hanno costituito un primo nucleo di appassionati naturalisti e ad una sorta di "scuola" che ha iniziato a muovere i suoi primi passi già a partire dalla prima metà del XIX secolo. Si è potuto così, in un certo senso, colmare quel "ritardo" con il quale a Roma si sono sviluppate non solo le discipline naturalistiche, ma la cultura scientifica più in generale, rispetto ad altre città italiane, come ad esempio Torino, Milano, Genova, Verona, Venezia, Firenze, Napoli, dove già da tempo esistevano centri di aggregazione, come Università o Musei, in cui si conducevano e si stimolavano numerose ricerche naturalistiche (Vigna Taglianti, 1980).

L'area presa in esame in quest'analisi è rappresentata da quella parte del Comune di

Roma compresa all'interno del Grande Raccordo Anulare (GRA), arteria stradale a scorrimento veloce costruita tra la fine degli anni Cinquanta e l'inizio degli anni Sessanta e che ha, fino ad oggi, influenzato in maniera evidente lo sviluppo urbanistico della città (Cignini *et al.*, 1995). Si tratta di un territorio piuttosto ristretto, di forma pressoché circolare, con un diametro di circa 20 km e con una superficie di circa 360 kmq. Il Comune di Roma, il più vasto ed il più popolato d'Italia, ospita oggi circa 2.810.000 abitanti, che corrispondono a poco più del 50 % della popolazione del Lazio (AA. VV., 1991).

LA STORIA

Le origini, Carlo Luciano Bonaparte

Sebbene notizie sull'avifauna locale possano essere rinvenute nei testi di autori precedenti, soprattutto in opere dedicate all'esercizio venatorio, come ad esempio nel famoso trattato del novarese Giovanni Pietro Olina, intitolato *Uccelliera, ovvero discorso della natura e proprietà di diversi uccelli e in particolare di quelli che cantano, conoscerli, allevargli e mantenerli*, stampato a Roma nel 1622 (Olina, 1622) e presentato in dono a Federico Cesi, fondatore dell'Accademia dei Lincei (De Cupis, 1922; Solinas, 2000), il punto di partenza per questa sommaria storia della ornitologia romana non può essere posto che nella prima metà del XIX secolo e occupato dalla figura di Carlo Luciano Bonaparte (1803-1857), principe di Canino e di Musignano.

Parigino, nipote di Napoleone, naturalista, illuminista di grande apertura culturale, C. L. Bonaparte visse a Roma dal 1814 al 1822 e dal 1828 al 1849. Egli fu una personalità di grande rilievo nella storia degli studi zoologici in Italia ed ebbe un importante ruolo non solo dal punto di vista scientifico, sia a livello locale sia nazionale, ma anche sul piano politico-culturale, stimolando e presiedendo le prime Riunioni degli Scienziati italiani, vere avanguardie intellettuali del Risorgimento e dell'Unità nazionale (Ruffo & Vigna Taglianti, 2002).

Le prime informazioni sull'avifauna della città e dei suoi dintorni Bonaparte le pubblica tra il 1827 e il 1832 (Bonaparte 1827 a, 1827 b, 1827 c, 1832) nel suo *Specchio comparativo delle ornitologie di Roma e di Filadelfia*, opera uscita sul Nuovo Giornale dei Letterati, a Pisa. In questo lavoro vengono rese note le osservazioni effettuate nell'area romana in età giovanile e confrontate con quelle successivamente compiute dall'Autore negli Stati Uniti, durante il suo periodo americano, dal 1824 al 1827. Leggendo l'introduzione di questo lavoro è interessante apprendere che Bonaparte aveva pronta una "Istoria degli Uccelli di Roma" che nel 1823 si preparava a dare alle stampe con il titolo di *Ornitologia Romana*. Come spiega egli stesso (Bonaparte, 1827a: 161), tale progetto non è stato più realizzato e i dati raccolti sono più tardi confluiti nello *Specchio comparativo* di cui sopra. Degna di attenzione è anche la giustificazione che Bonaparte offre per spiegare questa sua scelta, spe-

rando che tale lavoro “*possa riuscire di qualche uso, almeno per la Geografia ornitologica, stante che queste due Città, le più insigni forse del vecchio e del nuovo Continente, giacciono quasi sotto una latitudine medesima*”. Un lavoro in chiave zoogeografica dunque, uno dei primi forse realizzati in Italia (Violani & Barbagli, 2003).

A Roma Bonaparte scrisse e pubblicò anche la sua famosa *Iconografia della Fauna Italica*, monumentale opera riguardante i vertebrati italiani (Bonaparte, 1832-1841), in cui sono riportate notizie ornitologiche relative alla città e ai suoi dintorni.

L'interesse di questi pionieristici studi sta nel fatto che da essi si può desumere un quadro assai completo del popolamento ornitico della Campagna Romana della prima metà dell'Ottocento. Infatti, prima dell'Unità d'Italia quest'area costituiva un territorio praticamente disabitato (ca 15.000 abitanti, ca 4 ab./kmq!), il cui paesaggio era in relazione principalmente alla eterogeneità climatica e geologica, ma anche alle diverse attività antropiche condotte nei secoli. Alla fine del XIX secolo, soprattutto in vicinanza della costa, si aveva una prevalenza di zone paludose più o meno ampie e persistenti; nel settore sud-orientale si estendevano ambienti secondari di tipo parasteppico, in gran parte pascolati e solo limitatamente coltivati; nel settore occidentale erano presenti aree boscate, in parte utilizzate già dal Rinascimento come riserve di caccia dalla aristocrazia ecclesiastica (Villa dei Papi alla Magliana, Villa Pamphili). Roma era compresa all'interno delle Mura Aureliane, in un'area di 14 kmq che oggi coincide per lo più con il Centro Storico, popolata da non più di 170.000 abitanti (Bortolotti, 1988; Celesti Grapow & Fanelli, 1993; De Cupis, 1922).

Benché le informazioni contenute nei lavori di Bonaparte abbiano oggi solo un valore storico, queste sono di notevole interesse proprio perché descrivono la fauna di un territorio in un'epoca immediatamente precedente alla fase di rapido sviluppo urbanistico che esso ha avuto dopo il 1870, con l'Unità e con la funzione di Capitale dello Stato che ha assunto la città.

Da questi lavori si può desumere un elenco di circa 250 specie di uccelli, di cui un'ottantina nidificanti. I dati sicuramente riferiti alla città sono però assai pochi e riguardano non più di una decina di specie. Benché corredati da una rigorosa nomenclatura scientifica, volendo qui utilizzare a titolo di curiosità i nomi in italiano riportati dall'Autore, oggi oramai obsoleti, vengono citati il falchetto di torre (gheppio), il piccione di torre (piccione), la monacchia (taccole), il rondone, il passero solitario, la barbarella (balestruccio), la codetta gialla (ballerina gialla), lo sbucafratte (sericciolo), il passero tettajuolo (passera d'Italia) e il picchio di muro (picchio muraiolo).

Di un periodo successivo è la figura del marchese Massimiliano Lezzani, scomparso nel 1897, romano, ornitologo, il quale, benché non pubblicò lavori sull'avifauna cittadina, ebbe il merito di contribuire intorno al 1870 all'arricchimento delle collezioni di uccelli del Museo Zoologico con materiale raccolto nell'area laziale (Condorelli, 1897; Pasquini, 1933).

La Società Romana per gli Studi Zoologici e la Società Zoologica Italiana, dalla fine dell'Ottocento agli anni Venti

Alla fine dell'800 giunse a Roma un'altro illustre zoologo, il modenese Antonio Carruccio (1839-1923), il quale dal 1883 al 1914 ricoprì la carica di direttore di quello che nel frattempo era diventato l'Istituto e Museo Zoologico della regia Università di Roma. Carruccio può essere considerato il fondatore della ricerca zoologica a Roma. Entomologo, ebbe il grande merito di aprire il Museo al pubblico e di incrementare ciò che esisteva delle precedenti collezioni. Ebbe inoltre la capacità di aggregare molte forze giovanili, le quali contribuirono notevolmente alla ricerca naturalistica locale, da Carruccio stesso fortemente stimolata (Vigna Taglianti, 1980). Nel 1892 Carruccio fondò la Società Romana per gli Studi Zoologici, la quale, nel 1900, diventò la Società Zoologica Italiana. Tali società pubblicavano un loro periodico, il *Bollettino della Società Romana per gli Studi Zoologici*, poi *Bollettino della Società Zoologica Italiana*, e proprio in queste riviste trovarono posto quasi tutte le osservazioni che gli ornitologi romani del tempo compivano nella città e nei suoi immediati dintorni. Tra questi si ricordano Giovanni Angelini, Giuseppe Lepri, studioso anche di insetti, Guido Orazio Falconieri di Carpegna, Francesco Chigi della Rovere e Filippo Patrizi-Montoro.

Nel 1909 vengono pubblicati i *Materiali per una avifauna della Provincia di Roma*, opera postuma di Patrizi-Montoro, con note del cugino Giuseppe Lepri (Patrizi-Montoro, 1909). Anche in questo caso si tratta di un lavoro di grande importanza storica, non tanto per le notizie riportate sugli uccelli del territorio Capitolino, quanto per il quadro dell'avifauna del Lazio geografico che se ne può ricavare. Infatti, la "Provincia di Roma" veniva intesa allora in senso piuttosto ampio ed era compresa in una regione che andava dai Monti Cimini e Vicani, a nord, fino ai Colli Albani, a sud, e dalla costa tirrenica, ad occidente, alle prime propaggini calcaree dell'Appennino, ad oriente.

