

See discussions, stats, and author profiles for this publication at:
<https://www.researchgate.net/publication/265902467>

Alimentazione del lanario Falco biarmicus feldeggii in Sicilia

Article · January 2004

CITATIONS

2

READS

136

2 authors, including:



[Massimiliano Di Vittorio](#)

Ecologia Applicata Italia srl

36 PUBLICATIONS 98 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Ecology and conservation of Raptors in Sicily [View project](#)



Environmental impact assessment of power lines on birds in Sicily [View project](#)

All content following this page was uploaded by [Massimiliano Di Vittorio](#) on 22 September 2014.

The user has requested enhancement of the downloaded file. All in-text references [underlined in blue](#) are added to the original document and are linked to publications on ResearchGate, letting you access and read them immediately.

Brevi note – Short communications

Waterbird abundance in a residual wetland of Central Italy during two years of contrasting water level

CORRADO BATTISTI¹, ALBERTO SORACE², EGIDIO DE ANGELIS¹, CARLO GALIMBERTI¹, NARCISO TRUCCHIA¹

¹Servizio Ambiente, Ufficio Conservazione Natura, Provincia di Roma, via Tiburtina 691, I-00159 Roma, Italy (cbattisti@inwind.it);

²Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, via Crippa 60, I-00125 Roma, Italy

Riassunto – *Abbondanza degli uccelli acquatici in una zona umida del centro Italia in due anni con opposti livelli d'acqua.* In questo studio abbiamo confrontato le abbondanze di Anatidi e Ardeidi presenti in un'area umida della costa tirrenica interessata da deficit idrico dovuto a scarse precipitazioni nel 2002 e da immissione artificiale di acqua nel 2003. L'apporto idrico artificiale ha permesso il mantenimento di un livello delle acque relativamente costante nel 2003 rispetto all'anno precedente. Il livello di acqua più elevato nel 2003 ha consentito la presenza di un maggiore numero di uccelli acquatici, in particolare marzaiole *Anas querquedula*, nonché la nidificazione del germano reale *Anas platyrhynchos* e la sosta di individui di moretta tabaccata *Aythya nyroca*. Nel 2003, l'immissione artificiale di acqua ha anche permesso il ripristino dell'attività di piscicoltura nell'area umida e il rilascio di avannotti di cefalo *Mugil cephalus* ha verosimilmente causato la comparsa degli Ardeidi. L'apporto idrico artificiale e attività estensive di piscicoltura possono pertanto essere considerate utili interventi per ripristinare il ruolo funzionale di aree umide residuali sia come sito di sosta sia come habitat trofico e riproduttivo per alcune specie acquatiche di interesse conservazionistico.

In anthropized mosaic landscapes, wetlands can assume residual characteristics due to their limited size, reduced habitat diversity, high isolation and edge effect that may affect the presence of several waterbird species (Tschardt 1992). Moreover, the anthropic matrix surrounding these fragments can markedly influence internal processes that can be under the complete control of external, stochastic, factors. One of the main disturbance is the decrease

of water level caused by the reduced flow of superficial running water and the use of water for irrigation of surrounding areas leading to drawdown. In these conditions, rain may be the only water source for wetlands. Therefore, scarce precipitation is a stochastic factor that may cause catastrophic effects on bird populations and communities of these residual environments (Saunders *et al.* 1991).

Although in Italy some studies were undertaken on bird communities of wetlands placed in fragmented landscape (e.g., Celada and Bogliani 1993, Lebboroni *et al.* 2001), data on the effects of water deficit on such residual areas are still lacking.

The winter 2001–2002 was characterised by scarce rainfall (see results) in Tyrrhenian central Italy. This produced a strong water deficit in the Torre Flavia Reserve, a protected residual wetland of Latium coast (Rome Province), that led to complete drying up in summer. To mitigate the effects of reduced precipitation, in the October 2002 the managers of the protected area (Province of Rome, Environmental Service) undertook a plan of artificial flooding aimed at restoring the water levels of the wetland.

The aim of the present study was to compare the population abundance of Anatidae and Ardeidae between the periods of water deficit and artificial flooding of the wetland.

The study area is encompassed into the Natural Monument "Palude di Torre Flavia" (Ladispoli, Cerveteri; Rome; 41° 58' N; 12° 03' E; Special Conservation Area *sensu* 79/409/CE Directive; code IT6030020), a remnant wetland 40 ha-wide located on Tyrrhenian coastline.

In 2002, the Province of Rome stipulated an agreement with the "Consorzio di bonifica Tevere ed

Received 4 March 2004, accepted 25 April 2004
Assistant editor: R. Sacchi

Agro Romano” to provide an artificial flooding (100000 m³/year) to minimise the dramatic water level variation (first water immission: 9 October 2002). In the following period (autumn 2002 – spring 2003) a pisciculture activity (mullet *Mugil cephalus*) was set up in the study area by a private society according to the constitutive rule of the Natural Monument.

