



ASSOCIAZIONE FAUNISTI VENETI

II CONVEGNO ITALIANO RAPACI DIURNI E NOTTURNI

a cura di
FRANCESCO MEZZAVILLA e FRANCESCO SCARTON

Quaderni Faunistici - n. 3

L'Associazione Faunisti Veneti (www.faunistiveneti.it, e-mail: asfave.msn@fmcvenezia.it), fondata nel 1994 conta attualmente oltre 200 soci ed ha sede presso il Museo di Storia Naturale di Venezia. Gli obiettivi dell'Associazione sono quelli di: 1) diffondere l'interesse per la fauna selvatica a Vertebrati del Veneto, anche organizzando conferenze, visite guidate, mostre e corsi di aggiornamento; 2) coordinare le attività di ricerca dei singoli o dei gruppi organizzati; 3) promuovere iniziative di conservazione e gestione del patrimonio faunistico regionale; 4) cooperare con Enti ed Amministrazioni al fine di incrementare le conoscenze di base atte ad avviare una gestione scientificamente corretta del patrimonio faunistico.

Tra le più significative attività organizzate dall'As.Fa.Ve. si ricordano il I e II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Notturmi (Treviso, 2000 e 2012), l'Atlante degli Anfibi e Rettili del Veneto (2007), i Progetti Atlanti degli Uccelli nidificanti delle province di Venezia (2000), di Rovigo (2003) e di Treviso (2007), i censimenti degli uccelli acquatici svernanti nelle zone umide della provincia di Venezia (dal 1996), il X Convegno Italiano di Ornitologia (Caorle 1999), il I e II censimento delle garzaie nel Veneto (2002 e 2013).

Francesco Mezzavilla (Treviso, 1951), laureato in Scienze Biologiche, da trentacinque anni opera in campo ambientale come faunista. Le attività di studio hanno riguardato soprattutto alcune indagini a lungo termine come la migrazione degli uccelli rapaci sopra le Prealpi Trevigiane, la biologia riproduttiva della civetta capogrosso, la migrazione post riproduttiva dei Passeriformi attraverso i valichi montani. Attualmente libero professionista, ha redatto circa un centinaio di pubblicazioni scientifiche. Si occupa di Piani di Gestione e Valutazioni di Incidenza. Da qualche anno coordina per il Veneto il Progetto MITO2000 e l'Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti (Ornitho.it).

Francesco Scarton (Venezia, 1962), laureato in Scienze Naturali, da trent'anni è attivo nel campo delle indagini faunistiche, con particolare attenzione all'avifauna delle zone umide. Libero professionista, consigliere dell'Associazione Faunisti Veneti, ha al suo attivo circa 200 pubblicazioni scientifiche di interesse ecologico. Ha curato con F. Mezzavilla e M. Bon gli Atti del Primo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi.

Il Convegno ha avuto il patrocinio dei seguenti Enti ed Istituti: Centro Italiano Studi Ornitologici, Museo di Storia Naturale di Venezia, Museo Zoologico "G. Scarpa" di Treviso, Società Trevigiana di Scienze Naturali, Ordine dei Dottori Agronomi e Forestali della Provincia di Treviso, Ordine dei Medici Veterinari della Provincia di Treviso.

Comitato Scientifico

G. Bogliani, M. Bon, A. Borgo, M. Brunelli, P. e L. Fasce, P. Galeotti, F. Mezzavilla, M. Pandolfi, E. Pascotto, P. Pedrini, F. Perco, M. Sarà, F. Scarton

Comitato Organizzatore

M. Bon, F. Mezzavilla, F. Scarton, A. Borgo, G. Zanata, E. Pascotto, A. Nardo, E. Stival
Un particolare ringraziamento al Seminario Vescovile di Treviso per la disponibilità delle sale e a R. Trabucco (Museo di Storia Naturale di Venezia) per l'editing dei testi.

Copertina: foto di L. Sebastiani, progetto grafico di L. Mezzavilla.

Citazione bibliografica raccomandata:

Mezzavilla F., Scarton F. (a cura di), 2013. Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 312 pagg.



ASSOCIAZIONE FAUNISTI VENETI

II CONVEGNO ITALIANO RAPACI DIURNI E NOTTURNI

a cura di
FRANCESCO MEZZAVILLA e FRANCESCO SCARTON

INDICE

INTRODUZIONE pag. 7

Sessione “Ecologia e Conservazione”

G. Ceccolini, A. Cenerini, M. Baini, V. Falchi, L. Passalacqua, S. Vignali REINTRODUZIONE DEL NIBBIO REALE <i>MILVUS MILVUS</i> IN TOSCANA MERIDIONALE	“ 11
T. Altea, M. Panella, A. De Sanctis, P. Morini, G. Opramolla, R. Bartolo, A. Pascazi, M. Posillico HOME RANGE E SPOSTAMENTI DEL GRIFONE <i>GYPVS FULVUS</i> NELL'APPENNINO CENTRALE	“ 21
D. Astiaso Garcia, G. Canavero, S. Curcuruto, M. Ferraguti, R. Nardelli, L. Sammartano, G. Sammuri, D. Scaravelli, F. Spina, S. Togni, E. Zanchini IL PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO AVIFAUNA E CHIROTTEROFAUNA DELL'OSSERVATORIO NAZIONALE SU EOLICO E FAUNA	“ 30
P. Giovacchini, M. Fraissinet, M. Dinetti TENDENZE ALL'INURBAMENTO NEI RAPACI DIURNI NIDIFICANTI IN ALCUNI CAPOLUOGHI DI PROVINCIA ITALIANI	“ 40
A. Minganti, G. Carpaneto, F. Riga STATUS PASSATO E ATTUALE DEL NIBBIO REALE <i>MILVUS MILVUS</i> E DEL NIBBIO BRUNO <i>MILVUS MIGRANS</i> NIDIFICANTI NEI MONTI DELLA TOLFA (ITALIA CENTRALE)	“ 46
G. Guerrieri, A. Castaldi, U. De Giacomo USO TROFICO DELL'HABITAT E PRESENZA DEL NIBBIO REALE <i>MILVUS MILVUS</i> NELLE DISCARICHE DEL LAZIO COSTIERO (ITALIA CENTRALE)	“ 52
G. Guerrieri, A. Castaldi, U. De Giacomo DISMISSIONE DI UNA DISCARICA DI RIFIUTI SOLIDI URBANI E RIPRODUZIONE DEL NIBBIO BRUNO <i>MILVUS MIGRANS</i> NELL'ITALIA CENTRALE	“ 57
A. Castaldi, G. Guerrieri SOVRAPPOSIZIONE SPAZIALE E SEGREGAZIONE ECOLOGICA NEL TROFISMO DEL NIBBIO BRUNO <i>MILVUS MIGRANS</i> E DEL NIBBIO REALE <i>MILVUS MILVUS</i> IN UN'AREA DI SIMPATRIA (ITALIA CENTRALE)	“ 62
S. Pesaro, G. D'Agnolo, D. Coz, G. Rossi, R. Ceccherelli, F. Genero PRIMO CASO DI SATURNISMO IN UN GRIFONE <i>GYPVS FULVUS</i> SULL'ARCO ALPINO DEL FRIULI VENEZIA GIULIA	“ 68
M. Bonanni, V. Ruscitti, S. Adriani MOBILITA' E DISTANZE PERCORSE DAL GRIFONE <i>GYPVS FULVUS</i> TRA I ROOST E UN'AREA DI ALIMENTAZIONE: UN CASO DI STUDIO IN APPENNINO CENTRALE	“ 72
A. Spinnato, F. Testagrossa, M. Geraci RISULTATI DEL PROGETTO DI REINTRODUZIONE DEL GRIFONE <i>GYPVS FULVUS</i> NEL PARCO DEI NEBRODI (SICILIA) E PROSPETTIVE FUTURE: ANNO 2012	“ 77
J. Angelini, M. Scotti BIOLOGIA RIPRODUTTIVA E SELEZIONE DELL'HABITAT DEL BIANCONE <i>CIRCAETUS GALLICUS</i> NEL PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI (AN)	“ 83

M. Bonanni, V. Ruscitti, S. Adriani TUTELARE LE AREE DI CACCIA DELL'AQUILA REALE <i>AQUILA CHRYSAETOS</i> PER PROTEGGERE LA SPECIE: IL CASO DEGLI ALTOPIANI DEL CICOLANO (RIETI, ITALIA)	“ 87
R. Mascara, A. Ciaccio, M. Di Vittorio, A. Falci, S. Greci, G. La Grua, F. Palazzolo, A. Scuderi IL COORDINAMENTO TUTELA RAPACI E LE AZIONI DI PROTEZIONE DELL'AQUILA DI BONELLI <i>AQUILA FASCIATA</i> IN SICILIA	“ 91
M. Colopardi, G. Marangoni, F. Simmi CASO CLINICO DI PODODERMATITE ULCERATIVA IN UN'AQUILA DI BONELLI <i>AQUILA FASCIATA</i>	“ 96
R. Mascara, M. Sarà, L. Zanca UTILIZZO DI NIDI ARTIFICIALI DA PARTE DEL GRILLAIO <i>FALCO NAUMANNI</i> NELLA PIANA DI GELA (SICILIA)	“ 100
S. Pesaro, P. Vasca, D. Baradel, M. Benfatto APPLICAZIONE DELLA TECNICA DELL'IMPING ALLE PENNE TIMONIERE DI UN GUFO REALE <i>BUBO BUBO</i> CON L'UTILIZZO DI ACULEI D'ISTRICE <i>HYSTRIX CRISTATA</i>	“ 103

Sessione “Migrazioni”

G. De Smet MIGRATION.NET, A NETWORK FOR THE STUDY AND CONSERVATION OF MIGRATORY BIRDS	“ 109
A. Gargioni SECONDO CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA MIGRAZIONE AUTUNNALE DEL FALCO PECCHIAIOLO <i>PERNIS APIVORUS</i> NELL'ITALIA SETTENTRIONALE	“ 114
F. Belfiore, L. Giraud VENTI ANNI DI PROGETTO MIGRANS: STUDIO DELLA MIGRAZIONE POST RIPRODUTTIVA DEI RAPACI IN VALLE STURA (CN)	“ 124
D. Lorubio, M. Campochiaro, A. Castelmezzano, C. Coppola, G. Costantini, A. De Stefano, E. Fulco, A.V. Sabino LA MIGRAZIONE DEI RAPACI NELLA RISERVA NATURALE DEI CALANCHI DI MONTALBANO JONICO (MT): DATI PRELIMINARI	“ 130
L. Baghino ANALISI DELL'ANDAMENTO DELLE POPOLAZIONI DI BIANCONONE <i>CIRCAETUS GALLICUS</i> E FALCO PECCHIAIOLO <i>PERNIS APIVORUS</i> IN MIGRAZIONE NELLA ZPS “BEIGUA-TURCHINO” (GE)	“ 133

Sessione “Monitoraggi a medio-lungo termine”

G. Calvi, T. Campedelli, E. Fulco, G. La Gioia, G. Londi, C. Celada, L. Fornasari ANDAMENTO DELLE POPOLAZIONI NIDIFICANTI DI RAPACI DIURNI IN ITALIA SECONDO IL PROGETTO MITO2000 TRA IL 2000 E IL 2011	“ 141
E. Fulco, J. Angelini, G. Ceccolini, L. De Lisio, A. De Sanctis, P. Giglio, O. Janni, A. Minganti, M. Panella, M. Sarà, A. Sigismondi, S. Urso, M. Visceglia IL NIBBIO REALE <i>MILVUS MILVUS</i> SVERNANTE IN ITALIA, PRIMO ANNO DI MONITORAGGIO	“ 151

P. Fasce, L. Fasce EVOLUZIONE NELL'OCCUPAZIONE TERRITORIALE DA PARTE DELLA POPOLAZIONE REINTRODOTTA DI GIPETO <i>GYPÆTUS BARBATUS</i> NELLE ALPI OCCIDENTALI ITALIANE	“ 161
L. Giraud, S. Alberti IL GRIFONE <i>GYPÆ FULVUS</i> SULLE ALPI OCCIDENTALI: MONITORAGGIO DELLA RECENTE ESPANSIONE	“ 168
S. Schiassi, A. Battaglia, M. Bonora, M. Campora, R. Cottalasso, L. Del Chiaro, M. Mendi, A. Pastorino, M. Pedrelli, U. Ricci, L. Sesti, R. Nardelli MONITORING OF GOLDEN EAGLE <i>AQUILA CHRYSÆTOS</i> BREEDING PAIRS IN THE NORTHERN APENNINES (1997-2012)	“ 179
M. Magrini, P. Perna, J. Angelini, L. Armentano, C. Gambaro ANDAMENTO DELLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE <i>AQUILA CHRYSÆTOS</i> IN UN'AREA DELL'APPENNINO CENTRALE TRA IL 1979 E IL 2012	“ 188
T. Campedelli, G. Londi, S. Cutini, G. Tellini Florenzano DATI SUL POPOLAMENTO DI RAPACI NELL'APPENNINO CENTRO-SETTENTRIONALE	“ 197
S. Cutini, T. Campedelli, G. Londi, G. Tellini Florenzano DATI SUL POPOLAMENTO DI RAPACI NELLA TOSCANA CENTRO-OCCIDENTALE	“ 203
P. Bonvicini PRIMI DATI SULLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE <i>AQUILA CHRYSÆTOS</i> IN PROVINCIA DI COMO	“ 208
M. Trotta LA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI GHEPPIO <i>FALCO TINNUNCULUS</i> NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA-MALAFEDE (LAZIO): ANNI 1999-2012	“ 213
M. Gustin, G. Balestrieri, L. Calabrese, E. Fior, G. Gaibani, M. Mendi, A. Mucciolo, M. Pedrelli, M. Salvarani, N. Valle, A. Vegetti, A. Zanichelli INDAGINE SULLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI FALCO CUCULO <i>FALCO VESPERTINUS</i> IN PROVINCIA DI PARMA DAL 1997 AL 2012	“ 217

Sessione “Rapaci del Triveneto”

M. Benfatto, P. Vasca, C. Comuzzo, M. Picili, S. Pesaro MONITORAGGI POST-LIBERAZIONE ATTRAVERSO LE TECNICHE DELL'INANELLAMENTO SCIENTIFICO E DELLA TELEMETRIA IN CENTRI PER IL RECUPERO DELLA FAUNA SELVATICA	“ 223
F. Perco UNA STRATEGIA PER LA CONSERVAZIONE DEGLI AVOLTOI IN ITALIA	“ 232
A. Borgo FEEDING ECOLOGY OF THE GOLDEN EAGLE <i>AQUILA CHRYSÆTOS</i> IN THE DOLOMITES (EASTERN ALPS)	“ 244
E. Benussi, F. Genero THE CURRENT SITUATION AND PROBLEMS IN THE CONSERVATION OF THE URAL OWL <i>STRIX URALENSIS</i> IN ITALY	“ 254
F. Mezzavilla, S. Lombardo INDAGINI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELLA CIVETTA CAPOGROSSO <i>AEGOLIUS FUNEREUS</i> : ANNI 1987-2012	“ 261

A. Nardo, E. Stival, U.M. Veken FALCONIFORMES E STRIGIFORMES IN AREE URBANE DELLA PIANURA VENETA ORIENTALE	“ 271
E. Verza, L. Zanella, D. Trombin STATUS E POPOLAZIONE DEI RAPACI DIURNI NELL'AREA DEL DELTA DEL PO (ROVIGO)	“ 276
A. Borgo DENSITA' DI ASTORE <i>ACCIPITER GENTILIS</i> , FALCO PELLEGRINO <i>FALCO PEREGRINUS</i> , CIVETTA NANA <i>GLAUCIDIUM PASSERINUM</i> E CIVETTA CAPOGROSSO <i>AEGOLIUS FUNEREUS</i> NEL FRIULI OCCIDENTALE	“ 282
A. Nardo, G. Sgorlon LA POIANA <i>BUTEO BUTEO</i> IN UN'AREA DEL VENETO ORIENTALE	“ 287
G. Sgorlon, L. Panzarin BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL FALCO CUCULO <i>FALCO VESPERTINUS</i> IN PROVINCIA DI VENEZIA	“ 290
F. Mezzavilla, M. Girardello, G. Martignago, L. Zangobbo SELEZIONE DELL'HABITAT RIPRODUTTIVO DEL FALCO PELLEGRINO <i>FALCO PEREGRINUS</i> NELLE PREALPI VENETE	“ 294
G. Rassati STATUS AND TRENDS OF THE SCOPS OWL <i>OTUS SCOPS</i> IN CARNIA, CANAL DEL FERRO AND VALCANALE (EASTERN ALPS, FRIULI VENEZIA GIULIA, NE ITALY)	“ 300
G. Rassati DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF THE EAGLE OWL <i>BUBO BUBO</i> IN CARNIA, CANAL DEL FERRO AND VALCANALE (EASTERN ALPS, FRIULI VENEZIA GIULIA, NE ITALY)	“ 305

PRESENTAZIONE

Treviso, 12 Ottobre 2012

Dopo dieci anni dall'organizzazione del precedente Convegno sugli Uccelli Rapaci, anche a seguito di continue richieste, abbiamo deciso di organizzare questo secondo incontro. In un decennio infatti si sono verificate forti trasformazioni del territorio nazionale che hanno ampiamente coinvolto in maniera molto significativa sia i rapaci diurni che quelli notturni.

Sinteticamente i fattori che hanno maggiormente influito sull'andamento delle popolazioni dei rapaci si possono riassumere nei seguenti punti:

- maggior livello di tutela, con conseguente incremento di alcune specie come poiana, aquila reale, falco pellegrino, grifone, gheppio etc.;
- aumento delle popolazioni di Ungulati con conseguente aumento delle risorse trofiche disponibili per i rapaci viventi in aree montane e collinari;
- diffusione capillare nel territorio nazionale dell'uso di rodenticidi di seconda e terza generazione che in alcune macroaree stanno portando ad una drastica diminuzione ed in certi casi alla totale scomparsa di barbagianni, allocco, civetta;
- progressiva diminuzione di abitazioni abbandonate in aree agrarie e di alberi secolari adatti all'insediamento ed alla nidificazione di strigiformi;
- lieve recupero di strigiformi insettivori come l'assiolo a seguito del minor impatto di biocidi utilizzati in alcune aree agrarie.

Tutto ciò rappresenta solo una parte delle dinamiche di popolazione di alcune specie di rapaci finora note. Rispetto il precedente convegno tenutosi dieci anni fa, come da sollecitazioni più volte espresse, nel corso di questo secondo incontro sono state presentate alcune relazioni ottenute da indagini decennali.

In tal senso sono risultate piuttosto significative le relazioni concernenti le dinamiche di popolazione o lo studio della biologia riproduttiva di aquila reale e civetta capogrosso oppure quello relativo alla migrazione del falco pecchiaiolo. Questo significa che anche in Italia si stanno affermando gli indirizzi generali basati su indagini a lungo termine, molto comuni in altri paesi. Tali indagini però risultano meno comuni all'interno di Enti ed Istituti di Ricerca a causa della indeterminatezza e soprattutto della scarsa continuità nell'elargizione di appositi finanziamenti. Tale situazione porta pertanto grossi problemi alla ricerca.

Nel complesso dalla presentazione di 59 lavori, di cui 46 pubblicati, si è potuta ottenere una visione molto ampia dello stato delle ricerche attualmente in corso nel nostro Paese.

Infine sono apparsi piuttosto importanti anche gli accordi intercorsi con altri stati nell'ambito di progetti a più ampio respiro come l'adesione alla rete migration.net relativa al monitoraggio degli uccelli migratori e quella inerente il monitoraggio del gipeto nell'area alpina.

Tutto ciò evidenzia come le indagini attuate od in fase di svolgimento rappresentino un settore molto importante in Italia.

I redattori

Francesco Mezzavilla Francesco Scarton

FOREWORD

Ten years after the first Italian meeting on birds of prey, and following requests made by ornithologists and colleagues, we thought it was the right time to organize the second Italian meeting.

Over the last ten years different environmental, cultural and economic factors acted in our country, and they could directly or indirectly affect both the diurnal and the nocturnal birds of prey. We deem these are some of the most important:

- higher level of protection, with increase of some species such as Buzzard, Golden Eagle, Peregrine, Griffon Vulture, Kestrel;
- increase of wild ungulates, with a following higher availability of trophic resources for raptors occurring in mountains and hills;
- slight increase of Scops Owl, following a reduction in the use of biocides in some cultivated areas;
- on the other hand, spreading of the use of first- and second-generation rodenticides, which in some areas are leading to the almost complete disappearance of Barn Owl, Tawny Owl and Little Owl ;
- decrease in the countryside of abandoned buildings and old trees, both suitable nesting places for Barn Owl, Tawny Owl and Little Owl.

In this second meeting on birds of prey, several communications on medium or long term researches were presented; among these, more remarkable seem in our opinion those concerning the population dynamics or the reproductive biology of Golden Eagle and Tengmalm's Owl, or those regarding the migration of Honey Buzzard over the north Italian hills. This indicate that in Italy as well, as it happens more frequently in other countries, long term studies on birds of prey have been performed; nevertheless, uncertainty and limited temporal horizon in fund availability may affect the length of the studies.

Overall, 59 communications and posters were presented during the meeting; 46 of them are presented here. The reading of these works may give a state of the art of studies and monitoring projects currently performed in Italy.

Finally, particularly relevant are the communications regarding agreements made with other European projects, such as migration.net or the one dealing with Bearded Vulture monitoring in the Alps.

The Editors

Francesco Mezzavilla Francesco Scarton

Sessione

“Ecologia e Conservazione”

REINTRODUZIONE DEL NIBBIO REALE *MILVUS MILVUS* IN TOSCANA MERIDIONALE

GUIDO CECCOLINI, ANNA CENERINI, MATTEO BAINI,
VALENTINA FALCHI, LUCA PASSALACQUA, SERGIO VIGNALI

CERM Centro Rapaci Minacciati, via S. Cristina 6, I-58055 Rocchette di Fazio (GR),
guido.ceccolini@biodiversita.eu

Keywords: Red Kite, restocking, Tuscany, LIFE Project, translocation, survival

Introduzione

La popolazione europea di nibbio reale *Milvus milvus*, specie endemica del Palearctico occidentale, parzialmente migratrice, è stimata tra le 20.800 e le 25.500 coppie (Aebischer 2009) e costituisce il 95% della popolazione riproduttiva mondiale. Il nibbio reale è inserito tra le specie Near Threatened (NT) nella Red List della IUCN (IUCN 2011), è considerato in uno stato di conservazione sfavorevole ed è classificato come SPEC 2 (BirdLife International 2004). Nella Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia la specie è considerata vulnerabile (Peronace *et al.* 2012). È una specie di interesse comunitario inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/EC).

In Italia è presente nel centro-meridione con 314-426 coppie stimate (Sarà *et al.* 2009), la maggior parte delle quali censite in Basilicata (150-200).

Il nibbio reale si è estinto in Toscana come nidificante probabilmente tra la fine degli anni '60 e gli anni '80 del XX secolo (Ceccolini *et al.* in stampa). Al principio del XX secolo veniva ancora segnalato come nidificante comune (Arrigoni degli Oddi 1929).

Nel 2007 in Toscana meridionale, nell'Alta Valle dell'Albegna (GR), è stato avviato un programma di ripopolamento basato sulla traslocazione di giovani nibbi reali prelevati dai nidi di Paesi donatori che ha portato, sinora, alla liberazione di 93 esemplari. Il sito di rilascio è il CERM Centro Rapaci Minacciati, ubicato nei pressi di Rocchette di Fazio (GR).

Il programma viene realizzato dall'Unione dei Comuni Montani Amiata Grossetana, con il cofinanziamento della Commissione Europea, nell'ambito di due progetti LIFE Natura (LIFE04 NAT/IT/000173 Biarmicus e LIFE08/NAT/IT/000332 Save the Flyers); vede inoltre il supporto di ENEL Distribuzione S.p.A. (Ceccolini *et al.* in stampa).

Il presente lavoro analizza i risultati conseguiti e li raffronta con quanto previsto nello studio di fattibilità (Gaibani 2006, 2010).

Area di studio e metodi

Il programma di ripopolamento del nibbio reale viene svolto nel SIC/ZPS Monte Labbro e Alta Valle dell'Albegna (6.300 ha) ubicato in provincia di Grosseto,

territorio ben conservato e poco antropizzato che si estende tra 260 e 1.193 metri di quota ed è interessato da attività agro-silvo-pastorali condotte in maniera tradizionale (Ceccolini & Cenerini 2002, 2007, 2009, Gaibani 2006, 2010, Terrasse 2006).

Le condizioni ambientali del territorio, già idonee al nibbio reale, sono state migliorate grazie ad interventi effettuati nell'ambito dei progetti LIFE Biarmicus e Save the Flyers e alla messa in sicurezza di 45 km di linee elettriche pericolose per l'avifauna ad opera di Enel Distribuzione S.p.A.

Prima tappa del ripopolamento del nibbio reale è stata la redazione di un piano di fattibilità (Gaibani 2006, Terrasse 2006), poi aggiornato alla luce dei risultati ottenuti con i primi tre anni di rilasci 2007-2009 (Gaibani 2010). Il piano stima in circa 110 individui il numero di animali da rilasciare per giungere alla costituzione di una popolazione minima vitale (Gaibani 2010).

La metodologia di rilascio in Toscana prevede la traslocazione di giovani individui di nibbio reale prelevati in nidi della Corsica (Francia), dove la popolazione è sedentaria, e del Cantone di Friburgo (Svizzera), Paese che ospita una popolazione parzialmente migratrice. La metodologia è simile a quella impiegata in Gran Bretagna (Evans *et al.* 1997, Carter 2001, Carter & Grice 2002).

I giovani nibbi reali sono stati prelevati tra fine maggio e metà giugno all'età di circa 4-5 settimane. Il prelievo è stato effettuato lasciando almeno un *pullus* nel nido. Ciascun individuo è stato munito di anello ISPRA, anello plastico e placche alari di colore blu con codice bianco e di un dispositivo per il controllo a distanza della posizione (Ceccolini *et al.* in stampa).

Nel periodo 2007-2009 e nel 2011 sono state utilizzate radiotrasmittenti VHF collocate su una penna timoniera, nel 2010 radiotrasmittenti VHF posizionate sul dorso.

Nel 2012 è stato utilizzato un nuovo sistema GPS datalogger "UvA-BiTS" (www.uva-bits.nl) sviluppato all'Università di Amsterdam da Edwin Baaij (Technology Center) e da Willem Bouten e Judy Shamoun (Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics). Il sistema utilizza apparecchi del peso di circa 20 g dotati di GPS capaci di registrare fino ad un punto ogni 3 secondi e di memorizzare 60.000 dati; inoltre tali dispositivi sono muniti di un accelerometro che permette di effettuare ulteriori studi sul comportamento dei nibbi reali rilasciati. I dati immagazzinati dai dispositivi GPS possono essere scaricati automaticamente attraverso una connessione wireless (Bluetooth) ad una stazione ricevente (2,4 GHz) posizionata sulle voliere del CERM, capace di ricevere i dati fino ad un chilometro di distanza.

All'interno del CERM sono rifornite giornalmente due mangiatoie, costantemente monitorate con un sistema di videocontrollo (Ceccolini *et al.* in stampa).

I dati raccolti mediante osservazione diretta ed il sistema di videomonitoraggio delle mangiatoie sono stati utilizzati per la stima dei parametri demografici della popolazione. Il tasso e la probabilità di sopravvivenza sono stati stimati considerando come non sopravvissuti i morti accertati e gli individui che,

scomparsi in un determinato giorno dell'anno, non sono più stati osservati o rilevati per tutta la durata dell'anno successivo, in linea con i criteri di calcolo utilizzati in Gran Bretagna (Evans *et al.* 1999, Carter & Grice 2002, Smart *et al.* 2010). Per il calcolo è stata scelta arbitrariamente la data del 31 agosto, visto che le date di rilascio sono comprese fra la fine di luglio e l'inizio di agosto di ogni anno. È bene sottolineare che il tasso e la probabilità di sopravvivenza effettivi potrebbero risultare superiori rispetto ai valori calcolati perché alcuni degli esemplari non censiti nell'arco dell'ultimo anno potrebbero essersi solo dispersi e perché gli esemplari, di tre-quattro anni di età, iniziano a perdere le placche alari rendendo impossibile la loro identificazione a distanza, come accaduto anche in Gran Bretagna (Carter & Grice 2002).

Il tasso di sopravvivenza minimo per classe di età e la probabilità di sopravvivenza sono stati stimati su 75 esemplari liberati nel periodo 2008-2011. Non sono stati considerati i 5 nibbi reali rilasciati nel 2007, perché precocemente dispersi (Ceccolini *et al.* in stampa), ed i 13 individui liberati nel 2012, per i quali non ci sono ancora dati sufficienti.

Negli anni 2011 e 2012, tra febbraio e luglio, è stata effettuata una ricerca *ad hoc* delle coppie nidificanti e territoriali. L'area indagata comprende parte dell'Alta Valle dell'Albegna (GR), per un'estensione totale di circa 25.000 ettari (compresa in una fascia di circa 5 km ad Est e ad Ovest del Fiume Albegna, con limite settentrionale lungo la dorsale Monte Labbro-Aquilaia e limite meridionale tra i paesi di Montemerano e Pomonte). In febbraio-marzo il monitoraggio è stato finalizzato all'individuazione di esemplari di nibbio reale in atteggiamento riproduttivo: parate, trasporto di materiale per la costruzione del nido e assidua presenza della coppia nella stessa zona.

Una volta individuati i siti di nidificazione i sopralluoghi hanno avuto cadenza settimanale sino all'involo dei giovani. Le osservazioni effettuate durante il monitoraggio dei nidi sono state integrate con quelle acquisite attraverso il sistema video delle mangiatoie del CERM.

Risultati e discussione

Tasso e probabilità di sopravvivenza

Il tasso di sopravvivenza complessivo per classe di età è risultato pari al 75,3% (su di un campione di 75 individui) al 1° anno, al 92,5% ($N=40$) al 2° anno, all'88,5% ($N=24$) al 3° anno ed al 90,0% ($N=10$) al 4° anno (Tab. 1). In un analogo progetto di rilascio nelle Midlands (Gran Bretagna) il tasso di sopravvivenza era risultato pari al 58% ($N=66$) al 1° anno di età, al 66% ($N=38$) al 2° anno ed al 67% ($N=18$) al 3° anno (Carter & Grice 2002). Il tasso di sopravvivenza al primo anno risulta più basso rispetto agli anni successivi, come accaduto in Gran Bretagna (Evans *et al.* 1999, Carter & Grice 2002, Smart *et al.* 2010). La stima calcolata per gli esemplari del 4° anno di età potrebbe essere poco realistica a causa delle limitate dimensioni del campione (6 maschi e 4 femmine) e della perdita di placche alari osservata negli animali di oltre tre anni di età.

Da un'analisi dei valori generali non è stata riscontrata una differenza significativa del tasso di sopravvivenza tra maschi e femmine nelle diverse classi di età, considerando solo le prime tre classi: $\chi^2=0,005$, $g.l.=1$, $P=0,95$, χ^2 test, per il primo anno; $P=0,60$, Fisher's test, per il secondo anno; $P=1,00$, Fisher's test, per il terzo anno.

La probabilità di sopravvivenza è stata calcolata su 75 esemplari liberati (Tab. 2). Da notare che il dato relativo al primo anno è più alto (75,3%) rispetto a quello calcolato in Gran Bretagna in un analogo progetto (58%) (Carter & Grice 2002). Il valore calcolato per il quarto anno è sicuramente sottostimato visto che gli esemplari liberati iniziano a perdere le placche già dal terzo anno.

Mortalità e dispersione

Dal 2008 al 2011, 26 dei 75 individui liberati (Tab. 3) sono scomparsi (7 rinvenuti morti e 19 ritenuti morti secondo il criterio descritto in precedenza). Di questi, 19 avevano meno di un anno di età, in particolare tutti gli animali trovati morti (7) ed il 63,2% dei nibbi reali ritenuti morti (12 su 19).

Dei 26 esemplari scomparsi il 57,7% proveniva dalla Corsica (15 su 39 liberati) ed il 42,3% dalla Svizzera (11 su 36 liberati). La differenza di mortalità tra i nibbi reali còrsi e svizzeri non risulta statisticamente significativa ($\chi^2=0,2265$; $g.l.=1$; $P=0,63$).

Origine	Sesso	I anno	II anno	III anno	IV anno
Svizzera	Maschi	80,4% (14)	86,7% (9)	83,3% (6)	100,0% (2)
	Femmine	80,6% (22)	100,0% (11)	100,0% (5)	66,7% (3)
	Entrambi i sessi	82,5% (36)	90,5% (20)	91,7% (11)	80,0% (5)
Corsica	Maschi	70,0% (23)	100,0% (10)	90,0% (9)	100,0% (4)
	Femmine	74,6% (16)	88,9% (10)	75,0% (4)	100,0% (1)
	Entrambi i sessi	73,0% (39)	95,8% (20)	85,7% (13)	100,0% (5)
Generale	Maschi	71,6% (37)	92,6% (19)	87,5% (15)	100,0% (6)
	Femmine	75,8% (38)	94,4% (21)	90,0% (9)	75,0% (4)
	Entrambi i sessi	75,3% (75)	92,5% (40)	88,5% (24)	90,0% (10)
Coorte		2008-2011	2008-2010	2008-2009	2008

Tabella 1 Tasso di sopravvivenza per classi di età. *Survival rates according to age classes.*

	I anno	II anno	III anno	IV anno
Probabilità di sopravvivenza	75,3%	64,1%	52,5%	45,0%

Tabella 2 Probabilità di sopravvivenza. *Survival probability.*

Qualora i 19 nibbi reali considerati morti si fossero solo dispersi in altre aree, questo comportamento non sembra dipendere dalla popolazione di origine ($\chi^2=0,0408$; $g.l.=1$; $P=0,84$).

Una differenza non significativa nel comportamento di dispersione tra individui svizzeri e corsi contrasta con quanto accaduto in Gran Bretagna, dove individui reintrodotti, provenienti da popolazioni migratrici, hanno mostrato una maggiore tendenza alla dispersione rispetto ad animali provenienti da popolazioni sedentarie (Evans *et al.* 1999). Dal comportamento tenuto dai nibbi reali svizzeri liberati in Toscana si può ipotizzare che il loro stimolo migratorio sia ampiamente ridimensionato dalla disponibilità di risorse trofiche (Ceccolini *et al.* in stampa).

Tasso di mortalità

Il tasso di mortalità per classe di età (Tab. 4) è stato calcolato sui maschi e sulle femmine che costituiscono la popolazione totale, non considerando la loro origine, ed è stato utilizzato per l'analisi di sopravvivenza della popolazione (PVA).

Sette dei 93 individui liberati sono stati rivenuti morti: per tre di essi non è stata individuata la causa del decesso mentre per quattro la morte è stata determinata da elettrocuzione (Ceccolini *et al.* in stampa).

Nidificazione

La ricerca di coppie nidificanti e territoriali è stata resa difficile dalle caratteristiche morfologiche del territorio e dalla grande disponibilità di potenziali siti idonei. L'uso dei dispositivi GPS datalogger, applicati a partire dal 2012, potrà facilitare l'individuazione dei nidi consentendo un monitoraggio più completo dell'andamento riproduttivo della popolazione.

Nel 2011 sono state individuate due coppie nidificanti e tre coppie territoriali delle 9 coppie possibili, stimate considerando il numero di individui (9 femmine e 19 maschi) in età riproduttiva (due-tre anni) censiti nei pressi dell'area di

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Totali
Nibbi reali liberati	5	20	20	18	17	13	93
Nibbi reali censiti al 31/08/2012	0	9	11	13	16	13	62

Tabella 3 Nibbi reali censiti al 31 agosto 2012. *Red kites censused up to 31/08/2012.*

Classe di età	Tasso di mortalità	
	Femmine	Maschi
0-1 anni	24,2%	28,4%
1-2 anni	5,6%	7,4%
>2 anni	15,0%	8,3%

Tabella 4 Tasso di mortalità. *Mortality rate.*

rilascio nei primi mesi del 2011 e la loro sex-ratio (Ceccolini *et al.* in stampa). Nel 2012 sono state individuate tre coppie nidificanti e tre coppie territoriali delle 17 coppie possibili, considerando il numero di individui (17 maschi e 19 femmine) in età riproduttiva (due-quattro anni) e la loro sex-ratio.

L'età delle coppie monitorate varia da un minimo di 2 anni ad un massimo di 4, il numero medio di pulli per coppia è pari ad 1,9, con un massimo di tre giovani registrato nel 2012. Il tasso di involo (numero di giovani involati/coppie riprodotte con successo) è di 1,7 giovani per coppia riprodotta, uguale a quello osservato in Corsica (Mougeot *et al.* 2011). Nel 2012 è stata rilevata la morte di un giovane nel nido in cui erano stati osservati tre pulli. I nidi identificati erano posti ad una distanza media dal CERM di 1.047 m, con una distanza massima di 1.615 m ed una minima di 112 m. I nidi censiti sono stati costruiti su *Quercus cerris* (3), *Quercus pubescens* (1) e *Pinus pinaster* (1).

Il fatto che il numero di nidi individuati sia stato sottostimato rispetto a quello dei nidi effettivamente presenti si desume, oltre che dal numero di coppie riproduttive possibili, anche dai dati ricavati dal videomonitoraggio delle mangiatoie. Infatti, a partire dal 2010, tra la fine di luglio ed i primi di agosto di ogni anno sono stati registrati giovani nibbi reali dell'anno in numero superiore rispetto a quelli censiti sul campo. Confrontando il numero massimo di giovani osservati alle mangiatoie con quello dei giovani monitorati al nido è stato possibile effettuare una stima approssimata del numero minimo di coppie che si sono riprodotte:

- 2010: nessuna nidificazione accertata ma un giovane nibbio reale dell'anno si alimentava nelle mangiatoie, quindi almeno una coppia si è riprodotta;
- 2011: 6 giovani dell'anno osservati contemporaneamente sulle mangiatoie contro 3 giovani involati da due nidi, quindi un minimo di 3-5 coppie riprodotte;
- 2012: 6 giovani dell'anno contro 5 giovani involati da tre nidi, quindi almeno 4 coppie riprodotte.

Ciononostante anche il numero di coppie riproduttive così calcolato può risultare ampiamente sottostimato in quanto:

- 1) alcuni giovani potrebbero non frequentare le mangiatoie;
- 2) i giovani potrebbero frequentare non contemporaneamente le mangiatoie;
- 3) i giovani osservati sulle mangiatoie contemporaneamente potrebbero non comprendere i giovani censiti al nido.

Attraverso le indagini effettuate sul campo e la videosorveglianza delle mangiatoie si è potuto verificare che nell'Alta Valle dell'Albegna il periodo riproduttivo coincide con quello delle altre popolazioni dell'area mediterranea (Mougeot & Bretagnolle 2006): deposizione in aprile, schiusa in maggio, involo dei giovani attorno alla metà di giugno e completa indipendenza dei giovani nella prima metà di luglio.

È interessante notare come in aprile si verifichi un drastico calo della frequentazione delle mangiatoie da parte di tutte le femmine (con placche alari) in età riproduttiva, incluse quelle di cui non si è potuto localizzare il sito di nidificazione, ad ulteriore

conferma che il numero di nidificazioni è superiore rispetto a quello accertato (Figg. 1 e 2). Inoltre nello stesso periodo è stato osservato che i maschi prelevavano il cibo dalle mangiatoie per poi dirigersi verso i nidi.

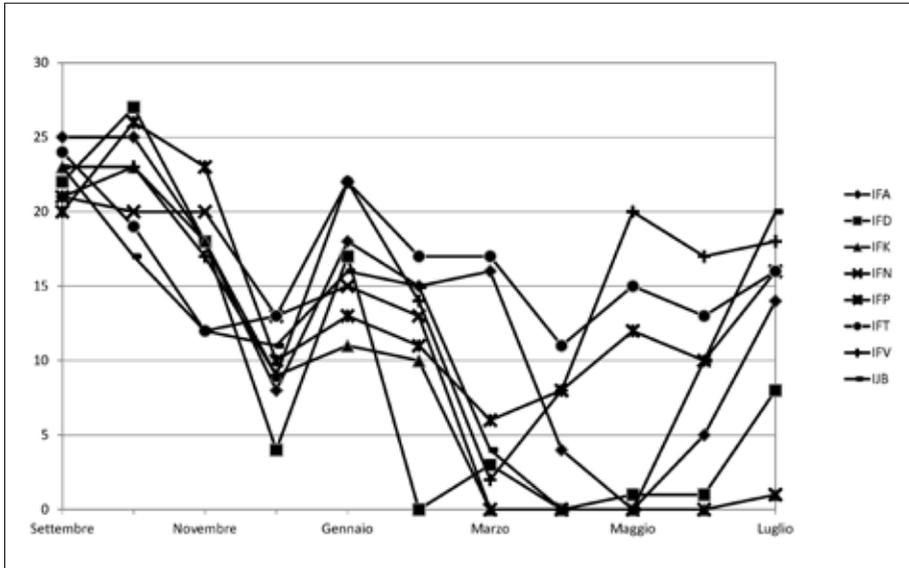


Figura 1 Mangiatoie CERM, giorni di presenza mensile femmine di 2 anni di età. *CERM feeding platform, monthly present days of two years old females.*

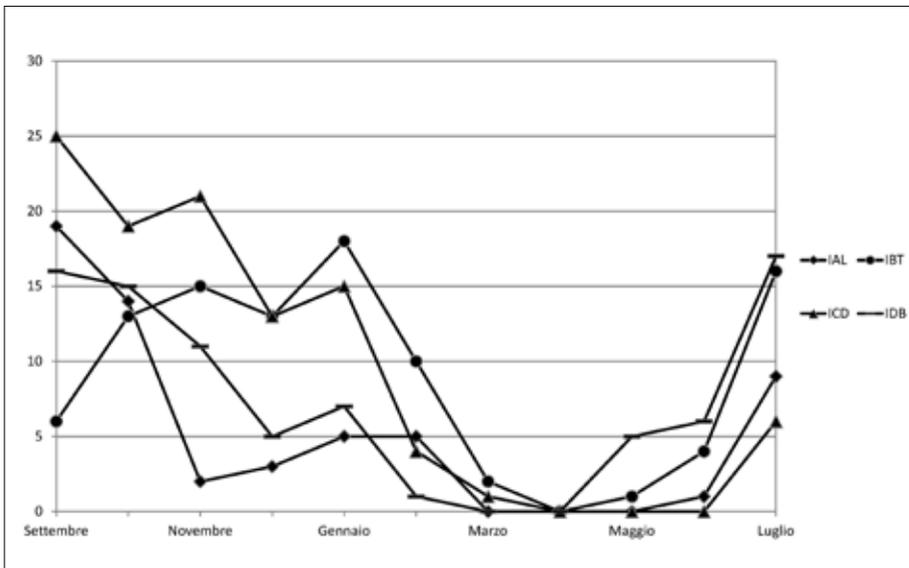


Figura 2 Mangiatoie CERM, giorni di presenza mensile femmine di 3-4 anni di età. *CERM feeding platform, monthly present days of 3-4 years old-females.*

Queste osservazioni sono in linea con quanto rilevato in Corsica: le femmine trascorrono gran parte del loro tempo nelle vicinanze del sito di nidificazione, soprattutto durante il periodo fertile e durante la cova mentre sono i maschi a procurare loro il cibo (Mougeot 2000). È altrettanto importante rilevare un progressivo aumento nell'uso delle mangiatoie da parte delle femmine nei mesi di giugno e luglio, periodo in cui è stato accertato l'involto dei giovani.

Analisi della sopravvivenza della popolazione (PVA)

Le simulazioni per le analisi della sopravvivenza della popolazione (PVA) sono state effettuate utilizzando l'ultima versione disponibile del software Vortex (Lacy *et al.* 2009).

Si è considerata una popolazione iniziale di 49 individui sopravvissuti, sul totale di individui liberati tra il 2008 ed il 2011 (Tab. 3), e si sono utilizzati i parametri demografici e riproduttivi della popolazione di nibbio reale oggetto di studio e, quando insufficienti, i parametri riproduttivi relativi alle altre popolazioni dell'area mediterranea.

- Tasso di mortalità (questo studio, Tab. 4);
- Età alla prima riproduzione (questo studio): due anni;
- Sex ratio alla nascita: 50% (Carter 2001);
- Percentuale di femmine adulte che si riproducono con successo: 75% (Mougeot & Bretagnolle 2006);
- Tasso di involto: 1,7 (Mougeot *et al.* 2011).

I risultati delle simulazioni al 2012 indicano che la popolazione è in incremento con un tasso finito di crescita pari a 1,223 ed una probabilità di sopravvivenza della popolazione del 100% sui 100 anni. Il progetto prevede, comunque, di introdurre ancora 16 individui all'anno nel 2013 e nel 2014 (Gaibani 2010).

Nuova area di svernamento

La nuova popolazione toscana di nibbio reale svolge un ruolo fortemente attrattivo per gli individui migratori, erratici e svernanti. Nell'ambito di un censimento europeo annuale della specie, il giorno 8 gennaio 2011 sono stati censiti, nei pressi del CERM, 42 nibbi reali svernanti di cui 17 di origine sconosciuta (senza placche alari) mentre il 7 gennaio 2012 sono stati censiti 65 esemplari svernanti di cui 38 di origine sconosciuta. Interessante anche la presenza di quattro nibbi bruni.

Ringraziamenti. Si ringraziano A. Aebischer, i suoi colleghi ornitologi del Cantone di Friburgo, il Museo di Storia Naturale di Friburgo (Svizzera), W. Bouten dell'Istituto di Biodiversità e Dinamiche degli Ecosistemi dell'Università di Amsterdam (Olanda), G. Faggio e C. Jolin del Conservatoire d'Espaces Naturels de Corse (Francia). Si ringraziano, inoltre, J. Angelini, A. Andreotti (ISPRA), M. Bedin, V. Costantini, G. Dell'Omo, F. Fabbrizzi (CFS), G. Gaibani, G. Paesani, P.M. Politi, M. Terrasse (LPO) ed i soci del GOM (Gruppo Ornitologico Maremmano).

Summary. *Reintroduction programme of Red Kite* *Milvus milvus* *in southern Tuscany (central Italy).*

A Red Kite *Milvus milvus* reintroduction programme began in southern Tuscany (Italy) in 2007. Young red kites were translocated from France (Corsica) and Switzerland (Canton of Fribourg) at the age of about 4-5 weeks. Once in Tuscany, the young red kites spent 45-60 days in the aviaries of the CERM (Endangered Raptors Centre), then they were released into the wild in the Upper Albegna Valley (GR). Between 2007 and 2012 a total of 93 young red kites was released. Survival rates were calculated on the 75 individuals released between 2008 and 2011, most of which (49) remained in the release area: 75.3% (1st year), 92.5% (2nd year), 88.5% (3rd year) and 90.0% (4th year). A total of 7 individuals was found dead, 3 of them due to unknown causes and 4 of them due to electrocution. Between 2011-2012 five nests were found and monitored, all of them located in the surroundings of the release site. The minimum age of first breeding was 2 years and the maximum age of four years. An average of 1.9 chicks per nest with a maximum of three chicks in 2012 was recorded. Fledging success was 1.7. In 2012 the presence of 17 possible pairs can be estimated considering the sex-ratio of two, three and four years old individuals still present in the release area at the early months of the year.

Bibliografia

- Aebischer A., 2009. Der Rotmilan: ein faszinierender Greifvogel. Haupt, Bern.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia italiana. Hoepli, Milano.
- BirdLife International, 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.
- Carter I., 2001. The Red Kite. Arlequin Press, Chelmsford, Essex, England.
- Carter I., Grice P., 2002. The Red Kite Reintroduction Programme in England. English Nature Research Reports, n. 451.
- Ceccolini G., Cenerini A., 2002. Monte Labbro e Alta Valle dell'Albegna, Guida alla Natura. Editrice "il mio Amico".
- Ceccolini G., Cenerini A., 2007. L'avifauna del Monte Labbro e dell'Alta Valle dell'Albegna. Editrice "il mio Amico".
- Ceccolini G., Cenerini A., 2009. The reintroduction of the Red Kite in Tuscany (in collaboration with France and Switzerland). In: David F. (red.), Proceedings of the Red Kite international Symposium, October 17th & 18th 2009, Montbéliard, France: 116-120.
- Ceccolini G., Cenerini A., Bainsi M., Falchi V., Passalacqua L., Vignali S., in stampa. Restocking del nibbio reale *Milvus milvus* in Toscana meridionale. Metodi e primi risultati. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Evans I.M., Cordero P.J., Parkin D.T., 1997. Successful breeding at one year of age by Red Kites *Milvus milvus* in southern England. *Ibis*, 139: 63-67.
- Evans I.M., Summers R.W., O'Toole L., Orr-Ewing D.C., Snell R.N., Smith J., 1999. Evaluating the success of translocating Red Kites *Milvus milvus* to the UK. *Bird Study*, 46: 129-144.

- Gaibani G., 2006. Studio di fattibilità per la reintroduzione del nibbio reale *Milvus milvus* nel SIC e ZPS Monte Labbro e Alta Valle dell'Albegna. Progetto LIFE04 NAT/IT/000173 Biarmicus. Comunità Montana Amiata Grossetano.
- Gaibani G., 2010. Aggiornamento del piano di fattibilità per il ripopolamento del Nibbio reale *Milvus milvus*. Progetto LIFE08 NAT/IT/000332 Save the Flyers. Comunità Montana Amiata Grossetano.
- IUCN, 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Ver. 2011.2. Cambridge, United Kingdom.
- Lacy R.C., Borbat M., Pollak J.P., 2009. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.99. Chicago Zoological Society. Brookfield, Illinois.
- Mougeot F., 2000. Territorial intrusions and copulation patterns in red kites *Milvus milvus*, in relation to breeding density. *Animal Behaviour*, 59: 633-642.
- Mougeot F., Bretagnolle V., 2006. Breeding biology of Red Kite *Milvus milvus* in Corsica. *Ibis*, 148: 436-448.
- Mougeot F., Garcia J.T., Viñuela J., 2011. Breeding biology, behaviour, diet and conservation of the Red Kite (*Milvus milvus*), with particular emphasis on Mediterranean populations. In: Zuberogoitia I., Martínez J.E. (eds.), Ecology and conservation of European dwelling forest raptors and owls. Editorial Diputación Foral de Vizcaya, Bilbao, Spain: 190-204.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1): 11-58.
- Sarà M., Sigismondi A., Angelini J., 2009. Status of Red kite in Italy. In: David F. (red.), Proceedings of the Red Kite international Symposium, October 17th & 18th 2009, Montbéliard, France: 24-27.
- Smart J., Amar A., Sim I.M.W., Etheridge B., Cameron D., Christie G., Wilson J.D., 2010. Illegal killing slows population recovery of a re-introduced raptor of high conservation concern. The Red kite *Milvus milvus*. *Biological Conservation*, 143: 1278-1286.
- Terrasse M., 2006. Studio di fattibilità per preparare la reintroduzione del nibbio reale nel Monte Labbro e nell'Alta Valle dell'Albegna. Progetto LIFE04 NAT/IT/000173 Biarmicus. Comunità Montana Amiata Grossetano.

HOME RANGE E SPOSTAMENTI DEL GRIFONE *Gyps fulvus* NELL'APPENNINO CENTRALE

TIZIANA ALTEA¹, MARCO PANELLA¹, AUGUSTO DE SANCTIS²,
PAOLA MORINI³, GIANCARLO OPRAMOLLA¹, ROSARIO BARTOLO¹,
ANTONELLO PASCAZI¹, MARIO POSILICO¹

¹ Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale Biodiversità di Castel di Sangro,
I-67031 Castel di Sangro (AQ), mario.posillico@alice.it

² Istituto Abruzzese Aree Protette-WWF, via G. D'Annunzio, I-65100 Pescara

³ Parco Regionale Sirente Velino, via XXIV Maggio, I-67048 Rocca di Mezzo (AQ)

Keywords: Griffon Vulture, movements, conservation, GPS telemetry

Introduzione

Sebbene il grifone *Gyps fulvus* sia considerato globalmente a basso rischio (BirdLife International 2012), è minacciato in diverse parti dell'areale e, in Italia, è considerato in "pericolo critico" (Peronace *et al.* 2012). Oltre ai cambiamenti dei sistemi di conduzione del bestiame e alla minore disponibilità di carcasse per le disposizioni della legislazione sanitaria (Camiña & Montelio 2006), le minacce per la conservazione del grifone sono rappresentate da avvelenamento, ingestione di contaminanti e inquinanti (Lemus *et al.* 2008, Gangoso *et al.* 2009), collisione con pale eoliche (Martínez-Abraín *et al.* 2012). In particolare, il 58% dei casi di mortalità registrati dal 1994 al 2009 in Appennino è imputabile ad avvelenamento (Potena *et al.* 2009). In Italia, fino ai primi anni '90 del secolo scorso, l'unica popolazione autoctona di ridotta consistenza e minacciata dall'uso di bocconi avvelenati sopravviveva in Sardegna. Per la conservazione di questa specie sono stati condotti in Italia alcuni progetti di reintroduzione ed attualmente la popolazione riproduttiva di grifone è distribuita in 5 aree con oltre 90 coppie riproduttive stimate nel 2012.

Nell'Appennino il grifone è stato reintrodotta dal 1994 al 2002 dal Corpo Forestale dello Stato (CFS) (Allavena & Panella 2000). La maggior parte dei 93 animali rilasciati è stata liberata nella Riserva Naturale Orientata Monte Velino (42°07'N; 13°21'E). Il numero medio di coppie nidificanti nei 6 siti riproduttivi (2003-2012) è pari a 25,6 (*D.S.*±4,4; intervallo: 19-33) con un successo riproduttivo e un tasso di involo pari a 0,81 (±0,24) e 0,93 (±0,10).