Per la città vengono segnalate solo otto specie nidificanti, quasi le stesse citate da Bonaparte: il piccione torraio, il gheppio, il barbogianni, la rondine, lo scricciolo, il passero solitario, il fringuello e la taccola. Viene inoltre indicato come sedentario il lanario a Ponte Buttero (1890) e "fuori Porta San Paolo" (1895). Fra le segnalazioni di maggior rilievo si ricorda quella del picchio muraiolo a San Pietro, specie già al tempo considerata rara. Altre citazioni, riferite a specie di comparsa accidentale, riguardano la damigella di Numidia (Magliana, primavera 1860), l'aquila anatraia (Magliana, gennaio 1893), lo zigolo boschereccio (Parioli, novembre 1887), il venturone (Porta Cavalleggeri, marzo 1898), il ciuffolotto scarlatto (Parioli, ottobre 1895) e la nocciolaia (Basilica di San Paolo).

Sempre nell'ambito degli studi faunistici sulla "Provincia di Roma" promossi da Carruccio, vengono pubblicate una serie di osservazioni relative a entità considerate rare o accidentali, rilevate nel territorio romano. Ne sono alcuni esempi i lavori di Lepri (1896), il quale segnala la gallina prataiola "nei dintorni di Roma", Falconieri di Carpegna (1892, 1893, 1908), il quale riferisce sulla cattura dello zigolo minore

(ottobre 1893), dello zigolo boschereccio (novembre 1897) e del ciuffolotto scarlato (ottobre 1908) ai Monti Parioli, oggi densamente edificati, allora appena sfiorati dall'urbanizzazione e ancora considerati "dintorni di Roma". La cattura di uno zafferano lungo il Tevere presso la città (1911), è stata oggetto di alcune note da parte di Angelini (1912 a, 1912 b) e di Chigi (1912).

Alla fine degli anni Venti viene pubblicata in Italia la *Ornitologia italiana* del conte Arrigoni degli Oddi (1867-1942), uno dei più grandi ornitologi del nostro Paese (Arrigoni degli Oddi, 1929). Rappresenta questo un momento storico a livello nazionale, in quanto tale manuale sarà un'opera di riferimento degli ornitologi del tempo e di quelli delle successive generazioni. Anche la collezione dell'Autore costituisce un fondamentale punto di riferimento per la sua ricchezza (circa 10.200 esemplari) e per la sua recente sistemazione. Essa è oggi conservata presso il Museo civico di Zoologia di Roma e costituisce la più importante raccolta ornitologica presente oggi in Italia (Foschi *et al.*, 1996).

Alla fine del XIX secolo Roma conta 220.000 abitanti i quali salgono a 500.000 nel 1911. E' in questo periodo che si realizza la prima espansione edilizia della città dopo l'Unità di Italia. E' proprio di questi anni la distruzione di molte ville storiche, come ad esempio Villa Ludovisi, che sicuramente ospitavano ricche comunità di uccelli.

Gli studiosi stranieri

Tra la fine dell'Ottocento e i primi decenni del Novecento l'avifauna romana è stata oggetto di studi anche da parte di studiosi stranieri, alcuni dei quali hanno più che significativamente contribuito alla sua conoscenza.

A parte un occasionale resoconto di viaggio dell'inglese O.V. Aplin (1896), sono proprio le osservazioni dell'appassionato di ornitologia britannico C.J. Alexander, che visse e lavorò a Roma tra il 1911 e il 1916 presso l'Istituto Internazionale di Agricoltura, la cui sede era a Villa Borghese, e morto nella battaglia di Ypres, in Francia, nel 1917, a fornire i primi dati organici sull'avifauna di Roma.

Durante i suoi cinque anni di permanenza a Roma egli condusse sistematiche indagini sull'avifauna di Villa Borghese. Queste informazioni sono state rese note in tre lavori, uno pubblicato da lui stesso (Alexander, 1917), riguardante gli uccelli svernanti e migratori, e altri due, relativi ad una lista delle specie della regione, pubblicati dal fratello H.G. Alexander (1927 a, 1927 b), sulla base delle note e delle lettere lasciategli da C.J. precedentemente alla partenza per il fronte.

In particolare, nel primo di questi due lavori (Alexander, 1927 a) vengono forniti interessanti dettagli relativi a stime numeriche delle coppie nidificanti di alcune specie a Villa Borghese e nella limitrofa Villa Giulia. Alexander (1927 a) mette in evidenza la presenza di ben 102 specie. Di queste, 22 vengono considerate stanziali, 8 estive, 7 svernanti e 65 "di passo o accidentali". Tra i nidificanti, figurano, ad esempio, il canapino maggiore, il rigogolo e l'averla piccola, oggi non più segnalati nell'area. Occorre ricordare che all'inizio del Novecento Villa Borghese, divenuta da

poco di proprietà comunale e aperta al pubblico, si trovava praticamente alla periferia nord-occidentale della città e presentava ancora una certa continuità con la Campagna Romana. Il suo inserimento nel tessuto urbano e le profonde alterazioni della sua struttura originaria, sono state progressivamente effettuate solo a partire dai decenni successivi.

Alla fine degli anni Quaranta vengono pubblicati i lavori di altri due ornitologi, il francese Maurice Blanchet (1948) e il piemontese Oscar De Beaux (1949) che, pur riferendosi ad osservazioni limitate nel tempo e non riportando novità di particolare rilievo dal punto di vista faunistico, mettono per la prima volta in evidenza l'importante ruolo che gli ambienti urbani possono rivestire per la conservazione dell'avifauna.

Tra gli anni '30 e gli anni '60

Il periodo compreso tra gli anni Trenta e gli anni Cinquanta è particolarmente importante per il gran numero di studi effettuati sull'avifauna della Capitale, soprattutto da parte di appassionati.

Tra gli studiosi più attivi in questo periodo figurano ancora Francesco Chigi, a cui si aggiungono Mario Rotondi, Angiolo Del Lungo, Achille Sevesi. Lo stesso Edgardo Moltoni, prima conservatore, poi direttore del Museo civico di Storia naturale di Milano, pubblica in questo periodo note critiche sull'avifauna romana.

La maggior parte delle pubblicazioni riguarda osservazioni su singole specie, più o meno rare, o su episodi ritenuti di particolare interesse e meritevoli di segnalazione. Chigi (1933) dà notizia della presenza, come nidificante, del Gheppio al Colosseo. Rotondi (1938) segnala, come estivo, il Nibbio bruno sul Tevere a Mezzocammino. Moltoni (1944), commentando l'"invasione" della Cincia mora avvenuta nel 1943-45 in Italia, riporta alcune osservazioni su questa specie a Villa Borghese.

Di questo periodo, assai più interessanti sono però i lavori riguardanti l'avifauna delle ville storiche. Del Lungo (1937) prende in considerazione gli uccelli dei parchi cittadini e cita per questi ambienti una quarantina di specie, tra nidificanti e migratrici. In tale lavoro viene segnalato come nidificante a Villa Borghese il prispolone, oggi assente in città. Si fa menzione anche del grillaio, considerato un "abitatore caratteristico dei vecchi acquedotti dell'Agro". Tale notizia si basava probabilmente su una precedente segnalazione di Angelini (1900), che riportava la nidificazione di questa specie a Capannelle, lungo l'Appia. A questo proposito Moltoni (1945) sosteneva però che il grillaio a Roma fosse da considerare come specie estiva e la sua nidificazione in città si dovesse ritenere eccezionale. Ad ogni modo nessuna altra segnalazione di siti riproduttivi di questo falconide è stata successivamente riportata per Roma o per le sue immediate vicinanze.

Chigi (1938) e Sevesi (1938) mettono in evidenza la presenza, durante il periodo migratorio autunnale, della beccaccia e del colombaccio, rispettivamente a Villa Savoia (oggi Villa Ada) e a Villa Chigi, all'epoca in periferia, in particolare Villa Chigi. Oggi queste ville sono pienamente inglobate nell'abitato e da allora le sud-

dette specie non sono state più segnalate.

Nel 1936 Roma contava circa 1.000.000 di abitanti che rapidamente salgono a 1.200.000 nel 1940. La seconda guerra mondiale fermò per alcuni anni lo sviluppo edilizio e demografico della città così come la ricerca ornitologica.

Il primo lavoro sull'avifauna della città di Roma pubblicato subito dopo la pausa bellica fu quello di Moltoni (1945), dedicato all'avifauna cittadina nel suo complesso. In questo lavoro si segnalano 114 specie, di cui 26 "sedentarie o quasi", 8 svernanti, 12 estive e 68 "di passo o accidentali".