Breeding and migratory communities were investigated by mapping method and ringing techniques (Battisti *et al.* in press, Sorace *et al.* 2001, Sorace *et al.* 2003). In each visit, waterbirds were censused by transects. Overall, 285 visits were carried out from November 2001 to June 2003. Due to reduced size, good visibility and easy access, the whole study area was covered in each visit, and individuals of species belonging to the families Anatidae and Ardeidae were counted. Data were expressed as maximum number of observed individuals for each species per 10 days (total of 57 decades). We used the maximum value rather than the mean because the former give a better picture of waterbirds variation. Data were not collected in the second decade of January, in the second decade of July, and in the first decade of September 2002. We measured the water level in the wetland with metric pole (± 1 cm) once per decade.

The number of censused individuals per decade was correlated with the water level and the total rainfall (mm) per decade by Pearson correlation coefficient, after log-transforming of data. Precipitation data were obtained from weather bureau of UCEA Observatory (Rome, Collegio Romano).

The numbers of Anatidae and Ardeidae per decade were compared between the period of water deficit (3rd decade of November 2001 – 2nd decade of June 2002) and the period of artificial flooding (3rd decade of November 2002 – 2nd decade of June 2003) by means of the Wilcoxon matched pairs test. Statistical analysis was carried out using the Statistica software package (StatSoft, Inc. 1984–2000).

In winter, rainfall was lower during water deficit than during flooding period, while no difference was detected in other seasons. In all seasons, water level was higher in periods of artificial flooding (Tab. 1). Water level was not related to rainfall ($r_p = 0.25$, $N = 57$, $P = 0.081$).

Over the study period, the following waterbird species were observed: among Anatidae, teal *Anas crecca*, mallard *A. platyrhynchos*, garganey *A. querquedula* (from 25th February to 16th April 2003; maximum about 150 ind. on 3rd March), shoveler *A.*

Table 1. Mean water level per decade (cm) among seasons during the periods of water deficit and artificial flooding. – *Livello medio dell'acqua (cm) per decade durante i periodi di deficit idrico e di immissione artificiale d'acqua.*

	Water level (cm)	
	Water deficit Mean \pm SD	Artificial flooding Mean \pm SD
Winter	53.5 \pm 7.5	122.8 \pm 9.5
Early spring	63.2 \pm 4.6	112.2 \pm 8.6
Late spring	50.8 \pm 10.5	72.4 \pm 17.1

clypeata, ferruginous duck *Aythya nyroca* (from 28th January to 21st March 2003; maximum 7 ind.); among Ardeidae, little bittern *Ixobrychus minutus*, little egret *Egretta garzetta*, great egret *E. alba*, squacco heron *Ardeola ralloides*, cattle egret *Bubulcus ibis*, grey heron *Ardea cinerea*, purple heron *A. purpurea*.

The values of abundance of individuals varied among years and groups. Anatidae showed two peaks of abundance (> 30 ind.; 2001–2002: 2nd – 3rd decade of December; 2002–2003: 1st decade of March – 2nd decade of April, Fig. 1). Ardeidae showed lower abundance values or irregular presence in 2001–2002 with a peak in the 3rd decade of March 2003.

Abundance of Anatidae increased significantly in migratory and prebreeding period of 2003 (i.e. with artificial flooding; Tab. 2). No difference was observed in other seasons. In all seasons abundance of Ardeidae was higher in periods of flooding (Tab. 2). Abundance of Anatidae and Ardeidae was positively related to water level in the study area (respectively, $r_p = 0.34$, $N = 57$, $P = 0.016$ and $r_p = 0.47$; $N = 57$; $P = 0.0006$).

In Latium, the aquatic species we observed in the present study prefer coastal fresh and salt water wetlands (Biondi *et al.* 1999). A higher water level might have promoted the migratory stop-over of a higher number of individuals of Anatidae, even if this increase in 2003 (3rd decade of February – 2nd decade of April) was probably due to the high number of garganey, which were absent in 2002 (Fig. 1). The alternative hypothesis that such absence in the study area was related to a scarce passage of the species throughout the Latium region rather than to the low water level in the study area was not supported by observations in other areas. During the 20 years preceding 2002 garganey was always observed in spring in the study area, and was one of the commonest species among Anatidae (e.g. up to 1000