Nonostante le numerose ricerche svolte sul grifone e la sua diffusione in diversi paesi in Europa, le informazioni sul suo comportamento spaziale sono frammentarie (Garcia-Ripolles *et al.* 2011); tuttavia, ampiezza dell'home range, spostamenti, uso dello spazio e loro differenze relative alla stagione, sesso, età e status riproduttivo sono informazioni utili per la gestione e la tutela, soprattutto di una specie in conflitto con le attività umane e l'espansione delle infrastrutture (impianti industriali per la produzione di energia eolica) (De Lucas *et al.* 2012). Il CFS ed

il Parco Sirente Velino stanno conducendo uno studio sul grifone i cui obiettivi principali sono la valutazione dell'uso dello spazio e quella dell'alimentazione in natura. Scopo dell'indagine è fornire il primo resoconto del comportamento spaziale di questo avvoltoio in Italia (lunghezza degli spostamenti, dimensione dell'home range ed eventuali variazioni temporali dell'ubicazione delle aree frequentate) e analizzarne differenze relative a stagione e sesso. I dati presentati sono relativi ai primi 16 mesi di una ricerca che è tuttora in corso.

Area di studio e metodi

I grifoni monitorati hanno occupato un'area ampia circa 7.600 km² che comprende 6 regioni (Marche, Umbria, Lazio, Abruzzo, Molise e Campania). L'area è eterogenea per clima, geomorfologia, vegetazione e tipo di zootecnia, estesa da 500 a quasi 3.000 m s.l.m. Le dorsali montuose sono orientate prevalentemente in direzione NO-SE e l'estensione della vegetazione forestale è variabile. Nell'area frequentata con maggiore continuità (entro 35 km dal punto di alimentazione supplementare nella RNO Monte Velino) erano presenti oltre 300.000 capi di bestiame: 17% bovini, 79% capre e pecore, 4% equini (ISTAT, V censimento dell'agricoltura, 2000).

Gli avvoltoi sono stati catturati con una voliera (18x6 m, h 5 m) munita di porta a ghigliottina a scorrimento verticale (3 m x 2 m di altezza) con chiusura innescata da una corda azionata da un operatore (Elorriaga *et al.* 2004). Questo metodo è più efficiente, sicuro e semplice rispetto ad altri approcci (Bamford *et al.* 2009). I tentativi di cattura sono stati svolti da ottobre 2010 a febbraio 2011 e in ottobre-novembre 2011, minimizzando l'interferenza con la riproduzione. Venti giorni di attivazione della trappola hanno consentito la cattura in tre occasioni di 62 individui diversi (76 grifoni comprese le 14 ricatture) per un totale di 12, 36 e 28 grifoni/cattura.

Le trasmettenti (Vectronic GPS PLUS 1C-Bird, peso medio 154,8 g) sono state assicurate ai grifoni con una imbragatura in teflon. Sedici grifoni adulti sono stati muniti di trasmettente: 6, 7 e 5 individui/cattura; 9 maschi e 6 femmine, 1 individuo di sesso non identificato. Il peso medio dei grifoni muniti di trasmettente era 8,7 kg ($\pm 0,86$; 7-10,15) e le trasmettenti pesavano dall'1,5 al 2,2% del peso corporeo, quindi sotto la soglia del 3% che Meyburg & Fuller (2007) suggeriscono per non interferire con il normale comportamento. Le trasmettenti sono state impostate per rilevare 4-6 localizzazioni/giorno dall'alba al tramonto e hanno permesso di acquisire in media 3 posizioni/grifone/giorno ($\pm 0,9$). Su 12.082 localizzazioni acquisite in 473 giorni, 6.985 (57,8%) sono risultate validate e sono state usate per le elaborazioni.

Il sesso è stato determinato dall'ISPRA da campioni di sangue con i primer P2-P8 (Griffiths *et al.* 1998) secondo il protocollo di Costantini *et al.* (2011) (Randi com. pers.).

L'ampiezza dell'home range è stata stimata con il minimo poligono convesso (MPC) (Mohr 1947) sulle localizzazioni totali e stagionali: l'anno è stato suddiviso

in una stagione invernale (novembre-marzo) ed estiva (aprile-ottobre) in relazione alla copertura nevosa (che condiziona la presenza in quota del bestiame).

La lunghezza degli spostamenti è stata valutata per ogni giorno sommando la distanza in linea retta tra posizioni successive. La distanza totale o stagionale percorsa è la somma degli spostamenti giornalieri per quel periodo.

Dalle elaborazioni relative alla stima degli spostamenti e dell'home range annuali sono stati esclusi 6 grifoni monitorati solo in inverno e 5 di questi non sono stati considerati nelle elaborazioni stagionali perché seguiti per un periodo breve (meno della metà dei giorni totali del periodo novembre-marzo).

Le differenze nell'ampiezza dell'home range e nella lunghezza degli spostamenti in relazione al sesso ed alla stagione sono state valutate con l'analisi della varianza non parametrica (Kruskal-Wallis) ed il test di Mann-Whitney (Siegel & Castellan 1992).

Risultati e discussione

Quindici grifoni, sui 16 muniti di trasmettente, sono stati monitorati dal 13 novembre 2010 al 29 febbraio 2012. Il numero medio mensile di uccelli monitorati è stato 6,1 ($DS \pm 2,5$; 3-11) per un totale di 2.259 giorni/grifone e un numero medio di 151 giorni di telemetria/grifone ($DS \pm 115,4$ giorni; 8-356) (Tab. 1).

Tre grifoni sono deceduti da 8 a 79 giorni dopo la cattura ed un individuo è stato recuperato in seguito ad un trauma 58 giorni dopo il rilascio (M4180). I referti necroscopici (Istituto Zooprofilattico Sperimentale per l'Abruzzo e Molise di Teramo) suggeriscono che una femmina (M4323) sia morta per avvelenamento da pesticidi. Un maschio (M6054) è stato trovato 2 km a valle di un impianto eolico con una profonda ferita lacero-contusa ad un'ala. I resti di un altro maschio (M4039), quasi completamente divorato, sono stati trovati alla base di un roost. Cinque grifoni hanno perso la trasmettente dopo 23-108 giorni ($\bar{x} = 80,6$; $DS \pm 34,3$) e tra questi 4 sono stati muniti di trasmettente in occasione della loro successiva cattura. Il numero medio di posizioni acquisite/grifone è stato 466 ($DS \pm 398$; 33-1.428).

La dimensione media dell'home range annuale ($N=9$ grifoni) è stata pari a 3.044 km² ($DS \pm 1.481$; 1.294-5.902 km²) (Tab. 1). La dimensione media degli home range estivi (2.623 km²; $DS \pm 1.098$) è significativamente maggiore di quelli invernali (1.531 km²; $DS \pm 1.326$) ($\chi^2=5,23$; $P=0,02$). In un solo individuo (femmina) l'home range invernale aveva un'estensione doppia rispetto a quello estivo. Non sono state rilevate differenze significative nella dimensione dell'home range annuale tra maschi ($N=4$; $\bar{x} = 2.651$ km²; $DS \pm 1.332$) e femmine ($N=5$; $\bar{x} = 3.358$ km²; $DS \pm 1.668$) ($\chi^2=0,24$; $P>0,5$), ed anche le ampiezze degli home range stagionali non differiscono significativamente tra i sessi (inverno, $U=12,0$; $P>0,5$; estate, $U=9,0$; $P>0,1$) (Fig. 1).

L'ampiezza media dell'home range (MPC) dei grifoni in questo studio (3.044 km²) è maggiore rispetto a quanto riportato da Xirouchakis & Andreou (2009): 390-1.300 km² e da Gil *et al.* (2009): 23-161 km², ma minore rispetto a quanto riferito in Garcia-Ripolles *et al.* (2011): 7.419 km² (57.257-1.450 km²). Lo status

riproduttivo, l'età e le caratteristiche generali dell'habitat possono determinare variazioni nell'ampiezza dell'home range e degli spostamenti sia tra diverse aree di studio che tra gli individui. Anche le tecniche di indagine (*i.e.* radio-telemetria *vs.* telemetria satellitare) possono fornire risultati diversi. I grifoni monitorati in Spagna da Garcia-Ripolles *et al.* (2011) non erano individui in riproduzione. Questo potrebbe spiegare parte della differenza rilevata ipotizzando che la lunghezza degli spostamenti dei grifoni durante la riproduzione sia condizionata dal ritorno al nido.

La lunghezza degli spostamenti giornalieri è risultata variabile a livello individuale: 3,5-37,8 km; $\pm 9,99$ km, in relazione al numero di giorni e di localizzazioni totali rilevate. La distanza media percorsa giornalmente in entrambe le stagioni ($N=9$) è stata pari a 26,9 km ($\pm 7,8$; 15,8-37,8 km) (Tab. 1). Gli spostamenti estivi (37 km; $\pm 13,4$) sono maggiori di quelli invernali (19,5 km; $\pm 6,8$) ($\chi^2=9,63$; $P<0,005$), ma non sono state rilevate differenze nella distanza media giornaliera annuale percorsa dai maschi ($N=4$; $\bar{x}=28,6$ km; $\pm 6,6$) rispetto alle femmine ($N=5$; $\bar{x}=25,6$ km; $\pm 9,2$) ($\chi^2=0,24$; $P>0,5$), ed anche le distanze medie giornaliere su base stagionale

Codice anello	Sesso	Data cattura	Ultimo fix	Giorni totali	Fix totali (a)	Grifone nidificante	Spostamento giornaliero medio (km)	Ampiezza (km ²) home range (MPC)
4039 (*)	M	14/11/10	11/12/10	27	58		12,1	397,7
4170	F	13/11/10	12/10/11	333	935		15,8	3.851,6
4180 (*)	M	13/11/10	10/01/11	58	130		3,5	69,8
4323 (*)	F	08/02/11	16/02/11	8	39		20,6	161,2
6054 (*)	M	14/11/10	01/02/11	79	166		9,9	322,0
6059	F	13/11/10	22/05/11	190	493	Sì	18,5	2.088,1
6060	M	07/02/11	29/02/12	189 (1)	557	Sì	20,2	2.071,4
6073 (*)	NID	01/12/11	26/01/12	56	81	Sì	12,0	437,4
6092	F	08/02/11	16/05/11	97	252	Sì	23,7	1.687,9
6094	M	08/02/11	30/01/12	356	1.428	Sì	36,5	2.824,9
6099 (*)	M	08/02/11	02/02/12	86 (1)	275	Sì	19,7	682,5
6100	M	08/02/11	26/01/12	350 (1)	941	Sì	28,4	4.415,2
6111	M	07/02/11	26/05/11	108	384	Sì	29,3	1.293,7
6112	F	07/02/11	10/08/11	184	638	Sì	32,0	3.262,2
6114	F	08/02/11	02/02/12	138 (1)	608	Sì	37,8	5.901,7

Tabella 1

Statistiche descrittive relative al monitoraggio satellitare di 15 grifoni nell'Appennino centrale (novembre 2010 - febbraio 2012). (a) Il dato si riferisce ai soli fix validati; (*) dati non utilizzati per le elaborazioni annuali; (1) grifoni a cui sono state applicate due diverse trasmettenti talvolta con una interruzione del periodo di monitoraggio. *Descriptive statistics of home range, movements and GPS monitoring of 15 griffon vultures in the central Apennines (November 2010 - February 2012). (a) Data refer only to validated fixes; (*) data not used for final analysis; (1) griffon vultures that were fitted with two different transmitters, sometimes with gaps in the monitoring period.*

non differiscono tra i sessi (inverno, $U=12,0$; $P>0,5$; estate, $U=7,0$; $P>0,5$).

Le distanze medie giornaliere percorse dai grifoni in Appennino sono comparabili sia con quelle registrate per 8 grifoni nella Spagna orientale (2,89-47,6 km) (Garcia-Ripolles *et al.* 2011) che con quelle rilevate a Creta da Xirouchakis & Andreou (2009). Anche per i grifoni in Appennino è stata rilevata una variazione individuale significativa degli spostamenti giornalieri medi come in Garcia-Ripolles *et al.* (2011), Gil *et al.* (2009) e Xirouchakis & Andreou (2009).

La comparabilità dell'ampiezza di home range e negli spostamenti tra i sessi (Fig. 1) potrebbe dipendere dalla gregarietà della specie (Jackson *et al.* 2008, Deygout *et al.* 2010) e dall'assenza di segregazione sessuale. Con un campione di individui maggiore sarà possibile verificare se l'uso dello spazio possa variare tra maschi e femmine o tra riproduttori/non riproduttori durante la nidificazione.

Due grifoni hanno compiuto spostamenti > 60 km dai roost utilizzati durati 2-3 giorni, in estate e in inverno e diretti verso i monti del Matese, dove già dal 2010 sono stati segnalati grifoni (G. Capobianco com. pers.). Le localizzazioni estive ed invernali sono ampiamente sovrapposte e l'area circumfucense è quella più frequentata. Tuttavia in estate la frequenza delle localizzazioni nell'area del massiccio del Gran Sasso e sui rilievi circostanti aumenta (Fig. 2). Solo 25 localizzazioni sulle 235 totali (11%) ubicate nel Parco Nazionale Gran Sasso-Laga e in un'area compresa entro 10 km dal parco stesso sono state rilevate nella stagione invernale. Tra diverse

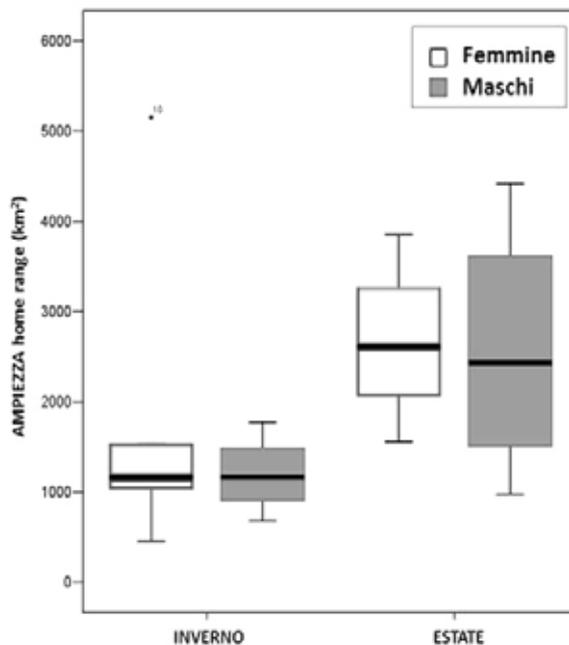


Figura 1 Variazioni di ampiezza di home range in relazione alla stagione (inverno-estate) e al sesso di 9 grifoni monitorati nell'Appennino centrale da novembre 2010 a febbraio 2012. *Home range size variation according to season (winter-summer) and gender for 9 griffon vultures monitored in the central Apennines from November 2010 to February 2012.*

aree o in diversi periodi dell'anno le variazioni stagionali significative nell'ampiezza dell'home range e degli spostamenti possono essere spiegate anche da una diversa disponibilità e dispersione di fonti trofiche in natura.

I grifoni generalmente ricercano il cibo in maniera opportunistica (Houston 2001, Gavashelishvili & McGrady 2006) e la prevedibilità delle fonti trofiche sembra un fattore più importante dell'abbondanza del cibo stesso nel condizionare

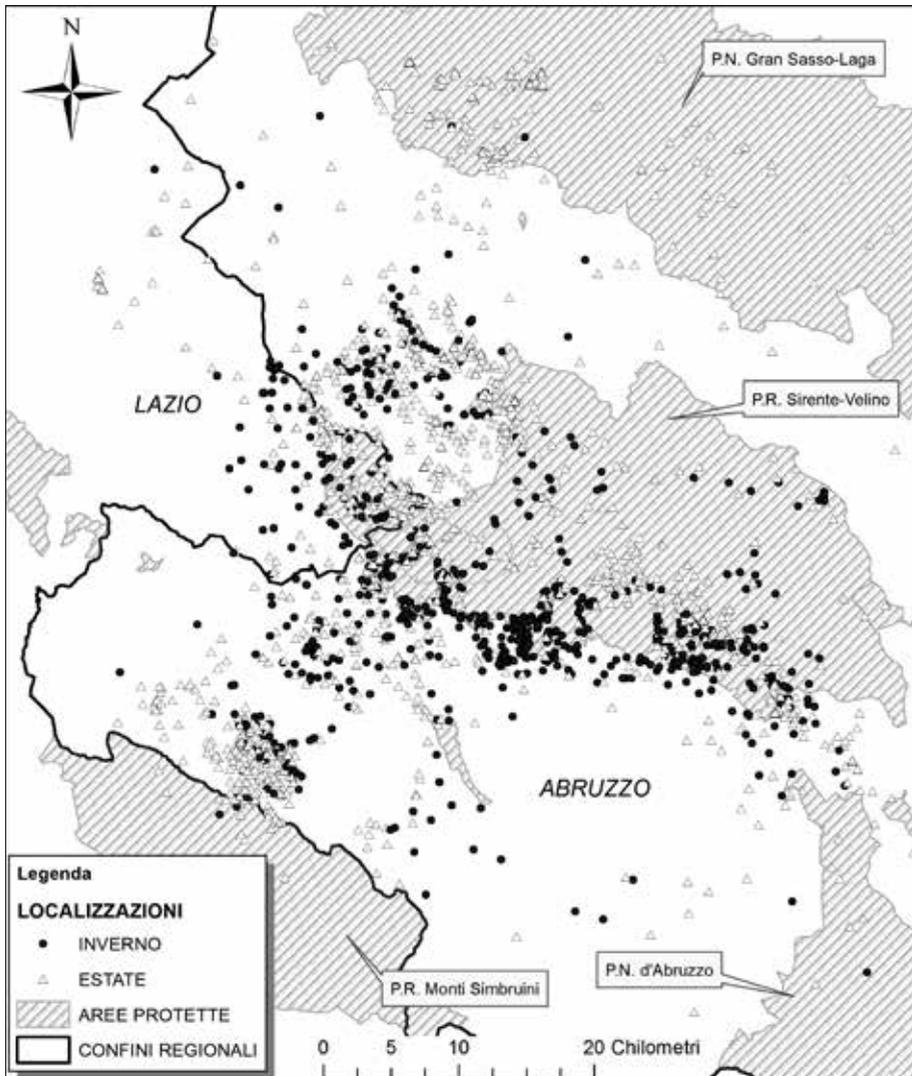


Figura 2 Localizzazioni attive estive (triangoli) e invernali (punti) di 15 grifoni adulti dotati di trasmettente satellitare nell'Appennino centrale. Sono escluse dalla mappa le localizzazioni più meridionali sul massiccio del Matese e quelle più settentrionali nel massiccio dei Sibillini. *Distribution of summer (triangles) and winter (dots) GPS fixes of 15 adult griffon vultures in the central Apennines. A few southernmost (Matese massif) and northernmost (Sibillini massif) fixes are not shown.*

gli spostamenti e l'uso del territorio. Xirouchakis & Andreou (2009) hanno rilevato che il 56% dei siti di alimentazione a Creta era ubicato presso discariche o aree recintate dove la presenza di bestiame e di carcasse era costante. In Appennino invece, nonostante la presenza di un punto di alimentazione rifornito settimanalmente e prossimo alle colonie riproduttive (distanza media colonie/carnaio $\bar{x} = 11 \pm 4,9$ km; 5,8-16,1 km; $N=5$), i grifoni si nutrono in prevalenza di carcasse rinvenute in natura. Da dati preliminari (dicembre 2010-ottobre 2011) risulta che presso il punto di alimentazione siano state rilevate 35 localizzazioni satellitari rispetto alle 321 rilevate in corrispondenza di 39 carcasse in natura. Queste ammontano a circa 17.200 kg di alimento rispetto ai 3.128 kg apportati al carnaio nello stesso periodo. Considerando la presenza nell'area di studio di diversi commensali del grifone (cane, lupo, orso, altri carnivori e necrofagi), la quantità di alimento realmente fruibile dal grifone è inferiore. Confrontando la sovrapposizione spaziale tra le localizzazioni dei grifoni monitorati e le IBA, ZPS e aree protette, si desume che l'87% dei fix è compreso in queste aree. Tuttavia in questi territori c'è una carenza di misure specifiche di gestione del grifone e manca una gestione ambientale proattiva. L'assenza di una politica energetica coordinata - anche per le energie rinnovabili - ne è un esempio, anche se è ampiamente dimostrato come le centrali eoliche abbiano un forte impatto sui grifoni (Barrios & Rodriguez 2004, De Lucas *et al.* 2008). Considerata l'ampiezza dell'area frequentata dal campione di 9 individui seguiti in più stagioni, è evidente che le politiche di gestione di questa specie e del territorio in genere (*e.g.* carnai, sviluppo centrali eoliche, applicazione delle normative sulla gestione di carcasse di domestici sul territorio, utilizzo di munizioni da caccia non tossiche) debbano essere coordinate anche a livello sovra-regionale. Nel 2012 una misura gestionale utile al grifone e ad altri rapaci e necrofagi è stata adottata nel calendario venatorio della Regione Abruzzo (grazie anche ad un ricorso del WWF), introducendo il divieto di uso di munizionamento al piombo nei comuni della Marsica in cui sono concentrate le localizzazioni e l'attività di alimentazione del grifone. Tali territori sono stati identificati anche grazie al supporto dei dati telemetrici ottenuti in questo lavoro.

Ringraziamenti. Ringraziamo per aver competentemente e generosamente partecipato alle catture R. Zuccarini, V. Valerii, C. Matricardi, M. Pellegrini, V. Cofini, S. Spacca, M. Salvatore, F. Di Lorenzo, F. La Civita, R. Bucci, M. Di Marco, A. Mancinelli, oltre a diversi operatori volontari. Ricercatori italiani e stranieri hanno fornito suggerimenti su aspetti tecnici relativi a catture e marcature: F. Genero, F. Spina, A. Camiña, D. Vasilakis. Un ringraziamento particolare al centro operativo aeromobile urbe sezione di Pescara ed al soccorso alpino forestale del CFS per l'aiuto e la collaborazione prestata nel lavoro di campo.

Summary. *Home range and movements of Griffon Vulture Gyps fulvus in the central Apennines.*

The Griffon Vulture *Gyps fulvus* widely occurs through Southern Europe, but information on its space use are limited. Since 2010 the Italian Forest Service in cooperation with other agencies and NGOs is carrying on a research on a reintroduced population of griffon vultures in the central Apennines, to acquire information about ranging behavior and use of carrions. From November 2010 to November 2011 we trapped 76 vultures within 3 capture sessions (12, 36 and 28 birds). Transmitters acquired on average 3 ($SD\pm 0.9$) validated positions/day for 15 adult vultures equipped with GPS tags. Birds yielded a total of 2,259 telemetry days (November 2010-February 2012) and 6,985 validated GPS positions have been recorded (57.8% of total fixes). Mean number of telemetry days/vulture (151; $SD\pm 115.5$; 8-356) resulted in 466 positions/bird (33-1,428; $SD\pm 398$). Mean home range size (Minimum Convex Polygon) has been 3,044 km² ($SD\pm 1,481$). Summer home range size (2,623 km²) and mean daily movements (37 km; $SD\pm 13.4$) were significantly wider compared to winter (1,531 km²) ($\chi^2=5.23$; $P=0.02$) (19 km; $SD\pm 6.8$) ($\chi^2=9.63$; $P<0.005$). Cumulative home range spans across 7,600 km², from Matese to Monti Sibillini massifs, covering 6 administrative regions. More frequently used territories (ca. 3,500 km²) were mainly located north and especially south of L'Aquila city from Gran Sasso massif (north) to Velino-Duchessa mountains extending around Fucino basin until Simbruini-Ernici massifs and including the upper Liri valley. Eighty-seven % of fixes could be found within protected areas, special protection areas and important bird areas, but no particular or explicit management measures exist for the conservation of such a vulture there. We recommend addressing specific conservation strategies like the recent ban of lead ammunitions in the Abruzzo region in those municipalities where more often griffon vultures occur and feed.

Bibliografia

- Allavena S., Panella M., 2000. La reintroduzione del Grifone (*Gyps fulvus*) nella Riserva Naturale Orientata Monte Velino. *Alula*, 6: 10-19.
- Bamford A.J., Monadjem A., Diekmann M., Hardy I.C.W., 2009. Development of non-explosive-based methods for mass capture of vultures. *South African Journal of Wildlife Research*, 39: 202-208.
- Barrios L., Rodriguez A., 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring bird mortality at on shore wind turbines. *J. Appl. Ecol.*, 41: 72-81.
- BirdLife International, 2012. Species factsheet: *Gyps fulvus*. <http://www.birdlife.org> (ultimo accesso: 29/10/2012).
- Camiña A., Montelío E., 2006. Griffon Vulture *Gyps fulvus* food shortages in the Ebro Valley (NE Spain) caused by regulations against bovine spongiform encephalopathy (BSE). *Acta Ornithol.*, 41: 7-13.
- Costantini V., Guaricci A., Lacalandra G., 2011. Determinazione genetica del sesso da piuma in avvoltoi del vecchio mondo (Accipitridae) mediante pcr e rflp per programmi di conservazione. *Atti IX Congresso Nazionale S.I.R.A. (Società Italiana Riproduzione Animale), Valenzano (BA) 23-24 giugno 2011: 117-119.*

- De Lucas M., Ferrer M., Bechard M.J., Munoz A.R., 2012. Griffon Vulture mortality at wind farms in southern Spain: distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biol. Cons.*, 147: 184-189.
- De Lucas M., Janss G.F.E., Whitfield D.P., Ferrer M., 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *J. Appl. Ecol.*, 45: 1695-1703.
- Deygout C., Gault A., Duriez O., Sarrazin F., Bessa-Gomes C., 2010. Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. *Behav. Ecol.*, 21: 1131-1139.
- Elorriaga N.J., Vasilakis D., Skartsi T., 2004. Vulture trapping with sliding-door cage trap in the National Park of Dadia-Lefkimi-Soufli Forest. *Vulture News*, 51: 69-72.
- Gangoso L., Álvarez-Lloret P., Rodríguez-Navarro A.A.B., Mateo R., Hiraldo F., Donázar J.A., 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ. Pollut.*, 157: 569-574.
- García-Ripolles C., Lopez-Lopez P., Urios V., 2011. Ranging behaviour of non-breeding Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*: a GPS-telemetry study. *Acta Ornithol.*, 46: 127-134.
- Gavashelishvili A., McGrady M.J., 2006. Geographic information system-based modelling of vulture response to carcass appearance in the Caucasus. *J. Zool. Lond.*, 269: 365-372.
- Gil J.A., Lagares J.L., Alcántara M., 2009. Radio-telemetry of the Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Eastern Iberico System (Aragón-Spain). *Teruel*, 92: 137-164.
- Griffiths R., Double M.C., Orr K., Dawson R.J.G., 1998. A DNA test to sex most birds. *Molec. Ecol.*, 7: 1071-1075.
- Houston D.C., 2001. *Vulture & Condors*. WorldLife Library series. Colin Baxter photography. Moray, Scotland.
- Jackson A.L., Ruxton G.D., Houston D.C., 2008. The effect of social facilitation on foraging success in vultures: a modelling study. *Biol. Lett.*, 4: 311-313.
- Lemus J.A., Blanco G., Grande J., Arroyo B., García-Montijano M., 2008. Antibiotics threaten wildlife: Circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE*, 3: e1444.
- Martínez-Abraín A., Tavecchia G., Regan H.M., Jiménez J., Surroca M., Oro D., 2012. Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *J. Appl. Ecol.*, 49: 109-117.
- Meyburg B-U., Fuller M.R., 2007. Satellite tracking. In: Bird D.M., Bildstein K.L. (eds.), *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers, Surrey, Canada: 242-248.
- Mohr C., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Mid. Nat.*, 37: 223-249.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1): 11-58.
- Potena G., Panella M., Sammarone L., Altea T., Spinetti M., Opramolla G., Posillico M., 2009. Il Grifone *Gyps fulvus* nell'Appennino centrale: status report 1994-2009. *Alula*, 16: 47-52.
- Siegel S., Castellan N.J., 1992. *Statistica non parametrica*. II edizione. McGraw-Hill libri Italia, Milano.
- Xirouchakis S.M., Andreou G., 2009. Foraging behaviour and flight characteristics of Eurasian Griffons *Gyps fulvus* in the island of Crete, Greece. *Wildlife Biol.*, 15: 37-52.

IL PROTOCOLLO DI MONITORAGGIO AVIFAUNA E CHIROTTEROFAUNA DELL'OSSERVATORIO NAZIONALE SU EOLICO E FAUNA

DAVIDE ASTIASO GARCIA, GIULIA CANAVERO, SALVATORE CURCURUTO,
MARCO FERRAGUTI, RICCARDO NARDELLI, LEONARDO SAMMARTANO,
GIAMPIERO SAMMURI, DINO SCARAVELLI, FERNANDO SPINA,
SIMONE TOGNI, EDOARDO ZANCHINI

Osservatorio Nazionale Eolico e Fauna, ANEV
(Associazione Nazionale Energia del Vento) e Legambiente Onlus,
via Palestro 1, I-00185 Roma, osservatorio.avifauna@anev.org

Keywords: potential collision monitoring, noise disturbance monitoring

Introduzione

La produzione di energia elettrica di origine eolica presenta indiscutibili vantaggi ambientali (APAT 2006), in particolare grazie alla mitigazione delle minacce alla biodiversità floro-faunistica connesse alla produzione di energia da fonti fossili dovute alle emissioni di gas serra ed alle conseguenti problematiche relative ai mutamenti climatici (WWF 2006).

Nonostante ciò, occorre pianificare le installazioni in modo da evitare possibili ripercussioni sull'ambiente circostante e sulla biodiversità a scala regionale e locale, pianificando azioni concrete tese a favorire un inserimento ecologicamente e paesaggisticamente sostenibile degli impianti eolici nei contesti territoriali in cui si collocano.

Pertanto, per incentivare la conservazione della biodiversità locale e globale, occorre analizzare e conseguentemente minimizzare eventuali impatti ambientali dovuti alle potenziali interazioni tra gli impianti eolici e le popolazioni di avifauna stanziale e migratrice, che rappresentano in modo indiscusso la componente di biodiversità su cui l'impatto dell'eolico viene maggiormente dibattuto.

Il Protocollo si propone quindi di indicare una metodologia scientifica da poter utilizzare sul territorio italiano sia per stimare, sotto il profilo qualitativo e quantitativo, gli eventuali impatti dell'eolico sull'avifauna e la chirotterofauna, sia per orientare la realizzazione di interventi tesi a mitigare e/o compensare tali tipologie di impatto.

L'ambito di applicazione del Protocollo fa riferimento alle fasi *ante*, durante e *post operam*, allo scopo di valutare e quantificare l'impatto relativo alla messa in opera di un impianto eolico, confrontando i risultati ottenuti nelle fasi *ex ante* ed *ex post*. La versione corrente nello specifico tratta gli aspetti associabili alle installazioni onshore.

Inoltre, per garantire una validità scientifica dei dati, è necessario fare rilevamenti

utilizzando protocolli standardizzati redatti ed approvati da personale scientificamente preparato. A tal fine, i criteri ed i protocolli qui riportati sono stati condivisi ed accettati da un Comitato Scientifico formato da esperti nazionali in materia di eolico e fauna. Nel particolare, hanno partecipato alla stesura professionisti provenienti dall'ambito accademico, dall'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), nonché da organizzazioni come ANEV (Associazione Nazionale Energia del Vento) e Legambiente Onlus, leader nazionali in ambito di promozione di energia da fonti rinnovabili e tutela ambientale.

Infine, l'utilizzo del Protocollo di Monitoraggio risulta propedeutico alla realizzazione di un potenziale database di informazioni sul tema eolico-fauna che permetta il confronto, nel tempo e nello spazio, di dati quantitativi ottenuti utilizzando medesime metodologie di rilevamento.

Gli obiettivi specifici del protocollo di monitoraggio ornitologico possono essere così sintetizzabili:

1) Acquisire un quadro quanto più completo delle conoscenze riguardanti l'utilizzo da parte degli uccelli dello spazio coinvolto dalla costruzione dell'impianto, al fine di prevedere, valutare o stimare il rischio di impatto (*sensu lato*, quindi non limitato alle collisioni) sulla componente medesima, a scale geografiche conformi ai range di attività delle specie e delle popolazioni coinvolte. Il raggiungimento di questo primo obiettivo, realizzabile mediante il monitoraggio *ante operam*, deve avere come ricaduta quella di indirizzare le scelte progettuali per eliminare o limitare le possibili conseguenze negative derivanti dalla costruzione dell'impianto eolico.

2) Disporre di una base di dati in grado di rilevare l'esistenza o di quantificare, nel tempo e nello spazio, l'entità dell'impatto delle torri eoliche sul popolamento animale e in particolare sugli uccelli che utilizzano per diverse funzioni (spostamenti per la migrazione, la difesa territoriale e l'alimentazione) le superfici al suolo ed i volumi entro un certo intorno dalle turbine. Per impatto deve intendersi il manifestarsi di una tra le possibili conseguenze dirette o indirette, temporanee o permanenti apportate sia dall'apertura dei cantieri, sia dall'installazione delle torri. Tali conseguenze possono essere di maggiore o minore gravità a seconda delle caratteristiche sito-specifiche, delle specie coinvolte e della durata delle perturbazioni; possono inoltre manifestarsi con le seguenti modalità:

- uccisione per impatto diretto con le pale, con le torri, o causata dalla turbolenza delle medesime;
- modifiche del comportamento animale, in termini di variazioni delle modalità di utilizzo delle risorse (al suolo e degli spazi aerei), variazione del sito riproduttivo e dei limiti territoriali, variazione del tempo impiegato alla frequentazione del sito ed eventuale abbandono del medesimo, mutamento del comportamento canoro, variazione delle traiettorie di volo, ecc. Tali modifiche possono essere o meno associate alla presenza delle torri o delle infrastrutture o dei servizi annessi.

3) Elaborare, mediante i dati acquisiti, modelli di previsione d'impatto sempre più precisi, attraverso la verifica della loro attendibilità e l'individuazione dei più importanti fattori che contribuiscono alla variazione dell'entità dell'impatto.

Mentre la previsione dell'impatto è una prerogativa del monitoraggio *ante operam*, la valutazione dell'impatto effettivo e la verifica dei modelli previsionali preliminarmente applicati sono possibili soltanto con l'acquisizione di dati che mettano a confronto la situazione precedente la costruzione dell'impianto tanto con la situazione contemporanea alla fase di cantiere, quanto con quella seguente l'installazione delle turbine.

La necessità di attuare tali confronti, sottoponendo le variazioni individuate a rigorose metodologie statistiche, implica un'attenta analisi delle modalità di campionamento ed un'opportuna pianificazione dei protocolli di monitoraggio.

Difatti, analizzando i numerosi studi circa l'impatto di impianti eolici sulla fauna ornitica e sui chiropteri condotti fino ad oggi, soprattutto negli Stati Uniti ma anche in Europa, si evince come i risultati siano difficilmente comparabili tra loro, spesso a causa dell'utilizzo di metodologie d'indagine non standardizzate; ciò si traduce in una forbice molto ampia nel confronto dei risultati.

Per queste ragioni è importante definire e standardizzare tempistiche e metodologie, applicabili alle differenti realtà, in modo da valutare la compatibilità dell'impianto eolico con le emergenze avifaunistiche e chiropterologiche potenzialmente presenti nel sito stesso d'impianto.

Materiali e metodi

Il presente paragrafo si propone di indicare in modo riassuntivo i materiali e le metodologie di monitoraggio riportate nel Protocollo.

Tra i materiali sono previsti:

- cartografia in scala 1:25.000 comprendente l'area di studio e le aree circostanti;
- cartografia dell'area di studio in scala 1:2.000 e 1:5.000, con indicazione della posizione delle torri;
- binocolo 10x40;
- cannocchiale con oculare 30-60x o 30-50x, montato su treppiede;
- macchina fotografica reflex digitale con focale ≥ 300 mm;
- GPS.

Il monitoraggio dovrà prevedere una gamma di tecniche di rilevamento, in gran parte basate su rilievi sul campo, che variano in funzione delle tipologie di specie da monitorare, delle tutele presenti e delle caratteristiche dei luoghi in esame.

In sede di elaborazione dati, la proposta di monitoraggio potrà prendere in considerazione l'adozione dell'approccio BACI (Before After Control Impact), che permette di stimare l'impatto di un'opera o di una perturbazione ambientale prendendo come riferimento il confronto con un'area di controllo (Underwood 1994, Smith 2002).

Occorre però precisare che tale approccio su siti eolici pone certamente il problema della reperibilità di aree di controllo non troppo distanti dagli impianti e tali da

presentare una fisionomia ambientale comparabile a quella del parco eolico. Tale difficoltà si presenta in particolare nei contesti morfologicamente più complessi come quelli montani, dove è indirizzata la maggior parte della produzione di energia eolica. Di conseguenza, la ripetizione dei campionamenti nelle aree di controllo deve essere valutata caso per caso e può essere pertanto recepita solo come prescrizione di massima per il monitoraggio ornitologico.

Metodologie per l'avifauna

Localizzazione e controllo di siti riproduttivi di rapaci entro un buffer di circa 500 m dall'impianto

Il controllo delle pareti e del loro utilizzo a scopo riproduttivo deve essere effettuato da distanze non superiori al chilometro, inizialmente con binocolo per verificare la presenza di rapaci; in seguito, se la prima visita ha dato indicazioni di frequentazione assidua, si utilizzerà il cannocchiale per la ricerca di segni di nidificazione (adulti in cova, nidi o giovani involati). La ricerca di siti riproduttivi di rapaci forestali verrà effettuata solo in seguito ad un loro avvistamento nell'area di studio, indirizzando le ispezioni con binocolo e cannocchiale alle aree ritenute più idonee alla nidificazione entro la medesima fascia di intorno. I siti riproduttivi, le traiettorie di volo e gli animali posati verranno mappati su cartografia 1:25.000. Sono raccomandate almeno 4 giornate di campo, distribuite nel calendario sulla base della fenologia riproduttiva delle specie attese e segnalate nella zona di studio come nidificanti.

Mappaggio dei Passeriformi nidificanti lungo transetti lineari

Per gli impianti lineari posti in ambienti prativi aperti (copertura boscosa < 40%) lungo crinale, si esegue un mappaggio di tutti i contatti visivi e canori con gli uccelli identificati a qualunque distanza percorrendo approssimativamente la linea di giunzione dei punti di collocazione delle torri eoliche. Sarà effettuato, a partire dall'alba o da tre ore prima del tramonto, un transetto a piedi alla velocità di circa 1-1,5 km/h, sviluppato longitudinalmente al crinale in un tratto interessato da futura ubicazione degli aerogeneratori.

Per impianti con aerogeneratori disposti a griglia/maglia, in ambienti aperti (copertura boscosa < 40%), si procede con modalità analoghe a quelle sopradescritte, predisponendo all'interno dell'area circoscritta dagli aerogeneratori un percorso (di lunghezza minima 2 km) tale da controllare una frazione quanto più estesa della stessa.

Osservazioni lungo transetti lineari in ambienti aperti (copertura boscosa < 40%) indirizzati ai rapaci diurni nidificanti

Il rilevamento, da effettuarsi nel corso di almeno cinque visite, tra il 1° maggio e il 30 di giugno, è simile a quello effettuato per i Passeriformi canori e prevede di completare il percorso dei transetti tra le 10 e le 16, con soste di perlustrazione

mediante binocolo 10x40 dell'intorno circostante, concentrate in particolare nei settori di spazio aereo circostante le torri (o il loro ingombro immaginario, nel caso di attività di monitoraggio *ante operam*).

I contatti con uccelli rapaci rilevati in entrambi i lati dei transetti entro 1.000 m dal percorso saranno mappati su carta in scala 1:5.000 delle traiettorie di volo (per individui singoli o per stormi di uccelli migratori), con annotazioni relative al comportamento, all'orario, all'altezza approssimativa dal suolo e all'altezza rilevata al momento dell'attraversamento dell'asse principale dell'impianto, del crinale o dell'area di sviluppo del medesimo.

Punti di ascolto con playback indirizzati agli uccelli notturni nidificanti

Il procedimento prevede lo svolgimento, in almeno due sessioni in periodo riproduttivo (una a marzo e una tra il 15 maggio e il 15 giugno) di un numero di punti di ascolto all'interno dell'area interessata dall'impianto eolico variabile in funzione della dimensione dell'impianto stesso (almeno 1 punto/km di sviluppo lineare o 1 punto/0,5 km²). I punti dovrebbero essere distribuiti in modo uniforme all'interno dell'area o ai suoi margini, rispettando l'accorgimento di distanziare ogni punto dalle torri (o dai punti in cui saranno edificate) di almeno 200 m, al fine di limitare il disturbo causato dal rumore delle pale in esercizio.

Il rilevamento consiste nella perlustrazione di una porzione quanto più elevata delle zone di pertinenza delle torri eoliche durante le ore crepuscolari, dal tramonto al sopraggiungere dell'oscurità. In seguito, a buio completo, il rilevamento consiste nell'attività di ascolto dei richiami di uccelli notturni (5 min) successiva all'emissione di sequenze di tracce di richiami opportunamente amplificati (per almeno 30 sec/specie). La sequenza delle tracce sonore comprende, a seconda della data del rilievo e delle caratteristiche ambientali del sito: succiacapre *Caprimulgus europaeus*, assiolo *Otus scops*, civetta *Athene noctua*, barbagianni *Tyto alba*, allocco *Strix aluco* e gufo reale *Bubo bubo*.

Rilevamento della comunità di Passeriformi da stazioni di ascolto

Il rilevamento si ispira alle metodologie classiche (Bibby *et al.* 1992) e consiste nel sostare in punti prestabiliti per 8 o 10 minuti, annotando tutti gli uccelli visti e uditi entro un raggio di 100 m ed entro un buffer compreso tra i 100 e i 200 m intorno al punto. I conteggi, da svolgere con vento assente o debole e cielo sereno o poco nuvoloso, saranno ripetuti in almeno 8 sessioni per ciascun punto di ascolto (regolarmente distribuiti tra il 15 marzo e il 30 giugno), cambiando l'ordine di visita di ciascun punto tra una sessione di conteggio e la successiva. Gli intervalli orari di conteggio comprendono il mattino, dall'alba alle successive 4 ore; e la sera, da 3 ore prima del tramonto al tramonto stesso. Tutti i punti devono essere visitati per un numero uguale di sessioni mattutine (minimo 3) e per un numero uguale di sessioni pomeridiane (massimo 2).

Nell'area interessata dall'edificazione degli aerogeneratori si predispone un numero di punti di ascolto pari al numero totale di torri dell'impianto +2.

Osservazioni diurne da punti fissi

Il rilevamento prevede l'osservazione da un punto fisso degli uccelli sorvolanti l'area dell'impianto eolico, nonché la loro identificazione, il conteggio, la mappatura su carta in scala 1:5.000 delle traiettorie di volo (per individui singoli o per stormi di uccelli migratori), con annotazioni relative al comportamento, all'orario, all'altezza approssimativa dal suolo e all'altezza rilevata al momento dell'attraversamento dell'asse principale dell'impianto, del crinale o dell'area di sviluppo del medesimo.

Rilevamento radar

L'uso del radar è raccomandato per impianti con numero di aerogeneratori superiore a 20, qualora esistano le condizioni per poter utilizzare tale strumentazione da una postazione fissa, anche in modo temporaneo, in grado di coprire l'area e/o di intercettare flussi migratori in attraversamento del volume circostante gli aerogeneratori. Tale raccomandazione dovrebbe essere seguita anche per impianti con un numero inferiore di aerogeneratori, ma inseriti in contesti ambientali in cui il flusso migratorio è o può essere particolarmente intenso.

Moon-watching

Questa metodologia, che sfrutta le osservazioni sullo sfondo lunare, si svolge durante l'intervallo di cinque giorni centrato sul plenilunio sovrapposto al periodo di più intenso afflusso migratorio. Per l'osservazione dovrebbero essere scelti punti a distanze e in posizioni tali da permettere un controllo quanto maggiore dello spazio aereo soprastante l'area di studio e delle fasce di altezza in cui si inseriscono i diametri delle pale. La posizione verrà fissata sulla base delle traiettorie del disco lunare nel cielo, e contestualmente dovrà essere fatta un'opportuna "taratura visiva" (su base dimensionale) per stimare la distanza delle sagome avvistate. L'attività richiede l'impiego di almeno due rilevatori al cannocchiale che si alternano regolarmente ad intervalli di osservazione di 4-5 minuti.

Ricerca delle carcasse

Per ogni aerogeneratore l'area campione di ricerca carcasse dovrebbe essere estesa a due fasce di terreno adiacenti ad un asse principale, passante per la torre e direzionato perpendicolarmente al vento dominante. Nell'area campione l'ispezione sarà effettuata da transetti lineari, distanziati tra loro circa 30 m, di lunghezza pari a due volte il diametro dell'elica, di cui uno coincidente con l'asse principale e gli altri ad esso paralleli, in numero variabile da quattro a sei a seconda della grandezza dell'aerogeneratore. Il posizionamento dei transetti dovrebbe essere tale da coprire una superficie della parte sottovento al vento dominante di dimensioni maggiori del 30-35% rispetto a quella sopravento (rapporto sup. soprav./ sup. sottov. = 0,7 circa). Oltre ad essere identificate, le carcasse saranno classificate, ove possibile, per sesso ed età, stimando anche la data di morte e descrivendone le condizioni, anche tramite riprese fotografiche.

Le condizioni delle carcasse verranno descritte usando le seguenti categorie (Johnson *et al.* 2002):

- intatta (una carcassa completamente intatta, non decomposta, senza segni di predazione);
- predata (una carcassa che mostri segni di un predatore o decompositore o parti di carcassa);
- ciuffo di piume (10 o più piume in un sito che indichi predazione).

Deve essere inoltre annotata la posizione del ritrovamento con strumentazione GPS, annotando anche il tipo e l'altezza della vegetazione nel punto di ritrovamento, nonché le condizioni meteorologiche durante i rilievi.

Nella prospettiva di acquisire dati per la stima dell'indice di collisione, ossia il numero medio di uccelli deceduti/turbina/anno, la fase di ispezione e conteggio delle carcasse deve essere accompagnata da specifiche procedure per la stima dei due più importanti fattori di correzione della mortalità rilevata con il semplice conteggio delle carcasse:

- l'efficienza dei rilevatori nel trovare le carcasse all'interno dell'area campione ispezionata (Johnson *et al.* 2002);
- il tempo medio di rimozione delle carcasse da parte di scavenger (Erickson *et al.* 2000, Madders & Whitfield 2006).

L'impiego di cani da "cerca" debitamente addestrati è stato recentemente proposto per la ricerca di carcasse come opzione sperimentale. Esperti nel settore, in seguito a richiesta di consulenza e sperimentazione in campagna, indicano la razza springer spaniel come una delle maggiormente adatte a tale tipo di attività: la velocità e capacità di individui appartenenti a questa razza nel ritrovare carcasse test deposte sia in ambiente aperto (prato) sia in ambienti boscati a sottobosco fitto, si è dimostrata notevole, anche nell'ambito di pochi minuti. L'eventuale utilizzo di questi animali, che implica la presenza di rilevatori muniti di cane proprio (con notevole aggravio dei costi), deve prevedere, al pari dei rilevatori, la quantificazione in via sperimentale di indici di efficienza di ricerca. Anche la distribuzione temporale di periodi con sessioni ripetute che prevedano l'uso del cane deve essere regolarmente cadenzata nell'arco dell'anno, in modo da rilevare le differenze di mortalità da collisione dovute alla stagionalità ed effettuare comparazioni con i dati scaturiti dalle ispezioni a vista.

Monitoraggio chiroterri

La grande varietà di comportamenti presentata da questo ordine di mammiferi impone l'adozione di metodologie di indagine diversificate così da poter rilevare tutte le specie presumibilmente presenti nell'area di studio. È necessario visitare, durante il giorno, i potenziali rifugi. Dal tramonto a tutta la notte devono essere effettuati rilievi con sistemi di trasduzione del segnale bioacustico ultrasonico, comunemente indicati come "bat-detector". Sono disponibili vari modelli e metodi di approccio alla trasduzione ma attualmente solo i sistemi con metodologie

di time expansion o di campionamento diretto permettono un'accuratezza e qualità del segnale da poter poi essere utilizzata adeguatamente per un'analisi qualitativa oltre che quantitativa. I segnali vanno registrati su supporto digitale adeguato, in file non compressi (ad esempio .wav), per una loro successiva analisi. Sono disponibili vari software specifici dedicati alla misura e osservazione delle caratteristiche dei suoni utili all'identificazione delle specie e loro attività.

Le principali fasi del monitoraggio sono:

Ricerca roost: censire i rifugi in un intorno di 5 o meglio 10 km dal potenziale sito d'impianto. In particolare deve essere effettuata la ricerca e l'ispezione di rifugi invernali, estivi e di swarming quali: cavità sotterranee naturali e artificiali, chiese, cascine e ponti. Per ogni rifugio censito si deve indicare la specie e il numero di individui. Tale conteggio può essere effettuato mediante telecamera a raggi infrarossi, dispositivo fotografico o conteggio diretto. Nel caso in cui la colonia o gli individui non fossero presenti è importante identificare tracce di presenza quali: guano, resti di pasto, al fine di dedurre la frequentazione del sito durante l'anno.

Monitoraggio bioacustico: indagini sulla chiroterofauna migratrice e stanziale mediante bat detector in modalità eterodine e time expansion, o campionamento diretto, con successiva analisi dei sonogrammi al fine di valutare frequentazione dell'area ed individuare eventuali corridoi preferenziali di volo. I punti d'ascolto devono avere una durata di almeno 15 minuti attorno ad ogni ipotetica posizione delle turbine. Inoltre quando possibile sarebbe auspicabile la realizzazione di zone di saggio in ambienti simili a quelli dell'impianto e posti al di fuori della zona di monitoraggio per la comparazione dei dati. Nei risultati dovrà essere indicata la percentuale di sequenze di cattura delle prede (feeding buzz).

Considerando le tempistiche, la ricerca dei rifugi (roost) deve essere effettuata sia nel periodo estivo che invernale con una cadenza di almeno 10, ma sono consigliati 24-30 momenti di indagine.

Il numero e la cadenza temporale dei rilievi bioacustici varia in funzione della tipologia dell'impianto e della localizzazione geografica del sito. In generale si dovranno effettuare uscite dal tramonto per almeno 4 ore e per tutta la notte nei periodi di consistente attività dei chiroterteri.

Monitoraggio acustico

Le analisi degli effetti del rumore sugli ecosistemi e/o su singole specie biologiche non possono fare riferimento a strumenti simili a quanto previsto per l'uomo, in quanto non sono ad oggi individuati parametri, descrittori e metodi di valutazione consolidati.

In base a ciò, il monitoraggio acustico verrà condotto sicuramente con strumentazione di uso comune per le analisi delle immissioni di rumore di tipo ambientale, comunque in grado di acquisizioni di lungo periodo e di notevoli quantità di informazioni (ad es. spettri in frequenza con cadenze temporali di un secondo).

Il monitoraggio acustico *ante operam* è finalizzato alla caratterizzazione del

rumore di fondo (livello sonoro) in un'area sufficientemente vasta ipotizzata come possibile area di perturbazione nonché del segnale sonoro emesso dall'avifauna caratteristica del sito (livello sonoro/spettro di frequenza). Si rende necessaria, quindi, una fase di analisi preventiva sulla base della post elaborazione delle acquisizioni strumentali, infatti la correlazione tra lo spettro sonoro (atteso/misurato) del rumore emesso dalle attività antropiche (ovvero con aerogeneratori in funzione) con le caratteristiche del segnale sonoro emesso dagli uccelli e la sensibilità uditiva degli stessi, consentirà di indirizzare al meglio la successiva fase di monitoraggio *post operam* durante la quale si procederà all'analisi delle emissioni sonore degli aerogeneratori e, quindi, al posizionamento ottimale delle stazioni di misura funzionale a verificare l'effettiva area di influenza del rumore antropico.

Conclusioni

L'elaborato finale consisterà in una relazione tecnica in cui verranno descritte le attività di monitoraggio svolte ed i risultati ottenuti, comprensiva di allegati cartografici dell'area di studio e dei punti, dei percorsi o delle aree di rilievo.

L'elaborato dovrà contenere indicazioni inerenti:

- gli habitat rilevati secondo il CORINE Land Cover;
- le principali emergenze naturalistiche riscontrate;
- la direzione e collocazione delle principali direzioni delle rotte migratorie;
- gli eventuali siti di nidificazione, riproduzione e/o svernamento;
- un'indicazione della sensibilità delle singole specie relativamente agli impianti eolici;
- una descrizione del popolamento avifaunistico e considerazioni sulla dinamica di popolazione;
- una descrizione del popolamento di chiroteri (incluse considerazioni sulla dinamica di popolazione);
- un'indicazione di valori soglia di mortalità per le specie sensibili (modello di Band) (Chamberlain *et al.* 2006).

Il protocollo qui riassunto ha soltanto un ruolo di orientamento delle attività di monitoraggio, mentre diverse Regioni hanno imposto specifici protocolli operativi, a volte assai dettagliati, ai quali i proponenti i progetti devono attenersi. Nella redazione del protocollo si è tenuto conto delle prescrizioni indicate da normative e regolamenti regionali, con l'intento di non rendere incompatibili le metodologie proposte con quelle in vigore nelle diverse Regioni. Si auspica che in futuro, sulla base delle indicazioni di seguito riportate, possa essere definito e recepito dalle Regioni un protocollo di monitoraggio ornitologico nazionale, nell'ambito di linee guida che affrontino in modo esaustivo ed approfondito il tema della valutazione dell'impatto e definiscano modalità operative per i proponenti e per gli organi decisori.