Pochi e scarsamente significativi sono i lavori pubblicati tra il 1945 e la fine degli anni Cinquanta (Cignini & Zapparoli, 1996). Da ricordare è il fatto che dopo la guerra era attiva a Roma una associazione, l'Unione Italiana dei Naturalisti, costituitasi nel 1944. Tale associazione aveva un suo periodico, *Historia naturalis*, di cui però sono stati pubblicati solo pochi numeri, usciti tra il 1946 e il 1949. All'interno dell'Unione, dal gennaio 1945 era funzionante un Gruppo Ornitologico di cui svolgeva funzioni di segretario Domenico Rossi (Anonimo, 1946) e vi facevano parte anche altri ornitologi tra cui F. Chigi della Rovere, G. Lepri e, tra i giovani, Ernesto Sommani ed Elio Augusto Di Carlo. Questo gruppo svolgeva campagne di studi ornitologici soprattutto in Abruzzo (Rossi & Di Carlo, 1948), e solo occasionalmente rivolgeva l'attenzione all'avifauna romana (Rossi, 1946; Sommani, 1941, 1946 a, 1946 b).

Anche gli anni Sessanta sono caratterizzati da una scarsa produzione tuttavia, pur se non specifico sull'avifauna romana e di carattere soprattutto tecnico-venatorio, merita di essere ricordato il volume *Migratori alati, le migrazioni degli uccelli in relazione all'esercizio della caccia e dell'uccellazione*, libro di oltre 600 pagine di Mario Rotondi, al cui interno oltre a notizie sull'avifauna d'interesse venatorio del tempo (ben 110 pagine sono dedicate alla beccaccia!), sono incluse gradevoli tavole a colori, a soggetto ornitologico, eseguite da Vittorio Caroli. Alcune di queste riguardano l'avifauna capitolina ed in particolare i "Gheppi nell'Agro Romano" (Tav. III), la "Coppie di passere solitarie sui ruderi del Foro Romano" (Tav. XI), gli "Storni nel cielo di Roma" (Tav. XIV) e i "Nibbi sul Tevere nei pressi di Acilia" (Tav. XXIV). Ciascuna di queste tavole è accompagnata da una didascalia in cui si fa riferimento a località e ad osservazioni precise effettuate in quegli anni.

Dopo la guerra riprese lo sviluppo urbanistico della capitale e nel 1951 Roma contava già 1.700.000 abitanti. Negli anni Cinquanta-Sessanta si verificarono fenomeni immigratori legati a trasformazioni sociali ed economiche che coinvolsero tutta l'Italia. Conseguentemente, la popolazione romana aumentò notevolmente provocando uno sviluppo edilizio mai verificatosi in precedenza, con estesi e gravissimi fenomeni speculativi e di abusivismo. Tali fenomeni interessarono soprattutto le periferie, provocando in breve tempo notevoli cambiamenti ambientali che influenzarono la composizione delle comunità animali, compresa quella ornitica (v. ad es. Fraticelli, 1996, 1999).

Gli anni '70 e la Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli

Dopo gli anni '40-'50, un nuovo impulso agli studi ornitologici nel Lazio ebbe luogo a partire dal 1965, quando Fulco Pratesi, leader storico del WWF nazionale, e Hardy Reichelt, ornitologo tedesco, fondarono la Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, associazione aderente al Consiglio Internazionale Protezione Uccelli (C.I.P.U.), successivamente trasformatosi in Interantional Council for Bird Protection (I.C.B.P.) e oggi Bird Life International (B.L.I.).

Si trattava allora di un sodalizio tra appassionati ornitologi preoccupati per la distruzione dell'avifauna ad opera dell'uomo. L'attenzione dei membri di questa nuova associazione era al tempo indirizzata soprattutto verso l'ornitofauna delle zone umide tirreniche (es., Orbetello, Maccarese). Negli anni 1972 e 1973 la S.R.O.P.U. ebbe una ulteriore spinta, grazie all'ingresso di un nuovo gruppo di giovani ornitologi, che iniziò a portare avanti diverse attività in campo ornitologico, quali inanelamenti e censimenti. Benché tali studi venissero condotti soprattutto in aree extraurbane, l'avifauna delle aree periferiche di Roma rimane anche in questo periodo oggetto di osservazioni continuative da parte di alcuni soci della S.R.O.P.U. Tali dati verranno utilizzati alcuni decenni più tardi per analisi di carattere comparativo sulla composizione delle comunità ornitiche in aree soggette a forte pressione antropica (Fratlicelli, 1996, 1999). Oggi la S.R.O.P.U. si è trasformata in un gruppo assai numeroso ed attivo che conta diverse decine di aderenti.

Gli anni '80-'90 e lo sviluppo dell'ecologia urbana

La fondazione della S.R.O.P.U. è stato un momento fondamentale nella storia della ornitologia romana. A partire dalla fine degli anni '80 molti dei membri a questa associazione, stimolati dal crescente interesse per le comunità animali negli ecosistemi urbani e, più in generale, per le tematiche della ecologia urbana, disciplina che inizia a svilupparsi in Europa proprio in questi anni (v. ad es. Bornkamm *et al.*, 1982; Sukopp & Werner, 1982), si dedicheranno ad una intensa attività di ricerca sull'avifauna Capitolina, dando vita ad un secondo periodo di studi che, si può dire, è tuttora in corso. I numerosi lavori fino ad oggi pubblicati, benché talvolta occasionali e scarsamente coordinati fra loro, hanno avuto per oggetto singole specie o comunità proprie delle aree verdi e delle ville storiche, nonché quelle del Tevere e dell'Aniene (cf. Cignini & Zapparoli, 1996).

Riguardo le ville storiche, molti di questi studi sono stati svolti a Villa Pamphili, la villa di maggiore estensione nell'ambito capitolino. La comunità ornitica di questo parco è stata oggetto di osservazioni sia di carattere qualitativo, sia quantitativo. Questo parco è stato scelto come area di studio per numerose indagini sulla biologia di alcune specie, in particolare il merlo e l'allocco (v. ad es. Sorace, 1990; Manganaro *et al.*, 1990). Dati quantitativi sulle comunità nidificanti sono noti anche per Villa Ada, Villa Borghese, il Parco del Pineto. Conosciuta è anche l'avifauna dei Giardini Vaticani.

L'avifauna dell'ambiente fluviale e delle aree umide cittadine in genere è stata anch'essa approfonditamente studiata. Tra le specie più caratteristiche di questi ambienti, studi approfonditi sono stati svolti sul gabbiano reale e sul cormorano, particolarmente significative per i fenomeni di espansione e aumento numerico, a cui negli anni successivi entrambe sono andate incontro, fenomeno che ha fornito lo spunto per indagini ancor oggi in corso (Marticci & Consiglio, 1991; Varrone & Fraticelli, 2002).

Per quanto concerne i rapaci notturni, numerosi dati sono stati raccolti sulle popolazioni urbane di allocco e sul sistema trofico "barbagianni-micromammiferi".

Particolarmente attivo tra gli ornitologi romani negli anni Settanta-Ottanta è E. Sommani il quale, benché già all'opera a partire dagli anni '40 (vedi sopra), conduce in questo periodo minuziosi studi su alcune specie significative dell'avifauna della città (es., Sommani, 1980, 1986).

In questo periodo, gli uccelli sono stati considerati anche quale componenti della più ampia comunità faunistica urbana e analizzati nell'ambito di progetti di riqualificazione e di tutela ambientale condotti da Amministrazioni Comunali succedutesi negli anni Ottanta e Novanta (Cignini & Zapparoli, 1996). Si hanno così informazioni sulla fauna ornitica del tratto del fiume Tevere della periferia settentrionale, del tratto urbano del fiume Aniene, del Parco del Pineto, della Caffarella e del Parco di Aguzzano.

Negli ultimi anni una sempre maggiore attenzione è stata dedicata a specie di interesse applicativo, quali lo storno e il piccione di città, talvolta infestanti e a rischio igienico-sanitario (Cignini *et al.*, 1997). Sullo storno i primi studi hanno riguardato la nidificazione in ambiente urbano, in relazione ai fenomeni di espansione dell'areale di riproduzione di questa specie. Successivamente è stato indagato lo svernamento, fenomeno noto sin dagli anni '20, ma oggi sempre più rilevante. Tali studi sono stati condotti anche al fine di porre le basi per interventi di controllo della popolazione svernante (Cignini, 1998). In merito al piccione sono state in particolare esaminate la presenza e la consistenza nel Centro Storico e i fattori che la influenzano, nonché l'applicazione di possibili metodologie incruente per la gestione e il controllo delle popolazioni urbane.

Altra tematica sempre più sviluppata, di grande interesse per le implicazioni relative alla conservazione della fauna locale, riguarda la fauna esotica. Benché siano stati condotti studi anche su altre specie, le informazioni più consistenti sono state raccolte sulla presenza degli psittaciformi.

Dal 4 all'8 ottobre 1989 si svolge a Bracciano il V Convegno Italiano di Ornitologia. Tale incontro è stato organizzato dalla Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, con la collaborazione del Centro Italiano Studi Ornitologici e l'allora Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina. Per la prima volta nella storia dei convegni italiani di ornitologia compare una sessione dedicata all'avifauna degli ambienti urbani, a dimostrazione della importanza che questa tematica ha assunto negli ultimi anni anche a livello nazionale. In questa sessione,

dei 14 contributi pubblicati negli Atti, Roma risulta la città più studiata, con ben cinque lavori sull'argomento (SROPU, 1991).