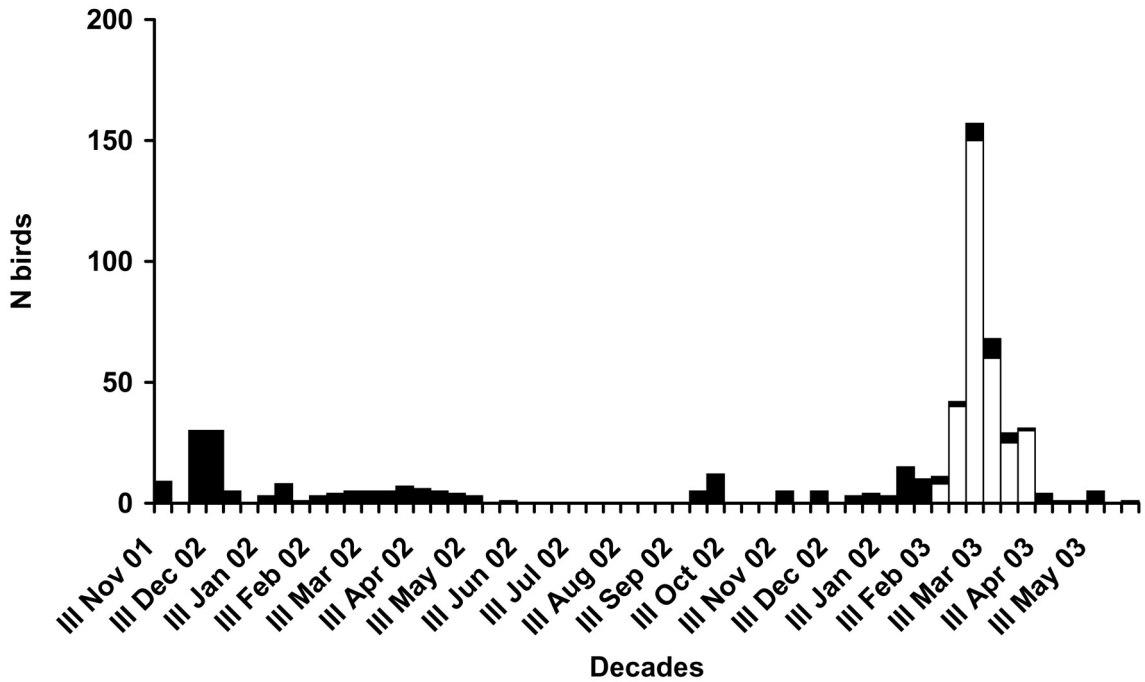


Fig. 1. Maximum number of Anatidae observed per decade during the period November 2001 – June 2003. In white: garganey *Anas querquedula*; in black: other species. – Massimo numero di Anatidae osservati per decade durante il periodo novembre 2001 – giugno 2003. In bianco: marzaiola *Anas querquedula*; in nero le altre specie.

individuals on 16th March 2001, C. Battisti and A. Sorace, unpublished data).

The presence of an adequate water level in the wetland allowed mallards to breed in 2003 and ferruginous ducks, the only recorded species that feeds mainly by diving, to stop-over. Data on this species are scarce in Latium (Brunelli *et al.* 1998), and Costa and Bondi (2001) reported the sensitivity of ferruginous duck to water deficit.

The increase of Ardeidae in 2003 is clearly due to restoration of pisciculture activity and the related introduction of mullet fries (a trophic resource for Ardeidae). Artificial flooding of small wetlands (and the consequent increase in the wet area: about 20%) can be considered a management technique, allowing species migrating in large flocks (e.g., garganey) to rest in such areas. The garganey could show a significantly increased abundance when quality of residual

Table 2. Mean number of waterbirds (Anatidae and Ardeidae) observed per decade during the periods of water deficit and artificial flooding (Wilcoxon matched pairs test). – Numero medio di uccelli acquatici (Anatidae and Ardeidae) osservati per decade durante i periodi di deficit idrico e di immissione artificiale d'acqua (Test di Wilcoxon).

	Number of waterbirds per decade				
	Water deficit Mean ± SD	Artificial flooding Mean ± SD	N	Z	P
Anatidae					
Winter	12.8 ± 13.6	2.7 ± 2.2	6	1.826	ns
Early spring	4.9 ± 2.1	39.8 ± 45.7	9	2.547	0.011
Late spring	2.6 ± 2.1	1.6 ± 1.9	5	1.069	ns
Ardeidae					
Winter	0.0	3.0 ± 1.7	6	2.201	0.028
Early spring	0.6 ± 1.0	5.2 ± 3.5	9	2.521	0.012
Late spring	0.0	3.4 ± 5.1	5	1.604	ns

wetlands is improved (Tomialojc *et al.* 1994, Farago and Zomerdijsk 1997). In particular, a significant increase of water level restores the functional role of these areas as stopover sites for migrant bird species. This technique might be useful also for threatened species (e.g., ferruginous duck). Moreover, the economic activities linked to the increase of water level, such as pisciculture, can directly increase trophic resources available for Ardeidae.

Further studies on wider spatial and temporal scales and on different species are required to evaluate more exhaustively the effects of these environmental management actions in residual wetlands.

Acknowledgements – This work was carried out for the conservation and management activities of the Environmental Service – Province of Rome, that manages the protected area. We are grateful to Alessandro Zocchi for the English revision and to the weather bureau of UCEA Observatory (Rome, Collegio Romano) for the rainfall data. We wish to thank two anonymous referees for useful comments.