Summary. *Bird and bat monitoring protocol elaborated by the Italian Osservatorio Nazionale su Eolico e Fauna.*

The main aim of this paper is to briefly present the Protocol for Monitoring interactions between wind farms and birds and bats populations, elaborated by the Italian Osservatorio Nazionale Eolico e Fauna (National Wind and Wildlife Observatory), in order to promote its application on the whole territory. The Protocol contains technical and scientific information for planning and carrying out *ex-ante* and *ex-post* monitoring activities of birds and bats populations on and around wind farms. The Osservatorio Nazionale Eolico e Fauna, jointly instituted by ANEV (National Wind Energy Association) and Legambiente, with the collaboration of ISPRA (Institute for Environmental Protection and Research), founded a Scientific Committee of experts and academics who worked for the elaboration of the Protocol according to the latest scientific methods internationally recognized. The protocol describes methods, materials and timing for the monitoring of the different species of birds and bats, considering also data gathering for the assessment of noise disturbance as well as the estimation of avian mortality calculating carcass removal time and the estimation of a scavenging correction factor. Last but not least, the application of the Protocol will allow the elaboration of a national database in order to compare data gathered with the same methodologies in different areas and periods.

Bibliografia

- APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, 2006. I Quaderni della Formazione Ambientale. Energia e Radiazione.
- Bibby C.J., Hill D.A., Burgess N.D., 1992. Bird Census Techniques. Academic Press Inc., Oxford.
- Chamberlain D.E., Mark R., Rehfisch M.E., Fox A.D., Desholm M., Anthony S.J., 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis*, 148: 198-202.
- Erickson W.P., Johnson G.D., Strickland M.D., Kronner K., 2000. Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon: 1999 study year. Technical report prepared by WEST, Inc. for Umatilla County Department of Resource Services and Development, Pendleton, Oregon.
- Johnson G.D., Erickson W.P., Strickland M.D., Shepherd M.F., Shepherd D.A., Sarappo S.A., 2002. Collision mortality of local and migrant birds at a large scale wind power development on Buffalo Ridge, Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 879-887.
- Madders M., Whitfield D.P., 2006. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis*, 148: 43-56.
- Smith E.P., 2002. BACI design. In: El-Shaarawi A.H., Piegorisch W.W. (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. Volume 1. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester: 141-148.
- Underwood A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4: 3-15.
- WWF World Wide Fund for Nature, 2006. A Climate Risk Report. Bird Species and Climate Change. The Global Status Report.

TENDENZE ALL'INURBAMENTO NEI RAPACI DIURNI NIDIFICANTI IN ALCUNI CAPOLUOGHI DI PROVINCIA ITALIANI

PIETRO GIOVACCHINI¹, MAURIZIO FRAISSINET², MARCO DINETTI³

¹ Gruppo Ornitologico Maremmano onlus, via Repubblica di San Marino 33,
I-58100 Grosseto, pietro.giovacchini@tiscali.it

² Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale onlus,
via Campana 268, I-80078 Pozzuoli (NA)

³ Lega Italiana Protezione Uccelli, Settore Ecologia Urbana,
via Trento 49, I-43122 Parma

Keywords: urban habitats, bird atlases, diurnal raptors, breeding, increase, Italy

I paesaggi antropizzati sostengono spesso quei processi che risultano influenzati da una matrice modificata. Tra questi, l'inurbamento della fauna selvatica è un fenomeno alla cui affermazione concorrono numerose variabili biologiche e non (Mace *et al.* 2001, Razzetti *et al.* 2004, Dinetti 2009a).

I fattori antropogenici sono molte volte responsabili delle dinamiche di popolazione e distribuzione degli uccelli nell'ecosistema urbano. Tale ambito, per quanto "permeabile", può risultare di notevole interesse anche per i rapaci (Dinetti & Fraissinet 2001, Chace & Walsh 2006, Fraissinet 2008, 2009). Per questi predatori, all'apice delle catene alimentari, l'inurbamento è un processo che si misura con risultati diversi, in cui la sola presenza procura generalmente reazioni positive tra i cittadini. Esso procede più facilmente in accordo con lo sviluppo urbanistico (Jokimäki & Suhonen 1993, Dinetti 2009a, Pautasso *et al.* 2011), a volte dopo precedenti casi di estinzione locale di una specie. Un esempio: il gheppio *Falco tinnunculus* mostra nelle città italiane, da oltre venti anni, una crescita nel numero di coppie e luoghi in cui viene segnalato (Fraissinet 2008, 2010). A Firenze risulta ancora assente a metà degli anni '80 del secolo scorso (Dinetti & Ascani 1990), dopo che Arrigoni degli Oddi (1929) ne indica la presenza come nidificante. E dunque, la portata della diffusione in città dei rapaci diurni può trovare un suo apprezzamento con la realizzazione degli atlanti ornitologici (Dinetti *et al.* 1995, Gibbons *et al.* 2007).

Nel presente lavoro vengono presi in considerazione i risultati dei ripetuti atlanti degli uccelli di Firenze (Dinetti & Romano 2002, Dinetti 2009b), Grosseto (Giovacchini 2001, 2011) e Napoli (Fraissinet 1995, 2006), comparando il numero di quadrati (unità di rilevamento UR su cui è impostata la griglia cartografica) occupati a distanza di almeno dieci anni per le specie dei generi *Circus*, *Buteo* e *Falco*. Il totale assoluto è fornito, per ogni *taxon*, dalla sommatoria delle singole UR con le evidenze di nidificazione (possibile, probabile, certa)

raccolte nel corso dei due progetti per ogni capoluogo. Il computo tiene anche conto delle UR ricadenti marginalmente all'interno delle aree di studio.

La Tabella 1 presenta in ordine: città e periodo del progetto, la superficie indagata, il numero delle UR per ciascuno dei tre capoluoghi, il numero delle UR occupate dalle singole specie con la cifra tra parentesi che esprime il numero totale delle UR occupate dal singolo rapace nei due progetti. Per Grosseto la griglia utilizzata per l'analisi delle presenze fa riferimento alla superficie del primo atlante; griglia di 1,0 km² per Firenze e Napoli, 0,25 km² per Grosseto.

Seguendo le indicazioni del Gruppo di Lavoro "Atlanti Ornitologici Urbani Italiani" (Dinetti *et al.* 1995), le inchieste di Firenze e Napoli sono state realizzate su base comunale perché in questi capoluoghi lo sviluppo urbanistico interessa oltre il 50% della intera superficie. Tra l'altro, Firenze è l'unica città italiana ad aver realizzato, sin dal 1986, tre atlanti ornitologici. L'atlante di Grosseto ha invece coinciso con l'area urbana e con una fascia periurbana, quest'ultima poi modificata con il secondo progetto a seguito del sensibile accrescimento della parte edificata. Il confronto tra le due indagini è stato però predisposto tenendo conto della griglia definita con la prima ricerca, permettendo quindi di omogeneizzare la successiva analisi statistica delle presenze con gli atlanti delle altre due città. In tutti i casi la griglia è stata impostata su base UTM.

Mentre sparviere *Accipiter nisus* e lodolaio *Falco subbuteo* compaiono solo nelle ultime edizioni degli atlanti (rispettivamente a Firenze e Napoli per il primo, Firenze e Grosseto per il secondo), sono quattro le specie di rapaci diurni nidificanti da oltre dieci anni in almeno uno dei tre capoluoghi provinciali. Di queste, come era facile attendersi dato l'uso del suolo, l'albanella minore *Circus pygargus* compare unicamente nelle aree aperte periferiche di Grosseto, mentre alla poiana *Buteo buteo* segnalata a Firenze con regolarità, si affianca il solo capoluogo partenopeo con l'ingresso del rapace nel periodo 2001-2005. Al contrario, con la conclusione della seconda indagine nel capoluogo maremmano si rileva, nel periodo 2009-2010, la scomparsa del falco pellegrino *Falco peregrinus*: unico esempio nel suo genere tra le città indagate. Tuttavia, l'area urbana di Grosseto

Atlante	Sup. (km ²)	n° UR	UR CIRPY	UR ACCNI	UR BUTBU	UR FALTI	UR FALSU	UR FALPE	Autori
Firenze 1997-1998	102,4	124	-	-	2	3	-	1	Dinetti & Romano 2002
Firenze 2007-2008	102,4	124	-	3	6 (8)	23 (25)	1	2 (2)	Dinetti 2009b
Grosseto 1998-1999	14,7	75	2	-	-	7	-	4	Giovacchini 2001
Grosseto 2009-2010	17,6	91	3 (5)	-	-	19 (20)	5	-	Giovacchini 2011
Napoli 1990-1994	117,2	144	-	-	-	19	-	7	Fraissinet 1995
Napoli 2001-2005	117,2	144	-	3	13	65 (75)	-	13 (18)	Fraissinet 2006

Tabella 1 Distribuzione dei rapaci diurni nelle tre aree urbane esaminate in base ai dati dei relativi atlanti ornitologici. *Distribution of diurnal raptors among the three urban areas considered, according to their ornitological atlases.*

sembra essere nuovamente interessata da segnalazioni in periodo riproduttivo dalla stagione 2012 (Giovacchini oss. pers.).

In linea con un trend del tutto favorevole in Italia (Dinetti & Fraissinet 2001), il gheppio è l'unico rapace diurno a comparire sempre nelle città in esame. In particolare sono le evidenze di nidificazione probabile e certa che contribuiscono a delineare le modalità di ingresso del taxon.

Nei tre capoluoghi il numero totale delle UR con i rapaci diurni vede un aumento, rispetto alle prime edizioni degli atlanti, del 18,7% a Grosseto, 23,4% a Firenze e del 47,2% a Napoli. Poiana e falco pellegrino, specie ascrivibili tra le stenoecie in tale ambito, mostrano incrementi, rispettivamente a Firenze con il 3,2% e Napoli con il 4,1%, senza che questi risultino statisticamente significativi (in ordine: $\chi^2=1,9$, $P=0,28$, $g.l.=1$; $\chi^2=1,7$, $P=0,25$, $g.l.=1$). In questo quadro il dato per l'albanella minore nel capoluogo maremmano è pari all'1,3%. Il gheppio comporta aumenti nella diffusione pari al 16,0% a Grosseto, 16,1% a Firenze e 31,9% a Napoli; la specie mostra un incremento altamente significativo a Firenze ($\chi^2=14$; $P<0,001$; $g.l.=1$) e Napoli ($\chi^2=19,8$; $P<0,001$; $g.l.=1$), significativo a Grosseto ($\chi^2=4,7$; $P<0,05$; $g.l.=1$). Analogamente, in tutti questi centri si assiste ad una sua crescita in termini di numero di coppie, passando da 3 a 26 nel capoluogo regionale toscano (Dinetti & Romano 2002, Dinetti 2009b), da 1-2 a 19 a Grosseto (Giovacchini 2001, 2011), e da 3-4 a circa 40 nel capoluogo regionale campano (Fraissinet 1995, 2006).

Una breve disamina dei risultati raggiunti dal gheppio con i ripetuti atlanti ornitologici urbani realizzati nel resto d'Europa, riportati in Tabella 2, contribuisce a fornire ulteriori indicazioni riguardo i processi di diffusione della specie e del suo trend.

È nota la tendenza del gheppio ad insediarsi più facilmente in alcune zone interne delle città (Fraissinet 2008, Sorace & Gustin 2009). Se dunque riferiti soprattutto ai centri di maggiore dimensione, i nostri risultati offrono l'occasione per focalizzare l'attenzione sulla possibilità di vedere affermati i processi di colonizzazione attiva nell'ecosistema urbano. L'elevata territorialità dei rapaci, tale da estendersi oltre i

Città	Periodi di indagine	Diffusione % UR (n. coppie)	Trend	Autori
Londra	1968-1972	79,00%	+	Montier 1977
	1988-1994	94,00%		Hewlett 2002
Bruxelles	1989-1991	65,00%	-	Rabosée 1995
	2000-2004	25,00%		Weiserbs & Jacob 2007
Berlino	1976-1983 (ovest)	21,00% (70-100 coppie)	+	OAGB 1984
	1978-1982 (est)			Degen & Otto 1988
	1989-1999	(200-240 coppie)		Otto & Witt 2002

Tabella 2 Gheppio: nidificazione in base agli atlanti di città europee. *Nesting of Kestrel in three European towns.*

confini delle città e viceversa, unitamente all'analisi dell'andamento e distribuzione delle specie (per esempio del gheppio) su scala di minor dettaglio (Fornasari *et al.* 2010), possono aiutare nel circoscrivere l'idoneità dell'ecosistema urbano in un rapporto verosimilmente regolato da processi densità-dipendenti e non sempre influenzato da un gradiente latitudinale.

La prevalenza di prede di piccola taglia tra gli uccelli e la disponibilità di siti riproduttivi idonei potrebbero aver contribuito, almeno nel periodo della nidificazione, al rilevamento di tali risultati.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare l'amico M. Dragonetti per i consigli e lo scambio di opinioni sul lavoro.

Summary. *Trends towards urbanisation in diurnal raptors nesting in some Italian cities and towns.*

The present work shows the results of Firenze (from 2nd edition), Grosseto and Napoli nesting bird atlases, which were performed two times with an interval of ten years. We compare the city grid units occupied by diurnal raptors ten years after the first atlas survey. We find four species regularly nesting in at least one of the three cities: Montagu's Harrier *Circus pygargus*, Common Buzzard *Buteo buteo*, Kestrel *Falco tinnunculus* and Peregrine *Falco peregrinus*. There is an increase of the grid units occupied by these four raptor species in all the cities surveyed, spanning from +18.7% (Grosseto) to +47.2% (Napoli). Common Buzzard and Peregrine increase in Firenze and Napoli, although these results are not statistically significant (respectively: $P=0.28$; $P=0.25$). Kestrel nests in all the three cities and always shows a significant increase of grid units occupancy ($P<0.001$). A detailed analysis of species trend and distribution can help to find the urban habitat characteristics useful to host these bird species, which are probably sensitive to human density and are not always influenced by a latitude gradient. The availability of small birds as preys and nest sites could support the increase of diurnal raptors in urban habitats.

Bibliografia

- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Degen G., Otto W., 1988. Atlas der Brutvögel von Berlin. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg*, 8.
- Dinetti M., 2009a. Biodiversità urbana. Conoscere e gestire habitat, piante e animali nelle città. Bandecchi e Vivaldi, Pontedera (PI).
- Dinetti M. (ed.), 2009b. Atlante degli uccelli nidificanti nel Comune di Firenze. Terza edizione: 2007-2008. LIPU, Parma.
- Dinetti M., Ascani P., 1990. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Comune di Firenze. Assessorato all'Ambiente, Comune di Firenze, GE 9, Firenze.
- Dinetti M., Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Calderini, Bologna.

- Dinetti M., Romano S., 2002. Atlante degli uccelli nidificanti nel Comune di Firenze 1997-1998. Comune di Firenze e LIPU.
- Dinetti M., Cignini B., Fraissinet M., Zapparoli M., 1995. Gruppo di lavoro "Atlanti Ornitologici Urbani Italiani": standard per le ricerche sull'avifauna di ambienti urbanizzati. *Rivista italiana di Ornitologia*, 64: 141-149.
- Fornasari L., Londi G., Buvoli G., Tellini Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Brichetti P., de Carli E. (eds.), 2010. Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia, 2000-2004 (dati del progetto MITO2000). *Avocetta*, 34 (2): 5-224.
- Fraissinet M., 1995. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella città di Napoli. Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, Monografia. 4. Electa, Napoli.
- Fraissinet M., 2006. Nuovo Progetto Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nella città di Napoli (2001-2005). Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, Monografia. 7.
- Fraissinet M., 2008. La frequentazione urbana delle specie del genere *Falco* in Italia e in Europa. Una monografia. *Ecologia Urbana*, 20: 29-56.
- Fraissinet M., 2009. La frequentazione urbana delle specie del genere *Accipiter*. Una monografia. *Ecologia Urbana*, 21: 22-32.
- Fraissinet M., 2010. Analisi dell'avifauna italiana nidificante in ambiente urbano. Aggiornamento 2010. *Ecologia Urbana*, 22: 12-18.
- Gibbons D.W., Donald P.F., Bauer H.G., Fornasari L., Dawson I.K., 2007. Mapping avian distributions: the evolution of bird atlases. *Bird Study*, 54: 324-334.
- Giovacchini P., 2001. Atlante degli Uccelli nidificanti a Grosseto. *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma*, 17 (suppl.).
- Giovacchini P., 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti a Grosseto (2009-2010). Comune di Grosseto, Assessorato all'Ambiente.
- Hewlett J. (ed.), 2002. *The breeding birds of the London area*. London Natural History Society, London.
- Jokimäki J., Suhonen J., 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica*, 70: 71-77.
- Mace G.M., Baillie J.E.M., Beissinger S.R., Redford R.H., 2001. Assessment and management of species at risk. In: Soulé M.E., Orians G.H. (eds.), *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press, Washington.
- Montier D., 1977. *Atlas of breeding birds of the London area*. Batsford, London.
- OAGB, 1984. *Brutvogelatlas Berlin (West)*. Ornithologischer Bericht für Berlin (West), 9.
- Otto W., Witt K., 2002. *Verbreitung und Bestand Berliner Brutvögel*. Berliner Ornithologischer Bericht, 12.
- Pautasso M., Böhning-Gaese K., Clergeau P., Cueto V.R., Dinetti M., Fernández-Juricic E., Kisanlahti-Jokimäki M.L., Jokimäki J., McKinney M.L., Sodhi N.S., Storch D., Tomialojc L., Weisberg P.J., Woinarski J., Fuller R.A., Cantarello E., 2011. Global macroecology of bird assemblages in urbanized and semi-natural ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 426-436.
- Rabosée D., 1995. *Atlas des oiseaux nicheurs de Bruxelles 1989-1991*. Aves, Liège.
- Razzetti E., Gentili A., Sacchi R., Bernini F., Manfredi M., Piccolo G., 2004. Ecologia del colombo di città (*Columba livia* forma *domestica*) in tre diverse realtà urbane dell'Italia settentrionale. In: Di Cerbo A.R., Razzetti E. (a cura di), *Ecosistemi urbani*,

- ecologia e gestione della fauna in città. Atti della giornata di studio, Milano 8 marzo 2003. *Natura*, 94: 55-62.
- Sorace A., Gustin M., 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning*, 90: 111-118.
- Weiserbs A., Jacob J.P., 2007. Oiseaux nicheurs de Bruxelles 2000-2004: répartition, effectifs, évolution. *Aves*, Liège.

STATUS PASSATO E ATTUALE DEL NIBBIO REALE *MILVUS MILVUS* E DEL NIBBIO BRUNO *MILVUS MIGRANS* NIDIFICANTI NEI MONTI DELLA TOLFA (ITALIA CENTRALE)

ANDREA MINGANTI¹, GIUSEPPE CARPANETO¹, FRANCESCO RIGA²

¹ Università degli Studi ROMA TRE, Dipartimento di Biologia Ambientale,
via G. Marconi 446, I-00146 Roma, aminganti@uniroma3.it

² ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale,
via V. Brancati 48, I-00144 Roma

Keywords: Red Kite, Black Kite, population trends, Central Italy

Il nibbio bruno *Milvus migrans* e il nibbio reale *Milvus milvus* nidificano nel comprensorio dei Monti della Tolfa (Lazio, Italia), area anche di svernamento per il nibbio reale. Il nibbio bruno è diffuso in tutto il Lazio con densità riproduttive elevate nei pressi di fonti di cibo concentrate come discariche di rifiuti e corpi acquiferi. Le coppie di nibbio reale, invece, sono distanti circa 200 km dalle più vicine popolazioni naturali (Abruzzo, Molise) e circa 100 km dalle aree di recente reintroduzione (Toscana, Marche).

Nel presente lavoro, i risultati di una ricerca sulla distribuzione delle due specie negli anni 2010-2012 nel Comprensorio dei Monti della Tolfa vengono confrontati con dati pubblicati dagli anni '80 del secolo scorso, tenendo conto delle differenze nelle estensioni delle aree di studio considerate e nei metodi.

Il termine “Comprensorio dei Monti della Tolfa” viene usato per indicare l'area collinare che circonda i paesi di Tolfa e Allumiere tra le provincie di Roma e Viterbo, che, nella sua massima estensione, può arrivare a comprendere un territorio di circa 900 km². La presenza di numerosi habitat e specie di importanza comunitaria, tra cui una importante comunità di rapaci, ha portato alla istituzione (2009) della Zona a Protezione Speciale (ZPS) “Monti della Tolfa” di circa 676 km². I rilievi più elevati (600 m), originati da attività vulcanica tardo pliocenica, sono situati nel settore centrale e sono circondati da formazioni sedimentarie degradanti a ovest verso la costa tirrenica e a est parzialmente ricoperte da piroclastiti prodotte dall'attività pleistocenica dei distretti vulcanici Vicano e Sabatino. Alle quote più elevate il clima umido e fresco favorisce una copertura vegetale prevalentemente di tipo arboreo (*Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*). Più in basso estensioni aperte interrompono le aree forestali, che passano gradualmente da formazioni miste di caducifoglie (*Quercus cerris*, *Quercus pubescens*, *Fraxinus ornus*, *Acer monspessulanum*) ad associazioni tipicamente mediterranee di sclerofille sempreverdi (*Quercus ilex*, *Phyllirea latifolia*, *Pistacia lentiscus*). Le attività produttive più diffuse sono il periodico taglio ceduo dei boschi (con turni di 20-30 anni) per il prelievo di legna da ardere, il pascolo brado di bestiame (vacche maremmane, cavalli e asini) e, in minor misura, coltivazioni

estensive e allevamento di ovini. L'attività venatoria è consentita su tutto il territorio ad esclusione di circa 24,70 km² inclusi in due "Zone di Ripopolamento e Cattura" e dei 9,36 km² della "Riserva Naturale Regionale di Canale Monterano". Nel corso degli ultimi 30 anni notevoli porzioni del territorio hanno perso le loro tradizionali caratteristiche rurali in seguito alla diffusa attività edilizia residenziale sia attorno alle aree urbane che in zone più lontane da esse. Delle sei discariche di rifiuti, importanti siti di alimentazione per i nibbi, presenti precedentemente nella zona, tre (Tolfa, Allumiere e Santa Marinella) sono state chiuse nel 1985, una (Tarquinia) nel 1995, mentre rimangono in funzione attualmente le discariche di "Fosso del Prete" (Civitavecchia) e Cupinoro (Bracciano). Il clima passa da mediterraneo a temperato in relazione all'altitudine e alla distanza dalla costa, con estati aride e inverni freschi e piovosi. Considerando il periodo di studio, sono da sottolineare l'estrema scarsità di precipitazioni dall'autunno 2011 fino all'estate 2012 e l'eccezionale verificarsi di precipitazioni nevose e temperature attorno a 0°C per circa 2 settimane nel mese di Febbraio 2012 (SIARL 2012).

In circa 260 giorni di indagini sul campo tra Febbraio ed Aprile degli anni 2010-2012 sono stati localizzati i siti di riproduzione delle due specie di nibbi su un'area di 510 km². Successivamente i nidi sono stati visitati periodicamente per verificarne, con metodi non invasivi, l'andamento riproduttivo.

I nibbi osservati sono stati raggruppati nelle seguenti categorie (Steenhof 1987): coppie territoriali (territorial pairs) ovvero le coppie che hanno mostrato attività di difesa territoriale, costruzione del nido, corteggiamento (incluse quelle non osservate in attività di incubazione); coppie riproduttive (breeding pairs) ovvero osservate in attività di incubazione; coppie riprodotte con successo (successful pairs) che hanno portato all'involò almeno un pullus; individui non territoriali (floaters) solitari o in gruppo, senza alcun legame evidente con potenziali siti di nidificazione. Ulteriori ricerche, integrate da informazioni fornite da G. Prola (com. pers.), hanno consentito di stimare il numero di coppie territoriali su un'area di 676 km² (corrispondente alla ZPS dei Monti della Tolfa), includendo una colonia di nibbio bruno presso la discarica di Cupinoro (Bracciano).

I dati sono stati confrontati con quelli pubblicati, a partire dal 1980, da Petretti & Petretti (1981), Arcà (1989), Minganti (1987, 2004), Minganti *et al.* (2007), Guerrieri & De Giacomo (2012), prendendo in considerazione le differenze nei metodi, come la durata e la distribuzione nel tempo delle osservazioni e l'estensione dell'area considerata.

Delle aggregazioni di nibbi reali presso dormitori collettivi, che nei mesi invernali possono contare numerosi individui (due aggregazioni contemporanee di circa 120 e 30 nel 2011-2012), rimangono in Aprile piccoli gruppi (3-5 individui) formati soprattutto da immaturi più o meno dispersi sul territorio. In Giugno-Luglio concentrazioni di 5-15 individui (spesso insieme a nibbi bruni e altre specie di uccelli) vengono osservate catturare insetti (coleotteri, ortotteri, cicale) in occasione di esplosioni demografiche di questi. La tendenza all'aggregazione serale ricomincia a manifestarsi in autunno.

Ad eccezione di almeno un individuo stanziale osservato durante l'inverno 2011-2012, i nibbi bruni cominciano ad arrivare a Marzo, continuando ad aumentare in Aprile. Raggruppamenti di 5-20 individui gravitano irregolarmente nelle zone con maggiore densità riproduttiva, unendosi alle coppie con i giovani appena involati tra fine Luglio e inizio Agosto. Dalla fine di Agosto si registrano solo presenze sporadiche di individui solitari.

Stime indicative sul numero di individui non territoriali (floaters) si aggirano attorno ai 10 nibbi reali e 15 nibbi bruni nei mesi di Aprile-Luglio.

Nel periodo di studio, in media sono state rilevate $18,3 \pm 0,33$ ES coppie territoriali di nibbio bruno ($15,7 \pm 0,33$ ES coppie riproduttive con un successo riproduttivo del $68\% \pm 4,35$ ES) e $12,3 \pm 0,33$ ES di nibbio reale ($10,7 \pm 0,67$ ES coppie riproduttive con un successo riproduttivo del $71,9\% \pm 17,11$ ES).

Il numero di coppie territoriali e riproduttive delle due specie è rimasto costante negli anni 2010-2012 mentre è stato registrato un notevole calo nel successo riproduttivo del nibbio reale nel 2012 (-47.9% rispetto al 2011), che si può mettere in relazione alle particolari condizioni meteorologiche.

In Tabella 1 sono esposti i valori di densità (numero di coppie territoriali per 100 km²) rilevati nel presente e nei precedenti studi insieme ad indicazioni sintetiche sul periodo, numero di ore sul campo e estensione dell'area di ricerca.

La densità nell'area di 676 km² della ZPS, che comprende la discarica di rifiuti di Bracciano (Cupinoro), tiene conto delle 19 coppie territoriali di nibbio bruno osservate nel 2011 nella attigua area forestale (G. Prola com. pers.). Presso la stessa discarica, durante la stagione riproduttiva, sono stati osservati sporadicamente solo 1-2 nibbi reali immaturi.

Le stime del numero di coppie di nibbio reale nei Monti della Tolfa si riferiscono alla totalità della popolazione locale, nettamente separata da quelle più vicine (Abruzzo, Molise, Corsica).

L'area di studio di 510 km² della presente ricerca corrisponde approssimativamente al più piccolo poligono comprendente le coppie territoriali rilevate, a cui si aggiungono poche segnalazioni di presenze irregolari della specie nelle aree immediatamente limitrofe.

Risulta evidente la differenza tra le quattro coppie territoriali di nibbio reale stimate nel 1980 e le 13 rilevate nel 2012 che sicuramente indica una recente fase espansiva della popolazione. Tale incremento potrebbe essere tuttavia dovuto almeno in parte anche ad un maggiore sforzo nelle indagini e all'aumento della conoscenza del territorio.

Il numero di coppie territoriali e i valori di densità indicano per il nibbio bruno un calo dopo il 1980, seguito da una fase di relativa stabilità. La diminuzione potrebbe essere messa in relazione con la chiusura delle discariche di rifiuti di Tolfa, Allumiere e Santa Marinella (situate in località centrali a tutte le aree di studio considerate). A sostegno di questa ipotesi il fatto che, includendo in un'area di studio più ampia (676 km²) la discarica di Bracciano e le attigue aree forestali dove nidificano i nibbi bruni, i valori attuali si avvicinano a quelli del 1980.

I risultati sottolineano come il nibbio bruno, pur in grado di nidificare isolatamente e di sfruttare differenti tipi di fonti alimentari, mostri la tendenza a formare colonie nei pressi delle discariche, dove esistano aree idonee alla nidificazione. Le discariche, oltre a favorire la nidificazione, hanno una funzione attrattiva anche nei confronti di individui non riproduttori, la presenza dei quali può portare a sovrastimare la popolazione riproduttiva.

Un legame meno stretto del nibbio reale con queste fonti di cibo è dimostrato dal fatto che la popolazione nidificante non sia diminuita dopo la chiusura delle discariche dei Monti della Tolfa e che non siano state registrate nidificazioni a distanze minori di 6 km dalla discarica di Civitavecchia e a 9 km da quella di Bracciano. Queste discariche, dove la specie viene osservata occasionalmente durante il periodo riproduttivo, rivestono sicuramente una importanza maggiore durante i mesi invernali, quando sono frequentate regolarmente da un elevato numero di individui.

	anni	giorni di lavoro sul campo	area di studio (km ²)	numero di coppie territoriali ^a	densità di nidificazione (n. coppie/100 km ²)	referimenti bibliografici
	years	field work days	study area	n. of territorial pairs	nesting density	references
Nibbio reale <i>Red Kite</i>	1973-80	100	850	4	0,47	Petretti & Petretti 1981
	1981-83	60	270	5	1,85	Arcà 1989
	1986-87	100	138	2	1,45	Minganti 1987
	1994-03	250	550	5,6	1,02	Minganti 2004
	2005	30	600	7	1,17	Minganti et al. 2007
	2010-12	260	510	12,3	2,42	questo studio ^b
	2010-12	260	676	12,3	1,82	questo studio ^c
Nibbio bruno <i>Black Kite</i>	1973-80	100	850	42	4,94	Petretti & Petretti 1981
	1986-87	100	138	5	3,62	Minganti 1987
	2008	non indicato	850	27	3,18	Guerrieri & De Giacomo 2012
	2010-12	260	510	18,3	3,59	questo studio ^b
	2010-12	260	676	37	5,47	questo studio ^c

Tabella 1 Densità riproduttiva del nibbio reale e del nibbio bruno nei Monti della Tolfa dal 1980 al 2012. ^a Valori medi se relativi a più di un anno. ^b Risultati della ricerca sull'area di studio di 510 km². ^c Risultati riferiti alla ZPS Monti della Tolfa, includendo la colonia riproduttiva di nibbio bruno presso la discarica di Bracciano. *Breeding density of Red Kite and Black Kite from 1980 to 2012 in Tolfa Mountains (Latium, Italy)*. ^a Mean values if referring to more than one year. ^b Research results on the study area of 510 km². ^c Results reported in the SPA Monti della Tolfa, including the Black Kite breeding colony at the waste dump of Bracciano.

Summary. *Past and current status of Red Kite* *Milvus milvus* and *Black Kite* *Milvus migrans* breeding in Monti della Tolfa district (Central Italy).

Black Kite *Milvus migrans* and Red Kite *Milvus milvus* breed in Monti della Tolfa district (Latium Region, Italy), where the latter overwinters too. Black Kite is widespread all over Latium, with the highest breeding densities near concentrated food sources like rubbish dumps and waterbodies. On the contrary, Red Kite pairs of this area are very distant from the nearest natural populations (Abruzzo and Molise, 200 km away) or from restocked ones (Tuscany and Marche, 100 km away). A three years (2010-2012) survey was carried out in a 510 km² study area inside the Special Protected Area “Monti della Tolfa” with the aim to improve our knowledge of the ecological relations between the two species. During the breeding season (February to August), the nest sites of Black Kite and Red Kite were systematically searched throughout the study area and checked to assess breeding success. The mean numbers of territorial pairs were 18.3 ± 0.33 SE for Black Kite, (including 15.7 ± 0.33 SE breeding and 10.7 ± 0.88 SE successful pairs; breeding success = $68\% \pm 4.35$ SE) and 12.3 ± 0.33 for Red Kite (including 10.7 ± 0.67 SE breeding and 7.7 ± 1.45 SE successful pairs; breeding success = $71.9\% \pm 17.11$ SE). Results were compared with data available in the literature from the '80s and, taking into account differences in methods. An increase in Red Kite was observed, but it may depend at least partly by a more accurate knowledge on the location of sites achieved over the years. The decrease of Black Kite in the 510 km² area can be put in relation to the removal of rubbish dumps from the central sector of Tolfa Mountains. The total values of density appear unchanged if a wider area (676 km²) is taken into account, including the active waste dump of Bracciano and the Black Kite breeding colony (19 breeding pairs in 2011) in its proximity.

Bibliografia

- Arcà G., 1989. Il nibbio reale *Milvus milvus* nei Monti della Tolfa (Lazio settentrionale). Avocetta, 13: 1-7.
- Guerrieri G., De Giacomo U., 2012. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Aradis A., Sarrocco S., Brunelli M., Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. Quaderni Natura e Biodiversità 2/2012 ISPRA: 23-29.
- Minganti A., 1987. Ecologia di una comunità di uccelli Falconiformi in un'area dell'Italia centrale. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Roma “La Sapienza”, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali.
- Minganti A., 2004. Il nibbio reale (*Milvus milvus*) dei Monti della Tolfa. In: Corsetti L. (ed.), Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del convegno, Sperlonga (LT), 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina: 49-58.
- Minganti A., Panella M., Zocchi A., 2007. Status del Nibbio reale nel Lazio. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 19-20.

- Petretti A., Petretti F., 1981. A population of diurnal raptors in Central Italy. *Gerfaut*, 71: 143-156.
- SIARL Servizio Integrato Agrometeorologico Regione Lazio, 2012. <http://www.arsial.it/portalearsial/agrometeo>.
- Steenhof K., 1987. Assessing raptor reproductive success and productivity. In: Giron Pendleton P.A., Millsap B.A., Cline K.W., Bird D.M. (eds.), *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington, D.C.: 157-170.

USO TROFICO DELL'HABITAT E PRESENZA DEL NIBBIO REALE *MILVUS MILVUS* NELLE DISCARICHE DEL LAZIO COSTIERO (ITALIA CENTRALE)

GASPARE GUERRIERI, AMALIA CASTALDI, UMBERTO DE GIACOMO

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale) c/o Castaldi,
via Vittore Carpaccio 60, I-00147 Roma, umberto.degiacomo@tiscali.it

Keywords: trophic activity, landfills, agro-ecosystems, Red Kite, *Milvus milvus*, central Italy

Presente con una popolazione di circa 10 coppie (Minganti *et al.* 2011), il nibbio reale *Milvus milvus* nel Lazio ricerca il cibo in spazi aperti, anche coltivati, e frequenta le discariche (Ortlieb 1989, Brichetti & Fracasso 2003). In base a studi effettuati in Spagna, i depositi di rifiuti vengono utilizzati dal nibbio reale per lo più in autunno-inverno, quando il nibbio bruno è assente (Sunyer 1988), facendo supporre che le due specie tendano a segregarsi temporalmente (Donázar 1992) per ridurre l'aggressività indotta dalla coesistenza di un elevato numero di individui (Wallace & Temple 1987, Gómez-Tejedor 1998, Newton 1998).

Scopo dell'indagine è stato quello di verificare quali fossero i criteri di selezione delle discariche, quale fosse la loro frequenza d'uso e quella degli altri ecosistemi disponibili nel corso dell'anno, e stabilire se esistessero delle relazioni tra abbondanza della specie nei depositi di rifiuti e consistenza della popolazione presente nel comprensorio nello stesso periodo.

L'indagine è stata condotta in cinque discariche, di cui tre in provincia di Roma (Roma, Bracciano e Civitavecchia), una in provincia di Viterbo e una in provincia di Latina.

I dati relativi all'analisi dell'abbondanza dei nibbi reali nelle discariche sono stati raccolti, tra maggio del 2010 e aprile del 2012, mediante 4 rilievi mensili nei quali veniva contato, ogni 10', il numero di individui presenti nell'area di lavorazione dei rifiuti.

Tra ottobre del 2010 e settembre del 2011, è stato percorso in auto anche un itinerario campione secondo le modalità espone in Guerrieri *et al.* (2013), nel quale si annotava l'ambiente rilevato. Durante il percorso sono state rilevate le diverse tipologie ambientali facendo riferimento a 48 ambienti (categorie Corine Land Cover quarto livello modificate in rapporto alle caratteristiche dell'area). Per verificare l'esistenza di eventuali correlazioni tra esplorazione dei pascoli, placente di bestiame domestico e frequenza d'uso delle discariche, è stato anche valutato ogni volta il numero di nuovi nati tra gli ovini, i bovini e gli equini.

Nella discarica di Borgo Montello (LT) la specie non è stata mai rilevata, mentre osservazioni sporadiche sono state effettuate in quella di Viterbo e di Malagrotta (RM). Nelle discariche regolarmente frequentate dal nibbio reale (Civitavecchia e

Bracciano) il numero medio di individui registrato nei conteggi di 10' è risultato pari a $1,55 \pm 2,01$ DS ($N=864$); il massimo numero di nibbi reali simultaneamente presenti in un conteggio è stato di 11 nell'impianto di Civitavecchia e di 8 in quello di Bracciano.

Il numero medio di individui osservato in ottobre-marzo è maggiore di quello rilevato in maggio-settembre. Le differenze stagionali sono significative (discarica di Civitavecchia maggio-settembre 2010: numero medio individui/10' = $0,63 \pm 0,87$ DS, $N=90$; ottobre 2010-marzo 2011: numero medio individui/10' = $4,06 \pm 2,60$ DS, $N=108$; test T e trasformazione logaritmica: $T=13,397$, $P<0,0001$, *g.l.* 196; discarica di Bracciano maggio-settembre 2010: numero medio individui/10' = $0,60 \pm 0,85$ DS, $N=90$; ottobre 2010-marzo 2011: numero medio individui/10' = $1,93 \pm 1,66$ DS, $N=108$; valori trasformati: $T=7,626$, $P<0,001$, *g.l.* 196).

Il numero medio di individui che avevano frequentato l'impianto di Civitavecchia nel periodo maggio-settembre ($0,63 \pm 0,87$ DS) non era diverso da quello registrato nello stesso periodo nella discarica di Bracciano ($0,60 \pm 0,85$ DS; test T e trasformazione logaritmica: $T=0,25$, n.s., *g.l.* 178), mentre era diverso quello registrato a Civitavecchia ($4,06 \pm 2,6$ DS) e a Bracciano ($1,93 \pm 1,66$ DS) nel periodo ottobre-marzo 2011 (test T e trasformazione logaritmica: $T=6,466$, $P<0,001$, *g.l.* 214). Nell'area di studio pertanto non vi sono evidenti relazioni tra numero di individui presenti nei due impianti, essendo quello di Civitavecchia (12 ha) inferiore come superficie a quello di Bracciano (25 ha).

Nella discarica di Civitavecchia la presenza del nibbio reale è stata regolare da maggio del 2010 a marzo del 2011, periodo di dismissione dell'impianto. In aprile e in maggio qualche individuo ha continuato ad esplorare l'area, mentre nei mesi estivi la specie non è stata più osservata.

Nella discarica di Bracciano l'esplorazione da parte della specie è stata regolare tutto l'anno. In particolare, dopo la chiusura del sito di Civitavecchia, il numero medio di individui osservato nell'autunno-inverno del 2011-2012, uguale a $3,58$ individui $\pm 1,82$ DS era significativamente più elevato di quello registrato nello stesso periodo dell'anno precedente ($1,93$ individui $\pm 1,66$ DS; test T e trasformazione logaritmica: $T=6,394$, $P=0,001$, *g.l.* 214). Nell'aprile del 2011 e del 2012, invece, non sono state rilevate differenze (aprile 2011: numero medio individui = $1,17 \pm 1,25$ DS; aprile 2012: numero medio individui = $1,17 \pm 0,79$ DS).

Durante i transetti percorsi in auto la specie è stata osservata nel 53,20% dei 48 ambienti rappresentativi dell'area di studio, con frequenza diversa tra mesi. I periodi durante i quali il nibbio reale tendeva a utilizzare una più vasta gamma di tipologie sono stati giugno e gennaio.

Nell'ambito degli itinerari campione, sono stati rilevati 950 individui, dei quali il 45,70% osservato all'interno di discariche. Gli ecosistemi aventi maggiore carattere di naturalità, nei quali la specie è stata più spesso osservata, sono risultati i pascoli continui ad arbustivo disperso di grande estensione destinati all'allevamento brado dei bovini e degli equini (21,70%), mentre un più modesto numero di contatti è stato registrato nei pascoli seminati dove si allevano gli

ovini (6,21%), nelle praterie naturali non pascolate (3,26%) e negli incolti (2,84%). Rilievo hanno assunto le aree residenziali (2,84%) e i maggessi (2,84%), specialmente in autunno-inverno, mentre le osservazioni effettuate nelle colture erbacee, pari complessivamente al 2,01% del campione, sono limitate. Importanza trofica hanno avuto i foraggi durante lo sfalcio (1,58% dell'intero campione), in particolar modo nel mese di giugno (15,5% dei rilievi del mese). Gli individui osservati in formazioni boschive di caducifoglie e ai margini dei boschi sono stati rispettivamente il 4,65 e il 2,32%.

Nel periodo maggio 2010-aprile 2011 il nibbio reale ha frequentato, per l'attività trofica, 25 tipologie ambientali; gli individui osservati sono stati 950. I nibbi reali rilevati nelle discariche durante i percorsi campione nel periodo compreso tra maggio e settembre del 2010, pari al 18,20% del totale delle osservazioni effettuate nel periodo corrispondente ($N=209$), è significativamente più modesto di quello rilevato nel periodo ottobre-marzo 2010-2011 (55,10%, $N=680$; $\chi^2_1=87,88$, $P<0,0001$). L'abbondanza della specie nelle discariche, inoltre, è stata influenzata dalla consistenza della popolazione presente al momento nell'area di studio ($R^2=0,973$, $F=355,05$, $P=0,000$). In particolare, è stata evidenziata una relazione inversa tra numero di individui osservati mensilmente negli impianti di lavorazione dei rifiuti e presenza di individui in attività di ricerca trofica nei pascoli ($R^2=0,635$, $F=17,39$, $P=0,002$, ottenuta associando la percentuale di individui osservati nelle discariche e quella degli individui rilevati in cerca di cibo nei pascoli).

Riguardo alla ricerca di placente nei pascoli, non sembra esistere in base ai confronti effettuati alcun rapporto diretto tra presenza di individui osservati mensilmente nelle discariche, uso dei pascoli e percentuale di nascite negli allevamenti di bestiame domestico ($R^2=0,003$, $F=0,026$, $P=0,876$).

Lungo le coste del Lazio, il nibbio reale frequenta regolarmente solo le discariche incluse in aree colonizzate stabilmente. In questi impianti la specie è più abbondante in autunno-inverno, quando la disponibilità di altri alimenti è più modesta (Donazar 1992), secondo la teoria di una segregazione temporale del nibbio reale con *Milvus migrans* con il quale si sovrappone in periodo riproduttivo. La ricerca trofica sui rifiuti si protrae, tuttavia, per tutto l'anno e, come evidenziato per questa seconda specie (De Giacomo & Guerrieri 2008), il nibbio reale tende a contenere l'incremento di aggressività intraspecifica indotta da una elevata concentrazione di individui (Wallace & Temple 1987, Gómez-Tejedor 1998, Newton 1998) evitando, anche nel corso del giorno, eccessivi affollamenti.

Poiché in autunno-inverno la specie mostra tendenze gregarie, formando dormitori collettivi costituiti anche da molte decine di individui (Brichetti & Fracasso 2003, Minganti & Zocchi 2011) è possibile che, durante il giorno, quelli che sono presenti simultaneamente in un impianto, non superando mai la decina, frequentino definiti range trofici e che le discariche siano visitate da quelli insediati stabilmente in quell'area.

Nel corso dell'indagine, la specie ha mostrato di possedere una spiccata memoria rispetto all'ubicazione delle aree ricche di alimento, continuando a frequentare

nei mesi primaverili una discarica dismessa alla fine dell'inverno. Lo stesso luogo è stato esplorato anche nell'autunno e nell'inverno successivi da individui in transito o svernanti.

È da notare che, mentre nell'autunno-inverno dello stesso anno è significativamente aumentato il numero di individui che cercavano il cibo nella discarica ancora attiva, lo stesso fenomeno non si è verificato in primavera, periodo durante il quale il numero medio di individui è rimasto invariato. La specie, pertanto, ad una maggiore plasticità ecologica evidenziata nei mesi autunno-invernali, contrappone, in periodo riproduttivo, una più spiccata territorialità che limita l'inserimento di estranei nel range trofico delle coppie.

Nel corso dell'anno, il nibbio reale frequenta una diversa gamma di tipologie ambientali con un massimo di variabilità registrato in giugno, periodo di erratismo dei giovani (Minganti & Zocchi 2011) e in gennaio, quando le disponibilità alimentari sono più limitate.

Circa la metà degli individui osservati durante l'indagine è stata contattata nelle discariche, sottolineando l'importanza di questo tipo di impianti per la conservazione della specie, come è stato evidenziato in Spagna (Donazar 1992). Nel Lazio, l'ipotesi acquista ulteriore importanza se si considera che la specie è in pericolo a causa dell'esiguità della popolazione nidificante (Minganti *et al.* 2011). La frequenza d'uso delle discariche è strettamente regolata dalla stagionalità e dall'abbondanza della popolazione presente nel comprensorio in quel periodo, mentre non sono evidenti correlazioni positive tra ampiezza della superficie e abbondanza di individui, come riferito da Donazar (1992).

Nell'area di studio, il numero di individui che frequentano le discariche tende ad aumentare quando diminuisce la frequenza d'uso dei pascoli. Nel corso dell'indagine non sono state rilevate relazioni dirette tra utilizzo dei pascoli, nascite del bestiame domestico e uso delle discariche.

Summary. *Trophic use of landfills and frequency of use of agro-ecosystems in the population of the Red Kite *Milvus milvus* of Latium (central Italy).*

The Red Kite *Milvus milvus* breeds in Latium with a population of about 10 pairs, where it looks for food in open spaces, even cultivated, and it attends the landfills. According to some studies carried out in Spain, the waste deposits are mostly used when the Black Kite *Milvus migrans* is absent, suggesting that there may be temporal mechanisms of segregation. In the study we analyze the selection criteria and frequency of use of landfills in relation to other environment. The survey was conducted in five landfills between May 2010 and April 2012 through monthly surveys in which every 10', the number of individuals present in the area of waste processing was counted. In addition, 4 road transects travelled monthly in a sample area, was recorded between October 2010 and September 2011. All year round the species frequents only the landfills included in permanently settled areas and it is most abundant in autumn-winter. The individuals present in a landfill, not exceeding ten, suggest the existence of some mechanisms that

contain aggression. The species has a remarkable memory with respect to sources of food and for many months it explores the abandoned landfills. During the year, the range of environments attended is fullest in June, a period in which the young are wandering, and in January. Compared to other ecosystems, the species is related to large areas devoted to the livestock: sown pastures for sheep feeding are visited with more continuity only in January and February. The crops are little visited, this explains the inability to colonize larger areas. Usage spikes were recorded during the mowing. The searching flight over roads looking for dead animals now seems inhibited by the intensity of vehicular traffic. Since half of the individuals was observed in the dumps, the importance of these facilities needs to be stressed for preservation.

Bibliografia

- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Castaldi A., Guerrieri G., 2013. Sovrapposizione spaziale e segregazione ecologica nel trofismo del nibbio bruno *Milvus migrans* e del nibbio reale *Milvus milvus* in un'area di simpatria (Italia centrale). In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 62-67.
- De Giacomo U., Guerrieri G., 2008. The feeding behaviour of the Black Kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. *J. Raptor Res.*, 42 (2): 110-118.
- Donázar J.A., 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola*, 39: 29-40.
- Gómez-Tejedor U., 1998. Comportamiento Cleptoparasítico del Milano Real *Milvus milvus* en un vertedero. In: Chancellor R.D., Meyburg B.-U., Ferrero J.J. (eds), Holarctic birds of prey: proceedings of an international conference. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico. ADENEX, Mérida, España, and WWGBP, Berlin, Germany: 173-176.
- Minganti A., Zocchi A., 2011. Nibbio reale *Milvus milvus*. In: Cecere J., Brunelli M., Sarrocco S. (a cura di), La conservazione degli uccelli nei Monti della Tolfa. Edizioni Belvedere: 38-44.
- Minganti A., Panella M., Zocchi A., 2011. Nibbio reale *Milvus milvus*. In: Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 112-113.
- Newton I., 1998. Population limitation in birds. Academic Press, San Diego, USA.
- Ortlieb R., 1989. Der Rotmilan. Die Neue Brehm Bucherei, A. Ziemsen Verlag, Wittemberg Lutherstadt D.
- Sunyer C., 1988. Importancia y manejo de basureros y muladares para la conservación de las poblaciones de aves rapaces y el control de la rabia selvática. Dirección General de Medio Ambiente, MOPU. Madrid.
- Wallace M.P., Temple S.A., 1987. Competitive interactions within and between species in a guild of avian scavengers. *Auk*, 104: 290-295.

DISMISSIONE DI UNA DISCARICA DI RIFIUTI SOLIDI URBANI E RIPRODUZIONE DEL NIBBIO BRUNO *MILVUS MIGRANS* NELL'ITALIA CENTRALE*

GASPARE GUERRIERI, AMALIA CASTALDI, UMBERTO DE GIACOMO

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale) c/o Castaldi,
via Vittore Carpaccio 60, I-00147 Roma, umberto.degiacomo@tiscali.it

Keywords: feeding, raptors, reproductive behavior, Black Kite, *Milvus migrans*, central Italy

Presente nel Lazio con una popolazione di 77-117 coppie, il nibbio bruno *Milvus migrans* si riproduce sui Monti della Tolfa con una popolazione di circa 30 coppie (Guerrieri & De Giacomo 2009, Minganti 2011). Secondo studi recenti, la specie si alimenta per lo più nelle discariche, nutrendo anche i pulli con questo genere di risorsa trofica (De Giacomo & Guerrieri 2008, Guerrieri & De Giacomo 2009). Scopo di questa indagine è stato indagare quale fosse la reazione della specie alla chiusura di un impianto regolarmente frequentato in periodo riproduttivo e nei pressi del quale nidificava una popolazione di qualche decina di coppie. Si è altresì valutato se si riscontrassero variazioni di abbondanza nelle discariche vicine.

L'indagine è stata svolta nella discarica di rifiuti urbani situata in località La Scaglia, Civitavecchia (RM), dismessa nel marzo del 2010 e in altre due discariche ancora attive, di cui una ubicata a Cupinoro, Bracciano (RM - distanza dalla discarica di Civitavecchia 32 km) e una a Monte Razzano, in provincia di Viterbo (distanza dalla discarica di Civitavecchia 43 km), utilizzate come controllo. Gli impianti sono caratterizzati dalla vicinanza di formazioni boschive, pascoli ad una distanza inferiore a 2 km e insediamenti industriali presso la discarica di Civitavecchia. Quest'ultima e quella di Bracciano sono caratterizzate dalla presenza di coppie riproduttive di nibbio bruno a una distanza inferiore a 5 km e dalla presenza stabile del nibbio reale nel comprensorio. Sono altresì regolarmente frequentate per motivi trofici, legati alla presenza dei rifiuti, dal gabbiano reale *Larus michahellis*, particolarmente abbondante in autunno e in inverno, dalla cornacchia grigia *Corvus cornix* e da altre specie.

I dati relativi all'analisi dell'abbondanza di individui presenti nella discarica di Civitavecchia, dismessa nel marzo del 2010, sono stati raccolti nel periodo compreso tra maggio e luglio del 2009 e del 2010 mediante un rilievo settimanale realizzato dalle 11 alle 13, nel quale veniva effettuato un conteggio all'ora (24 rilievi annuali). La presenza del nibbio bruno in due siti di smaltimento attivi, usati come controllo, è stata indagata con lo stesso metodo fino a luglio del 2012. Il numero di coppie in riproduzione nei comprensori interessati dalla presenza delle discariche è stato censito in aprile, maggio e giugno degli anni compresi tra il 2009 e il 2012 in un'area circolare attorno alla discarica avente raggio di 15 km,

*Per espressa richiesta, il gruppo di Autori è stato modificato rispetto a quanto contenuto nella versione stampata.

inserendo nell'analisi solo quelle a nidificazione certa o probabile.

L'uso trofico degli ambienti disponibili, nelle aree utilizzate per censire le coppie, è stato valutato, tra marzo ed agosto negli anni compresi tra il 2009 e il 2012, contando gli individui osservati lungo un itinerario campione (lunghezza 230 km) percorso in auto ad una velocità compresa tra 10 e 80 km orari (Viñuela 1997, Bibby *et al.* 2000, Meunier *et al.* 2000). Il transetto, realizzato nelle aree abitualmente frequentate dalla specie, è stato percorso quattro volte al mese lungo la viabilità disponibile (autostrade, strade statali, regionali, provinciali e sterrate) dalle 10 alle 16, invertendo ad ogni rilievo il verso di percorrenza dell'itinerario. Il numero di individui in cerca di nutrimento nelle discariche durante le sessioni di analisi dell'abbondanza è stato cumulato in valori medi annuali $\pm DS$ e confrontato, previa trasformazione logaritmica dei dati di origine [$x'=\log(x+1)$], con il test T per dati indipendenti (SPSS 14.0).

Il numero complessivo di individui osservato mensilmente lungo gli itinerari campione è stato confrontato con il test del χ^2 e correzione di Yates quando sono state analizzate due categorie.

I risultati riguardanti l'abbondanza del nibbio bruno nelle discariche sono esposti in Tabella 1.

Nel corso della stagione riproduttiva del 2010, dopo la dismissione dell'impianto di Civitavecchia, avvenuta nel marzo del 2010, qualche nibbio bruno ha ugualmente visitato l'area, anche se con abbondanze minori (2009 vs. 2010: test T e trasformazione logaritmica: $T=5,31$; $P<0,01$; *g.l.* 46), mentre dal 2011 l'impianto non è stato più frequentato.

Nella discarica di Bracciano, distante in linea d'aria da quella di Civitavecchia 32 km, l'abbondanza della specie non è stata significativamente diversa a distanza di un anno (2009 vs. 2010, test T e trasformazione logaritmica: $T=1,41$; n.s.; *g.l.* 46), mentre è stata significativamente più elevata nell'arco di due anni (2009 vs. 2011, test T e trasformazione logaritmica: $T=4,27$; $P<0,01$; *g.l.* 46).