Nel 1992 si realizza un altro significativo momento nella storia della ornitologia romana, la fondazione di *Alula*, periodico ornitologico, in precedenza concepito come Notiziario S.R.O.P.U., successivamente strutturato come una vera e propria rivista scientifica specializzata. Il primo numero ospita gli *Atti del Convegno "Giornate Romane di Ornitologia"*, tenutosi a Roma il 18-19 giugno 1992 (S.R.O.P.U., 1992). La maggior parte dei lavori presentati in questo convegno riguarda specie e aree dell'Appennino centrale e meridionale e solo pochi sono i lavori sull'avifauna cittadina. Molte delle indagini condotte a Roma dopo questa data verranno tuttavia pubblicate proprio su questo periodico.

Nel 1996 è stato portato a termine il primo *Atlante degli uccelli nidificanti a Roma* (Cignini & Zapparoli, 1996). Di tale studio si è fatto carico l'Ufficio Diritti degli Animali del Comune di Roma in collaborazione con la Facoltà di Agraria dell'Università di Viterbo. Il progetto è stato realizzato nell'arco di cinque anni, tra il 1989 e il 1993, coinvolgendo 67 rilevatori, tra dilettanti e professionisti, molti dei quali aderenti alla S.R.O.P.U., i quali hanno indagato tutta l'area comunale compresa all'interno del Grande Raccordo Anulare (360 kmq). Questa indagine ha consentito di mettere in evidenza la presenza in città di 75 specie nidificanti. Per ciascuna di esse è stata elaborata una mappa della distribuzione cittadina utilizzando una griglia di unità di rilevamento di 1 x 1 km di lato, accompagnata da testi di commento redatti da ornitologi locali e dalle illustrazioni di Massimiliano Lipperi. Tale pubblicazione, insieme all'*Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio*, da poco pubblicato su *Alula* (Boano *et al.*, 1995), costituirà un punto di riferimento non solo per le successive indagini faunistiche ed ecologiche svolte nell'area romana, ma anche per lo studio del processo di frammentazione degli ambienti naturali, tema trainante nella biologia della conservazione, e per ipotesi di pianificazione del territorio a livello comunale e provinciale (AA. VV., 1997; Battisti *et al.*, 2002; Battisti, 2004).

Nel frattempo gli studi sulla fauna degli ecosistemi urbani assume anche in Italia sempre più importanza e il 12 aprile 1997 si tiene a Roma presso la sede dell'Università Roma Tre, il Primo Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana (Bologna *et al.*, 1998). In quella occasione, a testimonianza della significatività degli studi ornitologici nell'ambito delle ricerche sulla fauna urbana e dell'impegno profuso nello studio dell'avifauna romana, delle settantasei comunicazioni presentate, venti riguardano gli uccelli e di queste, otto sono dedicate agli uccelli di Roma.

La fauna ornitica di Roma ha fornito lo spunto anche per numerosi articoli divulgativi, soprattutto negli anni Settanta (Cignini & Zapparoli, 1996). Si ricordano in particolare Chilanti (1971), con un libricino *Ospiti canori dei nostri giardini*, illustrato da H. Reichelt, che contiene anche numerose informazioni originali su Roma, e il famoso *Clandestini in città* di Pratesi (1975) il quale, attraverso una ricca documentazione di osservazioni effettuate anche a Roma, per primo in Italia mette in evidenza a livello divulgativo il fenomeno dell'inurbamento della fauna in generale.

Roma e il sistema delle aree protette

Oggi Roma ospita una popolazione residente di 2.810.000 abitanti, con una densità media di 1860 ab/kmq, con valori minimi intorno ai 180-190 ab/kmq (nei settori occidentali), e massimi di 18.600 ab/kmq, nei settori orientali; la superficie comunale si estende per 1.285 kmq e la città entro il Grande Raccordo Anulare occupa circa 360 kmq (AA.VV., 1991). Il problema della conservazione della natura è diventato sempre più pressante anche nelle aree urbane e, pur se valutata con cautela (Battisti *et al.*, 2002; Battisti & Gippoliti, 2004), a Roma un certo significato ha assunto in questo senso l'istituzione tra il 1987 e il 1997 di diciannove aree naturali protette, di cui 14 appartenenti al sistema gestito dall'ente regionale RomaNatura, per un totale di 14.000 ha, e cinque gestite in parte da enti strumentali della Regione Lazio (Appia Antica, Veio, Bracciano-Martignano), in parte dal Comune di Roma (R.N. Statale Litorale Romano) e in parte dalla Presidenza del Consiglio (R.N. della Tenuta Presidenziale di Castel Porziano, per un totale di 26.000 ha (AA.VV., 1997). Tra la fine degli anni '90 e l'inizio degli anni 2000, in tali aree sono state avviate una serie di ricerche zoologiche per cercare di identificare caratteristiche ecologiche comuni nei diversi ambienti indagati. Tali ricerche hanno interessato anche la componente ornitologica mettendo in evidenza la biodiversità esistente e fornendo una gran mole di dati sulle specie presenti in città. Studi più approfonditi sono stati portati avanti nel 1999 riguardo le aree naturali protette appartenenti al sistema di RomaNatura. Tra le specie rinvenute sono state evidenziate quelle rare o a rischio, secondo i parametri proposti dall'IUCN e nelle recenti liste rosse italiane. I dati, raccolti sia in termini qualitativi, sia in termini semiquantitativi, hanno inoltre permesso sia di definire le possibili taxocenosi individuabili, sia di valutare lo stato di conservazione di specie e comunità. All'interno delle specie individuate è stata definita la diversa affinità ecologica e specializzazione per un determinato ecosistema o tipo di ambiente così da considerare tali specie come dei veri e propri bioindicatori. Particolarmente approfondite sono state le indagini sul nibbio bruno nidificante nella Riserva di Tenuta dei Massimi (Battisti *et al.*, 2001). Le indagini inoltre hanno evidenziato anche situazioni di stress, di depauperazione ambientale o di totale modificazione delle condizioni primarie. Ciò è stato utilizzato per proporre delle indicazioni sui possibili interventi per il mantenimento, il ripristino e la conservazione di popolazioni o comunità (Bologna *et al.*, 2003).

Confrontando la lista complessiva delle specie rilevate (76 specie, Sarrocco *et al.*, 2002) con quella delle specie rinvenute nell'Atlante degli Uccelli nidificanti a Roma (75 specie, Cignini & Zapparoli, 1996) si nota come ben 71 siano in comune nonostante la differenza delle superfici indagate (Roma: 36.000 ha; Riserve RomaNatura: 14.000 ha) e la durata delle indagini stesse. Il numero più elevato di specie è stato registrato nella Riserva di Decima-Malafede, con 71 specie nidificanti, a seguire l'area della Marcigliana e quella della Valle dell'Aniene, entrambe con oltre 50 specie. Le specie di interesse conservazionistico rilevate sono state 23, tra le quali si ricorda il tarabusino, il nibbio bruno, il succiacapre e il martin pescatore.

LO STATO ATTUALE DELLE RICERCHE

L'interesse crescente per le problematiche relative agli uccelli presenti nella città di Roma ha indotto ad organizzare il Primo Convegno sull'Avifauna Urbana di cui questo testo fa parte degli Atti (Brunelli & Fraticelli, 2005). In questa occasione risulta quindi interessante tentare un bilancio delle indagini svolte sino ad oggi.

Il numero di studi pubblicati tra il 1827 e il 2005 (quasi 180 anni) è di poco più di 300. Hanno contribuito alla stesura di questi lavori circa 170 autori, la maggior parte dei quali non professionisti, benché non tutti ornitologi. In una prima fase storica i lavori sono scarsi e sporadici e, salvo le monografie di Bonaparte (1827 a, 1827 b, 1827 c, 1832, 1832-1841), addirittura nulla è stato pubblicato prima del 1890; una media di 6.9 lavori/decade viene pubblicata tra il 1891-1900 e il 1980. La produzione diventa invece esponenziale a partire dagli anni Ottanta del Novecento, con lo sviluppo dell'ecologia urbana. In questa fase vengono pubblicati 70 lavori nel decennio 1981-1990 (7.0 lavori/anno) e 119 nel 1991-2000 (11.9 lavori/anno).

Una tendenza evidentemente a salire confermata dal fatto che nel primo quinquennio del 2000 il numero di lavori pubblicati è 54, pari ad una media di 10.8 lavori/anno (Fig. 1).