REFERENCES

- Battisti C, Aglitti C, Sorace A, Trotta M in press. Water level decrease and its effects on the breeding bird community in a remnant wetland in Central Italy. *Ekologia* (Bratislava).
- Biondi M, Guerrieri G, Pietrelli L 1999. Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio (1992–95). *Alula* 6: 3–124.
- Brunelli M, Calvario E, Cascianelli D, Corbi F, Sarrocco S 1998. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993–1998. *Alula* 5: 3–124.
- Celada C, Bogliani G 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. *Bollettino di Zoologia* 60: 73–80.
- Costa M, Bondi S 2001. Status e biologia della Moretta tabaccata, *Aythya nyroca*, nel complesso palustre di Punte Alberete e Valle Mandriole (Ravenna). *Rivista italiana di Ornitologia* 71: 125–131.
- Farago S, Zomerdijsk P 1997. Garganey *Anas querquedula*. In: Hagemeyer EJM, Blair MJ (eds). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance*. T & AD Poyser, London, pp. 96–97.
- Lebboroni M, Santini G, Scocciati C 2001. Le comunità ornitiche dei laghi della Piana Fiorentina: applicazione di modelli di distribuzione spaziale in habitat frammentati. *Avocetta* 25: 98.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Sorace A, Battisti C, Gustin M, Savo E, Biscontini D, Cecere J, Duiz A, Trotta M, Laurenti S, Monti P, Fanfani A 2001. Primo anno di attività della stazione di inanellamento di Torre Flavia (Ladispoli). *Alula* 8: 34–40.
- Sorace A, Battisti C, Cecere J, Savo E, Gustin M, Laurenti S, Duiz A, Fanfani A 2003. Variazioni annuali del passaggio di migratori nel Monumento naturale “Palude di Torre Flavia” (Ladispoli, Roma). *Avocetta* 27: 50.
- Tomialojc L, Perennou C, Rose P 1994. Garganey *Anas querquedula*. In: Tucker GM, Heath MF (eds). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge, pp. 124–125.
- Tscharntke T 1992. Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable populations size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* 6: 530–536.

Densità invernale della ghiandaia *Garrulus glandarius* in boschi di cerro dell'Alto Lazio

FABIO SCARFÒ¹, MARZIO ZAPPAROLI²

¹Via M. Bianco 4, I-00069 Trevignano Romano (Roma) (scarfot@edl.it); ²Dipartimento di Protezione delle Piante, Università degli Studi "La Tuscia", via San Camillo De Lellis, I-01100 Viterbo

Abstract – Winter density of European jay *Garrulus glandarius* in oak wood of Latium. We analysed the abundance of European jay *Garrulus glandarius* in five oak-woods (*Quercus cerris*) of northern Latium (Central Italy). The census was carried out in winter by line transect method. Jay abundance varied among woods, ranging from 0.5 to 9.8 ind./km, but these differences were apparently not related to wood structure and management. This might be due either to the small sample analysed and to the presumable local interference by environmental factors, such as altitude and hunting activity.

La ghiandaia *Garrulus glandarius* è una specie forestale molto comune, tuttavia le informazioni sulla sua ecologia in Italia sono piuttosto scarse, con la sola eccezione della popolazione del Parco della Maremma (Patterson *et al.* 1991, Rolando e Cavallini 1995, Rolando *et al.* 1995). Studi condotti in diverse parti d'Europa (es. Bossema 1979, Clayton *et al.* 1996) ed in Maremma (Rolando 1995) hanno evidenziato che questo corvide ha l'abitudine di costituire scorte alimentari di semi e frutti, con una particolare predilezione per le ghiande. Queste dispense, nella maggior parte dei casi ipogee, non vengono totalmente consumate e, unitamente ai frutti caduti dal becco durante il trasporto, favoriscono la naturale rinnovazione e l'estendersi dei boschi. Tale ruolo ecologico è ritenuto di grande importanza per la selvicoltura e, in paesi come la Francia, la specie è protetta anche per questo motivo (Ducouso e Petit 1996).

Recenti studi hanno individuato nella ghiandaia un possibile indicatore ecologico: Fornasari *et al.* (1997) ritengono che la specie possa essere utilizzata come indicatore per la conservazione della foresta

planiziale padana, mentre Battisti (2002) ne evidenzia la sensibilità alla frammentazione ambientale.

Scopo di questo studio è stato approfondire le conoscenze su questa specie all'interno di boschi di querce, anche in relazione al tipo di gestione forestale (Rolando 1995).

Considerando che la ghiandaia è difficilmente contattabile perchè poco vocifera durante la riproduzione (Cramp 1992) e che in questo periodo difende territori ampi largamente sovrapposti tra coppie confinanti (Rolando e Cavallini 1995, Rolando *et al.* 1995), il nostro studio è stato condotto esclusivamente durante il periodo invernale quando la specie utilizza home-range molto ridotti e limitati ad una sola tipologia di habitat (Rolando *et al.* 1997).