Nella discarica di Viterbo, distante in linea d'aria da quella di Civitavecchia 43 km, ad un decremento significativo registrato nel primo anno (2009 vs. 2010, test T e trasformazione logaritmica: $T=4,59$; $P<0,01$; *g.l.* 46), sono seguiti aumenti significativi dell'abbondanza della specie (2010 vs. 2011, test T e trasformazione logaritmica: $T=5,15$, $P<0,01$, *g.l.* 46; 2011 vs. 2012, test T e trasformazione logaritmica: $T=2,83$, $P<0,01$, *g.l.* 46).

In Figura 1 si riporta il numero di coppie rilevato (distanza dalle discariche < 15 km) nel comprensorio della discarica di Civitavecchia, dismessa nel marzo del 2010 e negli impianti di smaltimento ancora funzionanti usati come controllo.

Nella discarica di Civitavecchia il numero di coppie certe e probabili, censito entro una distanza avente raggio di circa 15 km, pari a circa 30 nel 2009, è sceso progressivamente fino a 6 nel 2012 (-80%). In particolare, mentre la riduzione osservata nel 2010 è stata limitata (-17%), quella del 2011, a distanza di due anni dalla chiusura, ha raggiunto il 50%.

	2009	2010	2011	2012
Civitavecchia	19,1 ± 9,58	4,83 ± 4,61	-	-
Bracciano	11,3 ± 4,65	19,7 ± 8,25	22,9 ± 6,28	27,3 ± 4,99
Viterbo	3,67 ± 1,03	2,42 ± 0,67	4,42 ± 0,93	5,33 ± 1,27

Tabella 1 Numero medio di individui ± DS censiti in maggio, giugno e luglio degli anni compresi tra il 2009 e il 2012 nelle discariche di Civitavecchia, Bracciano e Viterbo (numero di rilievi annuali 24; cfr. metodi). *Average number of individuals ± SD surveyed on May, June and July from 2009 to 2012 in Civitavecchia, Bracciano and Viterbo landfills (number of annual surveys 24, see methods).*

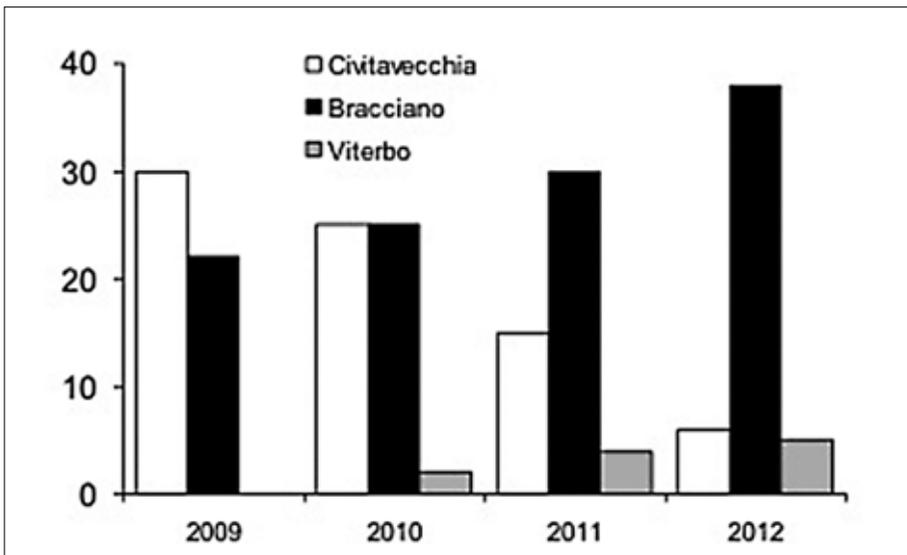


Figura 1 Numero di coppie certe e probabili censite nei pressi delle discariche oggetto di indagine (distanza < 15 km) negli anni compresi tra il 2009 e il 2012. *Number of confirmed and probable pairs breeding close to the landfill sites (distance <15 km) between 2009 and 2012.*

Nella discarica di Bracciano la popolazione riproduttiva, censita entro un raggio di circa 15 km, costituita da 22 coppie nel 2009, è aumentata progressivamente fino a 38 nel 2012 (+42%). Anche nel caso di questo impianto, un importante incremento (+26,7%) è stato registrato nell'area solo a due anni dalla chiusura della discarica di Civitavecchia.

Nell'anno 2009, nella discarica di Viterbo, non erano state accertate nidificazioni di nibbio bruno; dal 2010, la specie si è riprodotta con due coppie ad una distanza di circa 16 km, raggiungendo le 4 o 5 nel 2012 (Fig. 1).

Abbiamo riportato il numero di individui osservato da marzo ad agosto lungo i transetti percorsi 4 volte al mese nel comprensorio della discarica di Civitavecchia, da 2009 al 2012. Nella stagione riproduttiva del 2010, in maggio e giugno, mesi di maggior presenza riproduttiva, sono stati osservati 70 individui (totale contatti

avuti con la specie in maggio e giugno tra il 2009 e il 2012 = 243), numero più modesto di quello registrato nel 2009 (122 individui; $\chi^2_1=23,68$; $P<0,001$). Nel 2011, durante questi mesi, sono stati rilevati 35 individui, numero più basso di quello registrato nel 2010 ($\chi^2_1=15,00$; $P<0,01$). Nel 2012 il fenomeno si è ripetuto e il valore, rispetto al 2011, si è ulteriormente ridotto ($\chi^2_1=15,37$; $P<0,01$).

Alla dismissione di una discarica, utilizzata da molti anni e avvenuta all'inizio della stagione riproduttiva, il nibbio bruno non ha reagito all'improvvisa contrazione delle risorse trofiche, insediandosi nello stesso comprensorio con densità riproduttive di poco inferiori a quelle rilevate negli anni precedenti. La specie ha continuato ad esplorare per qualche mese, anche se con un più modesto numero di individui, la ex discarica e ha frequentato alla ricerca di cibo i luoghi esplorati negli anni precedenti. Negli anni successivi l'area non è stata più visitata e, a due anni dalla chiusura, il numero di coppie nidificanti nel comprensorio si è contratto dell'80%, come rilevato anche in alcune aree della Spagna (Donázar 1992). Le coppie residue si sono distribuite nel comprensorio, frequentando in minor numero le aree trofiche ed assumendo la struttura delle popolazioni formate da coppie disperse (Sergio & Boto 1999).

Contestualmente, in un impianto attivo distante in linea d'aria una trentina di km e facente parte dello stesso comprensorio, contiguo rispetto alle aree frequentate negli anni precedenti e nei pressi del quale è già presente una popolazione di circa 20 coppie, gli individui in attività di ricerca sui rifiuti sono aumentati e, ad una distanza di 3-8 km, si è formato un nuovo insediamento di tipo coloniale che ha determinato un aumento della popolazione superiore al 40%. La presenza di un altro impianto attivo posto a maggiore distanza dalla discarica dismessa e non caratterizzato da continuità e contiguità ecologica sembra aver favorito, a circa 15 km dalla discarica attiva, un nuovo insediamento riproduttivo costituito da 4 o 5 coppie. Il numero di coppie osservato nei tre comprensori prima della chiusura di una delle discariche non sembra dissimile da quello rilevato dopo due anni.

Alla significativa contrazione di una importante risorsa, il nibbio bruno tende a resistere alle variazioni del sistema senza effettuare spostamenti territoriali. Al perdurare del fenomeno, se le aree frequentate sono ancora in parte idonee alla riproduzione, la specie tende a distribuirsi sul territorio a più basse densità, come ipotizzato per la popolazione romana di Castelporziano (Castaldi & Guerrieri 2006, Guerrieri & De Giacomo 2009). Contestualmente, se in aree ecologicamente continue esistono discariche dove siano già presenti popolazioni nidificanti, la specie tende a formare nuove colonie lasse e ad insediarsi in aree precedentemente meno frequentate, giustificando quanto riportato da Minganti (2011) per il Tolfetano-Cerite.

Summary. *Effects of closure of a municipal solid waste landfill on the reproductive behavior of a population of Black Kite *Milvus migrans* in central Italy.*

The reproductive behavior of a population of Black Kite *Milvus migrans* was studied for two years after the closing of a coastal landfill of Latium, decommissioned in

March 2010. It was also studied in two active artifacts used as a control located at a distance of 32 and 45 kilometers. The population was analyzed on surfaces with a radius of 15 kilometers from the landfill through a research of confirmed and probable breeding pairs. It was also analyzed through weekly surveys conducted in the areas of waste processing and along a roadside survey route available in the environments used for the trophic search. On the basis of the results obtained in the year of disposal, the Black Kite does not seem to react quickly to the sudden reduction of resources. It tends to withstand the changes in the system by settling in the same area with a slightly lower density, and without making territorial movements. In the following years, the population decreases significantly, in fact after two years from the closure the few breeding pairs are distributed in the area, assuming the structure of dispersed settlements. At the same time in another area, ecologically continuous with respect to the others, that included an active landfill about 30 kilometers away, and where a population of about 20 pairs already bred, the number of individuals in trophic activity in the waste area has increased. Moreover, at a distance of 3-8 km, a colonial type settlement has build up. In the second active landfill, located at a greater distance from the abandoned landfill and not characterized by ecological continuity and contiguity, a new reproductive nucleus, previously unknown, has formed consisting of 4 or 5 pairs. Two years after the closure of the landfill, the number of pairs surveyed in the study area was not different from the one observed before.

Bibliografia

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques. 2nd edition. Academic Press, London.
- Castaldi A., Guerrieri G., 2006. Ritmi di attività e uso dell'habitat trofico nella popolazione romana di nibbio bruno *Milvus migrans* (Italia centrale). In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 42-43.
- De Giacomo U., Guerrieri G., 2008. The feeding behaviour of the Black Kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. *J. Raptor Res.*, 42 (2): 110-118.
- Donázar J.A., 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación des las aves en España. *Ardeola*, 39: 29-40.
- Guerrieri G., De Giacomo U., 2009. Status, distribuzione e scelte riproduttive del nibbio bruno *Milvus migrans* nel Lazio. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. *Alula*, 16 (1-2): 234-236.
- Meunier F.D., Verheyden C., Jouventin P., 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 92: 291-298.
- Minganti A., 2011. Nibbio reale *Milvus milvus*. In: Cecere J., Brunelli M., Sarrocco S. (a cura di), La conservazione degli uccelli nei Monti della Tolfa. Edizioni Belvedere: 35-37.
- Sergio F., Boto A., 1999. Nest dispersion, diet, and breeding success of Black Kites (*Milvus migrans*) in the Italian pre-Alps. *J. Raptor Res.*, 33: 207-217.
- Viñuela J., 1997. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red Kite *Milvus milvus* in Spain. *Bird Study*, 44: 155-165.

**SOVRAPPOSIZIONE SPAZIALE E SEGREGAZIONE
ECOLOGICA NEL TROFISMO DEL NIBBIO BRUNO
MILVUS MIGRANS E DEL NIBBIO REALE
MILVUS MILVUS IN UN'AREA DI SIMPATRIA
(ITALIA CENTRALE)**

AMALIA CASTALDI, GASPARE GUERRIERI

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale) c/o Castaldi,
via Vittore Carpaccio 60, I-00147 Roma, umberto.degiacomo@tiscali.it

Keywords: ecological segregation, Black Kite, *Milvus migrans*, Red Kite, *Milvus milvus*, sympatry, Latium coast

Presenti nel Lazio con una popolazione rispettivamente di 10 e di 77-117 coppie, il nibbio reale *Milvus milvus* e il nibbio bruno *Milvus migrans* si riproducono in simpatria in alcune aree del nord ovest regionale (Guerrieri & De Giacomo 2009, 2011, Minganti *et al.* 2011). In base ad indagini compiute sui Monti della Tolfa le due specie, oltre a mostrare un pronunciato comportamento territoriale con frequenti casi di competizione diretta per il possesso del sito riproduttivo (Minganti & Panella 1991), si sovrappongono nella ricerca trofica frequentando le discariche del comprensorio.

Scopo dell'indagine è stato quello di indagare se esistesse tra le due specie una tendenza alla segregazione nella frequenza d'uso delle tipologie ambientali disponibili.

La ricerca è stata condotta nel Tolfetano-Cerite-Manziate dal 1992 al 2009, in un'area di circa 1.280 km² (coordinate centrali: lat. 42°10'N, long. 11°45'E; altitudine 0-615 m.s.l.m.; distanza dalla linea di costa da 0 a 30 km). Il comprensorio, urbanizzato in prossimità del mare (0-2 km), è caratterizzato all'interno da sistemi collinari disabitati utilizzati per il pascolo (bovini, equini, ovini), da aree coltivate a foraggio, a frumento e a orticole stagionali. La destinazione d'uso del suolo si differenzia come segue: silvicoltura 40%, agricoltura 25%, arbusteti e praterie 30%, corsi d'acqua 5%. Il clima è compreso tra quello della sottoregione termomediterranea e mesomediterranea.

Sono stati utilizzati per questa indagine i dati raccolti tra maggio del 2010 e aprile del 2011 mediante un itinerario campione (lunghezza 230 km) percorso in auto a una velocità compresa tra i 10 e gli 80 km orari (Viñuela 1997, Bibby *et al.* 2000, Meunier *et al.* 2000). I transetti, effettuati nelle aree abitualmente frequentate dalla specie e all'interno delle quali erano presenti due discariche di rifiuti (Civitavecchia e Bracciano), sono stati percorsi quattro volte al mese lungo la viabilità disponibile (autostrade, strade statali, regionali, provinciali e sterrate) dalle 10 alle 16, invertendo ad ogni rilievo il verso di percorrenza dell'itinerario.

Durante il percorso, oltre alla specie e al numero di individui rilevato, nell'istante del contatto e sulla verticale dell'osservazione, è stata annotata la tipologia ambientale sorvolata, facendo riferimento a 48 ambienti (categorie Corine Land Cover quarto livello modificate in rapporto alle caratteristiche dell'area). Le variabili sono state utilizzate per analizzare la frequenza d'uso delle tipologie ambientali esplorate dal nibbio reale e dal nibbio bruno per l'attività trofica. Contestualmente su una superficie di 100 m di raggio dal contatto sono state valutate la presenza-assenza del bestiame al pascolo e la struttura della vegetazione facendo riferimento alla percentuale di copertura e all'altezza della componente arborea, arbustiva e erbacea.

Per verificare quali fossero le differenze nella frequenza d'uso delle tipologie ambientali nelle due specie è stato utilizzato il test del χ^2 e correzione di Yates dovendosi confrontare due categorie.

I rapporti esistenti tra natura del paesaggio, struttura della vegetazione e frequenza d'uso nelle due specie sono stati esplorati mediante analisi delle componenti principali (PCA, rotazione Varimax). I dati della matrice sono stati realizzati usando come variabili indipendenti le tipologie ambientali e come variabili dipendenti le abbondanze relative delle due specie.

Per ridurre la collinearità e limitare il numero di variabili da inserire nelle analisi è stato impiegato il metodo proposto da Green (1979) normalmente utilizzato in studi di selezione dell'habitat (Sergio & Bogliani 2000, Sergio *et al.* 2003). Le variabili intercorrelate ($r > 0,6$), considerate aspetti di uno stesso descrittore, sono state eliminate ed è stata inserita nell'analisi solo quella più esplicativa e maggiormente correlata con l'utilizzo da parte della specie. Delle rimanenti variabili sono state inserite nell'analisi delle componenti principali solo quelle che nella matrice di correlazione avevano significatività minore di 0,05. La qualità del campionamento è stata indagata con l'indice di Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), mentre la non identità della matrice di correlazione è stata verificata con il test di sfericità di Barlett (Fowler & Cohen 1993). Le analisi sono state eseguite con il programma SPSS 14.

Nel corso dell'indagine sono stati censiti 1.240 individui di nibbio bruno e 950 di nibbio reale.

Il nibbio bruno, sebbene raggiunga l'area in gran numero dal mese di marzo ($N=69$), è presente con qualche individuo tutti i mesi dell'anno; il valore mensile più elevato è stato osservato in agosto ($N=336$), quello più basso in settembre ($N=5$). La popolazione di nibbio reale, invece, meno abbondante in periodo riproduttivo (valore più basso rilevato in luglio $N=28$), subisce un considerevole incremento in autunno-inverno (massimo mensile osservato in settembre $N=161$). Durante i percorsi campione, sono stati riportati il numero di individui e le tipologie ambientali nelle quali sono state effettuate le osservazioni. Il nibbio bruno è stato rilevato in 19 ambienti (40,4% del totale; $N=47$) mentre il nibbio reale in 25 (52,2%; $N=47$); le differenze non sono risultate significative ($\chi^2_1=1,58$; n.s.).

Le tipologie nelle quali è stato osservato il più elevato numero di individui di nibbio bruno sono le discariche (80,6%; $N=1.240$). Minore rilevanza assumono i pascoli naturali (5,3%), il margine dei boschi (5,2%), i boschi di caducifoglie (2,9%), i foraggi durante lo sfalcio (1,45%) e le praterie naturali (1,13%). Un limitato numero di osservazioni è stato registrato negli ecosistemi agricoli (pascoli seminati, colture a riposo e foraggi da sfalcio).

Anche nel caso del nibbio reale gli impianti di lavorazione dei rifiuti solidi urbani sono i più frequentati (45,7%; $N=950$). Hanno importanza i pascoli naturali (21,7%), i pascoli seminati (6,21%), i boschi di caducifoglie (4,63%) e le praterie naturali (3,26%). Un certo rilievo in alcuni periodi dell'anno assumono le colture a riposo (2,84%), i maggessi (2,84%) e le aree residenziali (2,84%). Anche nel caso di questa specie gli ecosistemi agricoli hanno scarsa rilevanza.

È stato quindi effettuato un confronto statistico tra le due specie, analizzando la frequenza d'uso delle principali tipologie ambientali, che ha evidenziato spiccate differenze nell'utilizzo degli ambienti. In base ai risultati, il nibbio bruno appare molto più legato alle discariche ($\chi^2=290,80$; $P=0,000$), mentre il nibbio reale, oltre che da questi ambienti, dipende maggiormente dai pascoli attivi sia naturali ($\chi^2=132,24$; $P=0,000$) che seminati ($\chi^2=61,20$; $P=0,000$).

Anche l'analisi delle componenti principali (PCA, rotazione Varimax) applicata alla destinazione d'uso delle tipologie ambientali nel periodo di massima compresenza delle due specie (marzo-agosto) conferma quanto emerso in precedenza estraendo 3 componenti (autovalori >1) che complessivamente spiegano il 74,64% della varianza (test KMO = 0.378; test di sfericità di Barlett, $\chi^2=88,99$; $P=0,000$; $g.l.=15$; Tab. 1).

L'analisi delle componenti principali (PCA), realizzata associando la destinazione d'uso delle tipologie ambientali con la frequenza di utilizzo da parte del nibbio bruno e del nibbio reale, estrae fattori che evidenziano variabili aventi significatività $P<0,01$.

La variabile che maggiormente incide sul paesaggio della prima componente (35,6% della varianza) sono le discariche (DSC), più strettamente associate alla presenza del nibbio bruno. Nella seconda componente (26,10% della varianza) emergono i paesaggi dominati dai pascoli naturali elettivi per il nibbio reale e nella terza (18,89% della varianza) i margini dei boschi e le stoppie di frumento molto frequentate dal nibbio reale.

L'analisi delle componenti principali (PCA, rotazione Varimax) applicata alle variabili che descrivono la struttura della vegetazione nel periodo di massima compresenza delle due specie (marzo-agosto) estrae 3 componenti (autovalori >1) che complessivamente spiegano il 72,3% della varianza (test KMO=0,618; test di sfericità di Barlett, $\chi^2=380,46$, $P=0,000$, $g.l.=36$; Tab. 2).

Le variabili che assumono un peso maggiore sulla struttura vegetale della prima componente (31,86% della varianza) sono le formazioni arboree e la loro altezza alle quali è più legato il nibbio bruno. Nella seconda componente (27,10% della varianza) prevalgono i paesaggi dominati dalla presenza di arbusti maturi

	PCA 1	PCA 2	PCA 3
autovalore	1,779	1,566	1,134
varianza %	29,64	26,10	18,89
pascoli naturali	-0,098	0,927 **	-0,177
discariche	0,932 **	-0,034	-0,052
margini di boschi	- 0,003	0,093	0,729 **
stoppie di frumento	-0,111	-0,173	0,629
nibbio bruno	0,927 **	0,03	-0,038
nibbio reale	0,141	0,690 **	0,610 **

Tabella 1 Fattori estratti dall'analisi delle componenti principali (PCA) realizzata associando la destinazione d'uso delle tipologie ambientali con la frequenza di utilizzo da parte del nibbio bruno e del nibbio reale. Gli asterischi evidenziano le variabili aventi significatività $P < 0,01$ (**). *Factors extracted from the principal components analysis of the (PCA) related to the use of environmental types with the frequency of use by the Black Kite and the Red Kite. The asterisks indicate the variables having significance $P < 0.01$ (**).*

	PCA 1	PCA 2	PCA 3
autovalore	2,867	2,439	1,198
varianza %	31,86	27,10	13,31
% arboreo	0,916 **	-0,139	-0,021
altezza dell'arboreo	0,820 **	0,037	-0,005
% arbustivo	-0,028	0,934 **	0,151
altezza dell'arbustivo	-0,019	0,917 **	0,177
% erbaceo	-0,887 **	-0,159	0,011
altezza dell'erbaceo	-0,402 **	0,168	-0,511
presenza di bestiame	-0,123	0,308 *	0,853 **
nibbio bruno	0,490 **	-0,090	-0,051
nibbio reale	-0,144	0,221 *	0,884 **

Tabella 2 Fattori estratti dall'analisi delle componenti principali (PCA) realizzata associando la struttura vegetale con la presenza del nibbio bruno e del nibbio reale. Gli asterischi evidenziano le variabili aventi significatività $P < 0,05$ (*) e $P < 0,01$ (**). *Factors extracted from the principal components analysis of the (PCA) related to the plant structure with the presence of the Black Kite and the Red Kite. The asterisks indicate the variables having significance $P < 0.05$ (*) and $P < 0.01$ (**).*

frequentati dal bestiame per lo più associati alla presenza del nibbio reale e nella terza (13,31% della varianza) i pascoli in ambienti a più modesta componente arbustiva sempre controllati dal nibbio reale.

Nell'area di studio il nibbio bruno, sebbene raggiunga i siti riproduttivi in marzo, è presente con qualche individuo tutto l'anno. Le due specie tendono a frequentare tipologie ambientali non dissimili, alimentandosi regolarmente nelle discariche di rifiuti solidi urbani. Tuttavia, mentre il nibbio bruno privilegia

questo tipo di manufatti il nibbio reale mantiene tutto l'anno uno stretto legame con i pascoli naturali continui ubicati in vaste aree dove vengono allevati bovini ed equini allo stato brado. Elevata frequenza d'uso è stata riscontrata anche con i pascoli seminati per la nutrizione degli ovini e con le praterie naturali. Una limitata attività di ricerca è stata riscontrata negli ecosistemi agricoli in tutte e due le specie. Il nibbio reale, tuttavia, in alcuni periodi dell'anno, cerca alimento negli incolti, nei maggessi e in zone residenziali.

Durante la primavera e l'estate, stagioni di massima compresenza, oltre all'uso delle discariche, le due specie tendono a segregarsi rispetto alle formazioni boschive, esplorate più spesso dal nibbio bruno, mentre il nibbio reale, oltre ai pascoli, sembra preferire gli ecotoni bosco/colture a riposo.

Rispetto ai descrittori che individuano la struttura della vegetazione viene confermata la tendenza del nibbio bruno a frequentare paesaggi a più abbondante componente arborea, mentre il nibbio reale seleziona più spesso gli arbusteti lassi maturi nei quali sia presente bestiame al pascolo.

In base ai risultati, le due specie si caratterizzano quindi per una spiccata segregazione rispetto agli ambienti utilizzati per la ricerca del cibo.

Summary. *Spatial overlapping and ecological segregation in the trophism of Black Kite *Milvus migrans* and Red Kite *Milvus milvus* in an area of sympatry (central Italy).*

In Latium, Red Kite *Milvus Milvus* and Black Kite *Milvus migrans* breed in sympatry in some areas of the northwest region. According to investigations carried out on Tolfa Mountains, the two species compete for breeding sites and feed regularly in landfills. The frequency of use of trophic environments by both species have been used in this survey to determine whether there is a tendency to segregation. Data were collected in Tolfetano-Cerite-Manziate between May 2010 and April of 2011 along a sample itinerary travelled by car along the road available in the areas permanently visited. In addition to the species and number of individuals we recorded the type of environment overflowed, assessed on a surface of 100 m radius (Corine Land Cover categories fourth level). The relationship between environment and frequency of use was explored through the PCA (Principal Components Analysis). Both species mostly feed in landfills, but while Black Kite is selective with respect to these products, Red Kite, all year round, maintains a close relationship with continuous natural grassland devoted to the breeding of wild cattle, with pastures sown for the nutrition of sheep and wild grasslands. A modest research activity has been noticed in agricultural ecosystems in both species. The Red Kite, at certain times of the year, feeds on wasteland, fallows, and residential areas. In more natural environments, the two species segregate with respect to forests which are more often explored by Black Kite, while Red Kite prefers the ecotones woodland/crops at rest. Black Kite attends a more arboreal countryside while Red Kite attends a more shrubby countryside where the cattle pasture.

Bibliografia

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques. 2nd edition. Academic Press, London.
- Fowler J., Cohen L., 1993. Statistics for Ornithologists. British Trust for Ornithology. London, UK.
- Green R.H., 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Guerrieri G., De Giacomo U., 2009. Status, distribuzione e scelte riproduttive del Nibbio bruno *Milvus migrans* nel Lazio. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, 16 (1-2): 234-236.
- Guerrieri G., De Giacomo U., 2011. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 110-111.
- Meunier F.D., Verheyden C., Jouventin P., 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. Biological Conservation, 92: 291-298.
- Minganti A., Panella M., 1991. Sovrapposizione ecologica tra *Milvus milvus* e *Milvus migrans* in Italia centrale. Alimentazione e siti di nidificazione. Suppl. Ricerche Biologia Selvaggina, 17: 111-113.
- Minganti A., Panella M., Zocchi A., 2011. Nibbio reale *Milvus milvus*. In: Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 112-113.
- Sergio F., Bogliani G., 2000. Hobby *Falco subbuteo* nest-site selection and productivity in relation to intensive agriculture and forestry. Journal of Wildlife Management, 64: 637-646.
- Sergio F., Pedrini P., Marchesi L., 2003. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by Black Kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. Biological Conservation, 112: 351-362.
- Viñuela J., 1997. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red Kite *Milvus milvus* in Spain. Bird Study, 44: 155-165.

PRIMO CASO DI SATURNISMO IN UN GRIFONE *GYPVS FULVUS* SULL'ARCO ALPINO DEL FRIULI VENEZIA GIULIA

STEFANO PESARO¹, GINO D'AGNOLO², DANIELE COZ³,
GIACOMO ROSSI⁴, RENATO CECCHERELLI⁵, FULVIO GENERO⁶

¹ via Bracco 10, I-34145 Trieste, alapponia@yahoo.it

² via Milano 15, I-34100 Trieste, ginodagnolo@libero.it.

³ via Garzarolli 148, I-34170 Gorizia, danielecoz@libero.it

⁴ Università degli Studi di Camerino, Dip. Anatomia Patologica,
via Circonvallazione 93/95,

I-62024 Matelica (MC), giacomo.rossi@unicam.it

⁵ Cruma Livorno, apusvet.cruma@libero.it

⁶ Riserva Naturale Lago del Cornino, Progetto Grifone, via Montelungo 43,
I-33100 Udine, genero@tin.it

Keywords: Griffon Vulture, lead intoxication

Il saturnismo è una delle intossicazioni più comuni riscontrate nelle specie a vita libera di rapaci diurni, siano essi uccelli necrofagi (Knollseisen *et al.* 2006, Kenntner *et al.* 2007, Margalida *et al.* 2008, Nationalpark Hohe Tauern 2012, Bassi *et al.* in stampa) sia che si nutrano di prede vive (Andreotti & Borghesi 2012). Con questo lavoro si è descritto il primo caso di saturnismo in Friuli Venezia Giulia ed uno dei primi in Italia nel grifone *Gyps fulvus*. Sono stati analizzati sia gli aspetti clinici *ante mortem* con la descrizione di alcuni parametri emocromocitometrici e dei quadri radiologici, ecografici, citologici in particolare per quanto concerne il tessuto epatico, sia quelli *post mortem* con valutazione istologiche e tossicologiche degli organi maggiormente interessati dalle lesioni e dall'accumulo di tale sostanza.

Il 9 febbraio 2012 un soggetto di grifone di un anno veniva ritrovato in difficoltà presso il comune di Venzone. Consegnato ai tecnici della Riserva Naturale del Lago di Cornino "Progetto Grifone", alla visita clinica l'animale possedeva un peso di 6.980 g ed una buona trofia delle masse muscolari pettorali con deposito di grasso sottocutaneo a livello substernale. Clinicamente manifestava iporeattività, lievi tremori, anoressia ed una marcata biliverdinuria.

Il soggetto è stato inizialmente trattato con una terapia di supporto con la somministrazione endovenosa di fluidi (5% peso corporeo, EV, die), associati ad antibiotico, enrofloxacin (10 mg/kg, BID, EV) (Carpenter 2012), a vitamine del gruppo B (0,4 ml/kg, SID, EV) e ad alimentazione forzata. Successivamente è stato eseguito un esame coprologico risultato negativo, ed un esame ematologico con un livello dei leucociti all'interno del range fisiologico, eterofilia, con cellule di aspetto tossico, linfopenia, policromasia ed un PCV del 45%. A seguito

di un esame ecografico, in cui il fegato si presentava alterato nella struttura parenchimatosa, si è proceduto ad un prelievo di campione citologico epatico per via ecoguidata. All'esame questo presentava cellule epatiche con fenomeni di lipidosi e di picnosi, aree con adipociti necrotici, con la presenza di infiltrato linfoplasmacellulare e macrofagico. All'esame radiografico sono stati evidenziati sei pallini d'arma da fuoco ingeriti riscontrabili all'interno del ventriglio e uno nell'area prossimale del femore destro, tutti delle dimensioni di 1-2 mm. A seguito di tali reperti all'iniziale terapia sono stati perciò addizionati della silimarina (150 mg/kg, PO, BID) del lattulosio (500 mg/kg, PO, BID) per la cura dei fenomeni epatosici e del calcio edetato (35 mg/kg, EV, TID) per il sospetto di un'intossicazione da piombo (Carpenter 2012).

Nonostante le terapie, ed un parziale miglioramento, il soggetto è venuto a morte tre giorni dopo il suo ritrovamento. All'esame necroscopico l'animale presentava il fegato megalico con lesioni microascessuali/microgranulomatose diffuse in tutto l'organo, rene lievemente aumentato di volume, di colore ocreo. Istologicamente il sospetto diagnostico *in vitam* di saturnismo veniva confermato *post mortem* da una grave encefalopatia di natura degenerativo-spongiotica secondaria sia alla grave intossicazione da piombo che alla condizione di insufficienza epato/renale. Successivi esami tossicologici su tessuto osseo, renale, epatico, hanno dimostrato rispettivamente valori di piombo pari a 13,3 mg/kg, 7,34 mg/kg, 19,0 mg/kg.

L'elenco dei rapaci potenzialmente vittime del saturnismo, a seguito di ingestione di pallini contenuti nei tessuti muscolari delle prede, è molto lungo (Andreotti & Borghesi 2012). In particolare soggetti più esposti a questa fonte di saturnismo sono gli uccelli necrofagi (Mateo 2009, Rodriguez-Ramos *et al.* 2009). Sull'arco alpino europeo numerosi casi di saturnismo sono stati descritti nelle specie di maggiori dimensioni quali aquila reale *Aquila chrysaetos* e gipeto *Gypaetus barbatus* (Knollseisen *et al.* 2006, Kenntner *et al.* 2007, Margalida *et al.* 2008, Nationalpark Hohe Tauern 2012, Bassi *et al.* in stampa). Il riscontro a livello gastrico di sei pallini d'arma da fuoco con la successiva diagnosi istologica e tossicologica hanno confermato come il decesso del soggetto di grifone sia stato causato dall'intossicazione acuta da piombo a seguito dell'ingestione di una carcassa precedentemente contaminata da munizioni. Questi riscontri confermano la descrizione di uno dei primi casi di saturnismo in questa specie sul territorio italiano e sicuramente il primo per quanto concerne la regione Friuli Venezia Giulia. Il riscontro inoltre di un pallino localizzato nell'area femorale sottolinea come queste specie esclusivamente necrofaghe possano subire una forte pressione da parte dell'attività di bracconaggio e di come questa possa portare ad eventuali intossicazioni croniche da piombo qualora il soggetto sopravviva al tentativo di abbattimento illegale.

Il Friuli Venezia Giulia rappresenta uno dei siti di maggior interesse per la conservazione del grifone in Italia, grazie alla presenza di diverse coppie stanziali riproduttrici e di svariati individui erratici provenienti da diversi Paesi europei confinanti ed extraeuropei. Sul territorio regionale sono presenti inoltre

saltuariamente individui di avvoltoio monaco *Aegypius monachus* e capovaccaio *Neophron percnopterus*, e con le sue aree montuose rappresenta uno dei siti di possibile insediamento del gipeto, specie queste di estremo interesse comunitario. Le fonti trofiche per queste specie di avvoltoi sono rappresentate sia da diversi carnai riforniti da animali da reddito o da selvaggina investita, sia dal ritrovamento diretto sul territorio di carcasse di animali selvatici e domestici. Considerando la reale pericolosità di eventuali intossicazioni da piombo per queste specie ed altri necrofagi, a causa dell'utilizzo di selvaggina potenzialmente contaminata da tale metallo, andrebbe preso in considerazione il divieto di utilizzo o un progressiva riduzione su tutto il territorio regionale di munizioni contenenti piombo, provvedimento questo già adottato in alcune province italiane (Andreotti & Borghesi 2012) ed in altri stati.

Ringraziamenti. Per le informazioni sui valori del contenuto di piombo nei vari organi si ringraziano: E. Bassi, Parco Nazionale dello Stelvio; M. Ferloni, Provincia di Sondrio; Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia-Romagna Sezione di Sondrio.

Summary. *First case of lead intoxication in free living Griffon Vulture Gyps fulvus in the Friuli Venezia Giulia Alps.*

Lead is one of the most toxic heavy metals to living beings. Its environmental ubiquity and persistence and its accumulation in organisms and biomagnification throughout the trophic chain imply continuous exposure. Acute poisoning by this metal can cause mortality, and chronic exposure to lead can indirectly affect avian populations by altering reproductive success, behavior, immune response. Wild birds may be exposed to high metal levels from waste disposal sites or through the ingestion of lead-shot pellets, game meat impacted with fragments of lead ammunition and less frequent by lead-gasoline exposure or mining and smelting activities. Cases of lead intoxication in alpine region were described in some birds of prey, in particular different studies were focalized on Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Austrian and Piedmont Alps. In this work we describe the first alpine case of lead intoxication in Griffon Vulture *Gyps fulvus*. This case report describes the haematological parameters, x-ray figures, ultrasound and cytological aspects of liver tissue, obtained from a one-year old female of griffon, born in 2011 in Venzone's cliffs, Friuli Venezia Giulia, Italy. The Griffon Vulture was found alive in distress situation, with clinical signs characterized by hyporeactivity, central nervous system signs, diarrhoea and biliverdinuria. Even if treated by supportive care and specific therapy against the lead intoxication the subject died and the *intra-vitam* diagnosis of lead intoxication was confirmed by necroscopical and histological examination.

Bibliografia

- Andreotti A., Borghesi F., 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. Rapporti ISPRA, 158/2012.
- Bassi E., Ferloni M., Gugiatti A., Pedrotti L., Di Giancamillo M., Grilli G., in stampa. Il rischio di saturnismo negli uccelli necrofagi in relazione alle attuali modalità di caccia degli Ungulati. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Carpenter J.W. (ed.), 2012. Exotic Animal Formulary. 4th edition. Saunders, Elsevier.
- Kenntner N., Crettenand Y., Fünfstück H.J., Janovsky M., Tataruch F., 2007. Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) from European Alps. Journal of Ornithology, 148: 173-177.
- Knollseisen M., Frey H., Zink R., Laars J., 2006. First case of lead intoxication: the story of Doraja, BG 465. Bearded Vulture Annual Report 2006: 57-58.
- Margalida A., Heredia R., Razin M., Hernández M., 2008. Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. Bird Conservation International, 18: 1-10.
- Mateo R., 2009. Lead Poisoning in Wild Birds in Europe and the Regulations Adopted by Different Countries. In: Watson R.T., Fuller M., Pokras M., Hunt W.G. (eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 71-98. www.peregrinefund.org.
- Nationalpark Hohe Tauern, 2012. Bartgeier "Nicola" an Bleivergiftung gestorben. www.hohetauern.at/en/aktuellespresse/1695-bartgeier-qnicolaq-an-bleivergiftung-gestorben.html
- Rodriguez-Ramos J., Gutierrez V., Höfle U., Mateo R., Monsalve L., Crespo E., Blanco J.M., 2009. Lead in Griffon and Cinereous Vultures in Central Spain: Correlations Between Clinical Signs and Blood Lead Levels. In: Watson R.T., Fuller M., Pokras M., Hunt W.G. (eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 235-236. www.peregrinefund.org.

MOBILITÀ E DISTANZE PERCORSE DAL GRIFONE *GYP* *FULVUS* TRA I ROOST E UN'AREA DI ALIMENTAZIONE: UN CASO DI STUDIO IN APPENNINO CENTRALE

MARCO BONANNI¹, VINCENZO RUSCITTI², SETTIMIO ADRIANI³

¹ via F. Martinelli 34, I-00156 Roma, bonanni_m@libero.it

² via della Boscareccia 9, I-02021 Corvaro (RI)

³ via San Martino 14, I-02100 Rieti

Keywords: Griffon Vulture, *Gyps fulvus*, mobility, Central Apennines, Rascino

La scomparsa in tempi storici del grifone *Gyps fulvus* nell'areale italiano viene attribuita alle persecuzioni dirette da parte dell'uomo, alla probabile raccolta di nidiacei a scopo alimentare, ai nuovi sistemi di conduzione della pastorizia ed alla rarefazione o all'estinzione degli ungulati selvatici (Allavena *et al.* 1997). Questa indagine, tendente ad esaminare la mobilità del popolamento originatosi dalla reintroduzione effettuata nella Riserva Naturale Orientata Monte Velino (AQ), e verificarne la tempistica anche in funzione della potenziale disponibilità di risorse trofiche, è stata condotta negli altopiani del Cicolano: Aquilente, Campolasca, Cornino e Rascino (ricadenti nei comuni di Fiamignano e Petrella Salto, in provincia di Rieti). Tra il 1994 ed il 2002, nelle diverse fasi della reintroduzione, sono stati rilasciati 64 soggetti preventivamente acclimatati in apposite voliere site a 1.100 m s.l.m. in località Costa Grande, nel comune di Magliano de' Marsi. Fin dal loro rilascio i grifoni vengono costantemente alimentati in carnai permanenti. Gli aiuti alimentari ai nuclei reintrodotti sono largamente considerati necessari per mantenere la specie in buona parte dell'areale (Genero 2004). Pertanto, l'assiduo rifornimento dei punti di alimentazione è una delle attività fondamentali nei processi di reintroduzione della specie; anche perché questa procedura contribuisce a legare i soggetti ai siti di rilascio (Frey & Bijleveld 1994, Terrasse *et al.* 1994). L'alimentazione artificiale, però, ha senso se condotta limitatamente alla prima fase della reintroduzione, e deve necessariamente concludersi quando il nuovo popolamento è in grado di autosostenersi con le risorse disponibili nel territorio. L'eventuale impossibilità di interrompere l'alimentazione artificiale in tempi adeguati indicherebbe il sostanziale fallimento del progetto. È quindi l'idoneità ambientale del territorio frequentato che incide in modo sostanziale sull'efficacia delle azioni di reintroduzione. In considerazione della necrofagia della specie, la disponibilità di carcasse costituisce un fattore di primaria importanza che può favorire l'affrancarsi dall'alimentazione artificiale. Le prime indagini condotte sul popolamento di grifoni formatosi in seguito alla reintroduzione nella Riserva del Velino hanno evidenziato che la mobilità dei soggetti rilasciati avveniva essenzialmente entro i confini dell'area protetta, per un raggio massimo di circa 10 km dai roost, situati in una pineta a 850 m s.l.m. (Allavena *et al.*

1997). Le prime sporadiche osservazioni di grifoni nell'area di studio risalgono, invece, al 2000; da allora gli avvistamenti sono diventati sempre più frequenti (Adriani com. pers.). Grazie alla collaborazione di numerosi rilevatori volontari, debitamente formati (naturalisti, studenti, cacciatori, ambientalisti, escursionisti, ecc.), si è attivato un adeguato piano di monitoraggio della frequentazione del grifone nell'area di studio. Sono state registrate le osservazioni dirette di animali in volo e in alimentazione. In questo studio non si tiene conto del numero di soggetti osservati ma esclusivamente della quantità di osservazioni effettuate (ogni osservazione, quindi, può essere riferita ad uno o più soggetti). Nella Tabella 1 è riportato il dettaglio delle osservazioni effettuate.

Nel quinquennio 2007-2011 si è avuta una media di 0,97 avvistamenti/mese ($DS \pm 1,13$) da novembre ad aprile, in assenza di animali al pascolo; ed una media di 6,47 avvistamenti/mese ($DS \pm 2,75$) tra maggio ed ottobre, in presenza di bestiame al pascolo brado. Il bestiame in monticazione si manifesta come un importante elemento di attrazione per i grifoni. Infatti, come già noto, oltre a dipendere dalla presenza di aree aperte (per l'alimentazione) e di pareti rocciose (per la nidificazione), l'idoneità ambientale per il grifone è strettamente correlata all'abbondanza di mammiferi di grosse dimensioni (Genero 2004). Caratteristiche alle quali l'area di studio risponde perfettamente: i dati a disposizione per il periodo compreso tra il 2000 ed il 2010 indicano che tra la tarda primavera e l'autunno inoltrato negli altopiani indagati hanno stabilmente pascolato oltre 7.500 ovini. A questi vanno aggiunti oltre 350 caprini, circa 600 bovini e circa 120 equini. Il notevole carico di bestiame determina anche una frequente presenza di carcasse. A questa fonte alimentare vanno aggiunti i resti di predazione del lupo che rappresentano una ulteriore opportunità per la specie (Allavena *et al.* 1997, Allavena 2004). Su tale tipologia di risorsa l'area di studio si conferma di particolare importanza. Infatti, alcuni studi condotti in loco hanno dimostrato che, al netto dei tentativi di frode, che pure esistono, nell'area si registra la stragrande maggioranza degli eventi di predazione del lupo al patrimonio zootecnico che si verificano nell'intero Cicolano: tra il 1980 ed il 2008 sono state denunciate (e indennizzate) predazioni di 4.217 capi (Adriani *et al.* 2009b). Una considerazione integrativa sulla reale disponibilità

	Nov	Dic	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Tot.
2007	2	1	0	2	0	1	6	4	2	7	12	9	46
2008	0	0	1	0	2	1	3	2	6	4	5	5	29
2009	4	1	0	0	3	2	5	5	4	10	7	8	49
2010	2	0	0	0	0	3	11	7	8	9	8	13	61
2011	1	0	0	1	2	0	4	5	6	8	6	5	38
	Assenza di animali al pascolo						Presenza di bestiame al pascolo brado						223

Tabella 1 Osservazioni effettuate nel quinquennio 2007-2011. *Observations made in the period 2007-2011.*

di alimento da carcasse può scaturire dalla tempistica della loro rimozione, che può avvenire mediante smaltimento all'inceneritore e/o interrimento in loco; quando, piuttosto, non se ne verifichi il completo abbandono. Quest'ultima eventualità, che si registra con una certa frequenza (Adriani & Morelli 2013), se da un lato determina una criticità dal punto di vista sanitario, dall'altro può risultare molto vantaggiosa ai fini dell'utilizzazione da parte dei grifoni. Nell'area di studio alle risorse alimentari derivanti dal comparto zootecnico si integrano quelle dovute alla mortalità degli animali selvatici, appartenenti alle specie sia già stabilmente presenti nell'area di studio, come il cinghiale (Adriani *et al.* 2008), che in fase di consolidamento, come il capriolo (Adriani *et al.* 2009a), e/o in rapida colonizzazione, come il cervo (Adriani & Giordani 2009). Forse è proprio in dipendenza di questa considerevole disponibilità di risorse alimentari se i grifoni raggiungono con una certa assiduità gli altopiani ricadenti nell'area di studio, compiendo spostamenti compresi i 27 ed i 34 km dai roost storici. I rilievi condotti sui soggetti in alimentazione indicano, inoltre, che anche in condizioni di momentanea sovrabbondante disponibilità di alimento, prima del tramonto i grifoni abbandonano sempre le carcasse per raggiungere i roost consueti. Magari per tornare ad alimentarsi nel medesimo sito il giorno seguente. Questo comportamento dà adito ad alcuni quesiti, al momento ancora irrisolti:

- l'eccessiva fidelizzazione dei grifoni ai carnai, ed alle voliere di ambientamento, può rappresentare un ostacolo all'auspicabile colonizzazione di nuovi territori da parte della specie?
- il popolamento che si è ricostituito in seguito alla reintroduzione sarebbe in grado di autosostenersi in assenza dei siti artificiali di alimentazione?

Una eventuale risposta positiva alla prima domanda, ed una negativa nella seconda, traccerebbero uno scenario opposto a quello auspicabile in ogni corretto progetto di reintroduzione, in cui la graduale colonizzazione di aree più vaste rispetto a quelle degli interventi reintroduttivi, e la progressiva autonomia dei nuovi popolamenti, dovrebbero essere l'obiettivo finale. Per comprendere al meglio le dinamiche in atto e dare risposta ai dubbi ancora irrisolti è però necessario ampliare il campo d'indagine anche in territori esterni ai ristretti confini che normalmente hanno le aree protette (ove in genere hanno luogo i progetti di reintroduzione), come in questo caso, monitorando, ed ove necessario proteggendo, anche ambiti territoriali ed attività antropiche che, talvolta inaspettatamente, mantengono elevata l'idoneità ambientale per le specie d'interesse conservazionistico.

Summary. *Mobility and distances covered by the Griffon Vulture Gyps fulvus between roosts and a feeding ground: a case study in the Central Apennines (Central Italy).*

The Griffon Vulture *Gyps fulvus*, in Italy extinct in historical times, has been reintroduced in several areas. In the Riserva Naturale Orientata Monte Velino (in the province of L'Aquila) the program of reintroduction started in 1994 with the gradual release of 64 subjects pre-adapted in aviary. The formed population is

constantly fed in permanent charnel houses. The first surveys on the population indicated that the mobility of individuals occurred within a radius of 10 km from the feeding sites, inside the protected area. This study monitored the presence of Griffon Vulture in the Cicolano plateau, in the province of Rieti. After about 18 years from the first phases of the reintroduction the griffon vultures frequent regularly the investigated territories, travelling a distance from the roost between 27 and 34 km. In the five years 2007-2011 the maximum attendance happened in periods between May and October, months when in the plateaus a large number of grazing domestic animals is constantly present. The presence of livestock and wild ungulates provides good opportunities for the Griffon Vulture to find food resources, as carcasses of dying animals. The concentration of their attendance in the grazing season indicates that the presence of domestic animals is the main pulling factor for these vultures. Procuring food autonomously, they tend to get free of the artificial feeding. The protection of areas with appropriate environment and of human activities taking place in those areas (i.e.: zootechnics), although distant from the sites of reintroduction and outside the protected areas, can contribute to the success of reintroduction projects.

Bibliografia

- Adriani S., Giordani C., 2009. First signaling of rutting deer in Nuria Mountain, Fiamignano, Rieti (Italy). In: Esposito L., Valle C.D. (eds.), Proceedings of VI International Symposium on Wild Fauna (Paris, France, 21-24 May 2009). Wild Animals Vigilance Euromediterranean Society: 30-31.
- Adriani S., Morelli E., 2013. Il mutato sistema produttivo in ambito agro-zootecnico nel Cicolano e a Rieti. In: Maceroni G., Tozzi I. (a cura di), Il Cicolano e la città di Rieti dalle Regioni al giubileo del Duemila.
- Adriani S., Alicicco D., Bonanni B., D'Alberto S., Fasciolo V., Mangiacotti M., Pinchiurri V., Ruscitti V., Amici A., 2009a. Preliminary results on Roe Deer *Capreolus capreolus* density estimated by the Fecal Pellet Group Count technique in the central Apennine, Italy. In: Esposito L., Valle C.D. (eds.), Proceedings of VI International Symposium on Wild Fauna (Paris, France, 21-24 May 2009). Wild Animals Vigilance Euromediterranean Society: 109-110.
- Adriani S., Bitti E., Amici A., 2009b. Il tributo della zootecnia alla salvaguardia del lupo *Canis lupus*: il caso del comprensorio montano Rascino-Nuria (Rieti) dal 1980 al 2008. *Silvae, Corpo Forestale dello Stato*, 11: 187-196.
- Adriani S., Ricci V., Primi R., Amici A., 2008. Reliability of wild boar *Sus scrofa* hunting bag data bank of Rieti Province - Italy. In: Náhlik A., Tari T. (eds.), Proceedings of VII International Symposium on Wild Boar *Sus scrofa* and on Sub-order Suiformes. Sopron, Hungary, 28-30 August 2008. University of West Hungary: 63.
- Allavena S., 2004. Una nuova specie nidificante nel Lazio: il grifone *Gyps fulvus*. In: Corsetti L. (ed.), Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del convegno, Sperlonga (LT), 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina: 39-44.
- Allavena S., Genero F., Spinetti M., 1997. La reintroduzione del grifone *Gyps fulvus* nella Riserva naturale orientata Monte-Velino Montagna della Duchessa. Primi risultati.

- In: Spagnesi S., Toso S., Genovesi P. (eds.), Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27: 335-340.
- Frey H., Bijleveld M., 1994. The re-introduction of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* into the Alps. In: Meyburg B.-U., Chancellor R.D. (red.), Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV world Conference on Birds of Prey and Owls (Berlin, Germany, 10-17 May 1992). WWGBP & Pica Press: 459-464.
- Genero F., 2004. Grifone. In: Spagnesi M., Serra L. (red.), Uccelli d'Italia. Falconiformes, Galliformes. Quaderni di Conservazione della Natura, 21, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio - Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: 21.
- Terrasse M., Bolognini C., Bonnet J., Pinna L., Sarrazin M., 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central France. In: Meyburg B.-U., Chancellor R.D. (red.), Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV world Conference on Birds of Prey and Owls (Berlin, Germany, 10-17 May 1992). WWGBP & Pica Press: 479-492.

RISULTATI DEL PROGETTO DI REINTRODUZIONE DEL GRIFONE *GYP S FULVUS* NEL PARCO DEI NEBRODI (SICILIA) E PROSPETTIVE FUTURE: ANNO 2012

ANTONIO SPINNATO, FILIPPO TESTAGROSSA, MASSIMO GERACI

Ente Parco dei Nebrodi, contrada Pietragrossa SS 113, I-98072 Caronia (ME),
f.testagrossa@parcodeinebrodi.it

Keywords: Griffon Vulture, reintroduction, Sicily

Il grifone *Gyps fulvus*, fino a tutto il XIX secolo, era presente in Sicilia con un'ampia diffusione territoriale ed una grande consistenza numerica, tanto da essere considerato una specie comune (Benoit 1840, Minà-Palumbo 1853, 1857, Doderlein 1869-1874).

La popolazione di questo rapace nell'isola cominciò progressivamente a rarefarsi nella prima metà del XX secolo, soprattutto a causa dei cambiamenti avvenuti nel campo zootecnico ed agricolo, quali la progressiva riduzione degli allevamenti tradizionali bradi e la graduale scomparsa, in seguito alla meccanizzazione dei lavori nei campi, delle bestie da soma che venivano utilizzate in agricoltura, che portarono ad una drastica diminuzione della sua principale risorsa trofica, costituita dai cadaveri degli animali domestici. La causa della sua definitiva scomparsa in Sicilia fu determinata dall'uso dei bocconi avvelenati per il controllo degli animali ritenuti nocivi, condotto soprattutto a partire dagli anni '50.

L'ultima colonia siciliana, che sopravvisse fino al 1965 sui monti Nebrodi, nelle Rocche del Crasto presso il paese di Alcara Li Fusi, scomparve in seguito ad una campagna di controllo delle volpi colpite da rabbia, condotta utilizzando bocconi avvelenati alla stricnina (Priolo 1967).

Nel 1999 l'Ente Parco dei Nebrodi ha iniziato un progetto di reintroduzione del grifone; gli individui fondatori sono stati importati dalla Spagna tramite l'Ente spagnolo GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autòctona y su Hábitat); questi sono stati stabulati per il periodo di acclimatazione in una voliera realizzata dall'Ente Parco nei pressi del paese di Alcara Li Fusi, di fronte le pareti del sito storico di nidificazione di Rocca Traura, uno dei rilievi delle Rocche del Crasto da dove successivamente furono rilasciati (Fig. 1).

Tutti i soggetti, prima del rilascio, sono stati muniti di anello marker identificativo azzurro con codice individuale bianco ed anello ISPRA.

In una prima fase il progetto di reintroduzione è stato condotto insieme al Parco delle Madonie e gestito dall'associazione LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli) (Lo Valvo & Scalisi 2004), ma ha avuto successo solo sui Nebrodi (Ientile & Massa 2008); nei due Parchi, tra il 2000 ed il 2004, sono stati rilasciati circa 40 esemplari di grifoni. Alla fine del 2004 tra tutti gli avvoltoi liberati solo un

gruppo di 11 individui si era insediato nel Parco dei Nebrodi e nessuno in quello delle Madonie (Spinnato 2009).