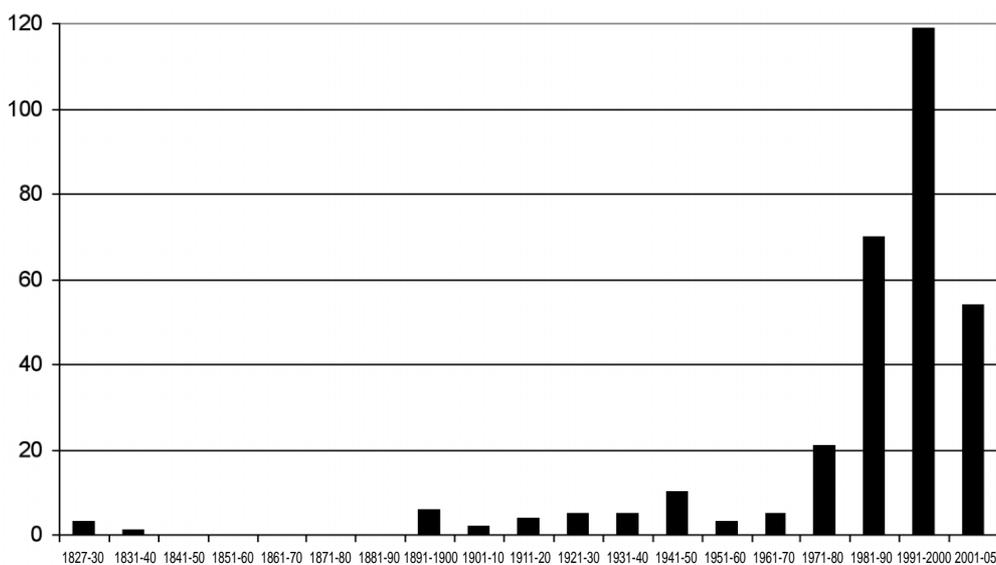


Fig. 1. Numero di lavori pubblicati sull'avifauna romana riuniti per decadi, periodo 1820-2005.

Confrontando il numero di studi pubblicati a Roma con quello relativo agli studi sulle avifaune urbane pubblicati nello stesso periodo (prima metà XIX sec.-1987) nelle altre città italiane (Dinetti, 1988), l'andamento osservato a Roma rispecchia sostanzialmente quello nazionale. Si osserva infatti un picco negli anni Cinquanta ed

un incremento a partire dagli anni tra il 1975 e il 1980. Inoltre, Roma risulta, dopo Milano, la città nella quale si è realizzato il più alto numero di indagini sull'avifauna urbana in Italia (almeno nello stesso periodo) (Fig. 2).

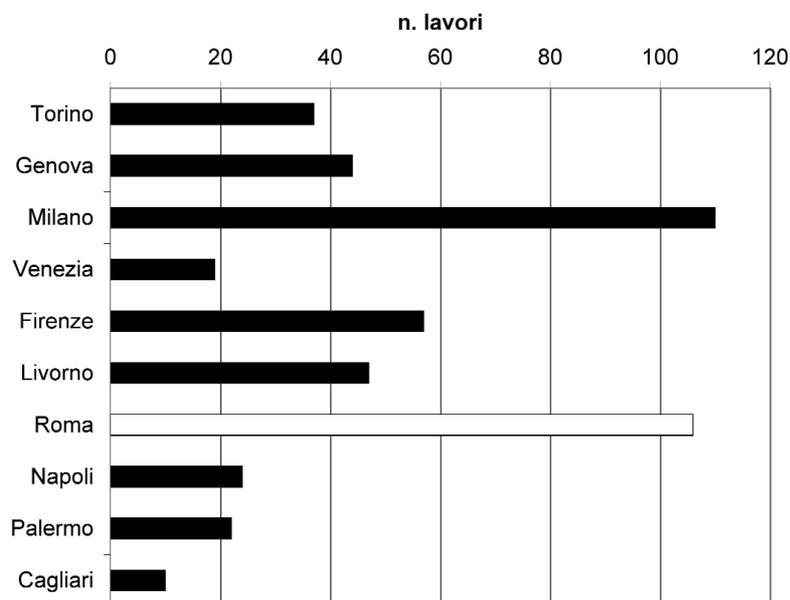


Fig. 2. Numero di lavori su avifauna urbana pubblicati in alcune città italiane nel periodo 1820-1987 (da Dinetti, 1988).

Esaminando gli argomenti sviluppati negli studi svolti a Roma, si osserva che oltre il 60% dei lavori pubblicati riguarda aspetti relativi a singole specie, quasi il 40% è relativo invece a comunità (Fig. 3).

Il numero di specie studiate in dettaglio è di oltre 40; la più studiata è lo storno, seguono i laridi in particolare il gabbiano reale, poi il piccione, quindi il nibbio bruno, l'alocco, il merlo, il cormorano e il rondone (Fig. 4).

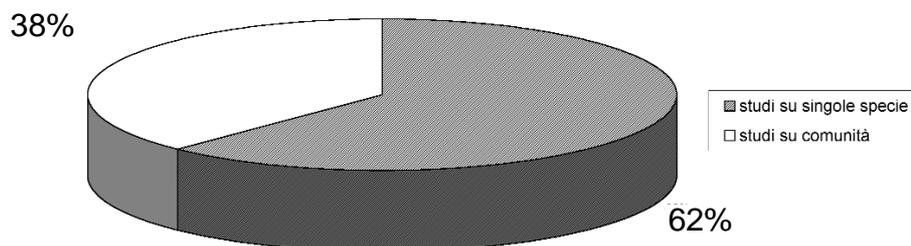


Fig. 3. Percentuale di lavori su singole specie o su comunità svolti nell'area di Roma, periodo 1820-2005.

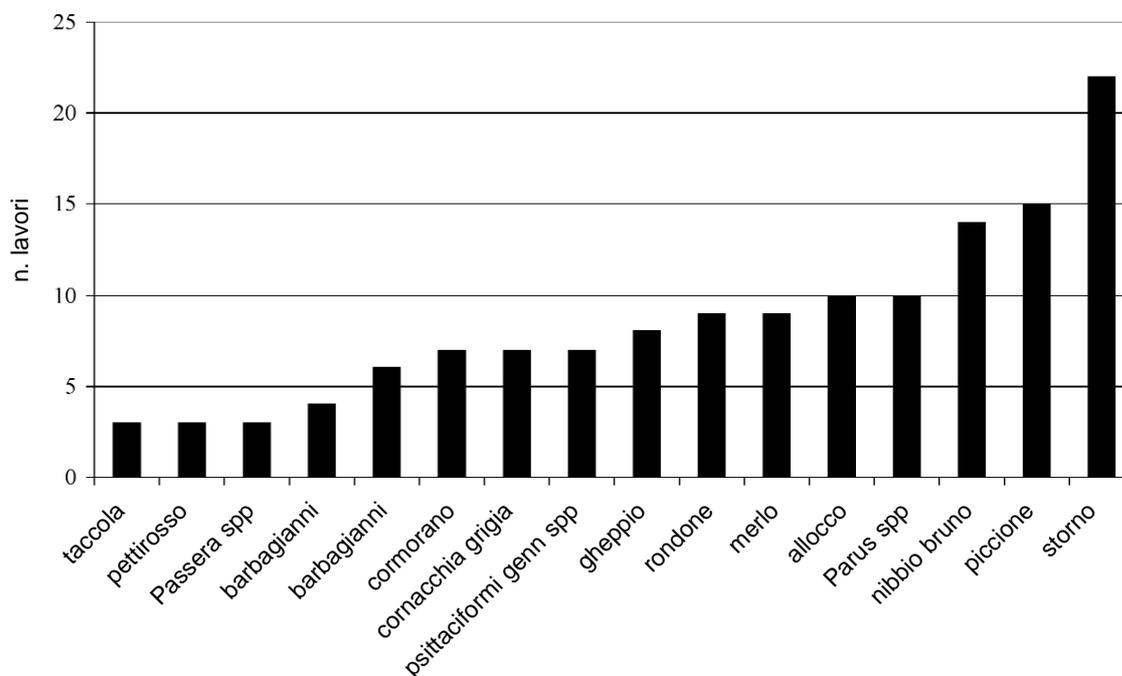


Fig. 4. Principali specie oggetto di studio dell'avifauna romana nel periodo 1820-2005 e numero di lavori ad esse dedicati (vengono indicate solo le specie oggetto di più di due lavori).

Gli studi sulle comunità riguardano - a parte la comunità urbana in generale - soprattutto l'ornitofauna delle aree verdi (Fig. 5).

Riguardo alle tematiche scientifiche (Fig. 6), dominano i lavori a carattere faunistico, settore fondamentale per qualsiasi indagine di tipo applicativo, ed eco-etologico, in particolare sulla biologia riproduttiva, sulla nicchia trofica e sullo svernamento. Notevole è inoltre il numero di lavori a carattere divulgativo. Come settori di studio ai quali negli ultimi anni è stata dedicata maggiore attenzione, si possono individuare quelli relativi all'avifauna cosiddetta problematica (storno, cormorano, gabbiano reale), agli uccelli come indicatori, utilizzati in particolare nella gestione e nella pianificazione del territorio.

Infine uno sguardo allo stato attuale della diversità cittadina: l'avifauna romana comprende a tutt'oggi 121 specie, 78 delle quali nidificanti (tre in più - cincia mora, sparviere e falco pellegrino - rispetto alle 75 segnalate nell'Atlante di Cignini & Zapparoli, 1996). Quindici sono le specie svernanti, 16 quelle migratrici e due quelle irregolari/accidentali. Sono inoltre state segnalate dieci specie non indigene, di cui però solo tre si riproducono regolarmente.