I metodi basati sul transetto lineare sono i più indicati per censire questa specie (Patterson *et al.* 1991, Rolando *et al.* 1997), in particolare il metodo IKA (Indice Chilometrico di Abbondanza; Ferry e Frochot 1958) che è stato utilizzato per questa ricerca.

Lo studio è stato condotto in alcune aree protette e SIC dell'Alto Lazio (Italia centrale; Tab. 1) caratterizzate da ampi comprensori forestali. In queste aree sono stati individuati cinque boschi, caratterizzati da elevata omogeneità ambientale e vegetazionale (boschi a prevalenza di cerro *Quercus cerris*), ma da un diverso regime di gestione forestale: due sono governati a ceduo e tre a fustaia. In ciascun bosco è stato individuato un percorso per valutare la densità di ghiandaie tramite il calcolo dell'IKA. Per avere la massima omogeneità di struttura forestale, ogni percorso ricadeva interamente in una singola parcella forestale nei cedui, o in parcelle di età e struttura simili nelle fustaie. I boschi sono stati scelti di età prossima al taglio così da manifestare in pieno le potenzialità strutturali tipiche della forma di governo.

In ogni bosco sono state effettuate sei visite mattutine (dicembre 2001–febbraio 2002), in giornate senza vento (velocità del vento inferiore a 4 nodi) e con assenza di pioggia. Il transetto è stato percorso a

Ricevuto 11 marzo 2004, accettato 21 giugno 2004
Assistant editor: R. Sacchi

Tabella 1. Abbondanza della ghiandaia (IKA) e caratteristiche ambientali e gestionali delle 5 aree forestali monitorate in questo studio. Ris. Nat.: Riserva naturale, P.R.: Parco Regionale, SIC: Sito di importanza comunitaria.– *Jay abundance according to the environmental features and management of the 5 wooded areas monitored in this study. Ris. Nat.: Natural Reserve, P.R.: Regional Park, SIC: Site of Community Interest.*

	Monterano Ris. Nat.	Bracciano I P.R.	Manziana SIC	Bracciano II P.R.	Vico Ris. Nat.
Superficie bosco (ha)	400	900	500	2200	2500
Abbondanza di ghiandaia (IKA ± I.F. 95%)	6.36 ± 2.58	5.79 ± 2.40	5.58 ± 2.23	9.82 ± 1.87	0.50 ± 0.81
Lunghezza percorso (km)	1.18	0.95	2.18	1.12	2.00
Quota s.l.m. (m)	170	350	340	390	750
Forma di governo	ceduo	ceduo	fustaia	fustaia	fustaia
Età (anni)	24	15	>90	60–100	60–100
Caccia	non consentita	non consentita	consentita	non consentita	non consentita

pie di con una velocità di 1–2 km/h e ad ogni individuo contattato (senza limite di distanza) è stato attribuito il valore 1; per ciascun bosco è stato quindi calcolato un IKA medio. Per ridurre la variabilità del campionamento dovuta al rilevatore, tutte le visite sono state effettuate dalla stessa persona (F.S.), e la contattabilità delle ghiandaie è stata considerata costante nei cinque boschi indagati e tra i diversi individui dello stesso bosco.

La struttura forestale dei diversi boschi è stata rilevata tramite la misura, in aree di saggio (Bernetti e La Marca 1983), dei principali parametri forestali (diametro degli alberi a 1,30 m, DBH; altezza; densità della copertura; stratificazione delle chiome).

La specie è risultata abbondante in tutte le aree indagate, fatta eccezione per Vico (Tab. 1). L'abbondanza di ghiandaie differiva significativamente tra le 5 aree indagate (ANOVA ad un criterio di classificazione, previa trasformazione tramite radice quadrata dei dati: $F_{4,25} = 27.14$, $P < 0.001$), ma il test di Tukey evidenziava che solo i valori misurati a Vico e a Bracciano II differivano in misura significativa ($P < 0.05$) da quelli rilevati negli altri boschi (con l'eccezione del confronto Bracciano II–Monterano). Non sono tuttavia emerse relazioni di alcun tipo tra la struttura forestale e l'abbondanza della specie, nè stato possibile individuare relazioni con la produzione di ghiande, che potrebbe causare importanti variazioni di abbondanza su base sia annuale, sia stagionale. Del resto, ulteriori indagini compiute in boschi ceduati di recente e cedui maturi nella zona di Bracciano I (Monte Rocca Romana) per valutare l'effetto dei tagli boschivi sulla comunità ornitica non hanno mostrato una particolare sensibilità della specie al taglio (Scar-

fò 2003). Pertanto, le differenze nell'abbondanza di ghiandaie tra i boschi studiati sono difficilmente interpretabili, anche alla luce della forte influenza di fattori locali, come nel caso di Vico e Bracciano II, e della bassa numerosità del campione analizzato ($N = 5$).