A partire dal gennaio 2005 il progetto di reintroduzione è continuato soltanto nei Nebrodi e viene gestito direttamente dall'Ente Parco. Per facilitare l'insediamento della colonia e garantire ai grifoni un apporto trofico certo, sono stati attivati dei punti d'alimentazione complementare dove periodicamente sono stati collocati scarti di macellazione e carcasse d'animali (Spinnato *et al.* 2010).

Successivamente sono stati importati altri grifoni dalla Spagna e sono continuati i rilasci; tra il 2005 ed il 2012, in 17 momenti distinti, sono stati rilasciati ulteriori 79 individui.

Le prime nidificazioni con esito positivo (involo del giovane) sono state registrate a partire dal 2005, anno in cui in uno dei nidi si accertò il raro caso della nascita di due pulcini, dei quali ne sopravvisse soltanto uno (Di Vittorio 2006).

Le nidificazioni sono continuate anche negli anni successivi con un totale, al 2012, di 54 nidificazioni concluse con l'involo di 43 giovani, ed un successo riproduttivo medio di 0,79 giovani per coppia nidificante (giovani involati su coppie nidificanti) (Fig. 2). Valore abbastanza elevato che rientra nella media di altre popolazioni (Schenck & Aresu 2007, Sarrazin *et al.* 2008).

Al 2012 sono stati individuati, nell'area compresa fra Alcara Li Fusi, Militello Rosmarino e San Marco d'Alunzio, cinque diversi siti di nidificazione. A partire dal 2010 sono stati avvistati, aggregati alla colonia, individui di grifoni provenienti



Figura 1 Voliera di acclimatazione dei grifoni. *Acclimatization aviary of griffon vultures.*

da altre regioni, sia italiane che di altri paesi del Mediterraneo, identificati grazie all'anello marker individuale di cui sono muniti. Di questi, un individuo è risultato proveniente dalla Francia, uno dalla Croazia, due dalla Calabria e tre dalla Spagna.

Il grifone proveniente dalla Francia (anello marker di colore bianco e scritta nera con codice individuale DRF), osservato nell'aprile 2010 per circa 15 giorni, è risultato un giovane inanellato nel nido nel 2009 nel Parco Naturale Regionale di Vercors (Choisy com. pers.).

I tre individui provenienti dalla Spagna, giunti nel maggio 2011, con anello marker di colore giallo e scritta nera con codici individuali CT0, 8FN, 8FJ, sono risultati: il primo recuperato in un centro di riabilitazione di Siviglia nel 2009, gli altri due recuperati in un centro di riabilitazione dell'Andalusia nel 2007 (Camiña com. pers.); tutti e tre ad oggi sono insediati nella colonia.

I due individui provenienti dalla Calabria, con anello marker di colore azzurro con scritta bianca, con codici individuali E00, E03, sono stati rilasciati nel Parco del Pollino il 16 marzo 2011 (Serroni com. pers.); di questi, il primo è stato avvistato una sola volta nel mese di maggio 2011, il secondo è stato avvistato per la prima volta ad ottobre 2011 e da allora è rimasto nella colonia fino a data odierna.

Nel mese di ottobre 2011 è stato avvistato un individuo di provenienza croata, con anello marker di colore verde con scritta bianca, con codice individuale CMK, che è risultato un giovane inanellato nel nido nello stesso anno nell'isola di Cherso (Genero com. pers.). Il mese successivo l'animale ha perso l'anello marker, che è stato rinvenuto presso il punto d'alimentazione; questo individuo molto probabilmente si è insediato nella colonia dei Nebrodi in quanto per tutto il 1° semestre 2012 è stato osservato un grifone del 1° anno con solo anello metallico. Questi avvistamenti confermano che in Sicilia giungono grifoni in dispersione da altre regioni, soprattutto giovani, come già supposto in seguito ai diversi

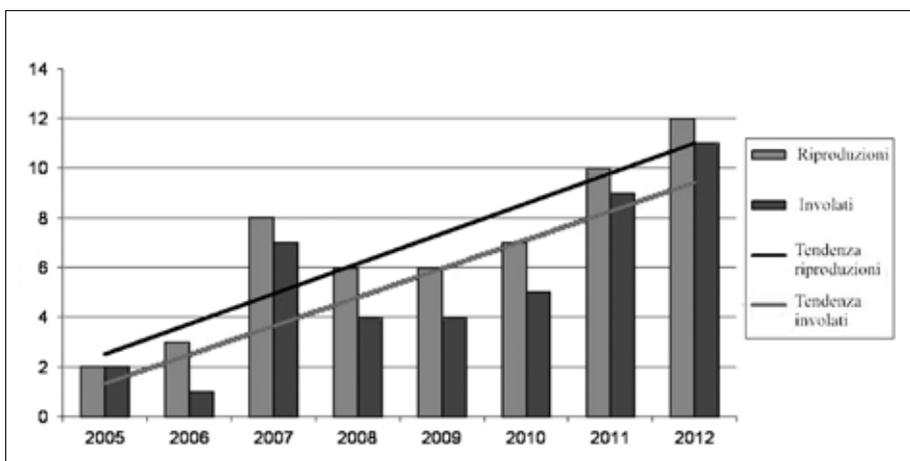


Figura 2 Andamento della popolazione di grifone nidificante dopo i rilasci. *Trend of the nesting Griffon Vulture population after releases.*

avvistamenti di individui avvenuti nel periodo intercorso fra l'estinzione regionale ed il progetto di reintroduzione (Iapichino & Massa 1989, Corso 2005).

Degli individui rilasciati nei Nebrodi, diverse sono state le dispersioni accertate, fra cui:

- l'individuo S27, rilasciato ad Alcara Li Fusi il 26/07/2006, insediato nella colonia dei Nebrodi fino al 29/04/2008, successivamente nel luglio 2008 è stato avvistato presso Verdon (Francia: Henriquez com. pers.) e successivamente ancora, nel novembre 2010, a Monte Velino (Abruzzo: Posillico com. pers.) e nel marzo 2012 presso Petrella Liri (Abruzzo: Culicelli com. pers.);
- l'individuo G76 rilasciato ad Alcara Li Fusi il 19/04/2008, recuperato in Aspromonte il 26/05/2008 (Tripepi com. pers.), traslocato dal Centro Recupero Animali Selvatici di Rende nella voliera di Alcara Li Fusi il 28/06/2008, rilasciato ad Alcara Li Fusi il 21/05/2009 ed insediato fino al 08/04/2010, successivamente avvistato presso la Riserva di Monte Velino (Abruzzo) nel Novembre 2010 (Posillico com. pers.), nel Parco Nazionale del Pollino il 25/02/2011 (Serroni com. pers.) e nuovamente ad Alcara Li Fusi il 09/06/2011 e da allora, fino a data odierna, insediato nella colonia dei Nebrodi.

Al 30 giugno 2012, dei 79 individui rilasciati nel Parco dei Nebrodi tra il 2005 ed il 2012, ne risultavano: 36 ancora presenti (46%), 12 deceduti (15%), 27 dispersi o che avevano perso l'anello marker (34%), uno recuperato (1%), tre fuggiti senza poter essere inanellati e quindi non identificabili (4%).

Del gruppo degli 11 grifoni inizialmente insediati nei Nebrodi a fine 2004, al momento sono presenti nell'attuale colonia soltanto due individui; un terzo esemplare, aggregatosi a partire dal 2006 e da allora insediato, è risultato rilasciato nel Parco delle Madonie.

Nel primo semestre 2012 nel territorio del Parco dei Nebrodi sono stati censiti più di 60 individui, di cui: 36 rilasciati nei Nebrodi tra il 2005 ed il 2012 (53%), uno rilasciato nelle Madonie (2%), due rilasciati nei Nebrodi prima del 2005 (3%), 20 privi di anelli identificativi (29%), quattro muniti di solo anello metallico (6%), cinque immigrati da altre regioni ed insediati (7%).

La colonia dei grifoni si è integrata nel contesto ecologico dei Nebrodi, poiché sono frequenti le osservazioni di individui in alimentazione su carcasse di animali domestici.

L'Ente Parco dei Nebrodi al momento gestisce un carnaio, il monitoraggio della colonia ed attività di educazione ambientale e di fruizione. Utilizzando il grifone come "specie bandiera" è stata condotta un'opera di sensibilizzazione ed educazione ambientale, rivolta soprattutto agli alunni delle scuole ed agli operatori rurali. Inoltre, presso il paese di Alcara Li Fusi, è stata realizzata un'area per il birdwatching e presso la sede dell'Ente Parco dei diorami tematici sul grifone. È stato inoltre prodotto materiale divulgativo e tramite mezzi stampa e televisivi, sia locali che nazionali, sono stati divulgati gli sviluppi del progetto.

Problematiche principali che potrebbero minacciare la conservazione del grifone in Sicilia, attualmente affrontate dall'Ente Parco, sono soprattutto: l'utilizzo di veleno destinato ai cani randagi, le linee elettriche e la realizzazione impianti eolici nelle zone limitrofe al territorio del Parco.

La colonia dei grifoni dei Nebrodi rappresenta un importante collegamento con le popolazioni di altri Paesi del Mediterraneo, rivestendo un'importanza strategica soprattutto per la regione tirrenica e per un eventuale futuro ripristino di questa specie in nord Africa.

In seguito alla reintroduzione nei Nebrodi gli avvistamenti di grifoni in altre aree della Sicilia sono stati sempre più frequenti, fra questi si citano: due individui a Pizzo Cane, presso Altavilla Milicia, nel 2010 (Di Vittorio com. pers.); tre individui a Rocca Busambra nel 2011 (Giardina com. pers.); diversi avvistamenti di grifoni sono stati effettuati sullo Stretto di Messina a partire dal 2000, con singoli individui e con osservazioni discontinue negli anni, per poi diventare regolari dal 2005 al 2011, da un minimo di uno per stagione nel 2005, fino ad un massimo di dieci individui nel 2011, con un gruppo di sei individui osservati a Puntale Chiarino (Monti Peloritani) nel 2010 (Giordano com. pers.).

Queste osservazioni potrebbero far prospettare che la colonia insediata sui Nebrodi possa favorire l'occupazione da parte di questa specie in altre aree siciliane potenzialmente idonee, fungendo da sorgente, cosa che suggellerebbe il successo della reintroduzione e garantirebbe la conservazione e la crescita della popolazione dei grifoni; questo potrebbe essere favorito con uno sviluppo del progetto di reintroduzione nel Parco dei Nebrodi rivisto in chiave regionale, tramite la cooperazione con altri Enti ed istituzioni.

Summary. *Results of the Griffon Vulture Gyps fulvus reintroduction project in the Nebrodi Park (Sicily, SW Italy) and future perspectives: year 2012.*

Since 1999 the Nebrodi Park has been carrying on a reintroduction project of Griffon Vulture *Gyps fulvus*, a bird extinct in Sicily in the 1965. As individuals founders were used birds imported from Spain, which were released at "Rocche del Crasto", near the village of Alcara Li Fusi, where the last colony of Sicily was settled. Until 2004, as well as in Nebrodi, the project was also conducted in the Madonie Park. In both Parks about 40 vultures were released; at the end of this period, a group of 11 individuals was established only in Nebrodi. Since 2005, the project has been carried on only in the Nebrodi and has been managed directly by the Park. Seventy-nine more griffons were released in 17 different times. In 2005 the first reproduction events were recorded, which have continued each year to 2012; 54 nesting events were verified and 43 fledglings at five different nesting sites have been identified. Individuals released in the Nebrodi were observed in Calabria, Abruzzo and in the French Alps, and there are numerous reports in other parts of Sicily. In the first half of 2012, we counted 12 breeding pairs and more than 60 individuals, of which at least 38 had been released in Nebrodi, 5 were immigrants from other regions (Spain, Croatia, Calabria) while about 20 did

not hold rings or other marks. The colony of griffon vultures is integrated in the ecological context of the Park, as shown by frequent observations of individuals feeding on carcasses. The project currently operates one feeding station, includes the monitoring of the colony and carries on environmental education and tourism promotion activities. The main threats to the griffons in Sicily are the use of poisoned baits and collisions with power lines and wind turbines. To ensure the success of the reintroduction of griffons in Sicily we envisage the establishment of new colonies on other sites through the activation of reintroduction projects on a regional scale and more feeding stations in strategic areas of the island.

Bibliografia

- Benoit L., 1840. Ornitologia Siciliana. Stamperia G. Fiumara, Messina.
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. Epos ed., Palermo.
- Di Vittorio M., 2006. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Nebrodi Regional Park, Sicily. In: Houston D.C., Piper S.E. (eds), Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Thessaloniki, Greece, 14-16 November 2005. Natural History Museum of Crete & WWF Greece: 174.
- Doderlein P., 1869-1874. Avifauna del Modenese e della Sicilia. Giorn. Sci. nat. Econom., Palermo, 5: 137-195; 6: 187-236; 7: 9792; 8: 40-124; 9: 28-93; 10: 35-71; 133-148.
- Iapichino C., Massa B., 1989. The birds of Sicily. British Ornithologists Union. Check list n°11, London.
- Ientile R., Massa B., 2008. Grifone *Gyps fulvus* (Hablizl). In: AA.VV., Atlante della biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi e Ricerche, 6, Arpa Sicilia, Palermo: 130.
- Lo Valvo M., Scalisi M., 2004. Primi risultati della reintroduzione del grifone [*Gyps fulvus* (Hablizl, 1783)] nei Parchi delle Madonie e dei Nebrodi (Sicilia) (Aves Falconiformes). Naturalista siciliano. S. 4, 28 (1): 605-613.
- Minà-Palumbo F., 1853. Catalogo degli Uccelli delle Madonie. I. Atti Accad. Sc. Lett. Arti Palermo, 2.
- Minà-Palumbo F., 1857. Catalogo degli Uccelli delle Madonie. II. Atti Accad. Sc. Lett. Arti Palermo, 3.
- Priolo A., 1967. Distrutti i Grifoni delle Caronie? Riv. ital. Orn., 37: 7-11.
- Sarrazin F., Bagnolini C., Pinna J.L., Danchin E., 2008. Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon Vulture *Gyps fulvus* population. Ibis, 138: 315-335.
- Schenck H., Aresu M., 2007. Grifone in Sardegna. In: Fraissinet M., Petretti F. (eds.), Salvati dall'Arca. WWF Italia. Perdisa editore, Bologna: 373-384.
- Spinnato A., 2009. La reintroduzione del Grifone nel Parco dei Nebrodi. In: Sarà M. (ed.), La fauna dei Nebrodi. Ente Parco dei Nebrodi: 8-9.
- Spinnato A., Testagrossa F., Miceli A., Geraci M., 2010. La reintroduzione del Grifone (*Gyps fulvus*) nel Parco dei Nebrodi: status, problematiche, prospettive. In: Serroni P., Del Bove E., Rotondaro F. (eds.), Atti del Workshop "Il grifone in Italia. Status - Problematiche - Prospettive". Castrovillari (CS), 10 dicembre 2010. Ente Parco Nazionale del Pollino: 17-19.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA E SELEZIONE DELL'HABITAT DEL BIANCONE *CIRCAETUS GALLICUS* NEL PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI

JACOPO ANGELINI¹, MASSIMILIANO SCOTTI²

Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi, via Marcellini, Serra San Quirico (AN)

¹ jaco.angelini@gmail.com, ² massimiliano.scotti@parcogolarossa.it

Keywords: breeding biology, habitat selection, threats, Short-toed Eagle

Il biancone è una specie migratrice nidificante (estiva) in Italia (Brichetti & Fracasso 2003).

La specie è inserita nell'allegato I della direttiva 2009/147/CE, nell'allegato II della convenzione di Berna, nell'allegato II della convenzione di Bonn, nella lista rossa nazionale ha uno stato di conservazione sfavorevole "in pericolo" ed è SPEC 3. In Italia la specie seleziona preferibilmente come habitat boschi di latifoglie sempreverdi (leccete), pinete con macchia mediterranea e boschi misti di latifoglie e conifere (Brichetti & Fracasso 2003).

Questo accipitrade era considerato come nidificante nel Fabrianese agli inizi del 1900 (Manzi & Perna 1991). Nell'atlante degli uccelli nidificanti della provincia di Ancona la specie è considerata migratrice nidificante proprio grazie alla prima nidificazione nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi (Angelini 2007). Il biancone nelle Marche nidifica con una popolazione stimata di 8-10 coppie, di cui 3-4 coppie nelle aree montane della provincia di Macerata.

L'unica coppia nidificante della provincia di Ancona è presente nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi e un'altra probabilmente nella zona di Monte Maggio e Monte Nero ai confini con l'Umbria, mentre nella provincia di Pesaro si ipotizzano altre 3-4 coppie nidificanti (Terre.it 2012).

L'area di studio è stata il Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi, con una superficie complessiva di oltre 10.000 ettari, costituito da due imponenti gole calcaree rupestri, ambienti collinari e basso montani con praterie secondarie, mantenute dallo sfalcio e dalla pastorizia (bovini e ovini). Gli habitat utilizzati dal biancone come territori di alimentazione sono estesi e sono costituiti da pareti rocciose calcaree con praterie secondarie e con vegetazione rada, posta nelle vicinanze dei siti di nidificazione, ma anche da aree agricole a mosaico, localizzati tra 200 m e 1.098 m. s.l.m.

Gli habitat forestali utilizzati per la nidificazione sono estesi rimboschimenti a conifere a pino nero *Pinus nigra* e cedro del Libano *Cedrus libani* con leccio *Quercus ilex*. Il monitoraggio è stato svolto da aprile 2005 a settembre 2012. Sono state utilizzate carte IGM 1:25.000 della zona del Parco Gola della Rossa e di Frasassi e carte 1:25.000 del Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi e della Comunità Montana Esino-Frasassi. Sono state indagate anche aree limitrofe

ai confini con l'Umbria come la ZPS Monte Giuoco del Pallone, il SIC Monte Nero, il SIC Monte Maggio e la ZPS Monte Columeo-Monte Testagrossa, ai confini del Parco Regionale del Monte Cucco in Umbria. Sono state effettuate visite standard settimanali ai siti riproduttivi con osservazioni di 4 ore in ogni sito, ripetute all'inizio della stagione riproduttiva con l'occupazione dei siti di nidificazione (aprile), la deposizione dell'unico uovo, la cova, la schiusa e il successivo involo (maggio-agosto) fino al periodo post involo del giovane (agosto-settembre), compilando delle apposite schede di rilevamento della specie con la verifica della nidificazione, e dell'uso dell'habitat con l'utilizzo di territori di caccia preferiti.

Sono stati utilizzati cannocchiali Kowa tns3 20-60x, Swarovski hd 20-60x per osservare a distanza i singoli nidi e binocolo Swarovski 10x42 per le osservazioni a breve distanza.

La specie ha iniziato a nidificare nel parco nel 2005, dopo che nei due anni precedenti si sono osservati individui estivanti. Ha involato complessivamente 5 giovani negli ultimi 6 anni sempre nel mese di agosto con una produttività media di 0,83 e il successo riproduttivo è stato pari ad 1.

La selezione dell'habitat di nidificazione lo ha visto utilizzare un'area di rimboschimento di oltre 60 anni a pino nero, cedro del Libano e leccio.

L'esposizione del versante del sito di nidificazione è a sud-sud ovest, preferito da popolazioni poste in aree submontane e settentrionali (Mingozzi 1978).

Un fattore molto importante per la selezione dell'habitat della specie è l'acclività del terreno e la presenza di aree rocciose, utili per le attività di alimentazione della specie. Inoltre il nido è posto nel terzo superiore della valle, utile per sollevarsi rapidamente per raggiungere i territori di caccia (Petretti 2008).

Negli ultimi 7 anni il biancone ha scelto come sito di nidificazione due alberi diversi di pino nero posti vicino ad esemplari di leccio a circa 100 m l'uno dall'altro. Utilizza come posatoi esemplari dominanti di cedro del Libano, in special modo il maschio quando la femmina effettua le cure parentali al nido.

Il nido è di piccole dimensioni ed è posto sui rami laterali superiori dei pini neri utilizzati. I due alberi utilizzati come sito di nidificazione sono alti rispettivamente 14 e 12 m. Il sito di nidificazione è posto all'interno di un rimboschimento di conifere di oltre 50 ettari, in un'area poco frequentata e disturbata.

I territori di alimentazione sono prevalentemente in aree aperte e aride con rocce affioranti, prediligendo forre e gole rupestri calcaree. I bianconi sono stati osservati cacciare ofidi fino ad una distanza di circa 6 km dal sito di nidificazione. L'arrivo dei bianconi è avvenuto sempre nei primi quindici giorni di aprile di ogni anno e l'involto dei giovani è sempre avvenuto nel mese di agosto tra il 5 e il 13 agosto. Dopo l'involto per qualche settimana gli adulti portano il giovane ad alimentarsi nelle aree aperte del Parco e nelle zone limitrofe ad alcuni chilometri di distanza.

Le osservazioni della coppia territoriale nidificante di solito sono arrivate fino al 10-15 settembre di ogni anno mentre sono stati osservati individui in migrazione,

che attraversano il parco in direzione nord ovest fino alla fine del mese di settembre. I maggiori fattori di minaccia per la specie sono:

- gli incendi boschivi: nel 2007 un grande incendio è arrivato a meno di un chilometro dal sito di nidificazione;
- l'elettrocuzione con le linee elettriche: nel parco grazie ad un progetto Life "Save the Flyers" si stanno mettendo in sicurezza oltre 40 km di linee elettriche;
- i tagli forestali nelle aree di nidificazione;
- l'abbandono della pastorizia nelle praterie secondarie frequentate della specie con la ricolonizzazione del bosco, che elimina molti territori di caccia;
- il bracconaggio, che può avvenire nel mese di settembre con l'inizio dell'attività venatoria;
- gli impianti eolici, è nota in letteratura scientifica una notevole mortalità della specie in impianti eolici.

Ringraziamenti. Vogliamo ringraziare in particolar modo per la collaborazione nel lavoro di monitoraggio sulla specie effettuato in questi anni S. Sassaroli. Inoltre ringraziamo personalmente per le preziose informazioni e per i consigli: M. Andreini, L. Armentano, R. Ceccucci, P. Forconi, P. Giacchini, A. Giuliani, M. Magrini, P. Perna, M. Pandolfi, A. Rossetti.

Summary. *Breeding biology and habitat selection of Short-toed Eagle Circaetus gallicus in the Regional Park Frasassi's Rossa's gorges.*

The Short-toed Eagle breeds in the Marche region with an estimated population of 8-10 pairs, of which 3-4 pairs in the mountainous areas of the province of Macerata, 2 in the province of Ancona and 3-4 in Pesaro-Urbino. The forest habitat used for nesting are extensive reforestation with conifers black pine *Pinus nigra* and cedar of Lebanon *Cedrus libani* with holm oak *Quercus ilex*. The monitoring of this raptor was carried out from April 2005 to September 2012. The raptor began to nest in the park in 2005, after the previous two years were observed summering individuals. It produced a total of 5 young people in the last 6 years, fledging in the month of August with an average productivity of 0.83 and reproductive success was equal to 1. The exposure of the slope of the nesting site is to the south-southwest. A very important factor for the selection of the species habitat is the steepness of the terrain and the presence of rocky areas, useful for the feeding activity of the species. In addition, the nest is placed in the upper third of the valley, which is useful to rise to reach the hunting territories. Over the past 7 years the Short-toed Eagle has chosen as a nesting site two different trees of black pine placed close to specimens of oak about 100 m from each other. It uses as perches dominant cedars of Lebanon, especially when the female stays in the nest with the unique chick and the male can check the nest. The nest is small and is placed on the upper lateral branches of the black pines used. The two trees used as a nesting site are high 14 and 12 m respectively. The hunting territories

are mainly in open areas with arid and rocky outcrops, preferring limestone gorges and rocky gorges. The Short-toed Eagle hunts snakes up to a distance of about 6 km from the nesting site. The major threats to the species are forest fires, electrocution with power lines; cuts in forest nesting areas, the decrease of the grazing of livestock in the grasslands; poaching and wind farms.

Bibliografia

- Angelini J., 2007. Il biancone *Circaetus gallicus*. In: Giacchini P. (a cura di), Atlante degli uccelli nidificanti della Provincia di Ancona. Provincia di Ancona: 82-83.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Manzi A., Perna P., 1991. Avifauna nelle Marche tra '800 e '900. Proposte e ricerche, 26 (1): 284-298.
- Mingozzi T., 1978. Il biancone *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788) nelle Alpi occidentali piemontesi. Gli Uccelli d'Italia, 3 (3): 96-110.
- Petretti F., 2008. L'Aquila dei serpenti. Pandion edizioni, Roma.
- Terre.it, 2012. Rete Ecologica Marche. Relazione tecnica, Regione Marche.

TUTELARE LE AREE DI CACCIA DELL'AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* PER PROTEGGERE LA SPECIE: IL CASO DEGLI ALTOPIANI DEL CICOLANO (RIETI, ITALIA)

MARCO BONANNI¹, VINCENZO RUSCITTI², SETTIMIO ADRIANI³

¹ via F. Martinelli 34, I-00156 Roma, bonanni_m@libero.it

² via della Boscareccia 9, I-02021 Corvaro (RI)

³ via San Martino 14, I-02100 Rieti

Keywords: *Aquila chrysaetos*, Golden Eagle, Central Apennines, Rascino

In Italia l'aquila reale *Aquila chrysaetos* è presente nell'arco alpino, nella catena appenninica e nei settori montuosi di Sardegna e Sicilia. La specie è stabile (Brichetti & Fracasso 2003, BirdLife International 2004, Peronace *et al.* 2012) con un migliaio di individui maturi stimati (Fasce & Fasce 2007). Le sub-popolazioni dell'Appennino sono in uno stato di conservazione meno favorevole rispetto ai popolamenti alpini (Gustin *et al.* 2009). La specie è legata agli ambienti con vegetazione aperta o semi aperta, con elevata disponibilità di prede vive durante il periodo riproduttivo (specialmente la lepre in Europa meridionale) e di carcasse di ovini e ungulati selvatici nella fase invernale pre-riproduttiva (Pedrini & Sergio 2004). È noto che alcune antiche aree di nidificazione sono state abbandonate in seguito al declino della pastorizia (Chiavetta 1981). Nell'ottica della conservazione le esigenze ecologiche della specie rendono particolarmente stringente la necessità di individuare e salvaguardare non soltanto i siti riproduttivi ma anche le aree di caccia, che ad essi sono variamente correlati, tenendo sempre presente che le strategie di conservazione della specie (IUCN Red List Category & Criteria version 3.1: Least Concern) prevedono il contenimento dei fattori limitanti: bracconaggio, disturbo nella fase di nidificazione, alterazione dei territori vitali. L'area di studio ricade nei comuni di Fiamignano e Petrella Salto, in provincia di Rieti, e coincide con un territorio montano compreso tra i 1.100 ed i 1.300 m s.l.m. comprendente sia gli altopiani del Cicolano che gli ambiti territoriali ad essi adiacenti. L'indagine è stata condotta per verificare se l'area di studio rappresenta un importante territorio di caccia per l'aquila reale. A tal fine si sono riunite le indicazioni bibliografiche sulla nidificazione accertata, analizzate le conoscenze acquisite sulle caratteristiche territoriali utili alla specie e verificata la presenza/consistenza di alcune tra le principali specie preda. Durante lo studio si è raccolta la notizia certa di quello che è stato riferito come l'ultimo abbattimento, avvenuto nel 1966 con arma da fuoco, nei pressi dell'abitato di Fiamignano. Le indicazioni bibliografiche riferite alla specie nell'area di studio sono poche e talvolta contrastanti. Nel complesso del Monte Nuria, ai piedi del quale si trovano gli altopiani indagati, l'aquila reale è indicata come nidificante (Boano *et*

al. 1995, Calò *et al.* 2004, Calvario *et al.* 2005). Le conoscenze acquisite hanno definitivamente chiarito che:

- a) la specie non nidifica nel comprensorio monitorato. Pur essendo presenti numerosi siti potenzialmente idonei (a conferma della passata presenza stabile della specie), non si sono registrati tentativi di nidificazione.
- b) lo status delle potenziali prede dell'aquila reale è complessivamente migliorato nell'ultimo decennio e, parallelamente, ne risulta potenziata la tutela. Il monitoraggio direttamente condotto su alcune specie preda ha fornito i seguenti risultati: starna *Perdix perdix* - frutto di diversi tentativi di reintroduzione, attualmente la specie è presente con alcuni nuclei localizzati nell'ambito dell'area di studio (Amici *et al.* 2007), benché caratterizzati da consistenze annualmente molto variabili; lepre *Lepus europaeus* - tra il 2001 ed il 2012 la densità è passata da 1,3 ad 8 capi/100ha (Adriani *et al.* 2009, 2011, 2012); capriolo *Capreolus capreolus* - la specie, che veniva indicata come presenza sporadica, nel volgere di un decennio è divenuta stabile, con consistenze che in taluni comparti superano i 10 capi/100ha (Amici *et al.* 2008).
- c) la pastorizia è in leggero decremento. Il patrimonio ovino gravitante nell'area di studio in epoca di monticazione nel 2004 era costituito da oltre 9.300 capi (Calò *et al.* 2004) ed attualmente, a distanza di 8 anni, il numero si è solo limitatamente contratto (Adriani & Morelli 2013).

Tutto ciò indica un sostanziale incremento nella disponibilità di prede, miglioramento dovuto anche ad una progressiva riduzione del bracconaggio a carico delle specie di interesse venatorio. Questo trend viene fatto risalire all'istituzione dell'Azienda Faunistico Venatoria Casello di Rascino (avvenuta nel 2001, su un territorio costituito per il 60% da pascoli naturali) e della Zona di Ripopolamento e Cattura "Fiamignano". Quest'ultimo istituto, pur non avendo ancora raggiunto gli obiettivi per i quali è stato istituito (cattura di lepri per la traslocazione), a fronte di un modesto incremento di densità della lepre (dovuto essenzialmente alla inadeguata gestione, es.: randagismo canino; ivi compresa la parte derivante dalla discutibile gestione dei cani da pastore), ha efficacemente interdetto la zona al prelievo venatorio e quasi completamente azzerato il bracconaggio. Tra gli ultimi anni del 1900 ed i primi del 2000 gli avvistamenti dell'aquila reale risultavano assolutamente sporadici (Adriani com. pers.). Un vero monitoraggio nell'area di studio è attivo dal 2007, grazie anche alla collaborazione di numerosi volontari debitamente formati (naturalisti, studenti, cacciatori, ambientalisti ed escursionisti). Nel quinquennio 2007-2011 si sono complessivamente registrate 76 osservazioni, delle quali: 43 (57,33%) nel periodo marzo-giugno; 31 (41,33%) nel periodo luglio-ottobre; 4 (2,67%) in altri mesi. Gli avvistamenti sono progressivamente aumentati negli anni, passando dai 9 del 2007 ai 29 del 2011. L'incremento della frequentazione del rapace non è strettamente ed esclusivamente correlabile alle dinamiche esplicitate nei punti a - b - c, ma è indubbiamente ipotizzabile che la crescente idoneità ambientale possa aver fatto dell'area di studio un importante territorio di caccia utilizzato dall'aquila reale. In conclusione, la salvaguardia dei siti di nidificazione

è unanimemente e indiscutibilmente considerata un'azione prioritaria nell'ambito delle strategie di conservazione della specie. Tale condotta potrebbe però avere una limitata efficacia se non venisse supportata anche dalla idonea salvaguardia dei territori di caccia del rapace. Garantire l'integrità ecologica e la biodiversità dell'area di studio può quindi rappresentare una concreta azione di protezione del popolamento di aquila reale che su di esso gravita; anche e soprattutto nell'attuale fase, in cui, a livello locale, la frequentazione della specie mostra un trend positivo.

Summary. *Conserving the hunting grounds of the Golden Eagle Aquila chrysaetos to protect the species: the case of Cicolano's plateau (Rieti, Central Italy).*

The Italian distribution area of Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, includes the Alps, Apennines and mountainous districts of Sardinia and Sicily. The low density of the Apennine population is attributed to the limited availability of food resources and the degree of persecution. The territory of a pair of golden eagles consists of the nesting site (with rock walls) and a variety of hunting regions, poorly wooded and in a peripheral position with respect to the nests. The strategy of conservation of the species (IUCN Red List Category & Criteria version 3.1: Least Concern) includes containment of the limiting factors (poaching, disturbance during nesting, habitat alteration). Young, immature and non territorial subadults are typically erratic but, at the same time, fundamental to colonize new areas and for the perpetuation of the species. The goal of this investigation is to verify if the area of the Cicolano's plateaus is a hunting ground for the populations reported in the neighbouring areas of Abruzzo, Rieti's mountains and Laga. Ensuring the ecological integrity and biodiversity of this area can be a concrete action to safeguard the species. The substantial overlap between the institution of the AFV Castello di Rascino (2001; 60% of the area consists of natural lawns), the complete recovery and consolidation of the Brown Hare *Lepus europaeus* and the gradual reintroduction of the Grey Partridge *Perdix perdix* (important components of the eagle's diet), and the increasingly observations let us hypothesize that the studied area could actually represent an important hunting ground for the species. For over a decade, sightings of eagles, primarily subadults and young birds, have occurred in the late spring-summer. The protection to the areas frequented (not necessarily nesting sites) and the particular engagement in the management of forest and faunal heritage can contribute to the conservation of the species.

Bibliografia

- Adriani S., Morelli E., 2013. Il mutato sistema produttivo in ambito agro-zootecnico nel Cicolano e a Rieti. In: Maceroni G., Tozzi I. (a cura di), Il Cicolano e la città di Rieti dalle Regioni al giubileo del Duemila.
- Adriani S., Bonanni M., Cardone A., Casciani G., Mangiacotti M., Mazzilli A., Morelli E., Rosati V., Rughetti S., Ruscitti V., Amici A., 2012. Status of the brown hare *Lepus europaeus* in the province of Rieti (Lazio, Italy): pre-reproductive data of 2011. In: Hackländer K., Thurner C. (eds.), Proceedings of 4th World Lagomorph Conference. Vienna, Austria, 23-27 July 2012. BOKU-Reports on Wildlife Research & Game

Management, 20: 17.

- Adriani S., Bonanni M., Mangiacotti M., Primi R., Amici A., 2011. Using the ear tags to measure brown hare *Lepus europaeus* field performances: the case study of Castello di Rascino Hunting Farm (Fiamignano, Rieti, Italy). Proceedings of VII International Symposium on Wild Fauna. Edinburgh, UK, 20-21 October 2011. University of Edinburgh: 20-21.
- Adriani S., Mangiacotti M., Pinchiurri V., Bonanni M., 2009. European hare *Lepus europaeus* management in the Hunting Farm of "Castello di Rascino", Fiamignano - Rieti (Italy): A five-year game bag analysis. In: Esposito L., Valle C.D. (eds.), Proceedings of VI International Symposium on Wild Fauna. Paris, France, 21-24 May 2009. Wild Animals Vigilance Euromediterranean Society: 105-106.
- Amici A., Adriani S., Primi R., Viola P., Serrani F., 2007. Grey partridge *Perdix perdix* reintroduction in four areas of Lazio Region - Italy. In: Billinis C., Kostoulas P. (red.), Proceedings of V International Congress on Wild Fauna. Porto Carras, Chalkidiki, Greece, 22-27 September 2007. Wild Animals Vigilance Euromediterranean Society: 116.
- Amici A., Adriani S., Serrani F., Alicicco D., Fasciolo V., Bonanni M., 2008. Distribuzione e consistenza del capriolo *Capreolus capreolus* in provincia di Rieti. In: Prigioni C., Meriggi A., Merli E. (eds.), VI Congresso Italiano di Teriologia. Hystrix, The Italian Journal of Mammalogy (N.S.), supp. 2008: 67.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trend and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No.12).
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (red.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Calò C.M., Sarrocco S., Spada F., Casella L., Adriani L., Mari L., Camilli L., Bono P., Agrillo E., 2004. Proposta di regolamento del SIC Proposto - IT 6020014, Prima parte, Quadro conoscitivo. "Piana di Rascino" (IT 6020014). Amministrazione Comunale di Fiamignano (RI).
- Calvario E., Sebasti S., Casella L., Montinaro G., Lorenzetti E., Ukmar E., Calò C.M., Rinaldini L., Musumeci A., Violante D., Benedetti R., 2005. Piano di Gestione del SIC/ZPS "Complesso del Monte Nuria" - IT 6020015, Parte 1, Studio generale. Amministrazione Provinciale di Rieti.
- Chiavetta M., 1981. I rapaci d'Italia e d'Europa. Rizzoli Editore, Milano.
- Fasce P., Fasce L., 2007. Stato delle ricerche dell'aquila reale in Italia. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 25-34.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Rapporto tecnico su incarico del Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare.
- Pedrini P., Sergio F., 2004. Aquila reale. In: Spagnesi M., Serra L., (red.), Uccelli d'Italia. Falconiformes, Galliformes. Quaderni di Conservazione della Natura, 21, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio - Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: 51.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36 (1): 11-58.

IL COORDINAMENTO TUTELA RAPACI E LE AZIONI DI PROTEZIONE DELL'AQUILA DI BONELLI *AQUILA FASCIATA* IN SICILIA

ROSARIO MASCARA, ANDREA CIACCIO, MASSIMILIANO DI VITTORIO,
AMEDEO FALCI, SALVO GRENCI, GIOVANNI LA GRUA,
FRANCESCO PALAZZOLO, ANGELO SCUDERI

Coordinamento Tutela Rapaci Sicilia, wmasca@tin.it

Keywords: protection, *Aquila fasciata*, Sicily

L'aquila di Bonelli *Aquila fasciata* è una delle specie più a rischio dell'avifauna italiana. Nella Lista Rossa dei nidificanti in Italia è considerata come specie in pericolo critico (Peronace *et al.* 2012). A livello europeo è classificata "SPEC 3", ovvero specie con uno stato di conservazione sfavorevole (BirdLife International 2004) e inserita in allegato 1 della Direttiva 2009/147/CE. Il suo valore nazionale secondo Brichetti & Gariboldi (1992) è 84,5 (valore totale standardizzato in centesimi). Le popolazioni dei Paesi dell'UE sono in forte calo: 1.500 coppie circa (BirdLife International 2004). Per l'Italia Brichetti & Fracasso (2003) stimano una popolazione di 13-18 coppie ed è da considerare specie sedentaria e nidificante rara.

In Sicilia risiede la quasi totalità della popolazione italiana, circa il 95% (Di Vittorio *et al.* 2012, López-López *et al.* 2012), da 40 coppie stimate negli anni '70 (Massa 1976), a 13 coppie indicate nel 2000 da Di Vittorio *et al.* (2000). Recenti studi, condotti sulla sola popolazione siciliana, innalzano il numero delle coppie a 22 (Di Vittorio 2011a). La sua protezione nell'isola risulta pertanto indispensabile per evitare l'estinzione dell'intera popolazione italiana.

È minacciata dalla frammentazione e distruzione degli habitat, dalla intensificazione delle attività agricole (Di Vittorio *et al.* 2012), dalla sempre maggiore presenza di infrastrutture nelle aree interne, come arterie viarie, impianti di energia solare e campi eolici. Di contro l'abbandono di molte aree agricole dell'interno sembra la stiano favorendo. Altre cause di declino sono gli abbattimenti illegali, il disturbo causato da rocciatori, escursionisti e fotografi improvvisati presso le aree di nidificazione, e soprattutto la predazione dei nidi da parte di falconieri e trafficanti di uccelli rapaci. Il fortuito incontro avvenuto nell'aprile 2010 con alcuni falconieri sorpresi proprio mentre si accingevano a depredare un nido di aquila di Bonelli ha fatto sì che venisse alla luce un ingente traffico illegale di rapaci (falco pellegrino *Falco peregrinus*, lanario *Falco biarmicus feldeggii*, aquila di Bonelli) dalla Sicilia per soddisfare il mercato della falconeria sia in Italia che in altri Paesi europei. Per contrastare questo fenomeno nel 2010 si è costituito il Coordinamento Tutela Rapaci Sicilia. Scopo del Coordinamento,

al quale aderiscono EBN Italia, Fondo Siciliano per la Natura, LIPU, MAN e WWF, è la protezione dei siti di nidificazione, lo studio delle attività riproduttive e il monitoraggio dell'intera popolazione.

L'area di studio corrisponde all'intero territorio siciliano, escluse le isole minori. Sono stati monitorati tutti i siti conosciuti, sia gli attuali che quelli storici e tutte le aree in cui erano stati, di recente, avvistati adulti in periodo riproduttivo. I gruppi di lavoro formati hanno controllato e seguito tutte le coppie nidificanti conosciute; quelle più a rischio di predazione sono state monitorate con campi antibracconaggio dalla deposizione all'involo dei giovani. Nel 2011 e 2012 hanno partecipato a queste attività un centinaio di volontari. È stata inoltre ampiamente utilizzata per il controllo dei nidi, strumentazione ottica, fotografica e di registrazione. I risultati qui presentati riguardano principalmente la stagione riproduttiva 2012 relativamente all'intera popolazione nota di aquila di Bonelli in Sicilia, fatto mai verificatosi prima.

Nel 2012, l'attività del Coordinamento ha permesso di ridurre drasticamente gli atti di prelievo dei giovani ai nidi. Nel 2010 si è registrato il furto di 5-6 pulli, nel 2011 di almeno altri 4 mentre nel 2012, grazie all'attività di vigilanza ai nidi, non è stato registrato alcun prelievo. I dati demografici e riproduttivi raccolti dal 2011 hanno permesso di confermare la presenza della specie in agro ecosistemi caratterizzati dalla presenza di seminativi associati ad ambienti naturali quali arbusteti e macchia, pascoli e garighe. In nove casi i siti di nidificazione sono collocati all'interno di aree boscate o al loro margine. Essenziale per la riproduzione la presenza di pareti rocciose, anche di piccole dimensioni dove viene costruito il nido; in un caso la nidificazione è avvenuta su di un manufatto (Mascara 2010). Si conferma la prevalenza dei quadranti con esposizione settentrionale per la collocazione del nido, come già noto (Di Vittorio *et al.* 2000, Di Vittorio 2007). La campagna di monitoraggio 2012 ha portato ad un aumento dell'esplorazione e dello sforzo di campo, e come conseguenza alla scoperta di siti prima non noti. Le coppie riproduttive controllate sono 26, quelle territoriali, delle quali non è stato localizzato il sito o non si è accertata la nidificazione nel 2012, sono 7. Pertanto la popolazione siciliana risulta essere costituita da almeno 33 coppie, più cospicua rispetto a quanto riscontrato da altri autori.

Le deposizioni sono avvenute tra il 20 gennaio e il 21 febbraio. In un caso si ha la certezza di una seconda deposizione avvenuta il 2-3 aprile da parte di una coppia già verosimilmente in cova in febbraio alla quale sospettiamo siano state rubate le uova. Le schiuse sono avvenute tra il 3 e il 30 marzo, e gli involi dal 2 al 30 maggio, quello tardivo il 17 luglio. La durata dell'allevamento dei giovani è stata di 58-66 giorni. Le 26 coppie seguite hanno allevato 37 giovani, sono stati documentati 34 involi e 3 perdite naturali, il tasso di involo (juv involati/juv prodotti) è stato del 92%.

Per la stagione riproduttiva 2012, la produttività media (juv prodotti/nid seguite) è uguale a 1,42; il successo riproduttivo (juv involati/nid seguite) è uguale a 1,31. I parametri riproduttivi (produttività, successo riproduttivo e tasso d'involo) sono

	Presente lavoro	Salvo 1989	Di Vittorio et al. 2000	Mascara in stampa
Produttività: juv prodotti/nid seguite	1,42			1,64
Successo riproduttivo: juv involati/nid seguite	1,31	1,37		1,54-1
juv involati/juv prodotti	0,92		0,94	
Tasso di predazione: juv prodotti/juv predati	0			17,64%-33%

Tabella 1 Dati sulla riproduzione e confronto con altre indagini. *Data about nesting and comparison with other studies.*

in linea con quanto riportato in altre indagini (Tab.1). Mascara (in stampa) tra il 2002 e il 2011, per la provincia di Caltanissetta, riporta un successo riproduttivo di 1,53, abbassatosi a 1 nel 2010-2011 da relazionare con il prelievo di giovani dal nido. La percentuale delle coppie che ha portato a termine la nidificazione è dell'88%. Il disturbo e il prelievo di pulli dal nido sono le principali azioni dirette di minaccia della specie. Tra il 2004 e il 2011 sono noti per la provincia di Caltanissetta almeno quattro casi di prelievo per complessivi sei giovani, tra il 2002 e il 2011 Mascara (in stampa) riporta un tasso di predazione tra il 17,64% e il 33%. Recenti studi (Di Vittorio 2011b, Di Vittorio *et al.* 2012, López-López *et al.* 2012) hanno evidenziato che tra il 1990 ed il 2010 almeno il 41,5% delle nidificazioni seguite ($N=212$) ha avuto esito negativo e che almeno il 35% delle coppie è mista, ossia caratterizzata dalla presenza di un subadulto, e questo è un segnale di stress per la popolazione (Balbontín *et al.* 2003, Penteriani *et al.* 2003), mentre è stato calcolato un tasso di mortalità annua adulta del 10,20% (Di Vittorio 2007, 2011a, López-López *et al.* 2012). Di contro le indagini e le attività di controllo condotte nel 2012 hanno permesso di avere un quadro più chiaro della consistenza della popolazione siciliana che risulta più numerosa di quanto altre indagini avevano supposto. Inoltre, la presenza in due siti di femmine subadulte che accudivano i pulli, e in una occasione la presenza di un immaturo che alimentava il pulcino sostituendo le femmine adulte non più osservate ai nidi, fanno supporre una buona struttura della popolazione, con un sufficiente numero di individui di varie età, tale da permettere l'immediata sostituzione degli adulti persi. Nell'ultima stagione riproduttiva la presenza dei volontari che hanno controllato sistematicamente i siti utilizzati per la riproduzione ha fatto da deterrente alla predazione dei giovani che è risultata nulla. Si auspica pertanto il proseguimento di tale attività, indispensabile alla conservazione di questo ormai rarissimo rapace e il coinvolgimento di altri soggetti singoli o associati.

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti gli aderenti al Coordinamento Tutela Rapaci, in particolare quanti con la loro presenza sul campo hanno dato un fondamentale contributo alla conoscenza e alla protezione dei rapaci in Sicilia.

Summary. The “Coordinamento Tutela Rapaci Sicilia” and protection actions for Bonelli’s Eagle *Aquila fasciata* in Sicily (Southern Italy).

Bonelli’s Eagle *Aquila fasciata*, one of the most threatened raptors in Italy, has its stronghold in Sicily. Loss of habitat, due to changes in use of land for agricultural practices and to the strong increase in wind farms occurrence is the main threat together with other forms of disturbance like poaching, uncontrolled climbing on the breeding cliffs and, above all, robberies of chicks from the nests for falconry. Just for this reason a “Coordinamento Tutela Rapaci Sicilia” has been constituted in 2010 with the aim of monitoring and surveying not only the entire Bonelli’s Eagle population but also many Lanner Falcon *Falco biarmicus feldeggii* pairs. A better exploration of many inland areas led to the discovery of some new breeding pairs; today we know 26 breeding pairs with 7 more territorial pairs. During 2012, 26 breeding pairs were monitored and 34 young were fledged (out of 37 born). The productivity (hatched chicks/breeding attempts) was 1.42; the breeding success (fledged young /breeding attempts) was 1.31. The control activities of breeding sites has stopped the robbery of chicks and consequently led to an increase in reproductive success.

Bibliografia

- Balbontín J., Penteriani V., Ferrer M., 2003. Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli’s eagle in Andalusia. *Biol. Conserv.*, 109: 417-423.
- BirdLife International, 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P., Gariboldi A., 1992. Un “valore” per la specie ornitiche nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 62: 73-87.
- Di Vittorio M., 2007. Biologia e conservazione di cinque specie di uccelli rapaci in Sicilia. Tesi di Dottorato di Ricerca in Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo.
- Di Vittorio M., 2011a. Habitats préférentiels de l’Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* en Sicile. In: Scher O., Lecacheur M. (eds.), La conservation de l’Aigle de Bonelli. Actes du colloque international, 28 et 29 janvier 2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA FS & DREAL LR: 119-122.
- Di Vittorio M., 2011b. Raptors and biodiversity in Mediterranean pseudo-steppic habitat. Final report of Post doctoral research activities. Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Biologia Ambientale e Biodiversità.
- Di Vittorio M., López-López P., Sarà M., 2012. Habitat preference of Bonelli’s eagle *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study*, 59: 207-217.
- Di Vittorio M., Seminara S., Campobello D., 2000. Aquila del Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, status e biologia riproduttiva in Sicilia. *Riv. ital. Orn.*, 70: 129-137.
- López-López P., Sarà M., Di Vittorio M., 2012. Living on the edge: Assessing the extinction risk of critically endangered Bonelli’s eagle in Italy. *PLoS ONE*, 7 (5): 1-10.
- Mascara R., 2010. Nidificazione di Aquila del Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) su manufatto in Sicilia (*Aves Accipitriformes*). *Naturalista Sicil.*, 34 (3-4): 545-546.

- Mascara R., in stampa. Stato dell'Aquila di Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, nella Sicilia Centro-meridionale. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Massa B., 1976. Una specie in via di estinzione: l'Aquila del Bonelli. In: "S.O.S. Fauna. Animali in pericolo in Italia". WWF-Italia, Camerino: 215-241.
- Penteriani V., Balbontín J., Ferrer M., 2003. Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ibis*, 145 (online): E77-E82.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1): 11-58.
- Salvo G., 1989. Dati sulla biologia riproduttiva dell'aquila del Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, in Sicilia. *Riv. ital. Orn.*, 59: 65-69.

CASO CLINICO DI PODODERMATITE ULCERATIVA IN UN'AQUILA DI BONELLI *AQUILA FASCIATA*

MARTINA COLOPARDI, GIOVANNI MARANGONI, FELICE SIMMI

Centro Recupero Rapaci della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico,
via Cassia Cimina km12, I-01032 Caprarola (VT), martycol80@libero.it

Keywords: bumblefoot, ulcerative pododermatitis, Bonelli's Eagle

L'aquila di Bonelli *Aquila fasciata* è una specie politipica a distribuzione paleartico-paleotropicale (nella Regione Palearctica: mediterraneo-iranica). La popolazione europea è di 860-1.100 coppie, di cui 627-695 in Spagna nel 1997 (Brichetti & Fracasso 2003). In Italia la popolazione è stimata in 13-18 coppie: in Sicilia sono stimate 13 coppie, di cui 9 certe, in Sardegna forse sono attualmente presenti 2-3 coppie, in Calabria vi è la presenza sporadica di 1-2 coppie (Di Vittorio *et al.* 2000).

L'aquila di Bonelli è classificata in pericolo critico nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Peronace *et al.* 2012) e in Allegato I nella Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE.

Nel settembre 2011 sono stati affidati al Centro di Recupero Rapaci della Riserva Naturale Lago di Vico due esemplari di aquila di Bonelli frutto di un sequestro effettuato dall'Ufficio CITES del Corpo Forestale dello Stato. Si trattava di una coppia di circa un anno d'età; il maschio si presentava in buono stato di salute e questo ci ha permesso di iniziare subito con il periodo di riabilitazione alla vita selvatica che ha portato alla sua reintroduzione in natura nel dicembre 2011. La femmina, invece, presentava preoccupanti problemi di muta, a carico soprattutto dell'ala destra e della coda, e una pododermatite ulcerativa bilaterale.

La pododermatite ulcerativa, o bumblefoot, è un'inflammatione che coinvolge la superficie plantare della zampa e/o una o più dita con lesioni infette tipiche. È una patologia comune nei rapaci in cattività, che tende a peggiorare progressivamente fino a causare la perdita della funzionalità dell'arto colpito e che spesso non risponde ai tradizionali approcci terapeutici e porta all'eutanasia. Il bumblefoot colpisce soprattutto i rapaci di grandi dimensioni ed è molto raro negli animali in libertà. L'eziologia infatti è legata principalmente a traumi o lesioni a carico della pianta del piede, dovuti alla presenza di posatoi inadatti nelle voliere, unghie troppo lunghe, iperattività che comporta frequenti e violenti urti; inoltre una dieta errata che causa sovrappeso o carenze vitaminiche sono importanti fattori predisponenti (Remple & Al-Ashbal 1993, Forbes 2011).

Il bumblefoot presenta lesioni caratteristiche ossia abrasioni superficiali, ulcerazione, cellulite o ascessi dell'epitelio plantare. Se non trattata, la patologia diventa debilitante con necrosi, tendinite, artrite settica e osteomielite. Problemi secondari sono l'infezione ad altre articolazioni, endocardite e amiloidosi. Remple

(1993) descrive cinque gradi di bumblefoot; secondo questa classificazione, la pododermatite dell'aquila di Bonelli di cui sopra era al quarto grado (Fig. 1), caratterizzata da "infezione profonda delle strutture vitali dando tenosinovite e artrite, ma mantenendo la funzionalità del piede. Il materiale è fibroso e caseoso, la prognosi è da riservata a infausta" (Bailey & Lloyd 2008).

A questo stadio è necessario un approccio chirurgico. Per curare questa patologia, descritta già da Federico II di Svevia nel suo "De Arte Venandi cum Avibus", nel tempo sono stati messi a punto vari metodi più o meno complessi (Remple 1993, Riddle 1993, Remple & Forbes 2000). I metodi noti in letteratura per un bumblefoot di IV grado portano a scarsi risultati, con elevato rischio di recidive, e all'eutanasia. Considerato l'elevato valore conservazionistico dell'individuo, si è ritenuto di procedere con un metodo sperimentale e innovativo, più confortevole per l'animale, che sin dalle prime settimane ha dato risultati positivi.

Prima dell'intervento sono stati somministrati marbofloxacina e piroxicam, per via orale per 15 giorni. L'intervento è stato eseguito in anestesia totale con gas isofluorano, sono state asportate chirurgicamente le escare, il materiale necrotico e caseoso. Sono stati eseguiti lavaggi intracavitari con soluzione fisiologica e al termine del curettage si è riempita la cavità con gentamicina in gel.