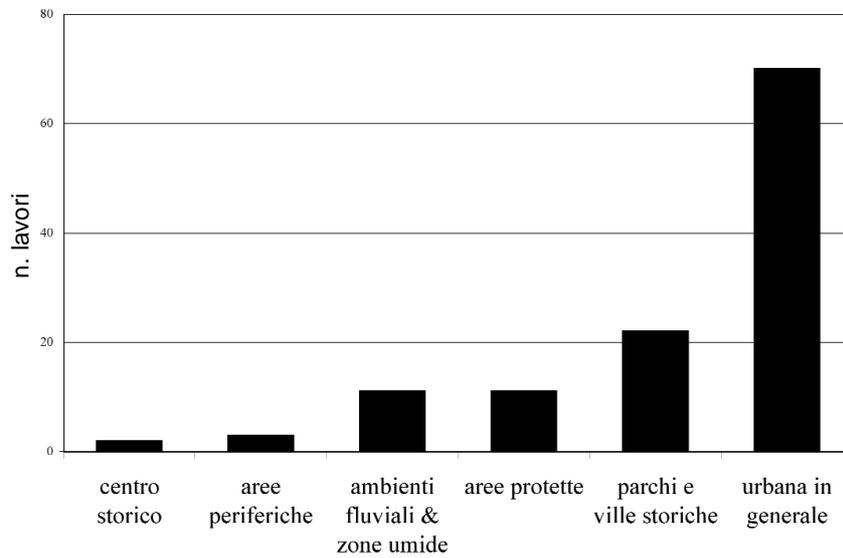


Fig. 5. Principali ambienti cittadini oggetto di indagine a Roma nel periodo 1820-2005 e numero di lavori pubblicati.

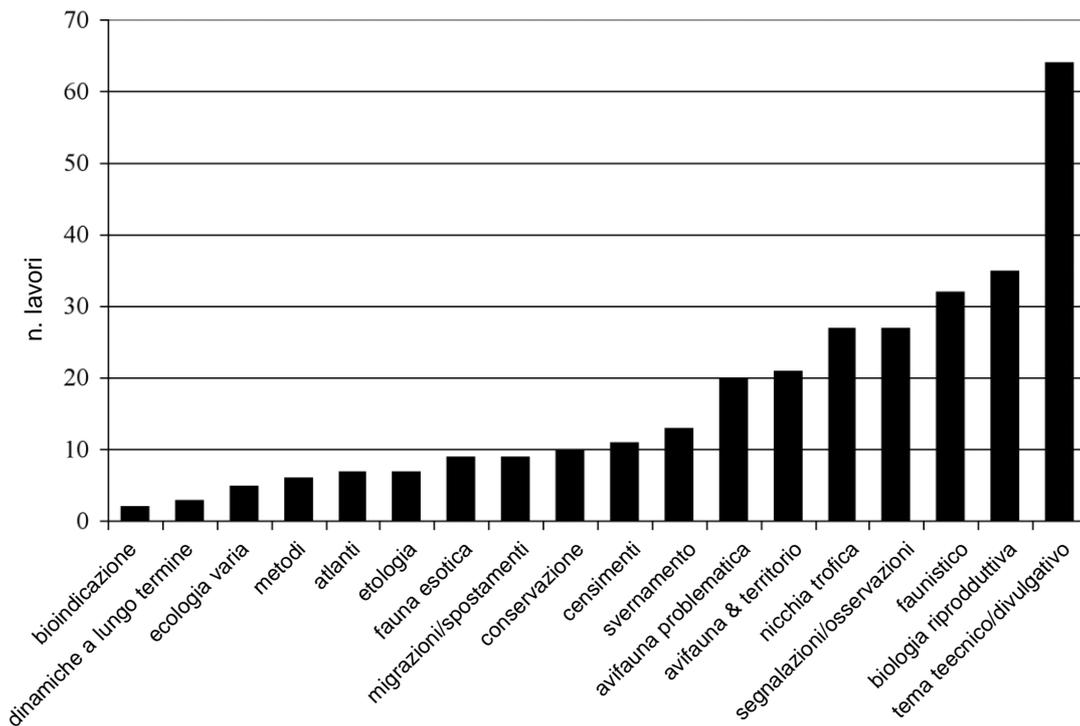


Fig. 6. Principali tematiche di studio sviluppate a Roma nel periodo 1820-2005 e numero di lavori dedicati.

Ringraziamenti. Siamo grati per le informazioni fornite a Massimo Brunelli, Enrico Calvario, Fulvio Fraticelli, Francesco Petretti, Stefano Sarrocco, Augusto Vigna Taglianti.

Summary

Ornithological studies in Rome, research history and activities result.

Rome is one of the Italian cities where the highest number of studies on urban avifauna has been carried out. After a schematic history of the ornithology and ornithological studies performed in the city from the first half of XIX century to-date, a short result of the activities is drawn up in this paper. About 300 articles (204 scientific, 64 technical/popular) were published between 1827-2005. Although little research was performed in the first phase (1827-1980), a great increase was observed starting from the eighties, simultaneously with the development of the Urban Ecology in Europe and in Italy. About 40 species have been studied in some detail. More than 60% of the papers deals with biology or ecology of these species, almost 40% deals with bird communities, especially of parks and green areas. Composition of the fauna or eco-ethology (breeding biology, trophic niche, wintering, invasive species, birds as bioindicators) are the main scientific subjects. 121 species, 78 breeding, 15 wintering, 16 migrants, 2 irregular/accidental are today present in the city fauna, including ten alien species, of which only two regularly breed.

BIBLIOGRAFIA

- Aa.VV., 1991. Roma in cifre, rapporto sulla città 1991. Comune di Roma, Uff. Studi e Programmazione Economica., 455 pp.
- Aa.VV., 1997. Relazione sullo stato dell'ambiente a Roma. Collana Materiali per Roma. Maggioli Editore, Rimini, 309 pp.
- Alexander C.J., 1917. Observation on birds singing in their winter quarters and on migration. *British Birds*, 11: 98-102.
- Alexander H.G., 1927 a. The birds of Latium, Italy. *The Ibis*, 69: 245-283.
- Alexander H.G., 1927 b. A list of the birds observed in Latium, Italy, between June 1911 and February 1916. *The Ibis*, 69: 659-691.
- Angelini G., 1900. Nidificazione del Falco grillaio (*Cerchneis naumanni* Fleisch.) nel Romano. *Boll. Soc. Zool. ital.*, (S. 2) 9: 265-266.
- Angelini G., 1912 a. Cattura di "*Larus affinis*" Reinhardt presso Roma. *Riv. ital. Orn.*, 1: 152-155.
- Angelini G., 1912 b. Cattura ornitica nuova per l'Italia. Il *Larus affinis*, Reinhardt, nei dintorni di Roma. *Boll. Soc. Zool. ital.* (S. 3) 1: 3-8.
- Anonimo, 1946. Unione italiana naturalisti. Attività dell'Unione, 1944-45. *Historia naturalis*, 1: 22-24.

- Aplin O.V., 1896. Bird notes by the way. *The Ornithologist*, 1896: 1-9.
- Arrigoni Degli Oddi E., 1929. *Ornitologia italiana*. Hoepli, Milano, 1046 pp. + tavv.
- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, Connettività, Reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alla Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, Stilgrafica spa, 248 pp.
- Battisti C., Amori G., Gippoliti S., 2002. Ecologia urbana e Biologia della Conservazione sono conciliabili? Atti Convegni Lincei, "Ecosistemi urbani". 22-24.10.2001, Atti Convegni Lincei, 182: 221-228.
- Battisti C., Bottinelli V., Caruso R., Ferrero G., Mari C., Parrella M., Pallara G., Tomassetti M., Zocchi A., 2001. Il Nibbio bruno (*Milvus migrans*) a Roma: dati dalla Riserva naturale "Tenuta dei Massimi". *Alula*, 8: 29-33.
- Battisti C., Gippoliti S., 2004. Conservation in the urban/countryside interface: a cautionary note from Italy. *Conserv. Biol.*, 18: 581-583.
- Blanchet M., 1948. Oiseaux de Rome. *Nos Oiseaux*, 19: 173-176.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (red.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. *Alula*, 2 (1-2), 224 pp.
- Bologna M.A., Calvario E., Sarrocco S., 2003. Le ricerche faunistiche nelle aree protette di RomaNatura. *Urbanistica Quaderni*, Istituto Nazionale di Urbanistica, 37: 29-31.
- Bologna M.A., Capula M., Carpaneto G.M., Cignini B., Marangoni C., Venchi A., Zapparoli M., 2003. Anfibi e Rettili a Roma, Atlante e guida delle specie presenti in città. Comune di Roma, Roma, pagg. 112.
- Bologna M.A., Carpaneto G.M., Cignini B. (red.), 1998. Atti del Primo Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana. Roma 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori, 302 pp.
- Bonaparte C.L., 1827 a. Specchio comparativo delle ornitologie di Roma e di Filadelfia. *Nuovo Giornale dei letterati*, Pisa, 33: 161-185.
- Bonaparte C.L., 1827 b. Specchio comparativo delle ornitologie di Roma e di Filadelfia. *Nuovo Giornale dei letterati*, Pisa, 34: 3-29.
- Bonaparte C.L., 1827 c. Specchio comparativo delle ornitologie di Roma e di Filadelfia. *Nuovo Giornale dei letterati*, Pisa, 35: 95-120.
- Bonaparte C.L., 1832. Specchio comparativo delle ornitologie di Roma e di Filadelfia. *Nuovo Giornale dei letterati*, Pisa, 64: 49-61.
- Bonaparte C.L., 1832-1841. Iconografia della fauna italica per le quattro classi degli Animali Vertebrati. Tomo I, Mammiferi e Uccelli. Tipografia Salviucci, Roma, 288 pp. + 24 tavv.
- Bornkamm R., Lee J.A., Seaward M.R.D. (eds.), 1982. *Urban ecology. The Second European ecological symposium*, Berlin, 8-12 september 1980. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edimburg, Boston Melbourne, 370 pp.
- Bortolotti L., 1988. Roma fuori le mura, l'Agro Romano da palude a metropoli. Laterza, Roma, Bari, 390 pp.
- Brunelli M. & Fraticelli F. (red.), 2005. Atti del Convegno "Uccelli a Roma. 100 specie alla conquista della Metropoli". *Alula* 12 (1-2): 1-276.
- Celesti Grapow L., Fanelli G., 1993. The vanishing landscape of the Campagna Romana. *Landscape and Urban Planning*, 24: 69-76.
- Chigi F., 1912. Cattura di "*Larus fuscus affinis*, Reinhardt" presso Roma. *Riv. ital. Orn.*, 1: 161-162.
- Chigi F., 1933. Il Lodolaio, *Falco subbuteo* L., nidificante nel Lazio. *Riv. ital. Orn.*, 3: 81-94.