Per quanto riguarda Vico, si tratta di un bosco posto a una quota nettamente superiore agli altri siti, mentre nel caso della fustaia di Bracciano II l'abbondanza della specie potrebbe, almeno in parte, dipendere dalla maggiore maturità delle piante in questo bosco.

I valori di abbondanza rilevati in questo studio (fatta eccezione per Vico), nettamente superiori a quelli riportati per altre formazioni boschive a cerro del Lazio (valori da 0.7 a 2.5 individui/Km, Bernoni *et al.* 1989, Sarrocco e Sorace 1997), costituiscono una conferma indiretta della maggiore contattabilità della specie in periodo invernale.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C 2002. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati dalle Riserve Naturali "Nomentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia centrale). *Rivista Italiana di Ornitologia* 71: 115–123.
- Bernoni M, Ianniello L, Plini P 1989. Contributo alla conoscenza del popolamento ornitico in ambienti degradati e/o antropizzati del Lazio. *Rivista Italiana di Ornitologia* 59: 223–228.
- Bernetti G, La Marca O 1983. Elementi di dendrometria. SCAF Edizioni, Poppi.
- Bossemma I 1979. Jays and oaks: an eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70: 1–117.
- Clayton NS, Mellor R, Jackson A 1996. Seasonal patterns of food storing in the Jay *Garrulus glandarius*. *Ibis* 138: 250–255.

- Cramp S 1992. The birds of the Western Palearctic Vol. 9. Oxford University Press, Oxford.
- Ducouso A, Petit R 1996. La ghiandaia: primo rimboschimento europeo. *Sherwood* 12: 6–10.
- Ferry C, Frochot B 1958. Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheurs. *La terre et la vie* 1958: 85–102.
- Fornasari L, Bani L, Bottoni L, de Carli E, Massa R 1997. Identificazione di specie di uccelli indicatrici per la conservazione della foresta planiziale padana. *Atti della Società Italiana di Ecologia* 18: 101–104.
- Patterson J, Cavallini P, Rolando A 1991. Density, range size and diet of the European Jay *Garrulus glandarius* in the Maremma Natural Park, Tuscany, Italy, in summer and autumn. *Ornis Scandinavica* 22: 79–87.
- Rolando A 1995. I Corvidi italiani. Edagricole, Bologna.
- Rolando A, Alemanni D, Brezzo L, Palestini C 1997. Uso dell'habitat e aree familiari della Ghiandaia *Garrulus glandarius* nel Parco Naturale della Maremma in periodo invernale. *Avocetta* 21: 137.
- Rolando A, Cavallini P 1995. Il comportamento non territoriale dei Corvidi in ambiente boschivo evidenziato attraverso l'impiego di tecniche radiotelemetriche. *Supplemento Ricerche Biologia della Selvaggina* 23: 101–107.
- Rolando A, Cavallini P, Cursano B, Olsen A 1995. Non territorial behaviour and habitat selection in the Jay *Garrulus glandarius* in a Mediterranean coastal area during the reproductive period. *Journal of Avian Biology* 26: 154–161.
- Sarrocchio S, Sorace A 1997. La comunità di uccelli nidificanti in due ambienti forestali della Riserva Naturale «Lago di Vico» (Lazio, VT). *Rivista Italiana di Ornitologia* 67: 71–74.
- Scarfò F 2003. Effetti della gestione forestale sulla comunità ornitica nel Parco Regionale di Bracciano e Martignano. Tesi di Master, Università La Sapienza, Roma.

Alimentazione del lanario *Falco biarmicus feldeggii* in Sicilia

SALVATORE GRENCI¹, MASSIMILIANO DI VITTORIO²

¹Via Sturzo 67, I-92100 Agrigento; ²Dipartimento Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi 18, I-90123 Palermo (elemass@neomedia.it)

Abstract – *Diet of the lanner Falco biarmicus feldeggii in Sicily.* We studied the diet of four lanner pairs in mid-southern Sicily between 1996 and 2000. 419 prey remains were collected, among which 98.8% of were birds (96.4% of the total biomass). The average weight of prey items was 190.24 g, and the most common prey items were *Columba livia* (27.7%), *Pica pica* (19.1%) and *Passer hispaniolensis* (11.2%). Our findings confirm previous knowledge on lanner diet in Sicily.

Il lanario *Falco biarmicus feldeggii* è un falconiforme tipico di ambienti xerici, caratterizzati da aree a pascolo, incolto, steppa cerealicola e dalla presenza di asperità rocciose utilizzate come siti di nidificazione (Cramp e Simmons 1980). La popolazione siciliana è composta da circa 100 coppie nidificanti ed è senza dubbio la più importante della penisola, anche perchè ha mostrato recentemente un generale

incremento (Ciaccio e Dimarca 1985, Massa *et al.* 1991, Lo Valvo *et al.* 1993).