Dato il notevole diametro della lesione, si è optato per una risoluzione per seconda intenzione, ossia facendo chiudere la ferita senza apporre alcun punto di sutura. Si è scelto di proteggere la ferita con garza sterile in tessuto-non-tessuto ripiegata e vetrap, per creare una scarpa leggera, traspirante, anatomica che consentisse al soggetto una stazione normale e una prensione naturale sia del posatoio sia del cibo e che permettesse di articolare le dita e la pianta del piede, favorendone la



Figura 1

Bumblefoot bilaterale di quarto grado dell'aquila di Bonelli prima dell'intervento chirurgico: presenza di croste larghe e profonde e infezione estesa alle strutture vitali, tuttavia il piede conserva la sua funzionalità. *Grade IV bilateral bumblefoot in the Bonelli's Eagle before surgery: large deep scabs and infection of deep vital structures, but still retaining pedal function.*

vascolarizzazione. La terapia sistemica post-intervento è stata protratta per altri 15 giorni con marbofloxacin e piroxicam. Poiché le medicazioni non comportavano dolore all'animale ed era sufficiente una contenzione manuale con un drappo e un cappuccio da falconeria, si è deciso di non sottoporre il soggetto a ripetute anestesie che avrebbero comportato un ulteriore rischio per la sua salute. Sono state effettuate medicazioni ogni due giorni per il primo mese, per poi passare a due medicazioni a settimana per altri cinque mesi e successivamente una volta ogni dieci giorni. Le medicazioni sono state effettuate con lavaggi, con betadine chirurgico e soluzione fisiologica, al termine delle quali è stata sempre applicata gentamicina in gel. A protezione della ferita veniva applicata una garza sterile ripiegata e fissata con strisce di vetrap. In questo periodo il soggetto è stato tenuto in uno spazio in penombra, affinché restasse tranquillo, senza cappuccio e geti, con la possibilità di muoversi, salire e scendere da un posatoio di circa un metro di altezza opportunamente rivestito con pluriball ed erba sintetica. Subito dopo l'intervento la postura dell'animale era più naturale. Non vi è stata alcuna recidiva e a dieci mesi dall'intervento si è avuta una guarigione completa della lesione sull'arto destro, mentre sull'arto sinistro è rimasta una piccola escara di circa 3 mm di diametro, ma estremamente superficiale. La morfologia degli arti è normale, il cuscinetto plantare si è ispessito per cui ha ripreso la sua funzione di ammortizzazione, questo ha permesso di rimettere l'aquila in voliera per iniziare la fase successiva di riabilitazione al volo e alla caccia, finalizzata alla reintroduzione in natura.

Questo incoraggiante risultato apre le prospettive per innovativi metodi di terapia del bumblefoot, anche di IV grado, per rapaci di grandi dimensioni. A fronte di un lungo ciclo di medicazioni, che comunque la patologia richiede a qualsiasi stadio (Bailey & Lloyd 2008), i vantaggi del metodo utilizzato risiedono nella semplicità ed economicità della terapia, mentre il suo principale punto di forza consiste nel conservare la funzionalità degli arti sin dalle prime fasi, grazie all'impiego di protezioni soffici, leggere e anatomiche, che permettono al soggetto in cura per un periodo così lungo una postura assolutamente naturale e un buon livello di benessere psico-fisico.

Ringraziamenti. A tutto il personale della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico per la collaborazione in questa importante esperienza e a F. Scarfò anche per l'insostituibile e costante supporto morale.

Summary. *A clinical case of bumblefoot in Bonelli's Eagle Aquila fasciata.*

A female of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* was seized in Sicily in 2011 by Corpo Forestale dello Stato and delivered to the Birds of Prey Centre of the Natural Reserve Lake Vico. The eagle clinically showed a fourth grade bilateral bumblefoot. This grade of bumblefoot required a surgical approach to remove the scabs, the necrotic tissue and the caseous material, as well as a healing by second closure. The feet were protected by a very soft, lightweight and anatomic

bandage that allowed the eagle to make physiological movements. The recovery took up about ten months. In order to return the eagle back into its habitat, the bird of prey is currently under rehabilitation.

Bibliografia

- Bailey T., Lloyd C., 2008. Raptors: disorders of the feet. In: Chitty J., Lierz M. (eds.), BSAVA Manual of raptors, pigeons and passerine birds. BSAVA: 176-184.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Di Vittorio M., Seminara S., Campobello D., 2000. Aquila del Bonelli, *Hieraetus fasciatus*, status e biologia riproduttiva in Sicilia. Riv. ital. Orn., 70: 129-137.
- Forbes N.A., 2011. Bumblefoot surgery and management. Great Western Exotics: <http://www.gwexotics.com/library/1-birds-of-prey-raptors/>.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36 (1): 11-58.
- Remple J.D., 1993. Raptor bumblefoot: a new treatment technique. In: Redig T.P., Cooper E.J., Remple J.D., Hunter B.D. (eds.), Raptor Biomedicine. University of Minnesota Press, Minneapolis: 154-160.
- Remple J.D., Al-Ashbal A.A., 1993. Raptor Bumblefoot: another look at histopathology and pathogenesis. In: Redig T.P., Cooper E.J., Remple J.D., Hunter B.D. (eds.), Raptor Biomedicine. University of Minnesota Press, Minneapolis: 92-98.
- Remple J.D., Forbes N.A., 2000. Antibiotic impregnated polymethylacrylate beads in the treatment of bumblefoot in falcons. In: Lumeij J.T., Redig P.T., Remple J.D., Cooper J.E., Lierz M. (eds.), Raptor Biomedicine III. Zoological Education Network Inc., Lake Worth (FL): 255-266.
- Riddle K.E., 1993. Surgical Treatment of Bumblefoot in Raptors. In: Cooper J.E., Greenwood A.G. (eds.), Recent Advances in the study of Raptor Diseases. Chiron Publications, West Yorkshire, England: 67-73.

UTILIZZO DI NIDI ARTIFICIALI DA PARTE DEL GRILLAIO *FALCO NAUMANNI* NELLA PIANA DI GELA (SICILIA)

ROSARIO MASCARA¹, MAURIZIO SARÀ², LAURA ZANCA²

¹ Fondo Siciliano per la Natura, via Popolo 6, I-93015 Niscemi (CL), wmasca@tin.it

² Università degli Studi di Palermo, Dipartimento Biologia Ambientale e Biodiversità, via Archirafi 18, I-90123 Palermo, maurizio.sara@unipa.it

Keywords: breeding, artificial nest-boxes, *Falco naumanni*, Gela Plain, Sicily

Il grillaio *Falco naumanni* nella Piana di Gela è presente con la più importante popolazione siciliana, circa 500 coppie censite nel 2011 (Mascara, 2012) e la seconda popolazione italiana per grandezza dopo quella materana (Palumbo 1997, 2001). Questa popolazione viene studiata sistematicamente dal 2003 con censimenti annuali delle colonie e campagne di inanellamento e raccolta di dati biometrici e riproduttivi (Mascara 2003, Mascara & Sarà 2006, 2007). Il rischio futuro di cambi di uso del suolo e della situazione climatica, il continuo degrado dei fabbricati con una lenta ma costante perdita di siti idonei alla nidificazione che possono provocare una diminuzione delle colonie, ci ha convinto ad adottare strategie atte a favorire o mantenere la popolazione sui livelli registrati in questi ultimi anni. A tale scopo sono stati costruiti e installati nidi artificiali in siti ancora utilizzati e in aree adiacenti, in modo da favorire la nidificazione e mantenere la colonia esistente, oppure per crearne di nuove.

L'area interessata è rappresentata dalla Piana di Gela, in provincia di Caltanissetta, nella Sicilia meridionale, descritta in dettaglio in Mascara & Sarà (2006). In quest'area il grillaio nidifica in cavità e anfratti di pareti, soprattutto in fabbricati cadenti o in disuso con buchi, cavità e coperture con coppi tradizionali siciliani idonei a creare sottotetti utili per la nidificazione. Dal 2010 sono state installate sui tetti, sui muri di fabbricati e su pali elettrici in disuso 44 cassette nido in legno multistrato di dimensioni interne: 15 x 18 cm e 48 cm di profondità, con apertura di 6,2 x 6,2 cm. L'apertura è esposta su tutti i quadranti e le cassette sono montate ad altezze variabili tra 2,1 e 6,3 m. Per le dimensioni e i materiali si è tenuto conto dei suggerimenti di Rabacchi (1999), Gustin (2010) e Premuda *et al.* (2010), adattandoli alla situazione locale.

La covata media nel 2012 è stata di $4,35 \pm 1,14$; Min-Max: 1-5, $N=20$ e tale dato preliminare non è differente da quello disponibile per i siti naturali ($4,32 \pm 0,86$ in Mascara & Sarà 2006). L'analisi della varianza (ANOVA) denota come la colonizzazione della cassetta dipenda dal tempo di permanenza in campo, cioè dal tempo di installazione, sebbene il risultato non sia significativo ($P = 0.43$) (Tab. 1, Fig. 1). Il tasso di occupazione è variato dall'8,33% (cassette installate

	2010	2011	2012*
N cassette montate	12	27	44
Tasso occupazione	8,33%	18,52%	36,36%

Tabella 1 Occupazione percentuale delle cassette e anno di riferimento. * Nel 2012 hanno nidificato anche una coppia di *Otus scops*, due coppie di *Coracias garrulus*, una coppia di *Athene noctua*. *Occupation of nest-boxes in the study years. * In 2012 nested also a pair of Otus scops, two of Coracias garrulus and one of Athene noctua.*

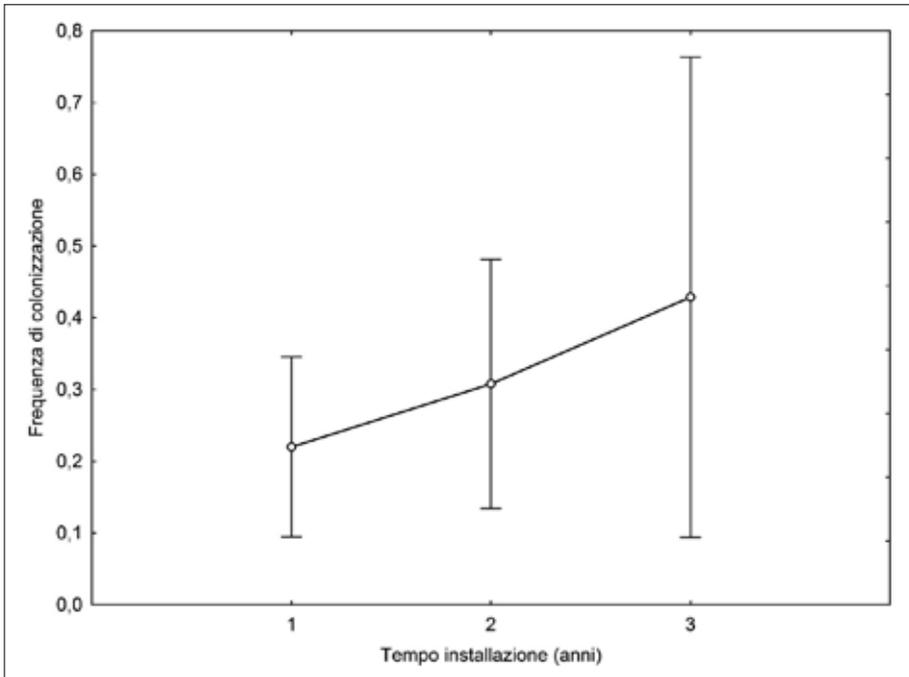


Figura 1 Andamento del tasso di colonizzazione in dipendenza dell'anno di installazione. Il trend positivo è evidente sebbene non statisticamente significativo ($F_{2,80}=0,849$, $P=0,432$). *Nest-boxes occupation rate and year since installation. The positive trend is not statistically significant ($F_{2,80}=0.849$, $P=0.432$).*

da 1 anno) al 36,36% (cassette installate da 3 anni), più basso rispetto a quello registrato da Gustin (2010) a Gravina di Puglia che risulta del 60% nei nidi installati da almeno tre anni. Allo stesso modo, una seconda ANOVA sul tasso di colonizzazione in dipendenza dall'esposizione, indica che non c'è un effetto dipendente dall'esposizione del foro di entrata della cassetta ($P=0.14$) sebbene si noti una diminuzione delle colonizzazioni nel 3° quadrante di S-SW.

I nidi artificiali sono stati inoltre utilizzati da altre specie di interesse comunitario o protette dalla legislazione nazionale quali: ghiandaia marina *Coracias garrulus*; assiolo *Otus scops*; civetta *Athene noctua*. L'uso delle cassette nido si mostra

ancora una volta come strumento efficace per la conservazione di popolazioni di specie minacciate come il grillaio; l'effetto positivo delle cassette sulla densità di popolazione e sulla riproduzione si potrà vedere negli anni futuri, in quanto è dipendente dall'anno di installazione. Il tasso di occupazione finora piuttosto basso può infatti dipendere dal breve tempo passato dalla installazione ma anche dalla disponibilità di siti naturali ancora presenti nell'area di studio. Si ritiene opportuno un progetto di collocazione di cassette nido a più ampio raggio e con numeri più consistenti per favorire l'espansione della popolazione in aree circostanti dove l'habitat di foraggiamento è idoneo ma mancano siti di nidificazione.

Summary. *Use of nest boxes by Lesser Kestrel Falco naumanni in the Gela plain (Sicily, SE Italy).*

The constant loss of suitable sites for the nesting of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in the Gela Plain, where breeds the most significant Sicilian population (about 500 couples recorded in 2011), prompted us to install nest boxes to provide further breeding sites. From 2010 to 2012, we have set 44 nest boxes at variable exposure and installed from 2.1 m to 6.3 m in height. The colonization rate of the nest boxes depends on the year of installation, as the occupation rate changed from 8.33% (first year) to 36.36% (third year). During the 2012 season the average brood was 4.35 ± 1.14 , Min-Max: 1-5, $N=20$.

Bibliografia

- Gustin M., 2010. Una casa per il Grillaio. Azioni pratiche per la conservazione del Grillaio *Falco naumanni* in Puglia e Basilicata. Fondazione Nando Peretti, LIPU.
- Mascara R., 2003. Stato dei rapaci diurni nella Sicilia centro-meridionale. *Avocetta*, 27 (1): 32.
- Mascara R., 2012. Censimento e dati sulla biologia riproduttiva dei *Falconiformes* nidificanti nella provincia di Caltanissetta (Sicilia). *U.D.I.*, 27: 70-84.
- Mascara R., Sarà M., 2006. Densità e biologia riproduttiva del grillaio, *Falco naumanni*, nella piana di Gela (Sicilia). *Avocetta*, 30 (1-2): 39-47.
- Mascara R., Sarà M., 2007. Censimento di specie d'uccelli steppico-cerealicole d'interesse comunitario nella Piana di Gela (Sicilia sud-orientale) (Aves). *Naturalista Sicil.*, 31: 27-39.
- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia, Matera.
- Palumbo G., 2001. El Cernicalo primilla (*Falco naumanni*) en Italia: distribución y consistencia de las colonias. Descripción de los métodos de censo de la población. *Actas del IV Congreso Nacional sobre el Cernicalo primilla. Consejería de Medio Ambiente, Madrid: 294-304.*
- Premuda G., Bedonni B., Ballanti F., 2010. Nidi artificiali. Calderini-Edagricole, Bologna.
- Rabacchi R., 1999. Siepi, nidi artificiali e mangiatoie. Cierre Edizioni.

APPLICAZIONE DELLA TECNICA DELL'IMPING ALLE PENNE TIMONIERE DI UN GUFO REALE *BUBO BUBO* CON L'UTILIZZO DI ACULEI D'ISTRICE *HYSTRIX CRISTATA*

STEFANO PESARO¹, PAOLO VASCA²,
DAMIANO BARADEL², MICHELE BENEFATTO³

¹ via Bracco 10, I-34145 Trieste, alaponia@yahoo.it

² Centro Recupero Fauna Selvatica Provincia di Gorizia, via Grado,
San Canzian d'Isonzo, I-34075 Gorizia

³ Provincia di Gorizia, Ufficio Gestione Faunistico Venatoria e Risorse Naturali

Keywords: imping, flight feathers, Eurasian Eagle Owl, Porcupine

Nella maggior parte dei centri di recupero della fauna selvatica, il numero di animali più frequentemente ricoverati è rappresentato dagli uccelli; all'interno di questi, i rapaci rappresentano una percentuale considerevole. Questi spesso presentano penne remiganti o timoniere danneggiate come conseguenza di diverse tipologie di incidenti: traumi, grave imbrattamento del piumaggio, o a seguito di una stabulazione inadeguata. In alcuni casi, quando le condizioni cliniche generali sono buone e l'unico problema è rappresentato dai danni a queste strutture tegumentarie, i veterinari possono utilizzare la tecnica dell'imping per ripristinare la capacità di volo e favorire perciò un rapido reinserimento in natura. Nel gennaio 2009 un soggetto adulto femmina di gufo reale *Bubo bubo* è stato ricoverato presso la struttura sanitaria del Centro di Recupero per la Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia. Alla visita clinica l'animale si presentava particolarmente defedato con una frattura al metacarpo maggiore e minore dell'ala destra causata da un colpo d'arma da fuoco. Dopo le prime terapie di supporto ed antibiotiche, l'animale è stato sottoposto ad un intervento di osteosintesi per la riduzione della frattura. A causa del lungo periodo di permanenza presso la struttura, in quanto sottoposto a sequestro da parte della magistratura, il soggetto ha riportato delle lesioni bilaterali ad alcune remiganti primarie troppo gravi per un immediato rilascio prima del periodo della muta, che avrebbe prolungato ulteriormente il periodo della degenza. A tal proposito per permettere una rapida reintroduzione si è deciso di utilizzare la tecnica utilizzata nella falconeria denominata imping (Cooper 1985, Coles 1997, Samour 2000). Nel caso specifico per l'impianto si sono seguite le procedure riportate da Samour (2000), ma utilizzando come asse centrale, anziché del materiale ligneo o delle fibre di diversi metalli (Coles 1997), degli aculei d'istrice *Hystrix cristata* adeguatamente scelti in base alla dimensione della cavità centrale della remigante primaria da sostituire (Vincent & Owers 1986, McKittrick *et al.* 2012) (Fig.1). Le spine sono state rese maggiormente ruvide con l'utilizzo di carta smerigliata per permettere una maggior superficie di contatto con il collante

e fissate utilizzando della colla (Loctite Super Attack). Per quanto concerne le penne scelte per la sostituzione di quelle danneggiate, si sono utilizzate penne remiganti della stessa posizione prelevate da un soggetto di gufo reale della stessa taglia venuto a morte alcuni anni prima a causa di un impatto con un autovettura. Successivamente per permettere il monitoraggio post liberazione è stato applicato un dispositivo di emissione di segnale VHF sulla penna timoniera (autorizzazione ISPRA Prot. 000550/T-C1 del 09/01/2009), ricevente mod. Sika Biotrack 4 Mhz; antenna Biotrack Lintek flexible 3, element YAGI; tipologia marcaggio: Trasm. Biotrack Tw 3 single celled, tag peso grammi 17,0, fissaggio tail mount tramite cannula a perdere su penna, portata teorica lineare 20/40 km. Dopo tali interventi il soggetto è stato mantenuto in osservazione per alcuni giorni presso la struttura ed in seguito reintrodotta in natura in prossimità del sito di ritrovamento. Dopo un periodo di sei mesi in cui l'animale è stato seguito utilizzando le normali tecniche di radiotelemetria è stato rinvenuto morto in prossimità del centro abitato di Gorizia. La carcassa è stata successivamente ispezionata e su di essa è stato attuato un esame necroscopico che però non ha messo in luce la causa precisa del decesso. A causa del non idoneo stato di conservazione degli organi interni non è stato inoltre possibile eseguire un esame istologico dei tessuti che avrebbe potuto eventualmente chiarire tale evento. Nonostante ciò il soggetto presentava chiaramente su entrambe le ali su cui era stata utilizzata la tecnica dell'imping tutte le penne innestate senza che apparentemente queste avessero portato eventuali problemi al soggetto. Considerando la caratteristica di leggerezza, stessa composizione chimica, la cheratina, e la permanenza dopo un periodo di sei mesi dall'applicazione e dal rilascio del soggetto trattato in ambiente naturale, si può affermare che le



Figura 1 Penne innestate con gli aculei d'istrice. *Feathers connected with Porcupine's quills.*

strutture appartenenti all'istrice possono venir utilizzate per le operazioni di imping. Per contro tale intervento con il suddetto materiale può essere eseguito solamente dove la materia prima, le spine, possono essere facilmente reperite e quindi per quanto concerne l'Europa solamente nell'area mediterranea. Altro fattore limitante sta nella possibilità di un loro utilizzo solamente nelle specie di uccelli di medie e grosse dimensioni. Nonostante tecnicamente tale intervento di applicazione non presenti grosse difficoltà, va tenuta in considerazione nella fase di raschiamento con l'utilizzo della carta abrasiva la sottigliezza della parte corticale della spina. Questa infatti rappresenta la vera componente resistente alle forze di flessione e compressione a cui la spina può essere sottoposta; da quanto detto si evince come una sua eccessiva abrasione può indurre una riduzione della forza meccanica a cui la spina e di conseguenza la penna innestata è resistente.

Summary. *Imping in Eurasian Eagle Owl's Bubo bubo flight feathers using Porcupine's Hystrix cristata quills.*

In the wildlife rescue centers, the most common patients are free-ranging birds, inside of this group, the birds of prey represent an important percentage of this animal. These avian species often present damaged flight and/or tail feathers caused by different kind of accidents: trauma, soiling of the plumage, or may damage their feathers inside an inadequate housing. In some cases when the general clinical condition are good and the only problem is represented by the integument damages, the veterinarians can use the imping technique to restore the flight capability and permit a rapid releasing. Imping is the process of re-attaching donor feathers onto a bird's wings or tail by the use of small splints inserted into the hollow shaft of the bird's main flight feathers. This is done by fitting and gluing new, transplant feathers into the trimmed original bases of the broken or missing feathers on the recipient bird. The connection normally is obtained using a short wooden or carbon fibers peg to the same diameter as the new feather shaft. We describe, probably for the first time, this procedure to reduce the fractures in a flight feathers of a free-ranging Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*, hospitalized in the wildlife rescue center of the Provincia di Gorizia, using the spines of the European Porcupine *Hystrix cristata* to connect the intact new feather by the old damage feather and the results of this procedure in the same bird after a period of six months subsequently its release.

Bibliografia

- Coles B.H., 1997. Avian Medicine and Surgery. Blackwell Science, Oxford.
- Cooper J.E., 1985. Veterinary aspects of captive birds of prey. The Standfast Press, Gloucestershire.
- McKittrick J., Chen P.Y., Bodde S.G., Yang W., Novitskaya E.E., Meyers M.A., 2012. The Structure, Functions, and Mechanical Properties of Keratin. JOM Journal of the minerals, metals and materials society, 64(4): 449-468.
- Samour J., 2000. Avian Medicine. Elsevier.
- Vincent J.F.V., Owers P., 1986. Mechanical design of hedgehog spines and porcupine quills. Journal of Zoology, 210 (1): 55-75.

Sessione

“Migrazioni”

MIGRACTION.NET, A NETWORK FOR THE STUDY AND CONSERVATION OF MIGRATORY BIRDS

GUNTER DE SMET

Coordinator of Mission Migration (LPO), gunter.desmet@lpo.fr

Keywords: Bird migration, France, data base, Migration.net

Introduction

Thanks to its unique geography, variety of habitats and a wide climate range, France is at the crossroads of bird migration. The conservation of migratory birds requires a coordinated response on an international scale. We all have a great responsibility to protect migratory birds and to protect biodiversity. In response to this challenge, several associations have joined forces in “Mission Migration”. This international network, open to all, aims to broaden and diffuse our knowledge, to share our passion, and last but not least remind that each and every one of us has a role to play in saving migratory birds and biodiversity for future generations. This paper briefly presents the history of the migration network in France from the pioneers to the creation of “Mission Migration” and its online database Migration.net, <http://www.migration.net>, specifically designed for scientific surveys.

History

The first attempts to study bird migration in France were by William Eagle Clarke, a British ornithologist who visited the Rhone valley in 1894 and 1896. The first of his visits to Ushant (Ouessant) in 1898 was disastrous. France was not yet prepared for visiting ornithologists equipped with binoculars and collecting guns. He was constantly harassed by a sergeant of gendarmes and was forced to leave the island after only six days (Pennie 1987). The island was visited by Collingwood Ingram in 1913, by Colonel Richard Meinertzhagen in 1933 and by Michel-Hervé Julien in the 1940s. In 1955, the latter opened the ringing camp where most French ringers were formed during the next 20 years.

In a pioneering paper, David Lack (1951) described migration through the Pyrenees. At the same time, the migration watchpoints of col de Bretolet (Switzerland) and col de la Golèze were discovered (Desfayes 1952). In 1958 a ringing station was established at col de Bretolet, still active nowadays. Seawatching at Cap Gris-Nez started in 1955 (Redman 1956). During the 1960s, Pierre Charvoz initiated the watchpoint at fort de l'Écluse in Haute-Savoie.

Success stories

In the Auvergne region, Prat-de-Bouc was one of the first regularly surveyed sites in

France (1972). At this site, ornithologists investigated the impact of Woodpigeon *Columba palumbus* hunting. In 1979, Organbidexka (Pyrénées-Atlantiques) followed (Anonymous 1980). Thirty-three years later, Organbidexka became the first hunting-free mountain pass in the Pyrenees.

The spring migration survey at Leucate (Aude) began as an operation against Honey Buzzard *Pernis apivorus* poaching in 1981. In May, many of these raptors were shot by local hunters for food and used to make a local dish, known as “soupe aux buses” (buzzard soup). An awareness-raising campaign and last but not least the stubborn willingness to stop this illegal activity, have finally paid off. The illegal shooting of honey buzzards eventually stopped in 1983, after a joint campaign with the game wardens of the Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS).

Since 1982 birders follow the migration at col de l'Escrinet (Ardèche). In 2011, they managed to stop spring hunting of woodpigeons in line with the Birds Directive. Widespread Turtle Dove *Streptopelia turtur* poaching in the Médoc was the main reason to combat at pointe de Grave (Gironde); this illegal activity was put to an end in 2008.

Mission Migration

In 1972 UNAO (Union Nationale des Associations Ornithologiques) was founded, the first attempt to unify the ornithological associations around the issue of bird migration. It was followed by Migrans in 1986. In 2006, eight associations (LPO, OCL, CORA, GONm, Le Clipon, Picardie Nature, Groupe Ornithologique de Corse, Réserve Naturelle de l'Estuaire de la Seine) and a number of individual birders joined forces with a five year plan in order to improve and continue the protection of migratory species. The team took the name Mission Migration, a network uniting all actors, both associations and individuals, interested in bird migration. In 2007, the steering committee, representing the founder associations, expressed its wish to create the necessary tools for such a network in order to broaden and share the knowledge on migrant birds. From 2008 onward, Mission Migration is stimulating field work, doing surveys, analyzing results, helping conservation, and raising awareness among the general public. Despite many successes, one of the major problems is the continued financing of long-term surveys. Several of these surveys closed down in the past, e.g. Leucate (1981-1989) and Montagne de la Serre (1986-2002). Pierre-Aiguille (1998-2011) closed in 2011 and without funding, several important surveys may end in 2013.

Migraction.net

The database Migraction.net went online in January 2008. It greatly improved cooperation: the number of hours in the field increased from 12,000 in 2007 to 23,500 in 2010. Thirty-five new watchpoints saw the light between 2005 and 2012. Available in six languages, including Italian, all visitors can browse the data

and select among 18 standard options (graphs, maps). These include interannual bar graphs, shifts in phenology, key percentages of migration, seasonal phenology, observer pressure, etc. Presentations of each watchpoint, illustrated with a map and photos, are available. Migration.net is an important source of grey literature: close to 200 pdf files with annual reports of the bird observatories can be consulted. Visitors with a log-in have access to many more options by multi-criteria search.

The data owner is the author or the organizer of the survey; he or she only is responsible and authorized to allow access to resources under his or her responsibility. Any association or observer entering data has a unique confidential access code to his or her own raw data. Public access to data of any particular watchpoint is limited to cumulative data and not to unprocessed data. Migration.net is based on Swiss technology by Biolovision (like Ornitho.it). It allows exchanges with many other data bases.

It is easy to enter data: once connected, the observer selects a date and interval. Next, he fills out the weather conditions (weather, tides, etc.). Our observation protocol (Urcun 2010), specialized in soaring birds (raptors, cranes and storks) as well as woodpigeons, is one of the most complete of its kind. This explains why there are so many options, even including the number of gun shots or different cloud types! Of course, it is not necessary to fill out the full details if you don't need them. Within the interval, the observer enters data in a species list, adapted to the watchpoint. There is always a tailor-made solution for your needs: users are free to select the level of detail required for their study. Next, it is possible to provide more detailed information (species, number, flock size, age, migratory status, phase, etc.).

Key figures of the network (November 2012)

- 115 migration watchpoints (24 with visitor facilities) in France, Italy, Spain and Switzerland;
- 25,000 visitors a year in the field;
- 1,000 observers;
- 140 million birds counted (1966-2012);
- 273,000 hours in the field (this represents over 31 years, 24h/24h);
- 56 associations;
- The website received over 220,000 unique visitors worldwide, from 177 countries;
- $\frac{3}{4}$ of the surveys are in the autumn; seabird surveys are 12% of the activity.

Some results

The data gathered in the database were analyzed in a number of recent scientific publications dealing with the effects of climate change on bird migration. A study of autumn migration of Crane *Grus grus* through the Pyrenees shows that they cross the mountain range on average 20 days earlier than in the 1980s (Filippi-Codaccioni *et al.* 2011). Marsh Harrier *Circus aeruginosus* and Sparrowhawk

Accipiter nisus migrate 10 days earlier, whereas Kestrel *Falco tinnunculus* and Buzzard *Buteo buteo* delayed autumn migration by more than 9 days (Filippi-Codaccioni *et al.* 2010). A PhD thesis by Mikaël Jaffré (University Lille 1) on bird migration and climate change extensively using our data has recently been published (Jaffré 2012).

Migration.net offers some fine examples of exponential increase in transpyrenean migrants. Only 1,406 black kites *Milvus migrans* were counted at Organbidexka in 1979, whereas they reached 14,400 in 2010 (and 36,463 in 2012, partly due to poor weather conditions). Another species that is doing very well is Black Stork *Ciconia nigra*, with 35 seen in 1981 and 983 in 2012 at Organbidexka. The most abundant raptor on migration in France, all sites combined, is Honey Buzzard (30.8% of all Accipitridae recorded between 1966 and 2012), followed by Black Kite (28.9%), Buzzard (17.5%) and Red Kite *Milvus milvus* (11.9%).

Acknowledgements. Many thanks to the organizers of II Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi for the invitation. Without the cooperation of many field observers, mostly volunteers, as well as many regional associations, Mission Migration would not exist.

Riassunto. *Migration.net, un network per lo studio e la conservazione degli uccelli migratori.*

Grazie alle sue peculiari caratteristiche geografiche, ricchezza di habitat e varietà di condizioni climatiche, la Francia è un crocevia per le migrazioni degli uccelli. L'efficace conservazione degli uccelli migratori richiede una risposta coordinata a livello internazionale. Tutti noi abbiamo una grande responsabilità nella protezione degli uccelli migratori e, più in generale, nella conservazione della biodiversità. Per rispondere a questa impegnativa sfida, numerose associazioni protezionistiche hanno riunito le loro forze nel progetto "Mission Migration". Questo network, aperto a tutti, mira ad ampliare e divulgare le nostre conoscenze sugli uccelli migratori, a condividere la nostra passione e anche a ricordare che ciascuno di noi ha un ruolo da svolgere nella conservazione degli uccelli migratori, e della biodiversità, per le future generazioni. Il database online www.migration.net è stato specificatamente progettato per indagini scientifiche. Le diverse possibilità di utilizzo del database, ed alcuni dei risultati già pubblicati, vengono presentati. Alcuni dati di maggior rilevanza:

- 115 siti di osservazione della migrazione, con 24 strutture per l'accoglienza dei visitatori in Francia, Spagna, Italia e Svizzera;
- 25.000 visitatori all'anno;
- 1.000 rilevatori;
- 140 milioni di uccelli censiti;
- 273.000 ore di osservazione in campo (dal 1996);
- 56 associazioni partecipanti;
- il sito web www.migration.net ha ricevuto 220.000 visite da 177 Paesi.

References

- Anonymous, 1980. Orgambideska. *Le Courrier de la Nature*, 67: 31-33.
- Desfayes M., 1952. Migration d'automne au col de Coux. *Nos Oiseaux*, 21: 210-213.
- Filippi-Codaccioni O., Moussus J.-P., Urcun J.-P., Jiguet F., 2010. Advanced departure dates in long-distance migratory raptors. *Journal of Ornithology*, 151: 687-694.
- Filippi-Codaccioni O., Moussus J.-P., Urcun J.-P., Jiguet F., 2011. Advanced autumn migration of the Common Crane *Grus grus* over the Western Pyrenean passes. *Acta Ornithologica*, 46: 37-45.
- Jaffré M., 2012. Migration des oiseaux et changement climatique: Analyse des données de migration active en France et en Europe. Thèse n° 41022, Université Lille 1 - Sciences et Technologie.
- Lack D., 1951. Migration through the Pyrenees. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 70: 59-61.
- Pennie I.D., 1987. William Eagle Clarke. ISO, LLD (1853-1898). *Scottish Birds*, 14: 153-156.
- Redman P.S., 1956. Notes on selected migrants at Cap Gris-Nez, north France, in 1955. *British Birds*, 49: 396-397.
- Urcun J.-P., 2010. Méthode de recueil de données applicables sur les sites de l'Observatoire Régional de la Migration des Oiseaux en Aquitaine. Online version: http://files.biolovision.net/www.migracion.net/pdffiles/news/Protocole_2010_web-5177.pdf.

SECONDO CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA MIGRAZIONE AUTUNNALE DEL FALCO PECCHIAIOLO *PERNIS APIVORUS* NELL'ITALIA SETTENTRIONALE

ARTURO GARGIONI

GRA Gruppo Ricerche Avifauna, villaggio Incidella 50, I-25023 Gottolengo (BS),
gargionia@alice.it

Keywords: diurnal birds of prey, autumn migration, Garda Lake morainic hills

Introduzione

Dopo dieci anni dalla prima pubblicazione sull'attività di monitoraggio della migrazione autunnale dei rapaci diurni e in particolare del falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* sulle colline moreniche del Lago di Garda (Gargioni 2003), si è ritenuto opportuno riassumere le conoscenze finora acquisite confrontandole con quelle ottenute in siti posti sulla stessa linea migratoria.

Nelle provincie di Brescia, Mantova e Verona il fenomeno si presenta come regolare, con diverse specie osservate in periodo primaverile e in quello autunnale. In primavera non ci sono significativi passaggi per quanto riguarda le provincie di Mantova e Verona mentre per la provincia di Brescia questo fenomeno assume un carattere particolare, interessando l'area prealpina e la sponda occidentale del Lago di Garda soprattutto attorno a Cima Còmer in comune di Gargnano, dove è stata rilevata una forte concentrazione nel periodo compreso tra la fine di aprile e la metà di maggio (Micheli & Leo 2010). In periodo post-riproduttivo i rapaci si osservano soprattutto sul comprensorio delle colline moreniche nella parte meridionale del Lago di Garda compreso tra le provincie di Verona, Mantova e Brescia, evidenziando una forte concentrazione nel periodo compreso tra l'ultima decade di agosto e i primi giorni di settembre. In agosto la specie più abbondante risulta il falco pecchiaiolo, successivamente si assiste a un flusso più diluito nel tempo che interessa soprattutto la poiana *Buteo buteo*.

Nel periodo post-riproduttivo il censimento più accurato è stato attuato tra la fine di agosto e i primi di settembre, quando sono stati censiti quasi esclusivamente falchi pecchiaioli. Nei mesi successivi invece la migrazione avviene in misura più ridotta ma non è stata indagata. La fenologia della migrazione post-riproduttiva sulle colline moreniche del Lago di Garda rispecchia quanto evidenziato sui Colli Asolani da Mezzavilla *et al.* (2003).

Le prime indagini sono iniziate nel 1998 a Pozzolengo in provincia di Brescia (Gargioni 2003), successivamente nel 2002 è stata individuata una seconda area posta sul Monte della Guardia in comune di Ponti sul Mincio (MN), che offriva migliori possibilità di osservazione e soprattutto veniva sorvolata da un numero

più elevato di rapaci. Sicuramente questa flyway è la stessa che interessa le province di Treviso (Mezzavilla *et al.* 2003) e Vicenza (Mezzalira 1991, Fontana 1993) e le prealpi veronesi (Lerco *et al.* 2010, Sighele *et al.* 2011). Le colline moreniche del Lago di Garda, con i Colli Asolani, costituiscono un'area molto importante per la migrazione post-riproduttiva dei rapaci finora poco conosciuta a livello europeo (Zalles & Bildstein 2000).

Area di studio e metodi

La parte più meridionale dell'anfiteatro morenico del Lago di Garda si estende a semicerchio da Lonato, in territorio bresciano, a Veggio sul Mincio nel Veronese per una lunghezza di circa 30 km e risulta formata da bassi cordoni collinari con quote comprese tra 100 e 200 m (massimo 206 m a Solferino). Il minimo di piovosità si verifica nei mesi di luglio e agosto. L'area di studio risulta compresa tra le coordinate 45°25'N, 10°41'E e 45°22'N, 10°46'E. Il fronte della migrazione si sviluppa per circa 12 km da Peschiera fino oltre l'abitato di Custoza. Le osservazioni sono state fatte principalmente sul Monte della Guardia, collina di 126 m di quota con sommità caratterizzata da un prato arido e circondata da vegetazione arbustiva. Da questa postazione, caratterizzata inizialmente da un'ottima visuale (peggiolata nel corso degli anni successivi a causa dell'accrescimento della vegetazione circostante), si è constatato che parte della migrazione si svolgeva più a est e pertanto si è deciso di cercare nuove località in quella direzione per una maggiore copertura del fronte migratorio. Fino al 2011 si utilizzavano cinque punti di osservazione disposti tra Peschiera e Custoza con una copertura del flusso migratorio esteso su di un fronte di circa 16 km. Dal punto focale del Monte della Guardia si sono aggiunte in sequenza altre località: Forte Ardietti a 94 m s.l.m., posto verso Nord a una distanza di circa 0,8 km, che permette di rilevare i rapaci che transitano verso il Lago di Garda; il camino dismesso alto 150 m della centrale termoelettrica di Ponti sul Mincio, a 70 m s.l.m. e posto a circa 2,3 km a SE; la località Busa di S. Lucia a 122 m s.l.m. a 5,9 km (una postazione di caccia posta su di una dorsale) a SSE e Monte Mamaor a 131 m s.l.m. a una distanza di 8,3 km verso SE, all'estremo orientale delle colline moreniche e dominante la pianura veronese sottostante compreso il sedime aeroportuale di Villafranca di Verona. Le stazioni di Forte Ardietti, Monte della Guardia e camino dismesso della centrale della ditta "a2a" si trovano all'interno del Parco del Mincio.

Le osservazioni sono state fatte nei giorni di buona visibilità effettuando il censimento anche in caso di precipitazioni, attendendo il passaggio del fronte temporalesco per continuare i rilievi. Le indagini sono sempre iniziate verso la metà di agosto e si sono concluse entro la prima decade di settembre. Per uniformare i dati raccolti nel presente lavoro, si sono analizzate le osservazioni effettuate tra il 15 agosto e il 5 settembre dal 2004 al 2011. Nell'arco di ogni singola giornata di osservazioni sono stati presi in considerazione i dati raccolti tra le ore 9 e le 18 (ora legale), in quanto quelli raccolti fuori da questo orario sono

risultati discontinui. I conteggi sono stati effettuati con l'ausilio del binocolo e del cannocchiale. Tutti i dati raccolti sono stati riportati in un'apposita scheda elaborata a livello nazionale nell'ambito del Progetto INFOMIGRANS.

Non è stato possibile l'utilizzo del telemetro per la misurazione della distanza e dell'altezza di volo dei soggetti com'è stato fatto sui Colli Asolani (Mezzavilla *et al.* 2009a).

Risultati e discussione

Durante i dieci anni d'indagine (2002-2011) sono stati osservati 133.481 rapaci tra cui la specie più abbondante è risultata il falco pecchiaiolo con 131.556 individui pari al 99% del totale, percentuale leggermente inferiore a quanto riscontrato sui Colli Asolani (Mezzavilla *et al.* 2003). Altre specie rilevate con minor frequenza sono state lo sparviere *Accipiter nisus* (0,58%), la poiana (0,35%), il falco di palude *Circus aeruginosus* (0,09), il nibbio bruno *Milvus migrans* (0,05%), l'albanella reale *Circus cyaneus* (0,004%) e altri taxa elencati in Tabella 1, come l'aquila anatraia minore *Aquila pomarina* osservata il 4/09/03 e il 25/08/08. Le ore totali di osservazione sono state 2.596 (media 259,6 ore/anno). L'abbondanza dei rapaci rilevati non ha mostrato una correlazione significativa rispetto al numero di giorni utilizzati ($r_s=0,100$; $P=0,813$), tantomeno verso le ore di osservazione ($r_s=0,545$; $P=0,160$).

Dall'analisi dei dati si è notato un andamento relativamente omogeneo nell'arco dei dieci anni con un picco anomalo nel 2009 (Fig. 1).

L'analisi dei passaggi medi giornalieri calcolati durante otto anni (2004-2011) ha evidenziato tre picchi il 23, il 25 e il 30 agosto con poco più di 1.000 individui/giorno (Fig. 2). Dopo la prima pentade di settembre la migrazione non presenta numeri significativi. Il numero più elevato di rapaci è stato rilevato alla fine di agosto con 3.757 individui il 30/08/2009 e 2.694 individui il 25/08/2007. L'andamento dei passaggi giornalieri sulle colline moreniche segue quanto rilevato sulle altre stazioni di rilevamento dislocate lungo la rotta della migrazione (Reteuna 1994, Mezzavilla *et al.* 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009b, 2010, 2011, Giraud 2009, Rastelli *et al.* 2009, 2011, Marotto & Assandri 2010, Grasso *et al.* 2011) confermando l'ipotesi della presenza di un'importante flyway europea a sud delle Alpi, con direzione NE-SO che interessa le Prealpi centro-orientali, la Pianura Padana e le Alpi Marittime.

Negli anni dal 2002 al 2011 le cinque postazioni, anche con le carenze di copertura, hanno permesso di censire mediamente più di 10.000 rapaci ogni anno, con una punta di oltre 22.000 rapaci nel 2009, che rappresentano i numeri più alti in assoluto rispetto ad altri siti di osservazione distribuiti sulla rotta di migrazione dell'Italia settentrionale.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	TOTALI
<i>Pernis apivorus</i>	869	1.224	4.056	5.064	10.948	13.579	15.294	17.071	14.240	22.447	14.109	12.655	131.556
<i>Milvus migrans</i>			2	3	6	13	5	12	7	5	1	15	69
<i>Milvus milvus</i>						1		1		1			3
<i>Milvus sp.</i>						1							1
<i>Circus gallicus</i>	1	1	7	3	5	14	15	8	8	2	2	3	69
<i>Circus aeruginosus</i>			7	10	9	12	22	14	25	14	8	6	127
<i>Circus cyaneus</i>			1				3	12					16
<i>Circus pygargus</i>						5			4	1	7	1	18
<i>Circus sp.</i>				2	3			1	2	2	2	1	13
<i>Accipiter nisus</i>	3		34	52	72	123	104	88	65	67	101	56	765
<i>Buteo buteo</i>	2	9	6	49	49	120	50	36	32	41	40	37	471
<i>Buteo rufinus</i>							3	1	1	3	2	3	13
<i>Buteo lagopus</i>							4	4					8
<i>Buteo sp.</i>						1	3	1			3	3	11
<i>Aquila pomarina</i>				1					1				2
<i>Aquila pennata</i>				1		1	2	1		3	4	3	15
<i>Aquila chrysaetos</i>							1						1
<i>Aquila sp.</i>					2		1	1					4
<i>Pandion haliaetus</i>			1	2		1	3	3	2				12
<i>Falco tinnunculus</i>	1				6	29	26	13	6	3	15	1	100
<i>Falco subbuteo</i>						6	5	1	11	5		2	30
<i>Falco sp.</i>									5				5
Rapaci non identificati		9	20	19	17	27	16	9	13	13	18	11	172
<i>Ciconia nigra</i>			3	3	4	5	22	13	3	8	10		71
<i>Ciconia ciconia</i>			1	4	5	1	5	8	3	5			32
<i>Ciconia sp.</i>						3	4	1	7	1			16
<i>Plegadis falcinellus</i>												13	13
TOTALI	876	1.243	4.138	5.213	11.126	13.942	15.588	17.299	14.435	22.621	14.322	12.810	

Tabella 1 Dati riassuntivi delle osservazioni svolte dal 2000 al 2011 a Pozzolengo (BS) e dal 2002 al 2011 a Ponti sul Mincio (MN) e S. Lucia (VR). *Summary data of observations from 2000 to 2011 near Pozzolengo (BS) and from 2002 to 2011 at Ponti sul Mincio (MN) and Santa Lucia (VR).*

L'analisi dei passaggi orari ha mostrato un andamento bimodale con due picchi, il primo pari a 82,5 individui/ora compreso tra le ore 9 e 10, il secondo pari a 52,5 individui/ora tra le 16 e le 17. Il minimo si riscontra nelle ore centrali con 23 individui/ora tra le 14 e le 15 (Fig. 3). L'analisi dei dati mostra una differenza dei picchi orari rispetto ai Colli Asolani, dove invece il picco si manifesta di pomeriggio tra le 17 e le 18 (Mezzavilla *et al.* 2003). Pertanto le modalità di passaggio giornaliero sopra le colline moreniche sono più simili alle stazioni di montagna (Reteuna 1994, Charvoz *et al.* 1996, Thiollay 1996). Questo potrebbe dipendere dal fatto che i falchi pecchiaioli che sorvolano i Colli Asolani nel

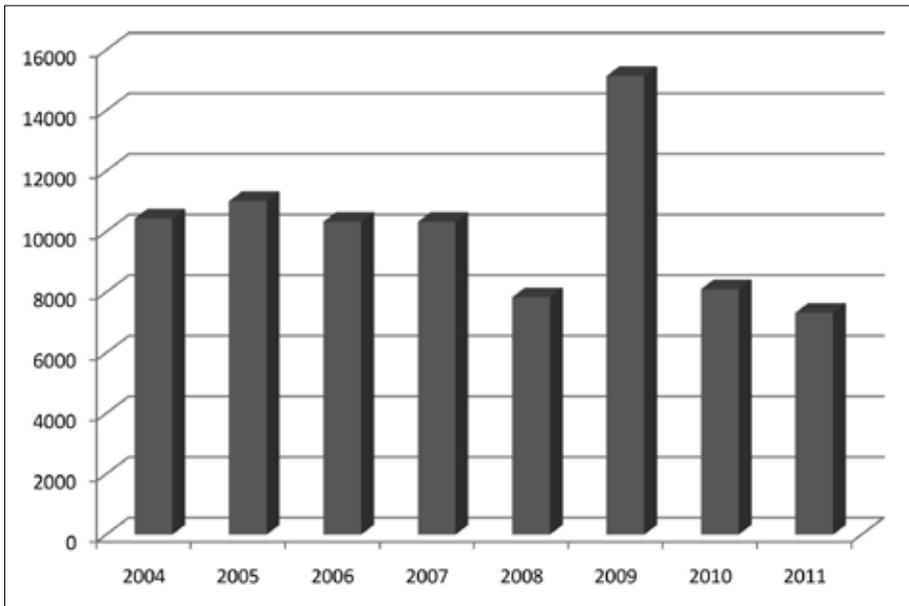


Figura 1 Totale annuale dei rapaci osservati negli otto anni di indagine. *Overall number of birds observed in the eight investigation years.*

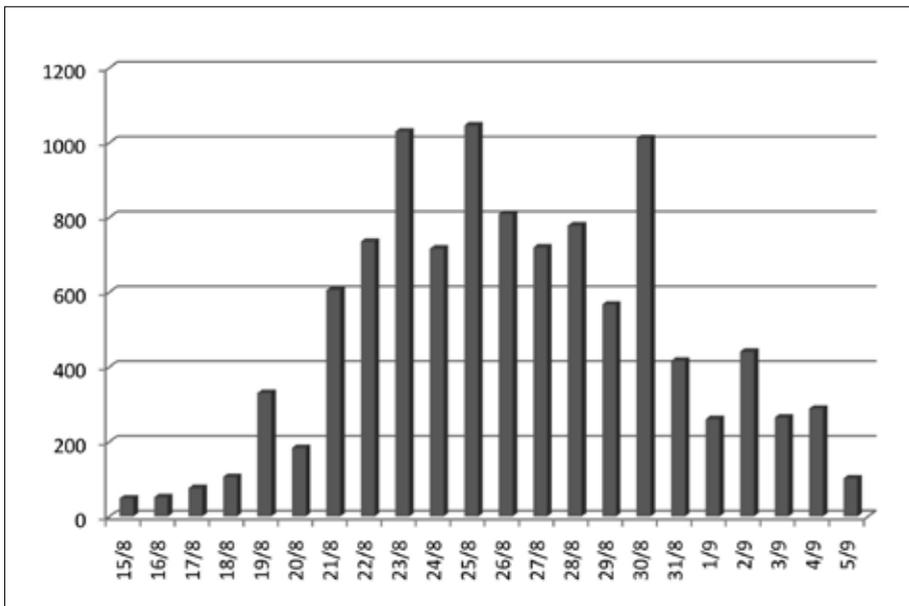


Figura 2 Passaggi medi giornalieri negli anni 2004-2011. *Daily average number of birds in 2004-2011.*

pomeriggio compiono una sosta notturna prima di sorvolare il nostro sito. Un elemento importante che influenza le modalità di migrazione sono le condizioni meteorologiche. Le termiche non ancora pienamente formate del mattino e in calo

nel tardo pomeriggio obbligano i rapaci a mantenere una quota bassa rendendoli ancora visibili con l'utilizzo di binocoli e in minor misura con il cannocchiale. Durante le ore centrali della giornata tra le 12 e le 16, con alta pressione e forti correnti termiche ascensionali, una parte non quantificabile dei migratori transita a quote elevate, tanto da risultare invisibili anche agli strumenti ottici e solo una parte probabilmente minoritaria resta ancora visibile. Con giornate prolungate di alta pressione e costante presenza di forti correnti ascensionali che interessano l'intero comprensorio dell'anfiteatro morenico, le modalità di passaggio vengono condizionate anche all'interno del fronte migratorio stesso. In presenza di queste condizioni atmosferiche si è riscontrato un maggior transito sulle stazioni orientali di S.ta Lucia e Monte Mamaor: 25/08/05, 325 individui sul Monte della Guardia (M.G.) e 2.475 a S.ta Lucia (S.L.); 28/08/05, 89 individui sul M.G. e 418 individui a S.L.; 20/08/07, 62 individui sul M.G. e 267 individui a S.L.; 01/09/07, 238 individui sul M.G. e 961 individui a S.L.; 02/07/07, 687 individui sul M.G. e 932 individui a S.L.; 25/08/08, 756 individui sul M.G. e 1.019 individui a S.L.; 29/08/08, 366 individui sul M.G. e 849 individui a S.L.; 22/08/10, 723 individui sul M.G. e 1.408 individui a S.L.; 28/08/10, 378 individui sul M.G. e 841 individui a S.L. Per contro, condizioni meteorologiche che presentano minori periodi di forte insolazione spingono i migratori più a ovest verso le stazioni di Forte Ardietti, Monte della Guardia e centrale termoelettrica di Ponti sul Mincio, influenzando di fatto i risultati giornalieri in

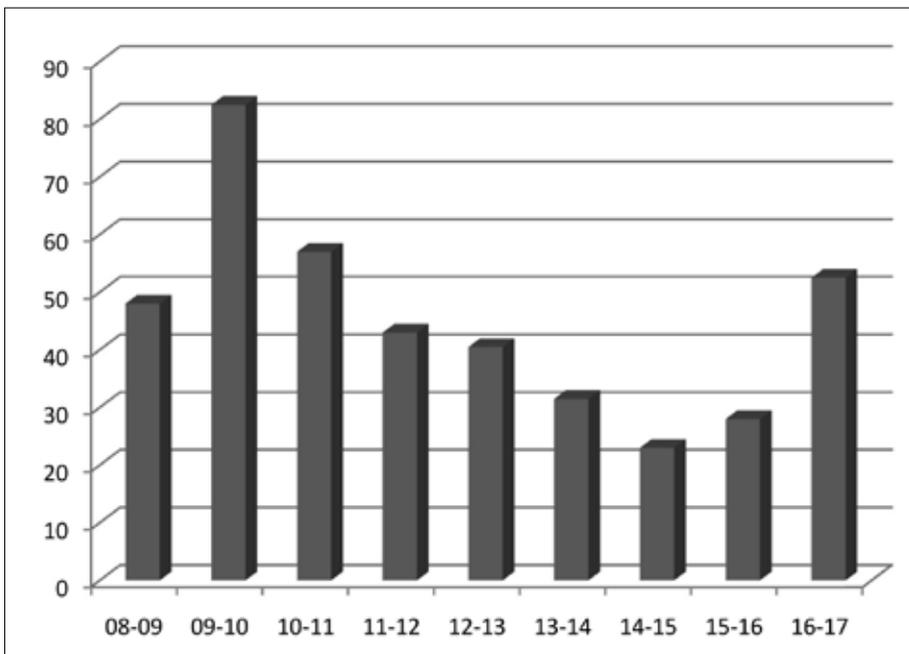


Figura 3 Passaggi medi orari rilevati giornalmente nel corso delle indagini. *Mean hourly number of observed birds.*

base alla copertura o meno di una o più stazioni. Durante tutto il periodo delle osservazioni, il flusso migratorio ha sempre evidenziato una direzione costante di circa 220° che porta i rapaci a dirigersi verso la Pianura Padana, attraversata su di un fronte molto ampio non ben quantificabile. Osservazioni nella bassa pianura bresciana (Gargioni e Quaranta *oss. pers.*) e a San Colombano al Lambro nella pianura lodigiana (Siliprandi 2005) hanno permesso di confermare la rotta NE-SO anche in questo settore della flyway.