- Chigi F., 1938. Nota comparativa dell'avifauna delle città di Roma e di Milano. *Rass. Faunistica*, 5: 56-60.
- Chilanti P., 1971. Ospiti canori dei nostri giardini. Edagricole, Bologna, 59 pp.
- Cignini B., 1998. Lo Storno (*Sturnus vulgaris*) a Roma: stato delle conoscenze e pratiche di gestione della popolazione svernante. In: Bologna M.A., Carpaneto G.M., Cignini B. (red.), *Atti I Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana*, Roma 12 Aprile 1997. Fratelli Palombi Editori, pp. 51-56.
- Cignini B., Marangoni C., Marini L., [1997]. Piccioni di città e storni: argomenti per una convivenza tra cittadini e animali a Roma. Comune di Roma, Ufficio diritti animali. Fratelli Palombi Editore, Roma, 32 pp.
- Cignini B., Massari G., Pignatti S. (red.), 1995. *L'ecosistema Roma. Ambiente e territorio*. Fratelli Palombi, Roma, 292 pp.
- Cignini B., Zapparoli M. (red.), 1996. *Atlante degli Uccelli Nidificanti a Roma*. Fratelli Palombi Editori, Roma, 126 pp.
- De Beaux O., 1949. A propos de "Oiseaux de Rome". *Nos Oiseaux*, 20: 7-11.
- De Cupis C., 1922. La Caccia nella Campagna Romana secondo la storia e i documenti. A. Nardecchia, Roma, XLII+176 pp. + tavv.
- Del Lungo A., 1937. Abitatori alati dei monumenti e dei parchi di Roma. *Rass. Faunistica*, 4: 3-32.
- Dinetti M., 1988. Rassegna bibliografica: gli uccelli negli ambienti urbani italiani. Centro Italiano Ecologia Urbana, Copisteria San Gallo, Firenze, 112 pp.
- Falconieri Di Carpegna G., 1892. Note ornitologiche. *Boll. Soc. Rom. St. Zool.*, 1: 16-17.
- Falconieri Di Carpegna G., 1893. Sopra uno Zivolo minore (*Emberiza pusilla* Pall.) colto lo scorso ottobre nei pressi di Roma. *Boll. Soc. Rom. St. Zool.*, 2: 77-78.
- Falconieri Di Carpegna G., 1908. Nuova cattura presso Roma di *Carpodacus erythrinus* (Pall.). *Boll. Soc. Zool. ital.*, (S. 2) 9: 38-39.
- Foschi U.F., Bulgarini F., Cignini B., Lipperi M., Melletti M., Pizzari T., Visentin M., 1996. Catalogo della collezione ornitologica "Arrigoni degli Oddi" del Museo Civico di Zoologia di Roma. *Ric. Biol. Selvaggina*, 97: 1-311.
- Fraticelli F., 1996. Studio a lungo termine dell'evoluzione della comunità ornitica in un ambiente urbano. *Alula*, 3: 10-16.
- Fraticelli F., 1999. Variazioni numeriche di Codiroso spazzacamino *Phoenicurus ochruros* svernante in alcune località del Lazio. *Alula*, 6: 173-174.
- Giglioli E. H., 1886. Avifauna italiana, elenco delle specie di uccelli stazionarie o di passaggio in Italia. Le Monnier, Firenze, 625 pp.
- Lepri G., 1896. Uccelli rari per la provincia di Roma. *Boll. Soc. Rom. St. Zool.*, 5: 47-49.
- Manganaro A., Ranazzi L., Ranazzi R., Sorace A., 1990. La dieta dell'Allocco, *Strix aluco*, nel parco di Villa Doria Pamphili (Roma). *Riv. ital. Orn.*, 60: 37-52.
- Martucci O., Consiglio C., 1991. Activity rhythm and food choice of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering near Rome, Italy. *Le Gerfaut*, 81: 151-160.
- Moltoni E., 1944. Ancora sull'invasione della Cincia mora nel 1943-44. *Riv. ital. Orn.*, 14: 100-102.
- Moltoni E., 1945. Appunti sull'avifauna della città di Roma. *Atti Soc. ital. Sc. nat., Mus. civ. St. nat. Milano*, 84: 49-56.
- Olina G.P., 1622. Uccelliera, ovvero discorso della natura e proprietà di diversi uccelli e in particolare di quelli che cantano, conoscerli, allevargli e mantenerli. Fei A., Roma [Ed.

- Leo S. Olschki, *Rariora et Mirabilia*, 1, Firenze, 2000, xiv-218 pp., ristampa anastatica]
- Pasquini P., 1933. La zoologia in Roma e nel Lazio. In: AA.VV., *Le scienze fisiche e biologiche in Roma e nel Lazio*. Casa editrice Leonardo da Vinci, Roma, 21 pp. (estratto).
 - Patrizi-Montoro F., 1909. Materiali per una avifauna della provincia di Roma. *Boll. Soc. Zool. Rom.*, (S. 2) 10: 1-103.
 - Pratesi F., 1975. *Clandestini in città*. Mondadori, Verona, 180 pp.
 - Rossi D., Di Carlo E.A., 1948. Risultati di ricerche ornitologiche sulle montagne d'Abruzzo. Parte II. Monti della Laga, Altopiano di Campotosto, Conca di Amatrice. *Riv. ital. Orn.*, 18: 149-186.
 - Rossi D., 1946. Anomalia di colorazione su *Parus major major*, Linneo. *Riv. ital. Orn.*, 16: 125-127.
 - Rotondi M., 1938. Nibbi sul Tevere a Mezzocammino. *Rass. Faunistica*, 5: 13.
 - Rotondi M., 1962. Migratori alati. Le migrazioni degli uccelli in relazione all'esercizio della caccia e dell'uccellazione. *La Rotografica Romana*, Roma, 616 pp.
 - Ruffo S., Vigna Taglianti A., 2002. Breve storia delle ricerche. In: Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S., (red.), *La fauna in Italia*. Touring Editore, Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, pp. 18-23.
 - Sacchetti G., 1982. Ornitologia vaticana. *Uccelli d'Italia*, 7: 250-251.
 - Sacchetti G., 1986. Piccola ornitologia vaticana. *Uccelli d'Italia*, 11: 114.
 - Sacchetti G., Sestieri L., 1992. Appunti per una ornitologia vaticana. *Uccelli d'Italia*, 17: 39-50.
 - Sarrocco S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M., Bologna M.A., 2002. L'avifauna delle aree naturali protette del Comune di Roma gestite dall'ente RomaNatura. *Alula*, 9: 3-31.
 - Sevesi A., 1938. Cenni comparativi tra l'avifauna di Roma e quella di Milano. *Riv. ital. Orn.*, 8: 164-170.
 - Solinas F., 2000. *L'uccelliera. Un libro di arte e di scienza nella Roma dei primi Lincei*. Ed. Leo S. Olschki, *Rariora et Mirabilia*, 2, Firenze, XII + 122 pp.
 - Condorelli M., 1897. *Sunto dei Processi verbali*. Bollettino della Società Romana per gli studi Zoologici, 6 (V-VI): 234-239.
 - Sommani E., 1941. Un caso di assai precoce nidificazione di Pendolino. *Riv. ital. Orn.*, 11: 127-128.
 - Sommani E., 1946 a. Osservazioni sull'irregolare arrivo dei Balestrucci [*Martula urbica* (L.)] a Roma durante il marzo del corrente anno (1946). *Riv. ital. Orn.*, 16: 127-129.
 - Sommani E., 1946 b. Arrivo eccezionalmente precoce di Rondoni [*Micropus apus* (L.)] a Roma. *Riv. ital. Orn.*, 16: 180.
 - Sommani E., 1980. Ripetute nidificazioni di Gabbiano reale (*Larus argentatus*) nella città di Roma. *Riv. ital. Orn.*, 50: 226-227.
 - Sommani E., 1986. Note sulla biologia di alcune coppie di Gheppio, *Falco tinnunculus*, presenti in Roma. *Riv. ital. Orn.*, 56: 40-52.
 - Sorace A., 1990. Aspetti della nicchia trofica del Merlo *Turdus merula* in un parco urbano. *Avocetta*, 14: 119-128.
 - S.R.O.P.U. (red.), 1991. Atti V Convegno Italiano di Ornitologia, *Suppl. Ric. Biol.Selvaggina*, 17: 1-552.
 - S.R.O.P.U. (red.), 1992. Atti del Convegno "Giornate Romane di Ornitologia", Roma. *Alula*, 1: 184 pp.