Tra il 1996 ed il 2000 è stata dettagliatamente studiata la dieta di quattro coppie di lanario in un'area della Sicilia centro-meridionale (37°40'N, 13°30'E). La zona presenta numerose pareti e complessi rocciosi di altezza ed estensione variabili, con prevalenza di calcari gessosi e arenarie, alternati ad ampi spazi aperti, pianori, pendii, con vegetazione rada ad *Ampelodesma* e/o *Palma nana*. Sono presenti anche coltivi, querceti residui e impianti forestali di conifere ed eucalpti. I siti riproduttivi si trovano ad una altitudine compresa tra 120 e 800 m s.l.m., ad una distanza minima dalla costa paria a circa 3 km.

Sono stati prelevati resti alimentari e borre presso i posatoi abitualmente utilizzati durante la stagione riproduttiva. I campioni raccolti sono stati identificati attraverso il confronto con le collezioni del Museo di Zoologia del Dipartimento di Biologia animale dell'Università di Palermo. Sono stati raccolti in totale i resti di 419 prede, appartenenti a 33 specie (Tab. 1). Il 99.1 % (N = 415) delle prede è costituito da uccelli,

Ricevuto il 26 luglio 2004, accettato il 15 novembre 2004
Assistant editor: D. Rubolini

Brevi note – Short communications

Tabella 1. Composizione della dieta di quattro coppie di lanario in Sicilia. %N = frequenza % sul numero di prede totale; %B = frequenza % in biomassa. Le biomasse medie per specie sono tratte da Toschi (1965) e Cramp e Simmons (1980). Le specie sono ordinate per %N totale decrescente. – *Diet composition of four lanner pairs (A, B, C, D) in Sicily (1996–2000). %N = frequency (%) calculated on total prey number; %B = frequency (%) of prey biomass. Mean prey biomasses were derived from Toschi (1965) and Cramp and Simmons (1980). Species are sorted by decreasing total %N.*

Specie	Peso (g)	Coppia A		Coppia B		Coppia C		Coppia D		Totale		
		N	%B	N	%B	N	%B	N	%B	N	%N	%B
Uccelli												
<i>Columba livia</i>	300	9	28.66	11	26.47	49	46.91	47	53.23	116	27.68	38.82
<i>Pica pica</i>	200	4	8.49	11	17.65	36	22.98	29	21.90	80	19.09	17.75
<i>Passer hispaniolensis</i>	25	25	6.63	13	2.61	5	0.40	4	0.38	47	11.22	2.50
<i>Columba palumbus</i>	400	6	25.48	2	6.42	11	14.04	9	13.59	28	6.68	14.88
<i>Corvus monedula</i>	230	2	4.88	2	3.69	7	5.14	7	6.08	18	4.30	4.95
<i>Sturnus unicolor</i>	80	1	0.85	3	1.93	8	2.04	5	1.51	17	4.06	1.58
<i>Galerida cristata</i>	40	7	2.97	2	0.64	6	0.77	–	–	15	3.58	1.10
<i>Streptopelia decaocto</i>	160	–	–	–	–	13	6.64	1	0.60	14	3.34	1.81
<i>Miliaria calandra</i>	50	4	2.12	8	3.21	1	0.16	–	–	13	3.10	1.37
<i>Passer montanus</i>	20	9	1.91	4	0.64	–	–	–	–	13	3.10	0.64
<i>Garrulus glandarius</i>	160	1	1.70	5	6.42	1	0.51	2	1.21	9	2.15	2.46
<i>Alaudidae</i> n.id.	35	1	0.37	7	1.97	–	–	–	–	8	1.91	0.58
<i>Turdus merula</i>	100	2	2.12	3	2.41	1	0.32	–	–	6	1.43	1.21
<i>Emberiza cirius</i>	25	4	1.06	–	–	–	–	–	–	4	0.95	0.27
<i>Falco tinnunculus</i>	200	–	–	2	3.21	–	–	2	1.51	4	0.95	1.18
<i>Streptopelia turtur</i>	150	–	–	4	4.81	–	–	–	–	4	0.95	1.20
<i>Athene noctua</i>	110	1	1.17	1	0.88	–	–	–	–	2	0.48	0.51
<i>Carduelis cannabina</i>	20	2	0.42	–	–	–	–	–	–	2	0.48	0.11
<i>Carduelis carduelis</i>	20	2	0.42	–	–	–	–	–	–	2	0.48	0.11
<i>Charadrius dubius</i>	60	2	1.27	–	–	–	–	–	–	2	0.48	0.32
<i>Monticola solitarius</i>	80	–	–	2	1.28	–	–	–	–	2	0.48	0.32
<i>Alectoris graeca</i>	500	–	–	1	4.01	–	–	–	–	1	0.24	1.00
<i>Anas platyrhynchos</i>	700	–	–	1	5.62	–	–	–	–	1	0.24	1.40
<i>Coracias garrulus</i>	160	1	1.70	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.42
<i>Corvus corone</i>	500	–	–	1	4.01	–	–	–	–	1	0.24	1.00
<i>Coturnix coturnix</i>	100	1	1.06	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.27
<i>Himantopus himantopus</i>	150	1	1.59	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.40
<i>Melanocorypha calandra</i>	65	–	–	1	0.52	–	–	–	–	1	0.24	0.13
<i>Motacilla alba</i>	20	1	0.21	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.05
<i>Upupa epops</i>	160	1	1.70	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.42
Rettili e Mammiferi												
<i>Elaphe longissima</i>	100	1	1.06	–	–	–	–	–	–	1	0.24	0.27
<i>Podarcis</i> sp.	30	–	–	–	–	1	0.10	–	–	1	0.24	0.02
<i>Rattus</i> sp.	200	1	2.12	1	1.6	–	–	–	–	2	0.48	0.93
Totale		89	100	85	100	139	100	106	100	419	100	100