Le differenze del numero di individui rilevati tra i Colli Asolani e le colline moreniche sono verosimilmente date dalle modalità di attraversamento, sostanzialmente diverse tra i due siti (Mezzavilla *et al.* 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009b, 2010, 2011) (Tab. 2). L'orografia dei Colli Asolani permette ai rapaci di migrare su di un ampio fronte di oltre 20 km che va dalla cima del Monte Grappa a Nord alla pianura veneta a Sud, pertanto il numero dei rapaci osservati non rappresenta il totale degli effettivi che migrano in questo settore delle Prealpi (Mezzavilla *et al.* 2009a). Sulle colline moreniche i migratori provenienti dai Monti Lessini, seguendo una rotta verso OSO, arrivano in prossimità della sponda orientale del Lago di Garda che funge da barriera, obbligandoli all'attraversamento della fascia meridionale delle colline moreniche, che sorvolano entro un fronte più ridotto rispetto ai Colli Asolani pari a circa 12 km, con direzione SO verso la pianura. Tale settore verrebbe pertanto meglio indagato con più stazioni di osservazione attive contemporaneamente. Inoltre ai contingenti provenienti d'oltralpe si aggiungono presumibilmente sia individui locali che nidificano nelle aree montane comprese tra i Colli Asolani e le colline moreniche, sia probabili individui che arrivano da nord attraverso le Alpi e che seguono le valli fluviali (Mezzavilla *et al.* 2009a). La Val d'Adige e l'Alto Adige in generale non sembrano essere interessati da un significativo flusso migratorio del falco pecchiaiolo (Azzolini, Sighele, Gargioni, *oss. pers.*, Comploi *et al.* 2010, Comploi & Comploi 2011).

Anno	Colli Asolani (Mezzavilla 2004-2011)	Colline moreniche (Gargioni <i>oss. pers.</i>)
2004	11.400	10.900
2005	5.600	13.800
2006	9.700	15.500
2007	13.000	17.000
2008	9.400	14.400
2009	10.700	22.600
2010	10.400	14.300
2011	10.600	11.800

Tabella 2 Totali per anno dei rapaci rilevati sui due siti. *Total number of raptors observed per survey year in the two sites.*

I dati raccolti dimostrano che il comprensorio meridionale delle colline moreniche del Lago di Garda assieme all'area dei Colli Asolani (distante 107 km) costituisce una delle più importanti flyway migratorie in Europa soprattutto per quanto riguarda il falco pecchiaiolo (Mezzavilla *et al.* 2009a). Con i totali registrati negli ultimi otto anni (Fig. 1) e considerando che di questi una percentuale compresa tra il 30 e 40% può sfuggire ai conteggi (Sattler & Bart 1985, Leshem & Yom-Tov 1996), le colline moreniche rientrerebbero nei criteri di classificazione A4iv nelle aree IBA (Gariboldi *et al.* 2000).

La morfologia del territorio rende la parte interessata delle colline moreniche a differenza degli altri siti un "collo di bottiglia", dove i migratori potrebbero essere censiti con maggiore facilità se ci fosse la possibilità di monitorare contemporaneamente e continuativamente almeno le due località principali (Monte della Guardia e S. Lucia), ciò quantificherebbe maggiormente la reale portata della migrazione, aumentando l'accuratezza dei risultati con un'eventuale opportunità di utilizzo dei sistemi radar della vicina aerostazione di Villafranca di Verona.

Questo insieme di fattori potrebbe fornire finalmente un quadro completo della migrazione autunnale dei rapaci diurni a sud delle Alpi. Attualmente l'impossibilità di usufruire di personale sufficiente a censire in maniera continua almeno la seconda stazione principale rende vano lo sforzo per ottenere un quadro maggiormente realistico della migrazione.

Ringraziamenti. Molti ornitologi e birdwatcher hanno condiviso diverse ore di osservazione, tra tutti mia moglie Donatella e A. Pasqua che hanno dato un contributo importante nella raccolta dei dati insieme a tutti gli amici del GRA, del "Menacò" (nodo bresciano di EBN), del GROL, del CROS Varenna e di Verona BW. Un ringraziamento particolare alla direzione della centrale termoelettrica "a2a" di Ponti sul Mincio che ha messo a disposizione il camino dismesso come posto privilegiato per le osservazioni e la direzione del Parco del Mincio per il contributo delle proprie GEV e la concessione dell'utilizzo del Forte Ardietti.

Summary. *Investigating the autumn migration of Honey Buzzard Pernis apivorus in north Italy: second contribution.*

Autumn migration of diurnal raptors have been monitored in the moraine hills of the south Garda Lake (provinces of Verona, Mantua and Brescia, NE Italy) since 2002. During the 2,596 hours of observation, 131,556 raptors were recorded, with more than 22,000 in 2009. The Honey Buzzard *Pernis apivorus* was the commonest species accounting for 99% of the birds. In order to standardize the results, only the observations made from August 15th to September 5th and from 9.00 am to 6.00 pm (DST) of the years from 2004 through 2011 are presented here. Three peaks of migration were recorded on August 23rd, 25th and 30th. Hourly passage rate showed two peaks between 9.00 a.m. and 10.00 a.m. and between 4.00 p.m. and 5.00 p.m. The migration patterns were affected by weather conditions. The number

of migrating raptors observed in the survey area was significantly different from that observed at Colli Asolani (Treviso province), a neighboring monitoring station; the present study assesses the probable causes of this difference. The large number of raptors observed in this area is due to its geographical position and shows the importance of the study site for the raptor migration in Europe.

Bibliografia

- Charvoz P., Materac J., Maire M., 1996. La migration postnuptiale visible en 1993 au defile de Fort l'Ecluse (Haute-Savoie et Ain) près de Genève. *Nos Oiseaux*, 43: 261-288.
- Comploi E., Comploi K., 2011. Il monitoraggio dei rapaci in Alto Adige (BZ). *Infomigrans*, 28, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 10.
- Comploi E., Comploi K., Pedrini P., 2010. Il monitoraggio dei rapaci in Trentino Alto Adige (BZ - TN). *Infomigrans*, 26, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 10.
- Fontana S., 1993. Il Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nella valle dell'Agno (Prealpi Venete). Studio bio ecologico. In: Mezzavilla F., Stival E. (red.), *Atti I Convegno Faunisti Veneti*. Centro Ornitologico Veneto Orientale, Montebelluna (TV): 120-122.
- Gargioni A., 2003. Nuovi dati sulla migrazione autunnale del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nell'Italia Settentrionale. *Avocetta*, 27 (1): 66.
- Gariboldi A., Rizzi V., Casale F., 2000. Aree importanti per l'avifauna in Italia. LIPU, Parma.
- Giraud L., 2009. La migrazione post riproduttiva in Valle Stura (CN). *Infomigrans*, 24, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 13.
- Grasso E., Belfiore F., Giraud L., 2011. La migrazione post riproduttiva in Valle Stura (CN). Ventesimo anno di attività. *Infomigrans*, 28, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 15.
- Lerco R., Sighele M., Izzo C., 2010. La migrazione post riproduttiva dei rapaci nelle prealpi veronesi (VR). *Infomigrans*, 26, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 11.
- Leshem Y., Yom-Tov Y., 1996. The magnitude and timing of migration by soaring raptors, pelicans and stocks over Israel. *Ibis*, 138: 188-203.
- Marotto P., Assandri G., 2010. Campo Migrans 2010 - Colle della Vaccera (TO). *Infomigrans*, 26, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 15.
- Mezzalira G., 1991. La migrazione post riproduttiva del Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) lungo il versante meridionale delle Prealpi venete. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 17: 521.
- Mezzavilla F., Gargioni A., Girardello M., Bellintani S., Martignago G., Pasqua A., Silveri G., Piccolo F., 2009a. An important flyway for raptors in Europe: 13 years of monitoring in the North East of Italy. *Avocetta*, 33 (2): 53-58.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2004. La migrazione post-riproduttiva dei rapaci sopra i Colli Asolani. *Infomigrans*, 14, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 3.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2005. La migrazione post-riproduttiva dei rapaci sopra i Colli Asolani. *Infomigrans*, 16, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 9.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2006. La migrazione post-riproduttiva sui Colli Asolani (TV). *Infomigrans*, 18, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 8.

- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2007. La migrazione post-riproduttiva sui Colli Asolani (TV). *Infomigrans*, 20, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 7.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2008. La migrazione post riproduttiva dei rapaci sopra i Colli Asolani, Maser (TV) - anno 2008. *Infomigrans*, 22, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 7.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2009b. La migrazione post riproduttiva dei rapaci sulle Prealpi Trevigiane (TV) - anno 2009. *Infomigrans*, 24, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 9.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., 2010. La migrazione post riproduttiva dei rapaci sulle Prealpi Trevigiane (TV) - anno 2010. *Infomigrans*, 26, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 13.
- Mezzavilla F., Martignago G., Piccolo F., Silveri G., Salvini F., 2011. Migrazione autunnale dei rapaci sopra le Prealpi Trevigiane - 2011. *Infomigrans*, 28, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 13.
- Mezzavilla F., Martignago G., Silveri G., 2003. Migrazione visibile post riproduttiva del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* sopra i Colli Asolani (NE Italia): anni 1994-2001. *Avocetta*, 27 (1): 52-56.
- Micheli A., Leo R., 2010. La migrazione prenuziale dei rapaci diurni (Falconiformes) nel Parco Alto Garda Bresciano (Lombardia settentrionale). *Natura Bresciana*, 37: 69.
- Rastelli M., Rebecchi A., Santo F., Garabello D., Guardiaparco Parco del Po Cuneese, 2011. La migrazione post riproduttiva in Valle Po (CN). *Infomigrans*, 28, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 14.
- Rastelli M., Rebecchi A., Santo F., Guardiaparco Parco del Po Cuneese, 2009. La migrazione post riproduttiva in Valle Po (CN). *Infomigrans*, 24, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 12.
- Reteuna D., 1994. La migrazione degli Accipitriformes, Falconiformes e Ciconiiformes attraverso le valli di Lanzo. *Riv. Piem. St. Nat.*, 15: 127-153.
- Sattler G., Bart J., 1985. A technique for evaluating observer efficiency in raptor migration counts. In: Harwood M. (ed.), *Proceedings of the 4th Hawk Migration Conference*. Hawk Migration Association of North America, Rochester, N.Y.: 275-280.
- Sighele M., Lerco R., Izzo C., 2011. Alcuni dati sulla migrazione post riproduttiva dei rapaci a Verona. *Infomigrans*, 28, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 11.
- Siliprandi M., 2005. La migrazione post-riproduttiva sulle colline di San Colombano al Lambro (MI). *Infomigrans*, 16, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 6.
- Thiollay J.M., 1996. La migration d'automne des rapaces diurnes aux cols de Cou et Bretolet. *Nos Oiseaux*, 28: 229-251.
- Zalles J.I., Bildstein K.L. (eds.), 2000. *Raptor watch: a global directory of raptor migration sites*. BirdLife Conservation Series No. 9.

VENTI ANNI DI PROGETTO MIGRANS: STUDIO DELLA MIGRAZIONE POST RIPRODUTTIVA DEI RAPACI IN VALLE STURA (CN)

FABIANO BELFIORE¹, LUCA GIRAUDO²

¹ via Aldo Manuzio 4A/14, I-16143 Genova, fescy84@hotmail.com

² Parco Naturale Alpi Marittime, piazza Regina Elena 30, I-12010 Valdieri (CN),
luca.giraud@parcoalpinarittime.it

Keywords: post-breeding migration, Honey Buzzard, Short-toed Eagle

La migrazione dei rapaci è stata osservata in tutte le regioni italiane ed in particolare sullo Stretto di Messina, ma dai primi anni '90 del secolo scorso è stata indagata a fondo anche nelle regioni settentrionali, dove un sito importante è rappresentato dalla provincia di Cuneo.

A partire dal 1992 il Parco Naturale Alpi Marittime ha avviato il “Progetto Migrans”, allo scopo di monitorare la migrazione post-riproduttiva di due specie target: il falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* e il biancone *Circaetus gallicus*.

Con il presente lavoro si analizzano i dati ricavati in venti anni di osservazione, che hanno permesso di definire molti aspetti della migrazione sulle Alpi Marittime: specie migratrici, fenologia stagionale e giornaliera di passaggio, influenza delle condizioni climatiche locali e regionali.

I monitoraggi sono stati effettuati in Valle Stura, nel comune di Demonte (CN). In questa valle si è operato in due punti di osservazione: Bergemoletto (UTM 360961.08 E, 4906264.01 N, 32T, 1.400 m s.l.m.) e Madonna del Pino (UTM 361977.27 E, 4908933.16 N, 32T, 980 m s.l.m.). Entrambi sono collocati nella parte mediana della valle e, assieme, garantiscono una visuale di circa 360° per monitorare le principali rotte migratorie che sorvolano lo Stura (Fig. 1).

Le prime osservazioni occasionali della migrazione del falco pecchiaiolo in questa località risalgono al 1985, ma a partire dal 1992 sono state effettuate con continuità nel periodo compreso dal 20 agosto al 29 settembre. Dal 1997 è stato seguito un protocollo di monitoraggio standardizzato al fine di garantire la copertura della finestra migratoria delle due specie target.

È stato utilizzato il metodo della “visible migration count”, con orario di osservazione dalle 9.00 alle 17.00 da postazione fissa. Sono stati utilizzati binocoli 8x30 o 10x40 e cannocchiali 20-60x80.

Tutti i dati raccolti sulle specie, dimensione dei gruppi, direzione di volo, variazioni orarie dell'intensità del passo sono stati trascritti in schede standard su modello della The Hawk Migration Association of North America (Toffoli & Bellone 1996).

In 20 anni di monitoraggi (1992-2011), sono stati svolti 879 giorni di

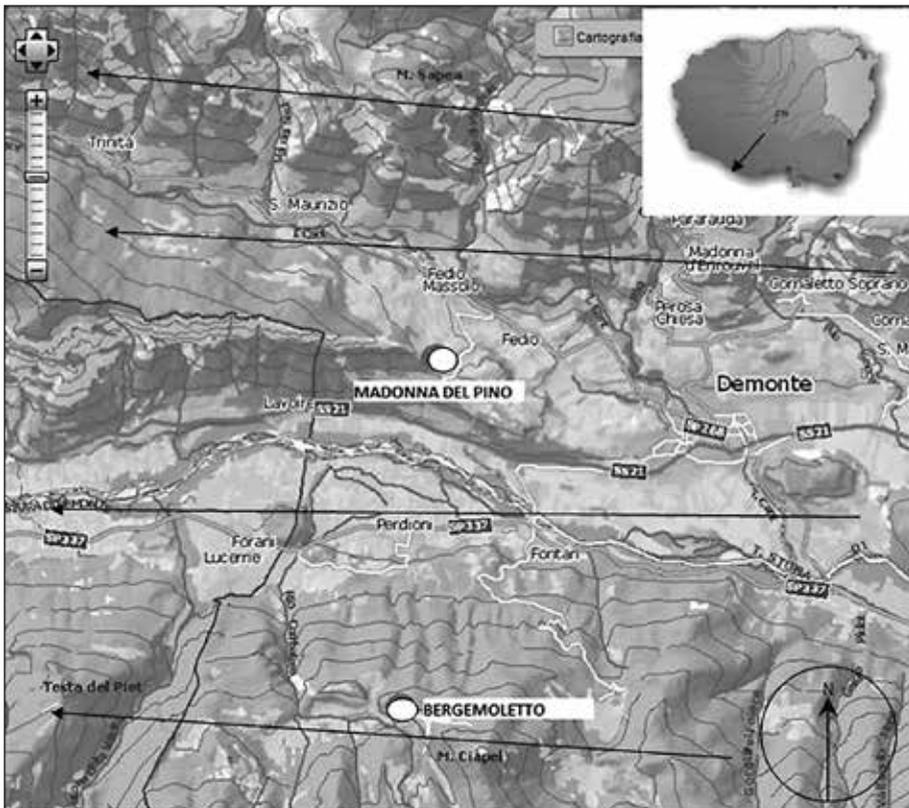


Figura 1 Siti di osservazione della Valle Stura (CN): Madonna del Pino e Bergemoletto. Le frecce indicano le principali rotte migratorie osservate. *Monitoring sites in Valle Stura (CN): Madonna del Pino and Bergemoletto. The arrows show the main fly-ways.*

osservazione, per un totale di 5.620 ore di monitoraggio e una media di 281 ore di osservazione annue.

In 20 anni sono stati osservati in totale 85.273 rapaci in migrazione di cui il 90,5% (77.197) è rappresentato dal falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, il 6% (5.125) dal biancone *Circaetus gallicus*, il 3% da altri rapaci. Tra questi ultimi ricordiamo: il nibbio bruno *Milvus migrans*, che è la terza specie più frequente, il falco di palude *Circus aeruginosus*, il falco pescatore *Pandion haliaetus* e l'aquila minore *Aquila pennata*, specie delle quali si è registrata almeno una segnalazione annuale. Il restante 0,6% è rappresentato da rapaci indeterminati (Tab.1).

In media sono stati osservati 4.264 rapaci/anno (minimo 2.168 nel 2003, massimo 11.088 nel 2009), con un indice orario medio nei 20 anni di 15,17 individui/ora. Sono stati conteggiati anche gli altri veleggiatori, in particolare i *Ciconiiformi*, tra cui 646 cicogne bianche *Ciconia ciconia* e 258 cicogne nere *Ciconia nigra*.

Per quanto riguarda il falco pecchiaiolo, sono stati osservati in media 3.860 individui/anno ($DS \pm 2.510$); il 95% degli effettivi ($N=70.379$) è transitato fra il 23 agosto e il 7 settembre (indice orario medio sui 20 anni di 29,8 individui/

ora), con un picco principale centrato dal 29 al 31 agosto nel quale è passato rispettivamente il 34,8% degli individui osservati (29/08 - 13%, 30/08 - 8% e 31/08 - 13%), e un indice orario medio di 58,5 individui/ora (Fig. 2).

Il picco massimo giornaliero è stato registrato il 31 agosto 2009, con 3.986 individui (indice orario di 498,2 individui/ora). È evidente un picco secondario che cade intorno al 24 agosto (7% sul totale), con un picco massimo il 24/08/2009 con 2.780 individui (indice orario 347,5 ind/h). I due picchi paiono in accordo con quanto osservato in provincia di Treviso (Mezzavilla *et al.* 1999). A partire dal 10 settembre gli individui in transito sono soprattutto giovani dell'anno (Giraudò 2003), che vengono osservati singolarmente fino alla prima decade di ottobre (9 ottobre 2000: Parco Naturale Alpi Marittime 2000).

Specie	totale	media ind/anno	percentuale
Falco pecchiaiolo	77.197	3.860	90,5%
Biancone	5.125	256	6,0%
Nibbio bruno	1.329	66,4	1,6%
Nibbio reale	63	3,1	0,1%
Falco di palude	584	29,2	0,7%
Albanella reale	29	1,4	0,0%
Albanella minore	72	3,6	0,1%
Circus sp.	33	1,6	0,0%
Poiana delle steppe	3		0,0%
Poiana codabianca	3		0,0%
Poiana calzata	1		0,0%
Aquila anatraia minore	2		0,0%
Aquila anatraia maggiore	1		0,0%
Aquila minore	24	1,2	0,0%
Falco pescatore	78	3,9	0,1%
Falco cuculo	7		0,0%
Smeriglio	3		0,0%
Lodolaio	205	10,2	0,2%
Falco della regina	4		0,0%
Lanario	1		0,0%
Rapaci indeterminati	509	25,4	0,6%
Totale rapaci osservati	85.273	4.264	100,0%
Indice orario medio annuo	15,17		
Cicogna bianca	646	32,3	
Cicogna nera	258	12,9	

Tabella 1 Specie osservate in migrazione sulla Valle Stura dal 1992 al 2011. *Migrating species observed from 1992 to 2011 on the Stura Valley.*

La fenologia oraria del passaggio ha evidenziato come il falco pecchiaiolo tenda a transitare lungo tutto il corso della giornata, con un picco verso le ore 15-16. Dopo quest'ora transita meno del 10% degli effettivi giornalieri. Al mattino, soprattutto nelle giornate di forte passo, i primi migratori si osservano già prima delle 9, aspetto che fa pensare che ci siano individui che sostano durante la notte nello spazio di pochi chilometri dal sito di osservazione.

Per quanto riguarda il biancone sono stati osservati 206 individui/anno ($DS \pm 146$); il 95% degli effettivi ($N=4.137$) è transitato fra il 10 e il 27 settembre (indice orario medio sui 20 anni di 1,5 individui/ora), con un picco fra il 19 e il 20 settembre (27,8% sul totale degli effettivi) e un indice orario di 8,1 individui/ora. Il picco massimo giornaliero è stato osservato il 20/09/2009 con 187 (14,38%) individui transitati (indice orario di 26,7 individui/ora). La fenologia del biancone è espressa da una curva che si avvicina alla distribuzione normale (Fig. 2). La fenologia giornaliera mette in luce la tendenza del biancone a transitare in concomitanza con la formazione delle termiche. Il passaggio è maggiore dalle 10 alle 13, poi tende a ridursi gradatamente, per interrompersi dopo le ore 17.

Per concludere l'analisi generale, la lunga serie di dati permette di stimare anche il trend delle popolazioni, sia per il falco pecchiaiolo che per il biancone.

I risultati hanno evidenziato un leggero aumento della popolazione di falco pecchiaiolo e un forte incremento di quella di biancone in accordo con le recenti valutazioni a livello continentale (BirdLife International 2004).

Infine si è cercato di analizzare l'influenza delle condizioni meteorologiche sul transito del falco pecchiaiolo. Dalle osservazioni condotte dal 2001 al 2011 sembra che il fattore che ha maggiormente influenzato la migrazione sia la

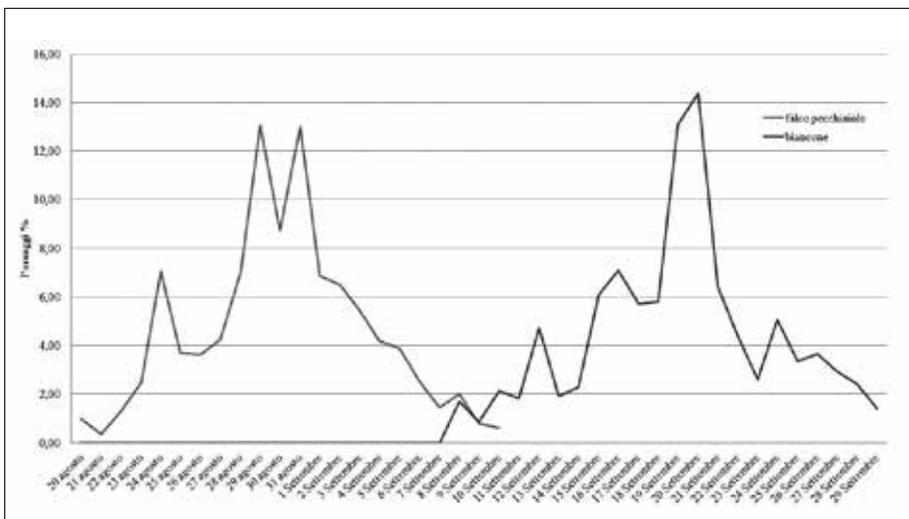


Figura 2 Transiti di falco pecchiaiolo dal 20 Agosto al 10 Settembre e di biancone dall'8 Settembre al 29 Settembre. *Counts of Honey Buzzard from 20th August to 10th September and of Short-toed Eagle from 8th September to 29th September.*

pressione atmosferica: gli individui tenderebbero a fermarsi o a rallentare il passaggio quando trovano l'inizio di una forte depressione. Questa sembrerebbe fungere da ostacolo solo se le isobare sono posizionate perpendicolarmente alla rotta: i migratori tenderebbero a fermarsi per evitare di essere spinti troppo fuori rotta. Nei giorni di passo minimo è stata riscontrata la situazione sopradescritta. Quando invece le isobare sono parallele alla rotta di migrazione a formare un "plateau" con bassa pressione costante lungo tutta la rotta, si osservano i picchi di passaggio massimi. Se ne potrebbe dedurre che, quando le isobare sono parallele alla rotta migratoria - nonostante la bassa pressione e talvolta le precipitazioni - i migratori sfruttano il movimento antiorario delle correnti sinottiche a loro vantaggio.

Esaminando le temperature medie giornaliere, è stato riscontrato che i picchi di passaggio massimi vengono osservati con temperature più basse rispetto alla media degli altri giorni, ovvero intorno ai 12.1°C (Belfiore *et al.* 2012).

Lo studio della migrazione nella Valle Stura è stato condotto in contemporanea con altri siti (Mezzavilla *et al.* 1999), al fine di definire la rotta del falco pecchiaiolo sull'Italia settentrionale.

Dall'analisi dei dati pubblicati su Infomigrans relativi ai siti del Cuneese (Valle Stura e Bric Loumbatera) e al lago di Garda è stato possibile stimare che il 61% dei falchi pecchiaioli che si osservano nel Bresciano vengono poi conteggiati nella provincia di Cuneo (Girauda *et al.* 1998).

Da questi 20 anni di lavoro è stato possibile ottenere un'interessante mole di dati che andranno analizzati con maggior dettaglio in futuro insieme agli altri siti, al fine di valorizzarne al massimo l'importanza anche ai fini conservazionistici.

Ringraziamenti. Questo progetto, ben lungi dall'aver raggiunto i suoi obiettivi, è andato negli anni molto al di là dei confini delle Alpi Marittime ed ha contribuito in modo sostanziale alla divulgazione delle conoscenze sui rapaci migratori, raccolte da moltissime ornitologi in tutta Italia. Perciò il Parco Alpi Marittime ringrazia quanti in questi 20 anni hanno contribuito alla riuscita del progetto, dall'inizio ad oggi.

Summary. *Twenty years of Progetto Migrans: study on post-breeding migration in the Stura Valley (Cuneo, NW Italy).*

From 1992 to 2011, we carried out a study of the post-breeding migration of raptors and Ciconiiformes at the observation site in Valle Stura, Alpi Marittime (CN). Over these 20 years the "Progetto Migrans" coordinated by Parco Naturale Alpi Marittime accumulated 85,273 sightings of migrating raptors, belonging to 20 different species. The most commonly seen was Honey Buzzard *Pernis apivorus*, which accounted for 90% of the observations, followed by Short-toed Eagle *Circaetus gallicus*. For short-toed eagles this is the only post-reproductive migratory flyway of any importance we know in the Italian Alps. The phenology of passage of the various species was analysed in relation to local and regional

weather conditions. For the two target species it was possible to estimate a tendency in actual numbers migrating. The numbers confirm that the Valle Stura di Demonte site, the longest surviving observation site in northern Italy, is also one of Piedmont's principal migratory flyways both for raptors and large soaring birds such as Ciconiiformes.

Bibliografia

- Belfiore F., 2012. Valle Stura di Demonte (CN): 20 Anni di "Progetto Migrans". Tesi specialistica, DIPTERIS - Università di Genova.
- BirdLife International, 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherland: BirdLife International.
- Giraud L., 2003. La migrazione post-riproduttiva del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* sulle Alpi Marittime: dati preliminari su sex ratio ed età. *Avocetta*, 27 (1): 74.
- Giraud L. et al., 1998. Infomigrans, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN).
- Mezzavilla F., Giraud L., Toffoli R., Martignago G., 1999. Migrazione post-riproduttiva del Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* attraverso l'Italia settentrionale. *Avocetta*, 23 (1): 16.
- Parco Naturale Alpi Marittime, 2000. Resoconto ornitologico anno 1999. Bollettino del Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN).
- Toffoli R., Bellone C., 1996. Osservazioni sulla migrazione autunnale dei rapaci sulle Alpi Marittime. *Avocetta* 20 (1): 7-11.

LA MIGRAZIONE DEI RAPACI NELLA RISERVA NATURALE DEI CALANCHI DI MONTALBANO JONICO (MT): DATI PRELIMINARI

DONATO LORUBIO, MIRELLA CAMPOCHIARO, ADRIANO CASTELMEZZANO,
CATERINA COPPOLA, GIANLUCA COSTANTINI, ANTONIO DE STEFANO,
EGIDIO FULCO, ALFREDO VILMER SABINO

Lanius - Ricerca e divulgazione naturalistica in Basilicata,
via Conversi 118, I-75100 Matera, info@lanius.it

Keywords: raptor migration, Basilicata, Montalbano Jonico

In Basilicata non sono mai state condotte indagini inerenti i flussi migratori di rapaci, che di fatto risultano poco noti e riferibili a pochi dati, relativi a studi più ampi (Londi *et al.* 2009, Cutini *et al.* in stampa). Al fine di colmare questa lacuna l'Associazione Lanius ha intrapreso un progetto di monitoraggio finalizzato allo studio della migrazione dei rapaci diurni attraverso la Riserva Naturale dei Calanchi di Montalbano Jonico, istituita nel 2011 e gestita dalla Provincia di Matera.

Questa Riserva (Fig. 1) è situata lungo il versante jonico della Basilicata tra le medie valli del Cavone e dell'Agri, in posizione dominante rispetto all'ampia pianura metapontina. Il territorio presenta formazioni argillose calanchive quasi prive di vegetazione, fatta eccezione per piccoli lembi di macchia mediterranea o gariga. Alle forme erosive si alternano piccoli appezzamenti coltivati e ampie zone di pascolo xerico.

I rilievi sono stati condotti tra il 28 Aprile e il 6 Maggio 2012, a partire dalle 8.30 fino alle 19.00, durante i quali è stata presa nota di ogni individuo osservato in transito. Si è registrata direzione di volo e orario di avvistamento. I censimenti sono stati effettuati da un punto panoramico che ha garantito un ampio campo visivo su tutto il settore di Sud-Sud Ovest; per i rilievi sono stati utilizzati binocoli 8x42 e 10x50 e un cannocchiale 20-60x.

Complessivamente sono stati censiti 1.232 rapaci, osservati in prevalenza lungo la direttrice Sud-Nord (Tab. 1), con una media di 136,88 rapaci/giorno e valori massimi il 3 Maggio con 448 individui. La specie maggiormente osservata è stata il falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* con 1.093 individui totali. Tra le altre osservazioni di rilievo si segnalano l'albanella pallida *Circus macrourus* e la poiana codabianca *Buteo rufinus*, specie scarse e raramente segnalate in Basilicata (Fulco *et al.* 2008). Di un certo interesse anche l'osservazione del grifone *Gyps fulvus*, con tre individui in probabile erratismo dai siti di reintroduzione del Parco Nazionale del Pollino.

Questo progetto, primo nel suo genere in Basilicata, ha evidenziato l'importanza

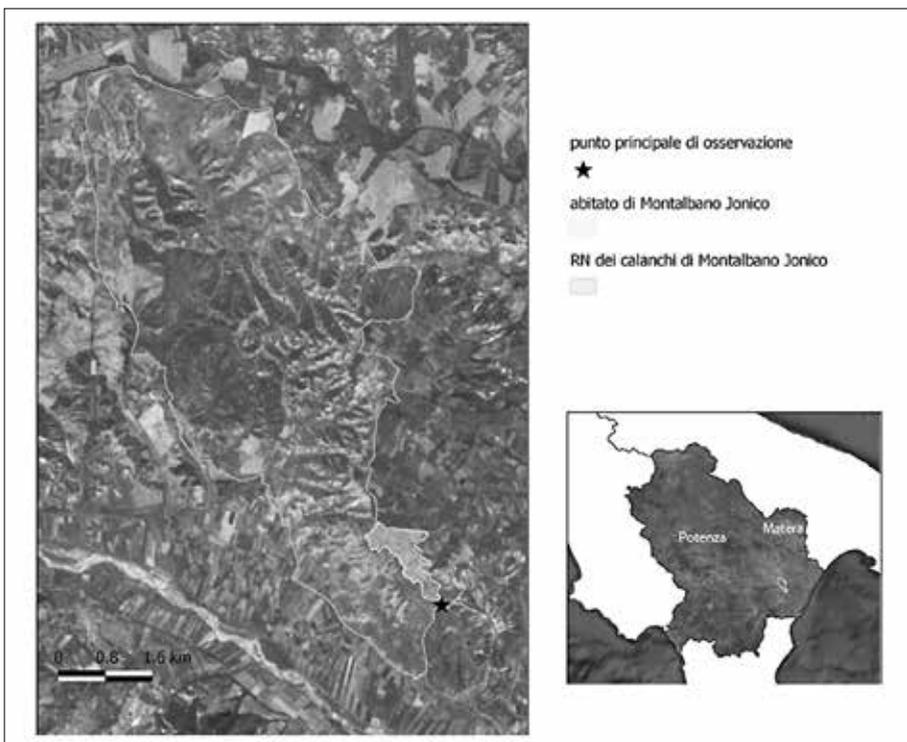


Figura 1 Area di studio. *Study area.*

Specie	N. individui
Grifone <i>Gyps fluvus</i>	3
Falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i>	1.093
Nibbio reale <i>Milvus milvus</i>	3
Falco di palude <i>Circus aeruginosus</i>	31
Albanella minore <i>Circus pygargus</i>	3
Albanella pallida <i>Circus macrourus</i>	2
Poiana codabianca <i>Buteo rufinus</i>	1
Poiana <i>Buteo buteo</i>	27
Grillaio <i>Falco naumanni</i>	4
Falco cuculo <i>Falco vespertinus</i>	58
Lodolaio <i>Falco subbuteo</i>	7
Totale	1.232

Tabella 1 Risultati del censimento. *Survey results.*

delle colline calanchive quale sito di interesse per la migrazione dei rapaci, così come suggerito da osservazioni pregresse condotte *in loco* (Lorubio oss. pers.). In prospettiva è auspicabile proseguire nella raccolta dati utilizzando una finestra temporale più ampia, in modo da studiare per intero il flusso di rapaci migratori e stabilire una stazione fissa di monitoraggio, così come già avviene in altre realtà italiane.

Summary. *Raptor migration in the Natural Reserve Calanchi di Montalbano Jonico (Matera, Southern Italy): preliminary data.*

In 2012, Lanius Association led for the first time the monitoring of raptor migration through the Regional Natural Reserve “Calanchi di Montalbano Jonico” (Basilicata region, Italy). 1,232 raptors were counted in 10 days of observation, with more than 1,000 Honey Buzzards *Pernis apivorus*.

Bibliografia

- Cutini S., Fulco E., Campedelli T., Londi G., Tellini Florenzano G., in stampa. Monitoraggio della comunità ornitica in un'area calanchiva della Basilicata. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Fulco E., Coppola C., Palumbo G., Visceglia M., 2008. Check-list degli uccelli della Basilicata, aggiornata al 31 maggio 2008. Riv. ital. Orn., 78 (1): 13-27.
- Londi G., Fulco E., Campedelli T., Cutini S., Tellini Florenzano G., 2009. Monitoraggio dell'avifauna in un'area steppica della Basilicata. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, 16 (1-2): 243-245.

ANALISI DELL'ANDAMENTO DELLE POPOLAZIONI DI BIANCONE *CIRCAETUS GALLICUS* E FALCO PECCHIAIOLO *PERNIS APIVORUS* IN MIGRAZIONE NELLA ZPS “BEIGUA-TURCHINO” (GE)

LUCA BAGHINO

Centro Ornitologico e di Educazione Ambientale del Parco del Beigua,
via Marconi 165, I-16011 Arenzano (GE), biodiv@parcobeigua.it

Keywords: trend, migration, population, *Circaetus gallicus*, *Pernis apivorus*

Tra i siti “storici” in Italia dall’inizio dei primi controlli sulla migrazione pre-riproduttiva dei Falconiformes risalenti alla metà degli anni ’80 del secolo scorso, i contrafforti e le vallate appenniniche di Arenzano (GE) continuano ad essere luogo di conteggi sistematici e standardizzati tali da offrire una serie temporale di dati ormai relativamente estesa (Baghino 1996, Zalles & Bildstein 2000). Nel 2000, la designazione della Zona di Protezione Speciale (istituto previsto dalla Direttiva 2009/147/CE) IT1331578 “Beigua-Turchino”, sovrapposta al Parco Naturale Regionale del Beigua, e gli obblighi di monitoraggio imposti dalla Direttiva hanno infatti richiesto l’acquisizione di dati aggiornati inerenti il fenomeno migratorio dei rapaci diurni oggetto di tutela.

Il presente contributo mira ad analizzare gli andamenti delle popolazioni di biancone *Circaetus gallicus* e falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, specie di interesse comunitario, regolarmente controllate in migrazione nel sito mediante conteggi. I dati sono stati acquisiti in postazioni ubicate ai limiti meridionali della Zona di Protezione Speciale IT1331578 “Beigua-Turchino” nella Liguria occidentale (Comune di Arenzano, GE: posizione UTM-WGS84 32 T 473300 4918300); per la migrazione pre-riproduttiva si è fatto riferimento, per il biancone, all’arco temporale 5-29 marzo negli anni dal 1988 al 2011 e per il falco pecchiaiolo all’arco 1-20 maggio negli anni dal 1989 al 2011; per la migrazione post-riproduttiva del biancone si è considerato il medesimo periodo di 12 giorni dal 15 al 26 settembre, negli anni dal 2000 al 2011.

Allo scopo di standardizzare i dati derivati dai conteggi compiuti nel corso degli anni, rendendoli omogenei e comparabili, si è usato un indice di migrazione così calcolato: numero di individui conteggiati/numero di ore d’osservazione.

Si è impiegato il software TRIM (TRends and Indices for Monitoring data) vers. 3.53, sviluppato da Statistics Netherlands per stimare indici e andamenti di popolazione, con osservazioni mancanti. TRIM, basandosi su un modello di regressione log-lineare di Poisson, produce stime di indici e tendenze di popolazione annuali, utilizzando il modello di tipo lineare. L’indicazione della tendenza in atto viene restituita su base statistica (calcolando l’errore standard e

verificando dove si collocano i valori del limite inferiore e superiore dell'intervallo di confidenza rispetto al valore centrale), distinguendo tra aumento marcato, aumento moderato, stabilità, diminuzione moderata, diminuzione marcata, andamento non certo. Nell'elaborazione i changepoints, anni contraddistinti da cambiamenti di tendenza, sono stati selezionati con la modalità "stepwise".

Al fine di ottenere un modello con una più alta bontà di adattamento, per le due serie storiche più lunghe si è fatto ricorso a due covariate: una relativa al differente sforzo di osservazione attuato nel tempo e una alla diversa tipologia di monitoraggio (periodi di copertura continuativa/periodi di osservazioni sistematiche ma non in forma continuativa).

L'andamento degli effettivi di biancone in transito primaverile nel sito è stato inizialmente investigato con analisi di regressione applicata ai risultati dei conteggi e agli indici di migrazione su archi temporali più brevi (2004-2008) e anche di durata sufficientemente lunga ma senza l'impiego di TRIM (Baghino 2009); esistono lavori che utilizzano TRIM per l'analisi del trend sulla base del tasso di cattura giornaliero di specie ornitiche in migrazione non appartenenti all'ordine dei Falconiformes (assiolo *Otus scops*: Centili 2008).

Per quel che riguarda il biancone in migrazione pre-riproduttiva a marzo, con popolazioni composte in modo preponderante da soggetti adulti e destinate ad insediarsi in massa prevalentemente in Italia (Baghino & Premuda 2005, 2007, Baghino 2009, Premuda *et al.* 2010), l'analisi degli indici di migrazione evidenzia un trend positivo con forte aumento e un tasso di incremento annuale calcolato nella misura di oltre l'11%, significativamente tra il 2001 e il 2005 (Wald-test=35,3, *g.l.*=1, $P<0,01$; Fig. 1). È da segnalare altresì il dato di un individuo del quarto anno di calendario, dotato in Spagna di trasmettitore satellitare e diretto in Croazia, che è stato osservato in migrazione il 25/3/2011 (Baghino 2011, Yañez Vega com. pers.).

Il numero medio annuo conteggiato dal 2004 al 2011 è stato di 1.478 individui $\pm 82,5$ ES (e ben 1.908 $\pm 123,4$ ES dal 2008 al 2011), superiore alle stime tuttora riportate in bibliografia relativamente alla popolazione nidificante in Italia (350/400 coppie e meno di 1.000 individui maturi: Brichetti & Fracasso 2003, Peronace *et al.* 2012), che già da qualche anno alcuni lavori hanno iniziato a rivedere in senso estensivo (480/520 coppie: Baghino & Premuda 2005; 560 coppie: Petretti 2008; 600/700 coppie: Campora & Cattaneo 2009).

Informazioni che valutano in aumento popolazioni nidificanti di varie zone d'Italia sono da tempo reperibili in bibliografia (Occhiato 1997 per la Toscana, Campora & Cattaneo 2005 per l'Alta Italia, Petretti 2008); in tal senso, e parallelamente all'affinamento delle conoscenze, sono stati chiamati ipoteticamente in causa il concorso di fattori positivi per la demografia della specie quali la protezione legale accordata e gli andamenti climatici favorevoli, almeno a medio termine e per una parte delle regioni (Baghino 2009); inoltre è stata considerata una possibile dinamica di colonizzazione in corso nella penisola italiana (Agostini & Mellone 2008).

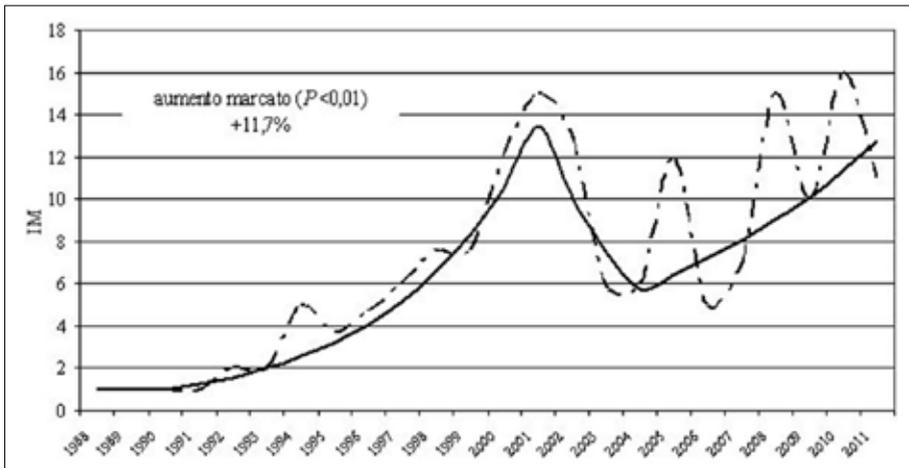


Figura 1 Andamento annuo degli effettivi in migrazione pre-riproduttiva del biancone nel mese di marzo dal 1988 al 2011 (linea continua: modello lineare; tratteggio: modello interpolato). *Annual trend of migrating Short-toed Eagle populations from March, 1988 to 2011 (continuous line: model indices; point-line: imputed indices).*

Quanto alla migrazione post-riproduttiva delle popolazioni di biancone, anche in questo caso di origine italiana (Agostini *et al.* 2002a, 2002b, 2004, Ruggieri *et al.* 2006, Baghino *et al.* 2012), ma di diversa fenologia per classi di età (Baghino 2008, 2009) rispetto al periodo di marzo, l'analisi degli indici di migrazione ottenuti lungo un arco temporale (sia di anni che di giorni controllati) meno esteso mostra comunque un aumento marcato con tasso di variazione annuale pari a +6,9% (Wald-test=195,42, *g.l.*=2, $P<0,01$). Il numero medio annuo conteggiato dal 2000 al 2011 è pari a 675 individui \pm 57,15 *ES*.

Anche i conteggi sullo Stretto di Gibilterra indicano, dal 1999 al 2008, un aumento degli effettivi, sebbene in questo sito transitino anche altre popolazioni, importanti per dimensione, di vaste aree dell'Europa occidentale quali la Penisola Iberica e la Francia (Yañez Vega 2009).

Diverso appare il caso delle popolazioni di falco pecchiaiolo anch'esse composte da soggetti adulti in migrazione a maggio la cui destinazione geografica, ragionevolmente distribuita in seno a Paesi europei a nord dell'Italia (Micheli & Leo 2010), non è esattamente nota; TRIM denota un andamento sostanzialmente stabile nell'ambito di riscontrate fluttuazioni annuali degli indici di migrazione dei contingenti in movimento verso Nord-Est (tasso di variazione annuo: +0,2; Fig. 2). Il numero medio annuo conteggiato dal 2004 al 2011 è risultato essere di 3.035 individui \pm 488,1 *ES*.

Queste prime indicazioni del trend impongono comunque la necessaria cautela soprattutto nel passaggio alla non facile valutazione, con stime numeriche, delle popolazioni coinvolte, in considerazione sia della vastità geografica sia dell'incertezza dell'areale di distribuzione a cui i vari contingenti possono

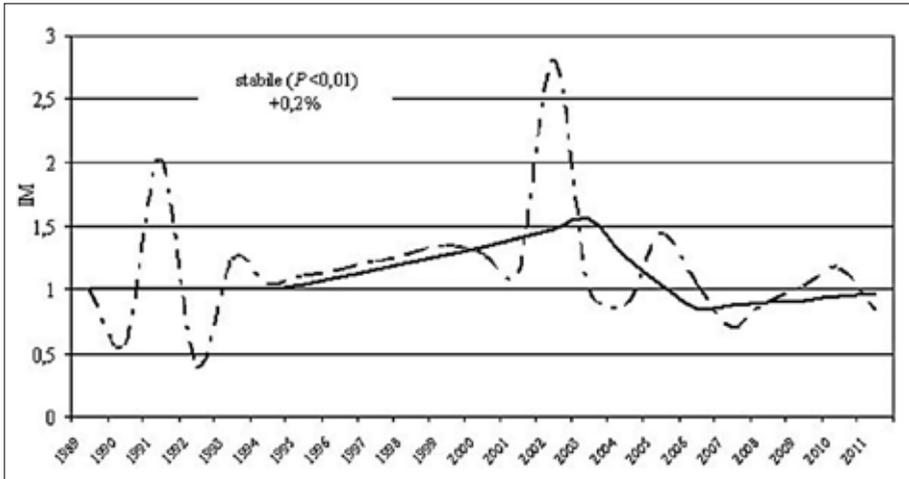


Figura 2 Andamento annuo degli effettivi in migrazione pre-riproduttiva del falco pecchiaiolo nel mese di maggio dal 1989 al 2011 (linea continua: modello lineare; tratteggio: modello interpolato). *Annual trend of migrating Honey Buzzard populations from May, 1989 to 2011 (continuous line: model indices; point-line: imputed indices).*

appartenere, nonché della struttura demografica delle popolazioni migranti e dell'efficienza dei campionamenti stessi.

Ringraziamenti. Si ringraziano i numerosi osservatori che negli anni hanno validamente preso parte ai conteggi in affiancamento, e tra questi in particolare per la loro assiduità: G. Lovato, R. Pedemonte, C. Rapetti.

Summary. *Trend analysis of Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* and Honey Buzzard *Pernis apivorus* migrating over the Special Protection Area "Beigua-Turchino" (Genoa, NW Italy).*

Population trends of the Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* and Honey Buzzard *Pernis apivorus* migrating through the SPA IT1331578 "Beigua-Turchino", 25 km west of Genoa (NW Italy) are investigated by migration indices obtained yearly from 1988 to 2011 (March period: Short-toed Eagle), 1989 to 2011 (May period: Honey Buzzard) and 2000 to 2011 (12-day period of September, for Short-toed Eagle again). Data analyzed by the software TRIM have highlighted a positive trend with marked increase in Short-toed Eagles migrating at the site particularly in March (+11.7%), but also in September (+6.9%), whereas the Honey Buzzards migrating in May show a rather more stable (+0.2%) trend. In the case of the Short-toed Eagle, despite the different age compositions of birds moving in both season, the geographic origin (Italy) is ascertained and such findings suggest a reasonable increase in estimated national population numbers, whilst for the Honey Buzzard the exact destination/distribution area within Europe is not well known.

Bibliografia

- Agostini N., Mellone U., 2008. Does migration flyway of Short-toed Snake-Eagles breeding in Central Italy reflect the colonization history? *Journal of Raptor Research*, 42 (2): 158-159.
- Agostini N., Baghino L., Coleiro C., Corbi F., Premuda G., 2002a. Circuitous autumn migration in the Short-toed Eagle (*Circaetus gallicus*). *Journal of Raptor Research*, 36: 111-114.
- Agostini N., Baghino L., Panuccio M., Premuda G., 2002b. A conservative strategy in migrating Short-toed Eagles *Circaetus gallicus*. *Ardeola*, 49: 287-291.
- Agostini N., Baghino L., Panuccio M., Premuda G., Provenza A., 2004. The autumn migration strategies of adult and juvenile short-toed eagles *Circaetus gallicus* in the central Mediterranean. *Avocetta*, 28 (1): 37-40.
- Baghino L., 1996. The spring migration of raptors over a site of western Liguria (Italia): results 1985 to 1994. In: Muntaner J., Mayol J. (eds.), *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*. Monografías n. 4, SEO/BirdLife, Madrid: 387-389.
- Baghino L., 2008. Monitoraggio della migrazione post-riproduttiva dei rapaci diurni nella Zona di Protezione Speciale IT1331578 "Beigua-Turchino". *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria"*, XCIC: 513-534.
- Baghino L., 2009. La migrazione nel Parco del Beigua e nel Ponente genovese. In: Baghino L., Campora M., Cattaneo G., *Il Biancone: biologia e migrazione nell'Appennino ligure*. Ed. Il Piviere, Gavi (AL): 38-70.
- Baghino L., 2011. La migrazione primaverile nel Parco del Beigua: il sito di Arenzano (GE). *Infomigrans*, 27, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri (CN): 9.
- Baghino L., Premuda G., 2005. Consistente migrazione pre-riproduttiva del biancone *Circaetus gallicus* lungo il versante tirrenico ligure-toscano. *Avocetta*, 29: 21.
- Baghino L., Premuda G., 2007. Nuovi dati sulla migrazione primaverile "a circuito" del biancone *Circaetus gallicus* in Italia. *Avocetta*, 31 (1-2): 70-72.
- Baghino L., Premuda G., Giraudo L., 2012. Nuove analisi sulla migrazione post-riproduttiva del biancone *Circaetus gallicus* nell'Italia nord-occidentale. *Avocetta*, 36 (2): 1-5.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. *Ornitologia Italiana. 1 Gaviidae-Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Campora M., Cattaneo G., 2005. Ageing and sexing Short-toed Eagles. *British Birds*, 98: 369-380.
- Campora M., Cattaneo G., 2009. Conoscere la specie. In: Baghino L., Campora M., Cattaneo G., *Il Biancone: biologia e migrazione nell'Appennino ligure*. Ed. Il Piviere, Gavi (AL): 10-13.
- Centili D., 2008. L'assiolo *Otus scops* è una specie in diminuzione? Andamento di popolazione in base a dati di inanellamento pubblicati del Progetto Piccole Isole (1988-1999). Riassunti del X Convegno Nazionale degli Inanellatori Italiani, 2-3 febbraio 2008, Montesilvano (PE): 12-13.
- Micheli A., Leo R., 2010. La migrazione prenuziale dei rapaci diurni (*Falconiformes*) nel Parco Alto Garda Bresciano (Lombardia orientale). *Natura Bresciana*, 37: 55-69.
- Occhiato D., 1997. Biancone *Circaetus gallicus*. In: Tellini Fiorenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. (eds.), *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992)*. Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno. Monografie 1. COT, Livorno: 85.

- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1): 11-58.
- Petretti F., 2008. *L'Aquila dei serpenti*. Pandion Edizioni, Roma.
- Premuda G., Ricci U., Viviani F., 2010. *Rapaci delle Alpi Apuane*. Parco delle Apuane, Pacini Editore, Ospedaletto.
- Ruggieri L., Premuda G., Baghino L., Giraud L., 2006. Esperienza di monitoraggio su vasta scala della migrazione autunnale del biancone *Circaetus gallicus* in Italia e nel Mediterraneo centrale. *Avocetta*, 30 (1-2): 64-68.
- Yañez Vega B., 2009. Etude de la migration à Gibraltar. *La plume du circaète*, 7: 9.
- Zalles J., Bildstein K.L. (eds.), 2000. *Raptor watch: a global directory of raptor migration sites*. BirdLife Conservation Series No. 9.

Sessione

**“Monitoraggi
a medio-lungo termine”**

ANDAMENTO DELLE POPOLAZIONI NIDIFICANTI DI RAPACI DIURNI IN ITALIA SECONDO IL PROGETTO MITO2000 TRA IL 2000 E IL 2011

GIANPIERO CALVI, TOMMASO CAMPEDELLI, EGIDIO FULCO,
GIUSEPPE LA GIOIA, GUGLIELMO LONDI, CLAUDIO CELADA,
LORENZO FORNASARI

Coordinamento MITO2000, via Trento 49, I-43100 Parma, g.calvi@faunaviva.it

Keywords: raptors, breeding populations, MITO2000 project, trends, ornithological zonation, environmental barycentres

Introduzione

I rapaci diurni, grazie alle loro caratteristiche eco-etologiche, sono riconosciuti da numerosi ricercatori come efficienti indicatori di biodiversità (es. Sergio *et al.* 2008) e il loro monitoraggio si configura come un'azione molto importante nell'ambito delle politiche di conservazione della biodiversità.

Il monitoraggio dei rapaci diurni presenta alcune difficoltà dovute alle loro basse densità ed alla loro elusività e richiede specifiche metodologie di censimento (Hardey *et al.* 2009), diverse da quelle utilizzate in genere nei programmi di monitoraggio nazionali. Questi ultimi annoverano tra le proprie specie target soprattutto Passeriformi e specie affini; non sono invece considerati idonei per il monitoraggio della maggior parte delle specie di rapaci, con l'esclusione di quelle più comuni e diffuse (Fornasari *et al.* 2004, Dunn *et al.* 2005).