- Sukopp H., Werner P., 1982. La nature dans la ville. Comité Européenn pour la sauvegarde de la nature et des ressources naturelles. Collection sauvegarde de la nature, 28. Conseil de l'Europe, Strasbourg, 94 pp.
- Varrone C., Fraticelli F., 2002. Note sul Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma. *Alula*, 9: 56-62.
- Vigna Taglianti A., 1980. Storia dell'entomologia romana. Atti XII Congr. Naz. Ital. Entomol. Roma, 1: 5-66.
- Violani C., Barbagli F., 2003. Carlo Luciano Bonaparte: la vita e l'opera zoologica. In: Minelli A., Vigna Taglianti A. (red.). Iconografia della Fauna Italica per le quattro classi degli Animali Vertebrati. Ministero dell'Ambiente e Tutela del territorio. Canova, Treviso, 11-21.

Norme per gli autori

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

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

I lavori dovranno essere inviati su dischetto 3,5" scritti con un qualsiasi programma di scrittura senza alcun comando di formattazione del testo.

Inoltre dovranno essere allegate due copie stampate con indicati i titoli, sottotitoli, neretti e corsivi.

L'autore indicherà a matita sul margine sinistro del dattiloscritto la posizione in cui illustrazioni e tabelle vanno inserite nel testo.

Il testo degli articoli dovrà essere diviso come segue:

- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Indirizzo dell'autore
- Testo del manoscritto, diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Materiali e Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Riassunto in lingua inglese, Bibliografia
- Tavole e figure

L'argomento del lavoro va esposto chiaramente nell'**introduzione** senza eccessivi dettagli. La continuità con altre ricerche va posta in evidenza con gli opportuni riferimenti bibliografici evitando la ricapitolazione di questi stessi lavori. I metodi devono essere espressi con chiarezza, ma senza introdurre dettagli particolareggiati, tranne quando si tratti di un lavoro metodologico innovativo.

I nomi di **genere, specie** e le parole da evidenziare devono essere sottolineati a mano nella copia cartacea del testo. I nomi comuni di animali vanno scritti maiuscoli.

Il **riassunto in inglese**, di massimo 15 righe, elencherà schematicamente l'argomento del lavoro ed i risultati ottenuti. Nel riassunto non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici.

Le **citazioni bibliografiche** nel testo devono essere date con la seguente sintassi: Fraticelli (1984), Arcà e Petretti (1984), Calvario et al. (1989) o alla fine della frase (Fraticelli, 1990; Cianchi e Sorace, 1992; Bologna et al., 1998).

Le citazioni in **Bibliografia** devono conformarsi ai seguenti esempi:

- Massi A., Montemaggiori A., Spina F. (red.), 1992. Progetto Piccole Isole: risultati del V anno di attività. Rapporto I.N.F.S.: 1-10.

Rivista: - Bologna M. A., Cardone P., Di Fabrizio F., Locasciulli O., 1990. La nidificazione della Nitticora *Nycticorax nycticorax* nella Riserva Naturale Regionale Lago di Penne (Abruzzo). Riv. Ital. Orn., 60 (1-2): 79-87.

I titoli delle riviste devono essere abbreviati secondo l'ultima edizione (quarta) del World List of Scientific Periodicals (1960) o i supplementi o the Serial Publications in the British Museum (Natural History) Library (third edition 1980) pubblicati dal British Union-Catalogue of Periodicals. Nel dubbio scrivere il riferimento per esteso.

Le **tabelle** devono essere numerate consecutivamente con i numeri romani e battute su un foglio separato con una chiara ed esauriente legenda.

Le **illustrazioni**, formato massimo A4 (legenda inclusa) devono essere 1.5-2 volte più grandi del formato definitivo. Le figure vanno numerate con numeri arabi. Scritte, lettere e numeri delle figure devono essere sufficientemente grandi da essere lette dopo riduzione del formato. Disegni e grafici in china nera, devono essere fatti su carta bianca o da lucido. Le illustrazioni e le tabelle vanno consegnate in duplice copia, così come eventuali fotografie. Legende di fotografie e figure vanno scritte su foglio separato.

Per le **brevi note** fornire solo la traduzione in inglese del titolo.

Si prega di indicare almeno un numero di telefono degli autori.

I lavori vanno inviati a:

Massimo Brunelli
Via Aldo Moro, 83 - 00065 Fiano Romano (Rm)
e-mail: mss.brunelli@tin.it

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA

Volume XII (1-2) - 2005

INDICE

Amadio M. – Uso della ptilocronologia come indicatore della qualità dell'habitat negli uccelli il caso della Storno <i>Sturnus vulgaris</i> nella città di Roma	3
Arca E., Battisti C. & Fraticelli F. – Effetto di area, isolamento e disturbo sulle comunità ornitiche di frammenti forestali urbani: un caso di studio a Roma all'interno di Roma	9
Biondi M., Guerrieri G., De Vita S. & Pietrelli L. – Gli uccelli esotici sul Litorale Romano (1978-2004): status, distribuzione ed annotazioni ecoetologiche	23
Camolese C. – Influenze delle caratteristiche del nido sul successo riproduttivo di <i>Parus caeruleus</i> in un parco urbano	31
Campioni L. – Incremento ponderale dei nidiacei di Cinciarella <i>Parus caeruleus</i> in un parco urbano di Roma	42
Capraro V. – Distribuzione spaziale dei siti di nidificazione del Rondone <i>Apus apus</i> a Roma	64
Castaldi A. & Guerrieri G. – Urbanizzazioni e diffusione di specie boschive in paesaggi frammentati del Litorale Romano (Ostia Lido -Roma)	73
Cecere J.C., Sorace A., De Santis E. – Distribuzione dello Storno <i>Sturnus vulgaris</i> come nidificante nella città di Roma	85
Del Brocco C. – L'indagine sociologica come strumento di gestione dell'ornitofauna urbana il caso della Cornacchia grigia <i>Corvus cornix</i> a Roma	88
Dell'Ariceia G., Lipp H.P. & Dell'Omo G. – Spostamenti di piccioni romani: uno studio preliminare con il GPS	97
Dell'Omo G., Costantini D., Di Lieto G. & Casagrande S. – Gli uccelli e le linee elettriche	103
De Santis E. – Nidificazione della Cornacchia grigia <i>Corvus corone cornix</i> a Roma: come influisce la presenza umana?	115
De Sapio I. – Differenziazione di nicchia trofica tra Cinciallegra <i>Parus major</i> e Cinciarella <i>Parus caeruleus</i> in un parco urbano	119
Dinetti M. – Avifauna urbana: un filone di studi originale per l'Italia, e le implicazioni conservazionistiche	139
Falcinelli M. – Ptilocronologia in una popolazione di Piccione di città <i>Columba livia</i> forma <i>domestica</i>	141
Fraissinet M. – Nuovo progetto atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella città di Napoli (2001-2005): dati preliminari ad una stagione dalla conclusione	148
Francia N., Agrimi U., Alleve E. – Popolazioni infestanti di Colombi in area urbana e periurbana: considerazioni zooantropologiche e prospettive gestionali	155
Fraticelli F. – Gli uccelli di Villa Borghese, Roma: effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica	157
Monti P., Giucca F. & Lauri C. – 1° censimento ornitologico nel Parco Regionale dell'Appia Antica: primi dodici mesi di attività	183
Panuccio M. – Dati sulla presenza del Nibbio bruno <i>Milvus migrans</i> in due discariche di rifiuti urbani	189
Pitzalis M., Marangoni C., Bologna M. – Analisi di processi di dispersione e colonizzazione tramite un GIS in tre specie di uccelli alloctoni nelle fauna di Roma (Italia centrale)	193
Ranazzi L. & De Giacomo U. – Il Pellegrino <i>Falco peregrinus</i> a Roma: alimentazione e riproduzione di una coppia in ambiente urbano	206
Trocchi C. – Composizione fenotipica, patologie e traumi nel Piccione di città <i>Columba livia</i> forma <i>domestica</i> a Roma	214
Ukmar E., Battisti C. & Bologna M. – Struttura di comunità ornitiche in ambiente mediterraneo percorso da incendio (Castelfusano, Roma – Italia centrale): studio su un ciclo annuale	229
Varrone C. – Studio sulla biologia riproduttiva del Gabbiano reale <i>Larus michahellis</i> a Roma	241
Zapparoli M. – Nuovi dati sulla nidificazione del Rondone pallido <i>Apus pallidus</i> a Roma	254
Zapparoli M. & Cignini B. – Gli studi ornitologici a Roma, storia delle ricerche e bilancio delle attività	257