lo 0.48% ($N = 2$) da mammiferi e lo 0.48% ($N = 2$) da rettili. Le specie prevalenti in termini di frequenza percentuale sono *Columba livia* ($N = 116$; 27.7%), *Pica pica* ($N = 80$; 19.1%) e *Passer hispaniolensis* ($N = 47$; 11.2%). Il peso medio totale delle prede è pari a 190.24

g (DS 122.13). Considerando soltanto gli uccelli, il peso medio è pari a 190.79 g (DS 122.38), di poco superiore a quello riportato da Massa *et al.* (1991).

L'elevata deviazione standard testimonia l'ampiezza dello spettro trofico della specie, che cattura

prede di peso variabile da un minimo di 20 g (alcuni passeriformi) ad un massimo di 700 g (*Anas platyrhynchos*). L'alta frequenza di *Columba livia* nella dieta del lanario è stata rilevata anche in altre zone dell'areale della specie (Grubac 1994), ed è particolarmente evidente per le coppie che nidificano in prossimità di centri urbani (coppie C e D, Tab. 1). *Columba livia* e *Pica pica* rivestono un'importanza notevole in termini di biomassa (56.6 % della biomassa totale), come già rilevato da altri autori (Siracusa *et al.* 1988, Massa *et al.* 1991).

Tra le prede è stato anche rinvenuto un esemplare di coniglio selvatico *Oryctolagus cuniculus*, risultato del cleptoparassitismo ai danni di corvo imperiale *Corvus corax* (comportamento già noto per la specie, cfr. Falcone 1987, Siracusa *et al.* 1988). La percentuale di mammiferi e rettili risulta essere molto bassa, come già rilevato per la Sicilia (Massa *et al.* 1991) e come caratteristico dello spettro trofico del lanario nell'area paleartica (Cramp e Simmons 1980). Le caratteristiche generali della nicchia trofica non si discostano da quelle rilevate in precedenti ricerche (Ciaccio *et al.* 1987) e confermano come l'alimentazione del rapace si basi soprattutto su uccelli di piccole e medie dimensioni, e solo in minima parte su mammiferi e rettili.

Ringraziamenti – Si ringraziano per il contributo apportato a questo studio Maurizio Sarà, Nicola Diliberto e Salvatore Falcone. Un particolare ringraziamento ai referee della rivista.

BIBLIOGRAFIA

- Ciaccio A, Dimarca A 1985. Lanario *Falco biarmicus*. Atlas Faunae Siciliae. Aves. Naturalista Siciliano 9: 58–59.
- Ciaccio A, Dimarca A, Lo Valvo F, Siracusa M 1987. Primi dati sulla biologia e lo status del Lanario (*Falco biarmicus*) in Sicilia. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 12: 45–55.
- Cramp S, Simmons KEL 1980. The Birds of the Western Palearctic, vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- Falcone S 1987. Un caso di necrofagia di Lanario *Falco biarmicus*. Naturalista Siciliano 10: 105.
- Grubac B 1994. La situation du faucon lanier *Falco biarmicus* en Méditerranée et spécialement dans le centre des Balkans. In: Muntaner J, Mayol J (eds). Biología y Conservación de las rapaces Mediterráneas. 1996. Monografías n° 4. SEO, Madrid: pp. 127–134.
- Lo Valvo M, Massa B, Sarà M 1993. Uccelli e Paesaggio in Sicilia alle Soglie del Terzo Millennio. Naturalista Siciliano 17: 54–55.
- Massa B, Lo Valvo F, Siracusa M, Ciaccio A 1991. Il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii* Schlegel), in Italia: status, biologia e tassonomia. Naturalista Siciliano 15: 27–63.
- Siracusa M, Lo Valvo F, Massa B, Ciaccio A, Dimarca A 1988. Nicchia trofica del Lanario (*Falco biarmicus*) e Pellegrino (*Falco peregrinus*) in una regione di simpatria. Naturalista Siciliano 12: 123–128.
- Toschi A 1965. Fauna d'Italia VII. Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Edizioni Calderini, Bologna.