Sebbene negli ultimi anni siano sempre più numerosi i progetti di monitoraggio dedicati allo studio delle popolazioni di rapaci, nidificanti e non (es. Rete Infomigrans), molte sono ancora le lacune conoscitive sulla distribuzione e la reale consistenza di queste specie. Una possibile strategia per risolvere, almeno in parte, questo problema, è quella di prevedere un approccio integrato, con la raccolta delle informazioni già disponibili (programmi di monitoraggio delle specie comuni nidificanti, conteggi relativi ai periodi di migrazione), completate, dove possibile, da specifici approfondimenti (Dunn *et al.* 2005) mediante l'utilizzo delle tecniche di rilievo più idonee (Forsman & Solonen 1984).

In Italia il progetto MITO2000 (www.mito2000.it) è il programma nazionale di monitoraggio delle specie comuni nidificanti (Fornasari *et al.* 2002a). Il protocollo di raccolta dati è stato ideato per monitorare soprattutto i Passeriformi e le specie ecologicamente affini, tuttavia numerosi sono ogni anno i dati raccolti relativi alle specie di rapaci diurni nidificanti in Italia delle quali due, poiana e gheppio, sono specie target del progetto (Fornasari *et al.* 2004).

In questo lavoro vengono analizzate le tendenze demografiche relative al periodo 2000-2011 per le specie di rapaci di cui si dispone di un buon numero

di osservazioni. Sono state inoltre analizzate le tendenze nella variazione delle preferenze ambientali.

Lo scopo del lavoro è quello di contribuire, per quanto possibile, ad una migliore comprensione delle dinamiche di popolazione di alcune specie di rapaci diurni nidificanti nel nostro Paese.

Area di studio e metodi

Il lavoro ha preso in considerazione i dati relativi a tutte le specie di Falconiformi presenti nel database del progetto MITO2000 relativi al periodo 2000-2011 e raccolti su tutto il territorio nazionale.

I rilievi sul campo sono stati condotti col metodo dei punti d'ascolto senza limiti di distanza di 10 minuti di durata effettuati una sola volta nel corso della stagione riproduttiva. I rilievi sono stati condotti secondo uno schema randomizzato con la suddivisione del territorio nazionale sulla base della griglia UTM, in "maglie" di 50 km di lato, a loro volta divise in "particelle" di 10x10 km in ciascuna delle quali vengono scelti in maniera casuale 15 dei 100 quadrati di 1x1 km che la compongono; al loro interno vengono effettuati i punti d'ascolto (Fornasari *et al.* 2002a).

Le tendenze demografiche dei rapaci diurni sono state calcolate secondo la procedura standard comunemente utilizzata per le specie nidificanti comuni (Rete Rurale Nazionale & LIPU 2011). Per le specie con migrazione pre-nuziale tardiva non sono stati considerati i dati relativi al mese di maggio. La valutazione degli andamenti demografici è stata effettuata utilizzando il software TRIM raccomandato dall'European Bird Census Council e basato sui modelli Log-lineari (Van Strien *et al.* 2001).

Le analisi delle tendenze demografiche sono state effettuate a livello nazionale e all'interno di alcune macro-regioni ecologiche individuate per l'Italia utilizzando i dati stessi provenienti dal progetto MITO2000 (Londi *et al.* 2010). Al fine di disporre di campioni di dati sufficientemente numerosi, alcune delle macro-regioni originali sono state accorpate giungendo così alla definizione delle seguenti zone: 1) rilievi montuosi alpini e appenninici, 2) sistemi collinari, 3) pianure alluvionali, 4) zone mediterranee.

Poiché la distribuzione dei dati è spazialmente eterogenea, le stime numeriche sono state corrette in base alla distribuzione dello sforzo di campionamento, utilizzando una procedura di pesatura differenziale dei dati sulla base sia della macro-zona ornitologica sia della regione amministrativa.

Per valutare eventuali variazioni nelle preferenze ambientali dei rapaci diurni per ogni specie sono stati calcolati i baricentri ambientali (Fornasari *et al.* 2002b), utilizzando la seguente formula:

$$B_s = \sum (v_i \cdot c_i) / C$$

dove: B_s è il baricentro della specie rispetto alla variabile ambientale in esame; v_i è la percentuale di copertura della variabile in ciascuna stazione i di rilevamento; c_i è la stima del numero di coppie (o individui) rilevate nella stazione i ; C è il numero

totale di coppie (o individui) stimate della specie in considerazione.

I baricentri ambientali sono stati calcolati in relazione alle categorie ambientali CORINE raggruppate secondo la classificazione suggerita da Campedelli *et al.* (2009): questi autori hanno ad esempio separato gli arbusteti dalle brughiere e riunito gli ambienti a vegetazione arborea o erbacea sia naturali sia antropici. Per ogni combinazione di specie e categoria ambientale, l'esistenza di tendenze nelle preferenze ambientali è stata valutata effettuando test di correlazione tra il valore del baricentro ambientale e l'anno. A seconda della conformità o meno della distribuzione dei dati a quella normale, valutata per mezzo di un test di Lilliefors (Lilliefors 1967), è stato utilizzato un test di correlazione parametrico o non parametrico.

Risultati e discussione

Dal 2000 al 2011 sono state effettuate 12.736 osservazioni relative a 24 specie appartenenti all'ordine dei Falconiformi di cui 21 nidificanti nel nostro Paese. Le specie contattate con maggior frequenza sono state gheppio (4.431 osservazioni) e poiana (4.277 osservazioni), ovvero le due specie target; per altre 11 specie è disponibile un numero di osservazioni superiore a 100 (Tab. 1), valore utilizzato come limite minimo per la scelta delle specie da includere nelle analisi.

Specie	Andamento	N	Variazione media annua %
Specie target			
poiana <i>Buteo buteo</i>	incremento moderato	1.420	1,80 ± 0,57
gheppio <i>Falco tinnunculus</i>	incremento moderato	1.485	2,71 ± 0,58
Altre specie			
nibbio bruno <i>Milvus migrans</i>	incremento moderato	242	5,62 ± 1,54
nibbio reale <i>Milvus milvus</i>	incerto	96	1,73 ± 1,86
biancone <i>Circus gallicus</i>	incerto	113	3,62 ± 2,39
falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i> *	incerto	176	2,54 ± 1,81
falco di palude <i>Circus aeruginosus</i>	incerto	122	-1,50 ± 2,09
albanella minore <i>Circus pygargus</i>	incerto	58	-4,95 ± 3,24
sparviere <i>Accipiter nisus</i>	incerto	265	2,22 ± 1,60
aquila reale <i>Aquila chrysaetos</i>	incerto	75	-5,89 ± 3,17
grillaio <i>Falco naumanni</i>	incerto	53	2,78 ± 2,70
lodolaio <i>Falco subbuteo</i> *	incerto	86	1,18 ± 2,78
falco pellegrino <i>Falco peregrinus</i>	stabile	116	0,50 ± 2,27

Tabella 1 Andamenti di popolazione dei rapaci diurni secondo il progetto MITO2000. Per ciascuna specie sono riportati l'andamento di popolazione, il numero di dati utili (N) e la variazione media annua percentuale calcolata dal software TRIM. *per queste specie sono stati esclusi i dati di maggio. *Raptor population trends according to MITO2000 project. For each species population trend, number of observed positive counts and mean annual percentage variation estimated with TRIM are listed. *data of May not included.*

Oltre alle due specie target gheppio *Falco tinnunculus* e poiana *Buteo buteo*, risultate entrambe in moderato incremento (Fig. 1), risultano tendenze definite anche per altre due specie, nibbio bruno *Milvus migrans*, anch'esso in moderato incremento, e falco pellegrino *Falco peregrinus*, che risulta invece stabile (Tab. 1). Per quanto riguarda le tendenze all'interno delle macro-zone ornitologiche, in Tabella 2 sono mostrati i risultati delle analisi relative alle sole quattro specie per cui è stato possibile individuare globalmente un andamento definito. Nella zona alpina e appenninica tre specie mostrano trend definiti: poiana e gheppio, entrambi stabili, e nibbio bruno, quest'ultimo invece in incremento moderato; nei sistemi collinari sono stati registrati incrementi moderati definiti per tutte e quattro le specie; nella macro-zona delle pianure alluvionali, le specie con andamento definito sono solo due, gheppio, in incremento moderato, e poiana, stabile. Infine, nelle aree mediterranee sono state registrate tendenze definite per tre specie: poiana, in moderato incremento, gheppio, stabile, e falco pellegrino che risulta in diminuzione.

All'interno delle macro-zone ornitologiche hanno registrato andamenti definiti anche altre specie: nibbio reale, stabile nei sistemi collinari, falco di palude, in diminuzione moderata nelle pianure alluvionali, sparviere in moderato aumento nelle pianure alluvionali. Infine grillaio e lodolaio fanno registrare, rispettivamente, una diminuzione moderata e marcata, entrambi nella macro-zona mediterranea. I risultati delle analisi relative ai baricentri ambientali evidenziano, sia per il gheppio che per la poiana, una tendenza negativa nell'utilizzo di aree ad arbusteto e brughiera (gheppio: $r = -0,785$, $P < 0,01$; poiana: $r = -0,638$, $P < 0,05$) e invece un

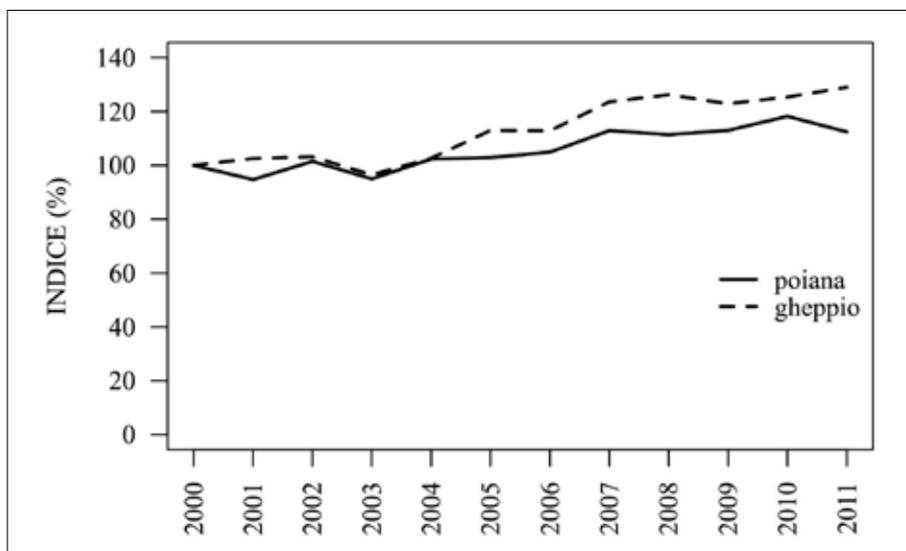


Figura 1 Andamento dell'indice di popolazione dal 2000 al 2011 per poiana e gheppio, specie target del progetto MITO2000. *Population index trends between 2000 and 2011 for Common Buzzard and Kestrel, the only two raptors being target species of MITO2000 project.*

incremento nell'utilizzo di aree caratterizzate dalla presenza di superfici artificiali (gheppio: $r=0,862$, $P<0,001$; poiana: $r=0,686$, $P<0,05$). Tra le specie non target, sparviere e lodolaio mostrano una tendenza negativa nell'utilizzo delle aree ad arbusteto e brughiera (sparviere: $r= -0,670$, $P<0,05$; lodolaio: $r= -0,755$, $P<0,01$), e un incremento nell'utilizzo delle zone agricole (sparviere: $r=0,619$, $P<0,05$; lodolaio: $r=0,639$, $P<0,05$). Lo sparviere mostra, al pari di poiana e gheppio, un incremento nell'utilizzo delle zone artificiali ($r=0,672$, $P<0,05$; Fig. 2).

Mentre l'andamento positivo registrato per le due specie target del progetto MITO2000 rispecchia con tutta probabilità la situazione reale ed è coerente con

Specie	Alpi Appennini		Sistemi collinari		Pianure alluvionali		Zone mediterranee	
	Trend	Var. annua %	Trend	Var. annua %	Trend	Var. annua %	Trend	Var. annua %
nibbio bruno	+	10,82 ± 3,14	+	7,90 ± 2,85	?	-6,91 ± 6,54	?	-6,24 ± 5,09
poiana	=	0,48 ± 1,30	+	2,28 ± 0,95	=	0,27 ± 1,83	+	2,31 ± 0,98
gheppio	=	1,81 ± 1,47	+	3,07 ± 1,21	+	7,70 ± 1,55	=	-0,25 ± 0,91
falco pellegrino	?	1,82 ± 5,34	+	14,67 ± 5,69	?	-5,24 ± 13,21	-	-7,75 ± 3,73

Tabella 2 Andamenti di popolazione dei rapaci diurni con trend definiti a livello nazionale nelle macro-zone ornitologiche; per ciascuna specie e per ciascuna delle zone ornitologiche è riportato il trend (+ incremento moderato; - diminuzione moderata; = stabile; ? incerto) e la variazione media annuale percentuale. *Raptor population trends in macro-ornithological zones for species with defined trend at national scale; for each species and for each ornithological zone trend and mean annual percentage variation are shown (trends: + moderate increase, - moderate decline, = stability, ?=uncertain).*

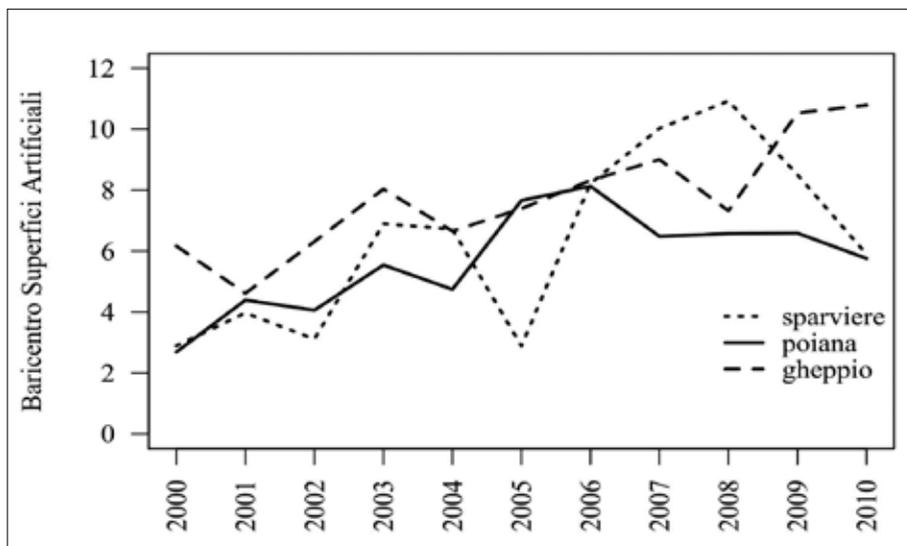


Figura 2 Andamento del baricentro ambientale relativo alle superfici artificiali per sparviere, poiana e gheppio. *Trend of environmental barycentres for artificial surfaces in Sparrowhawk, Common Buzzard and Kestrel.*

quanto noto a scala nazionale e locale (Gustin *et al.* 2010), i risultati ottenuti per le altre specie devono essere considerati con cautela.

L'incremento moderato complessivo registrato per il nibbio bruno, concentrato nelle macro-zone ornitologiche dei rilievi alpini e appenninici, contrasta con altre informazioni secondo le quali per la specie si registra una sostanziale stabilità a livello nazionale e una diminuzione per alcune popolazioni delle regioni alpine e prealpine collegata da alcuni autori alla chiusura delle discariche di rifiuti solidi urbani (Allavena *et al.* 2007). La diminuzione a carico delle popolazioni delle regioni settentrionali è probabilmente avvenuta per lo più in un periodo antecedente l'inizio delle attività di monitoraggio del MITO2000, mentre, più recentemente, sono segnalate alcune espansioni di areale (Provincia di Varese: Vigorita & Cucè 2008) e alcune inversioni di tendenza a livello locale (Provincia di Trento: Marchesi *et al.* 2006). Considerazioni simili valgono anche per le regioni dell'Italia centrale dove in alcune zone si sono avute diminuzioni rispetto agli anni '80 e '90 del secolo scorso mentre in altre si sono registrati incrementi anche notevoli (ad es. nel Lazio: Guerrieri & De Giacomo 2011) e in altre ancora la specie appare stabile (ad es. in Toscana: Nardi & Fabbri 2006).

Il falco pellegrino, che risulta da queste analisi stabile, nella recente Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia (Peronace *et al.* 2012) è invece considerato in aumento, e la specie ha in effetti sperimentato una notevole tendenza positiva negli ultimi decenni del '900 (Allavena & Brunelli 2003). Non si può escludere che il progetto MITO2000 abbia intercettato una fase di relativa stabilità o comunque di rallentamento nell'espansione che si sarebbe verificata in precedenza, come sembra ad esempio indicare in alcune regioni anche il confronto con il conclamato incremento verificatosi in alcune aree negli anni '80 e '90 del secolo scorso (Ientile & Massa 2008, Brunelli 2011, Ceccarelli 2011). Ancora più prudenti devono essere eventuali considerazioni estrapolate dai trend elaborati a scala di macro-regioni; l'ipotetica tendenza alla diminuzione registrata nelle aree mediterranee non trova infatti riscontro in nessun altro studio e potrebbe ragionevolmente dipendere dalla scarsità del numero di dati. Potrebbe invece riflettere una reale espansione il trend positivo nella macro-regione collinare dove il fenomeno appare in effetti tuttora in corso (Ceccarelli *et al.* 2009).

Anche per altre specie i trend calcolati a livello di macro-zone ornitologiche non sembrano coerenti con quanto emerso da studi a scala regionale e locale; in particolare per la zona mediterranea, i trend negativi risultanti per grillaio e lodolaio contrastano con il generale incremento rilevato in molti studi (Mascara & Sarà 2006, Bux 2008, Ientile & Massa 2008) ed è quindi plausibile che, in entrambi i casi, il risultato, poco coerente con la reale situazione demografica delle specie, derivi dall'inadeguatezza del metodo per specie per le quali si dispone complessivamente di pochi dati, concentrati in un numero limitato di aree.

In generale sembra comunque che le analisi effettuate riescano ad evidenziare alcune interessanti specificità nelle macro-zone ornitologiche. In particolare emerge chiaramente una situazione complessivamente favorevole nei sistemi

collinari dove entrambe le specie target, poiana e gheppio (ma anche nibbio bruno e falco pellegrino), mostrano tendenze positive. Questa situazione è peraltro comparabile a quella riscontrata per diverse specie di ambiente agrario (Calvi *et al.* in stampa) ed è ipotizzabile sia la conseguenza di una migliore gestione degli agroecosistemi, in parte dovuta alla presenza di distretti agricoli con produzioni di qualità, dove spesso si applicano disciplinari che riducono gli input chimici e limitano l'intensità delle lavorazioni. I sistemi collinari inoltre, per le loro peculiari condizioni ambientali e socio-economiche, potrebbero aver risentito in misura minore delle trasformazioni che hanno avuto impatti enormi sugli altri grandi sistemi ambientali del Paese, in particolare le pianure, sempre più compromesse da un dilagante processo di urbanizzazione, o le aree montane dove l'abbandono ha causato un radicale cambiamento del paesaggio (Falcucci *et al.* 2007).

Per quanto riguarda i cambiamenti nelle preferenze ambientali, emerge anche in questo caso un fenomeno piuttosto chiaro e riguarda un generalizzato incremento nell'importanza delle aree caratterizzate da superfici artificiali: sia gheppio che poiana mostrano questa tendenza, e lo stesso accade anche per lo sparviere. Il gheppio e lo sparviere peraltro risultano in aumento nella macro-zona delle pianure alluvionali dove maggiore è il livello di antropizzazione.

L'aumento del sinantropismo, evidenziato per sparviere, poiana e gheppio è una tendenza nota ormai da tempo nota per molte specie di rapaci (Bird *et al.* 1996). Questo fenomeno, unito appunto alla crescente urbanizzazione, potrebbe paradossalmente spiegare, almeno in parte, i trend positivi nelle aree di pianura. Una spiegazione alternativa, o comunque un altro fattore positivo, potrebbe essere legato alle misure agro-ambientali promosse nell'ambito dei Piani di Sviluppo Rurale, misure la cui efficienza risulta molto superiore proprio in quei contesti ambientali, come buona parte delle pianure, dove prevale una agricoltura moderna, con scarsa presenza di elementi naturali (Kleijn *et al.* 2004, 2006).

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti i rilevatori che hanno contribuito alla raccolta dati nell'ambito del progetto MITO2000, tutte le amministrazioni pubbliche e le istituzioni private che hanno supportato finanziariamente e dal punto di vista organizzativo il progetto MITO2000.

Summary. *Breeding raptor population trends in Italy between 2000 and 2011 according to MITO2000 project.*

We calculated raptor population trends using data collected within MITO2000 project between 2000 and 2011. Data allowed us to get statistically defined trends for four species: Common Buzzard *Buteo buteo* and Kestrel *Falco tinnunculus*, the two commonest species in Italy, showed a moderate increase; the same trend has been recorded for Black Kite *Milvus migrans*, while Peregrine Falcon *Falco peregrinus* looks stable. After overall national trends have been calculated, we analyzed population trends in different macro-ecological regions and we looked for trends in ecological preferences. Some raptor populations

increase in hilly areas (Black Kite, Common Buzzard, Kestrel, Peregrin Falcon), which ecosystems seem to be well preserved. Local population increases have been observed in plain areas (Sparrowhawk *Accipiter nisus*, Kestrel) along with a shift in environmental barycentres towards artificial surfaces (Sparrowhawk, Common Buzzard, Kestrel) and farmland areas (Sparrowhawk, Hobby *Falco subbuteo*, Peregrine Falcon).

Bibliografia

- Allavena S., Brunelli M., 2003. Revisione delle conoscenze sulla distribuzione e la consistenza del Pellegrino *Falco peregrinus* in Italia. *Avocetta*, 27 (1): 20-22.
- Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), 2007. Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006.
- Bird D.M., Varland D.E., Negro J.J. (eds.), 1996. *Raptors in human landscapes*. Academic Press, The Raptor Research Foundation, London.
- Brunelli M., 2011. Falco pellegrino *Falco peregrinus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 134-135.
- Bux M., 2008. Grillaio *Falco naumanni*. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V., Gustin M. (eds.), *L'Avifauna d'interesse comunitario delle gravine ioniche*. Oasi LIPU Gravina di Laterza: 38-41.
- Calvi G., Buvoli L., Campedelli T., Cutini S., de Carli E., Fornasari L., Londi G., Rossi P., Sorace A., Tellini Florenzano G., in stampa. I polli di Trilussa: andamenti differenziati tra diversi macrosistemi ambientali mascherano le situazioni critiche per le specie ornitiche degli agroecosistemi in Italia. Un'analisi per zone dei dati del progetto Mito2000. Book of Abstract, XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 21-25 settembre 2011: 108.
- Campedelli T., Tellini Florenzano G., Sorace A., Fornasari L., Londi G., Mini L., 2009. Species selection to develop an Italian farmland bird index. *Avocetta*, 33: 87-91.
- Ceccarelli P.P., 2011. Falco pellegrino *Falco peregrinus*. In: Ceccarelli P.P., Gellini S. (a cura di), *Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forli-Cesena e Ravenna (2004-2007)*. S.T.E.R.N.A., Forli: 110-111.
- Ceccarelli P.P., Ciani C., Casadei M., 2009. Recente espansione del falco pellegrino *Falco peregrinus* Tunstall, 1771 nelle province di Forli-Cesena e Ravenna. *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna*, 29: 45-56.
- Dunn E.H., Altman B.L., Bart J., Beardmore C.J., Berlanga H., Blancher P.J., Butcher G.S., Demarest D.W., Dettmers R., Hunter W.C., Iñigo-Elias E.E., Panjabi A.O., Pashley D.N., Ralph C.J., Rich T.D., Rosenberg K.V., Rustay C.M., Ruth J.M., Will T.C., 2005. High priority needs for range-wide monitoring of North American landbirds. *Partners in Flight Technical Series No. 2*. Partners in Flight website: <http://www.partnersinflight.org/pubs/ts/02-MonitoringNeeds.pdf>.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Lands. Ecol.*, 22 (4): 617-631.
- Fornasari L., de Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozzi T., 2002a. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di Monitoraggio MITO2000. *Avocetta*, 26 (2): 59-115.

- Fornasari L., de Carli E., Brambilla S., Buvoli L., 2002b. MITO2000: distribuzione geografica e ambientale delle specie comuni di uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 72: 103-26.
- Fornasari L., de Carli E., Buvoli L., Mingozzi R., Pedrini P., La Gioia G.L., Ceccarelli P., Tellini Florenzano G., Velatta F., Caliendo M.F., Santolini R., Brichetti P., 2004. Secondo bollettino del progetto MITO2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni interannuali. Avocetta, 28 (2): 59-71.
- Forsman D., Solonen T., 1984. Censusing breeding raptors in southern Finland: methods and results. Ann. Zool. Fennici, 21: 317-320.
- Guerrieri G., De Giacomo U., 2011. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 110-111.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C. (a cura di) 2010. Valutazione dello Stato di Conservazione dell'avifauna italiana. Volume I. Non-Passeriformes. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU).
- Hardey J., Crick H., Wernham C., Riley H., Etheridge B., Thompson D., 2009. Raptors: A Field Guide for Surveys and Monitoring. The Stationery Office, Edimburg.
- Ientile R., Massa B., 2008. Uccelli (Aves). In: AAVV, Atlante della biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi e Ricerche, 6, Arpa Sicilia, Palermo: 115-212.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Díaz M., De Esteban J., Fernández F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Jöhl R., Knop E., Kruess A., Marshall E. J., Steffan-Dewenter I., Tschardt T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecol. Lett., 9: 243-257.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N., Smit J., Brak B., Groeneveld R., 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. Conservation Biology, 18: 775-786.
- Lilliefors H., 1967. On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. Journal of the American Statistical Association, 62: 399-402.
- Londi G., Tellini Florenzano G., Campedelli T., Fornasari L., 2010. An ornithological zonation of Italy. In: Bermejo A. (ed.), Bird Numbers 2010 "Monitoring, indicators and targets". Book of abstracts of the 18th Conference of the European Bird Census Council, EBCC-SEO Birdlife, Madrid: 77.
- Marchesi L., Sergio F., Pedrini P., 2006. Status e distribuzione del Nibbio bruno in Trentino Alto Adige. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 48.
- Mascara R., Sarà M., 2006. Densità e biologia riproduttiva del grillaio *Falco naumanni* nella Piana di Gela (Sicilia). Avocetta, 30 (1-2): 51-60.
- Nardi R., Fabbrizzi F., 2006. Status del Nibbio bruno in Toscana. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 51-52.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36 (1): 11-58.

- Rete Rurale Nazionale R.R., LIPU, 2011. Gli andamenti di popolazione degli uccelli comuni in Italia 2000-2010. MiPAAF.
- Sergio F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K., Hiraldo F., 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 39: 1-19.
- Van Strien A.J., Pannekoek J., Gibbons D.W., 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48: 200-213.
- Vigorita V., Cucé L. (eds.), 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia, Direzione Agricoltura.

IL NIBBIO REALE *MILVUS MILVUS* SVERNANTE IN ITALIA, PRIMO ANNO DI MONITORAGGIO

EGIDIO FULCO, JACOPO ANGELINI, GUIDO CECCOLINI, LORENZO DE LISIO,
AUGUSTO DE SANCTIS, PINO GIGLIO, OTTAVIO JANNI, ANDREA MINGANTI,
MARCO PANELLA, MAURIZIO SARÀ, ANTONIO SIGISMONDI,
SALVATORE URSO, MATTEO VISCEGLIA

Centro Italiano Studi Ornitologici c/o Università degli Studi di Palermo, Dip. Demetra,
viale delle Scienze ed. 4 ing. H, I-90128 Palermo, egidiofulco@yahoo.it

Keywords: Red Kite, wintering, census, Italy

Introduzione

Il nibbio reale *Milvus milvus* è una specie di elevato interesse conservazionistico, inserita nell'Allegato I della Direttiva 2009/147/CE e nell'Allegato II della Convenzione di Bonn sulle specie migratrici. Viene inoltre considerata "Near Threatened" dall'IUCN a causa del generale declino cui sta andando incontro in molti Paesi europei.

Le stime di popolazione offrono un quadro complessivo di 20.000-26.000 coppie nidificanti in Europa, concentrate soprattutto in Germania; popolazioni consistenti sono presenti anche in Svizzera e Spagna. Mancano tuttavia dati aggiornati da molte realtà europee (Italia compresa) dove di fatto non sono attivi programmi di monitoraggio volti a definire lo status della specie e i trend delle popolazioni.

In Italia il nibbio reale nidifica con 393-403 coppie (Allavena *et al.* 2007), successivamente Sarà *et al.* (2009), grazie a un'indagine su scala nazionale confermano quest'ordine di grandezza (314-426 coppie) equivalente a circa l'1,5% della popolazione europea. La popolazione nazionale è concentrata (82%) soprattutto in Basilicata, Abruzzo e Molise. Piccole popolazioni sono presenti anche in Calabria, Puglia, Sicilia, Lazio, Toscana e Marche (in queste ultime due regioni sono attivi progetti di reintroduzione). Nella Nuova Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia, il suo status è peggiorato e la specie è passata da "In Pericolo" a "Vulnerabile" (Bulgarini *et al.* 1998, Peronace *et al.* 2012).

Nel 2011 è stato lanciato dalla League pour la Protection des Oiseaux un progetto finalizzato al censimento su scala europea della popolazione svernante di nibbio reale con conteggi effettuati in contemporanea sui dormitori conosciuti. Dopo un primo anno di sperimentazione nel gennaio 2011 (coordinato da G. Ceccolini) l'Italia ha aderito con il coordinamento del CISO per il censimento invernale del gennaio 2012.

A livello nazionale gli unici dati disponibili per operare un confronto sono relativi a censimenti condotti negli anni '90 del secolo scorso. Sarà (1996) riportava una popolazione svernante di circa 450 individui in seguito a censimenti

automobilistici condotti in Sicilia (80-90 individui), Sardegna (20-25 individui) e Basilicata (320-350 individui); successivamente si riportava una consistenza di popolazione pari a 850-1.140 individui sull'intero territorio nazionale (Corso *et al.* 1999).

In anni recenti sono state condotte indagini più accurate a livello regionale o comprensoriale, che hanno approfondito le conoscenze sulla distribuzione e consistenza di alcune popolazioni (De Lisio 2007, Pandolfi 2007, Fulco *et al.* in stampa).

A distanza di oltre 13 anni dal primo censimento nazionale è parso opportuno replicare l'indagine ponendosi di fatto due obiettivi:

1. fornire un quadro aggiornato delle conoscenze relative alla consistenza e alla distribuzione dei singoli dormitori;
2. mettere a punto una metodologia che possa essere replicata nel corso del tempo in modo da dare avvio ad un monitoraggio sulla popolazione svernante del nibbio reale.

Metodi

Per lo svolgimento del progetto il CISO ha individuato un gruppo di referenti regionali a cui demandare le operazioni di coordinamento locale al fine di coprire al meglio il territorio e di coinvolgere il maggior numero possibile di rilevatori (94).

Il progetto ha interessato 10 regioni, per le quali era nota la presenza di aggregazioni invernali di nibbio reale: Toscana, Marche, Lazio, Abruzzo, Molise, Campania, Puglia, Basilicata, Calabria e Sicilia.

Il censimento è stato suddiviso in due periodi:

1. 9-11 dicembre 2011, corrispondente alla prima parte dell'inverno che alle latitudini più basse potrebbe costituire il periodo principale di svernamento;
2. 6-8 gennaio 2012, corrispondente al momento centrale dell'inverno in accordo con il censimento europeo.

Durante i giorni precedenti al censimento sono stati condotti sopralluoghi preliminari nelle aree ritenute idonee, per verificare l'esatta ubicazione dei dormitori e l'eventuale formazione di nuovi siti.

I censimenti sono stati condotti all'imbrunire presso ogni dormitorio, garantendo per quanto possibile la contemporaneità soprattutto per i siti più vicini tra loro e comunque mai oltre i tre giorni deputati al censimento. Questo accorgimento si è reso necessario al fine di evitare i doppi conteggi o al contrario la perdita di individui, dal momento che l'utilizzo dei singoli roost può variare anche di molto a seguito di molteplici fattori (disturbo temporaneo, condizioni meteo sfavorevoli, modifica delle risorse trofiche).

Si è preferito sostare nei pressi dei dormitori a partire dalle prime ore del pomeriggio (14.00) in modo da valutare l'eventuale presenza di soggetti già *in loco* e le direzioni di provenienza.

I conteggi hanno avuto termine successivamente al calar del sole, fino a quando

le condizioni di luminosità non hanno più consentito di compiere osservazioni e tutti i nibbi sono risultati posati.

Per ogni dormitorio sono state registrate le seguenti informazioni:

1. Quota s.l.m.
2. Presenza/assenza di discarica e relativa distanza lineare
3. Tipologia di dormitorio (bosco, alberi sparsi, ecc.)
4. Presenza di infrastrutture
5. Condizioni meteo

Risultati e discussione

Conteggi ai dormitori

Nel dicembre 2011 sono stati censiti 29 dormitori in 9 regioni (Tab. 1); in Sicilia per ragioni organizzative non è stato possibile condurre i rilievi. Nel gennaio 2012, invece, sono state coperte tutte le regioni interessate, arrivando a censire 34 dormitori (Tab. 2).

Regione	<i>M. milvus</i> Min	<i>M. milvus</i> Max	N. dormitori
Toscana	51	51	1
Marche	16	16	2
Lazio	80	100	1
Abruzzo	106	106	4
Molise	144	144	3
Campania	0	0	0
Puglia	82	82	1
Basilicata	971	986	15
Calabria	46	46	2
Sicilia	n.r.	n.r.	n.r.
Totale	1.496	1.531	29

Tabella 1 Risultati censimenti dicembre 2011. n.r. = non rilevato. *December 2011: results of counts. n.r. = not available.*

Regione	<i>M. milvus</i> Min	<i>M. milvus</i> Max	N. dormitori
Toscana	65	65	1
Marche	15	15	2
Lazio	130	150	2
Abruzzo	248	257	4
Molise	53	53	3
Campania	0	0	0
Puglia	24	24	1
Basilicata	890	900	16
Calabria	5	5	2
Sicilia	9	13	3
Totale	1.439	1.482	34

Tabella 2 Risultati censimento gennaio 2012. *January 2012: results of counts.*

La popolazione svernante in Italia durante la stagione invernale 2011-2012 è stata valutata in 1.439-1.531 individui, distribuiti in maniera disomogenea nella Penisola, confermando l'importanza della Basilicata come area principale di presenza del nibbio reale con oltre il 60% dei soggetti censiti, seguita da Abruzzo, Molise e Lazio che complessivamente hanno ospitato circa il 30% della popolazione nazionale (Fig. 1).

Confrontando i valori complessivi medi per le due sessioni di rilevamento (dicembre: 1.513,5; gennaio: 1.460,5) si denota un leggero calo degli effettivi misurabile in poco più del 3,5 %. Questo decremento, che appare trascurabile, assume maggiore rilevanza se si considera che nel mese di gennaio la copertura del territorio è stata più efficace arrivando a contare 34 dormitori rispetto ai 29 di dicembre.

La flessione nel numero di soggetti censiti è stata evidente in quasi tutte le regioni ad eccezione di Toscana, Abruzzo e Lazio, dove invece si è assistito ad un lieve incremento.

Le ragioni di questo apparente trend negativo tra dicembre e gennaio sono ignote ma è probabile che almeno in parte siano derivate dalle cattive condizioni meteorologiche occorse nei giorni immediatamente precedenti la sessione di gennaio.

Inoltre la specie, almeno in alcune regioni meridionali (Basilicata, Calabria, Puglia), manifesta comportamenti territoriali già all'inizio di gennaio, quando si osservano le prime dispute territoriali e i primi corteggiamenti. È dunque possibile che una parte dei soggetti residenti tenda a frequentare i dormitori in maniera meno assidua, in quanto già impegnata nella difesa dei territori di nidificazione.



Figura 1 Distribuzione e consistenza della popolazione di nibbio reale in Italia nei mesi di dicembre 2011 (sinistra) e gennaio 2012 (destra). *December 2011 (left) and January 2012 (right): Red Kite's population in Italy.*

I valori complessivi relativi sia al mese di dicembre che al mese di gennaio sono superiori rispetto alle stime fin ora note di 850-1.140 individui (Corso *et al.* 1999) ma è verosimile che tale risultato non derivi da un effettivo incremento della popolazione quanto da un miglioramento nella copertura del territorio, soprattutto grazie alla partecipazione di un gran numero di rilevatori.

Il numero di nibbi reali censiti in ogni dormitorio è risultato estremamente variabile, con estremi compresi tra 12 individui presso un sito in Calabria e oltre 230 soggetti in un roost in Basilicata. Complessivamente la media di individui osservati per ogni sito è stata di 51,19 a dicembre e di 42,95 a gennaio.

Caratteristiche dei dormitori

I dormitori erano situati in contesti collinari ad una quota media di $398,45 \pm 132,45$ m (Min: 37 m; Max: 800 m). I posatoi erano costituiti nella maggior parte dei casi ($N=30$) da querce (*Quercus cerris* e *Quercus pubescens*) mentre nei rimanenti dormitori ($N=4$) sono stati utilizzati boschi ripariali con *Populus* sp. e *Salix* sp. lungo alcune ampie valli fluviali.

Dei 34 siti complessivi solo una parte era localizzata nei pressi di discariche RSU ($N=10$) mentre un solo sito ricadeva a ridosso dell'area di pertinenza di un mattatoio. I restanti 23 dormitori non sono risultati in apparenza connessi a precisi siti di alimentazione.

In Lazio, Molise e Abruzzo è stato osservato un incremento rispetto ai dati noti in letteratura (Corso *et al.* 1999, De Lisio 2007, Minganti *et al.* 2007); per l'Abruzzo i risultati sono apparsi in linea con quanto riportato di recente anche se con metodologie diverse (Pellegrini *et al.* in stampa).

Per la Basilicata si è rilevato un netto incremento rispetto ai rilievi condotti agli inizi degli anni '90 del secolo scorso (Sarà 1996), che avevano coperto solo una parte della regione e poi durante la stagione invernale precedente, quando furono censiti 680-690 nibbi reali a fronte degli 890-986 attuali (Fulco *et al.* in stampa). Tuttavia si ritiene che questo apparente trend positivo sia attribuibile ad un maggiore sforzo di ricerca più che ad un vero incremento della popolazione. Inoltre, a fronte di ampie aree del territorio ancora non sufficientemente indagate, è verosimile che la popolazione svernante in regione sia più consistente e stimabile in circa 1.100 individui.

In Puglia è risultata di notevole interesse la presenza di un nucleo di oltre 80 individui nel territorio dell'Alta Murgia, che costituisce l'unico sito di aggregazione invernale conosciuto per questa specie in tutta la regione. Il dato di gennaio relativo a soli 24 soggetti si ritiene sia stato fortemente influenzato dalle condizioni meteo avverse.

Risultati preoccupanti in chiave conservazionistica sono stati ottenuti da altre realtà dell'Italia meridionale, in particolare da Campania, Calabria e Sicilia.

In Campania a fronte di stime di 30-60 individui alla fine degli anni '90 del secolo scorso (Milone 1999) non è stato rinvenuto alcun dormitorio. La specie è risultata virtualmente assente dalla Campania durante il periodo invernale, anche in siti dell'Avellinese e del Salernitano dove in passato erano noti siti di roosting (De Rosa, com. pers.). Il dato piuttosto preoccupante è soprattutto relativo alla

scomparsa della specie dall'entroterra irpino, dove l'unica modifica sostanziale al paesaggio collinare registrata negli ultimi anni riguarda la proliferazione di centrali per la produzione di energia eolica, distribuite ormai a tappeto su gran parte dei crinali di questo territorio.

La Calabria è risultata frequentata in dicembre da oltre 40 soggetti distribuiti in 2 dormitori, uno dei quali è situato presso un carnaio attivo nell'ambito del progetto per la reintroduzione del grifone *Gyps fulvus* nel Parco Nazionale del Pollino (Pandolfi *et al.* 2009, Del Bove *et al.* 2010). Il dato di gennaio (solo 5 soggetti) è stato fortemente influenzato dalle avverse condizioni meteo e quindi non è da considerarsi valido. Ad ogni modo i risultati ottenuti in Calabria sono di molto inferiori alla stima di 80-150 individui nota per il passato (Corso *et al.* 1999). Il forte decremento del nibbio reale in Calabria sembra suffragato anche dalla contrazione della popolazione nidificante, estremamente ridotta e stimata in appena 12-15 coppie (Urso *et al.* 2007).

La Sicilia mostra una situazione molto grave con la quasi totale scomparsa della specie, ridotta ad appena 9-13 soggetti censiti durante la sessione di gennaio. Nell'isola il nibbio reale ha avuto un fortissimo decremento passando dai 115-120 individui svernanti nel periodo 1990-1994 (Sarà 1996) ai 38-40 nel 2005-2006 (Sarà *et al.* 2009) fino ai 9-13 attuali. Ancora una volta, è utile ribadire l'urgenza di un progetto di ripopolamento per evitare l'estinzione regionale.

In Toscana, nell'Alta Valle dell'Albegna (GR), è conosciuto un solo dormitorio dove sono stati censiti 51 individui in dicembre e 65 in gennaio. Il sito è localizzato nei pressi del carnaio attivo *in loco* nell'ambito del progetto di reintroduzione del nibbio reale in corso dal 2007 (Ceccolini & Cenerini 2009, Ceccolini *et al.* in stampa). Al roost confluiscono alcuni soggetti rilasciati che verosimilmente hanno esercitato un potere attrattivo su altri individui che spontaneamente si sono aggiunti al nucleo principale. Rispetto ai dati pregressi si denota un netto incremento della popolazione svernante la cui consistenza era stimata in circa 10 individui (Ceccolini & Fabbrizzi 2003, Fabbrizzi *et al.* 2003). Il sostegno alimentare tramite l'utilizzo di carnai e il rilascio in zona di individui marcati svolge un ruolo di primaria importanza per il mantenimento di questa popolazione che, essendo in espansione, sta interessando anche i territori collinari limitrofi sino al vicino Lazio.

Per le Marche la specie era assente come nidificante dalla metà del '900 e a partire dal 2002 è stato avviato un progetto di reintroduzione (Angelini & Scotti 2007); attualmente, dopo l'avvio nel 2010 del progetto Life "Save The Flyers" inerente il restocking con giovani nibbi reali, si sono formate 2-3 coppie nidificanti nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi. I soggetti osservati nei roost sono 10 individui con marche alari liberati negli anni precedenti e 5 adulti senza marche alari, probabilmente provenienti dall'Europa centro-settentrionale.

Conclusioni

Il metodo di censimento adottato consente di effettuare un vero e proprio conteggio degli individui in arrivo in ogni singolo roost, in prospettiva sarà dunque possibile ottenere serie di dati annuali utili per il calcolo degli andamenti di popolazione. Il risultato ottenuto durante la stagione invernale 2011-2012, valutabile in 1.439-1.531 individui, è da considerarsi come l'anno zero di monitoraggio nella prospettiva di proseguire con i rilievi durante le prossime stagioni.

A scala locale i risultati ottenuti con il primo anno di censimento hanno consentito una più efficace programmazione in senso gestionale. In tal senso si sottolinea che nel 2012 il Segretariato della Convenzione di Bonn, a seguito di un intervento della Stazione Ornitologica Abruzzese (SOA) con l'invio di un dossier sul nibbio reale contenente i dati del censimento, ha espresso allo Stato Italiano preoccupazione circa l'uso del munizionamento al piombo nelle aree importanti per la specie in Abruzzo. Nel 2012, primo caso in Italia, a seguito di un ricorso amministrativo del WWF, è stato introdotto nel calendario venatorio della Regione Abruzzo il divieto di uso di munizionamento al piombo nel territorio dell'IBA Monti Frentani in cui si concentrano i dormitori abruzzesi dei nibbi reali (cinque su sei). Sempre grazie ai dati raccolti nell'ambito del censimento e alle successive segnalazioni di SOA e WWF Abruzzo, l'ISPRA ha espresso forti dubbi per la realizzazione di un impianto eolico nel Comune di Cupello a poche centinaia di metri da una discarica frequentata da decine di nibbi reali, che fanno dormitorio nelle immediate vicinanze.

Al fine di migliorare nella raccolta dati è possibile individuare finestre temporali

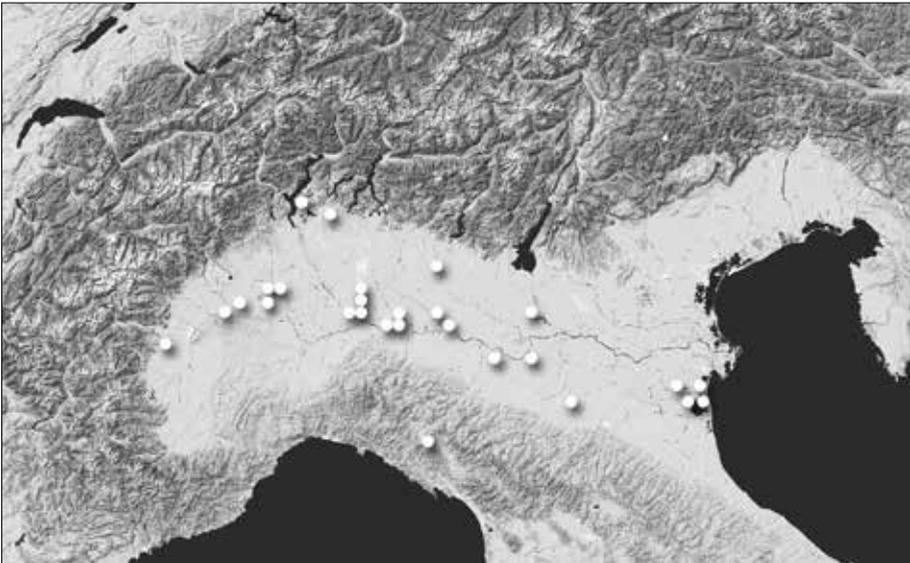


Figura 2 Distribuzione invernale (mesi di dicembre e gennaio) del nibbio reale in Italia settentrionale nel periodo 2010-2012 (Ornitho.it). *Red Kite wintering distribution (months of December and January only) in Northern Italy between 2010 and 2012 (Ornitho.it).*

più ampie entro le quali condurre i rilievi, ed eventualmente seguire costantemente le dinamiche di alcuni dormitori in modo da raccogliere maggiori informazioni anche sulla proporzione tra giovani ed adulti, comportamento alimentare (raccolta borre e resti alimentari) e dinamiche stagionali.

Inoltre, per migliorare la copertura su scala nazionale, sarà necessario per i prossimi anni estendere i rilievi anche in altre regioni come la Sardegna, dove è presente una piccola popolazione di nibbio reale, e nell'Italia settentrionale, dove la specie risulta svernante in piccoli gruppi o singoli individui, in base ai risultati parziali del progetto "Atlante Invernale degli Uccelli in Italia" visibile sulla piattaforma Ornitho.it (Fig. 2).

Rigraziamenti. Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza il coinvolgimento di ben 94 rilevatori che con entusiasmo hanno partecipato all'iniziativa. Desideriamo quindi ringraziare tutti i partecipanti. Abruzzo: C. Allegrino, C. Artese, F. Artizzu, B. Barisano, A. Cecere, S. Cericola, A. De Sanctis, R. Di Biase, M. Di Cecco, T. Dicembre, N. Di Francesco, M. Di Marzio, L. Di Tizio, D. Ferretti, M. Liberatore, D. Marrongelli, F. Ricci, C. Rizzi, A. Romeo, M. Pellegrini, M. Spera, S. Tagliagambe, S. Taglioli. Basilicata: C. Bernardi, G. Calia, M. Campochiaro, A. Cerverizzo, C. Coppola, E. Cripezzi, A. De Bei, A. Dembech, M. Francione, E. Fulco, P. Gattillo, P. Libutti, C. Liuzzi, D. Lorubio, G. Lucia, M. Marrese, F. Mastropasqua, A. Mazzone, G. Palumbo, N. Paolicelli, F. Petruzzi, A. Sigismondi, A. V. Sabino, M. Visceglia, V. Vorrasi, G. Zaccaria, F. Zonno. Calabria: G. Martino, E. Muscianese, G. Parise, M. Salerno, P. Storino, S. Urso, M. Vena. Campania: R. Balestrieri, D. De Rosa, M. Giannotti. Lazio: S. Di Carlo, F. Germi, R. Gildi, A. Minganti, M. Panella, G. Prola, F. Riga, M. Roncoloni. Marche: J. Angelini, G. S. Andreoli, A. Reversi. Molise: L. De Lisio, D. De Rosa, C. Fracasso. Puglia: N. Cillo, G. Fortunato, P. Giglio, U. Morfini, S. Pellegrino. Sicilia: A. Cairone, N. Cuti, A. La Mantia, T. La Mantia, M. Sarà, L. Zanca. Toscana: M. Baini, G. Ceccolini, A. Cenerini, M. Colli, M. Dragonetti, V. Falchi, F. Farsi, C. Martelli, G. Santori, L. Tinti, S. Vignali.

Summary. *The Red Kite* *Milvus milvus* wintering in Italy, first year of monitoring. Starting in December 2011, CISO has promoted a monitoring project on the Italian population of wintering Red Kite *Milvus milvus*. The collected data are included in a project coordinated by French "LPO", aimed at monitoring of this species on European scale. Two surveys were carried out during the winter season: the first one in mid-December 2011, the second one in mid-January 2012. Data were collected in ten Italian regions by direct censuses to typical roosts used from this species. A total of 1,496-1,531 individuals were counted in December and 1,439-1,482 in January, distributed in 34 roosts. Over 60% of them were concentrated in Basilicata while about 30% in Lazio-Abruzzo-Molise. In the remaining regions the species appeared in serious decline, almost extinct in Sicily and virtually absent in Campania. In Tuscany, as a result of reintroduction

projects, the small wintering population has grown to more than 60 individuals in few years.

Bibliografia

- Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), 2007. Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006.
- Angelini J., Scotti M., 2007. La reintroduzione del Nibbio reale nelle Marche: sviluppi futuri nell'ambito del centro studi per la biodiversità delle aree protette marchigiane. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 15-16.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S., 1998. Libro Rosso degli Animali d'Italia, Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Ceccolini G., Cenerini A., 2009. The reintroduction of the Red Kite in Tuscany (in collaboration with France and Switzerland). In: David F. (red.), Proceedings of the Red Kite international Symposium, October 17th & 18th 2009, Montbéliard, France: 116-120.
- Ceccolini G., Fabbri F., 2003. Check-list degli Accipitriformi e Falconiformi delle province di Siena e Grosseto. Avocetta, 27 (1): 27.
- Ceccolini G., Cenerini A., Bainsi M., Falchi V., Passalacqua L., Vignali S., in stampa. Restocking del nibbio reale *Milvus milvus* in Toscana meridionale. Metodi e primi risultati. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Corso A., Palumbo G., Manzi A., Salerno M., Sanna M., Carafa M., 1999. Risultati preliminari dell'indagine nazionale sul Nibbio reale *Milvus milvus* svernante in Italia. Avocetta, 23 (1): 12.
- Del Bove E., Rotondaro F., Serroni P., Pandolfi M., Boldrini N., 2010. Il progetto di reintroduzione del Grifone nel Parco Nazionale del Pollino. In: Serroni P., Del Bove E., Rotondaro F. (a cura di), Atti del Workshop "Il Grifone in Italia. Status - Problematiche - Prospettive". Castrovillari (CS), 10 dicembre 2010. Ente Parco Nazionale del Pollino.
- De Lisio L., 2007. Status del Nibbio reale e del Nibbio bruno in Molise. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 23-25.
- Fabbri F., Giovacchini P., Nardi R., 2003. Accipitriformi e Falconiformi nidificanti nelle province di Siena e Grosseto. Avocetta, 27 (1): 28.
- Fulco E., Sigismondi A., Visceglia M., in stampa. Censimento di roost invernali del Nibbio reale *Milvus milvus* in Basilicata, dati preliminari. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Milone M. (ed.), 1999. Atlante degli uccelli svernanti in Campania. ASOIM, Monografia n. 6, Regione Campania, Assessorato Ricerca Scientifica.
- Minganti A., Panella M., Zocchi A., 2007. Status del Nibbio reale nel Lazio. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale.

- Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 19-20.
- Pandolfi M., 2007. Monitoraggio e valutazione dello status della popolazione di Nibbio reale nel Parco Nazionale del Pollino. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 10-12.
- Pandolfi M., Ferrer M., Alvarez Justo E., Boldrini N., Tanferna A., Tripepi M., Aliquò F., Serroni P., 2009. Stato e analisi della reintroduzione del Grifone, *Gyps fulvus*, nell'Italia Meridionale, Parco Nazionale del Pollino. Riassunti dei contributi scientifici, XV Convegno Italiano di Ornitologia, Sabaudia, 14-18 ottobre 2009.
- Pellegrini M., De Sanctis A., Altea T., Allegrino C., Civitarese S., Di Francesco N., Di Tizio L., Liberatore M., Ponziani V., Ricci F., in stampa. Il Monitoraggio del Nibbio reale (*Milvus milvus*) nella rete Natura 2000 della Regione Abruzzo. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36 (1): 11-58.
- Sarà M., 1996. Wintering Raptors in the Central Mediterranean Basin. In: Muntaner J., Mayol J. (eds), *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. SEO-Birdlife Monograph n° 4: 345-359.
- Sarà M., Sigismondi A., Angelini J., 2009. Status of Red kite in Italy. In: David F. (red.), *Proceedings of the Red Kite international Symposium, October 17th & 18th 2009*, Montbéliard, France: 24-27.
- Urso S., Salerno M., Quaranta F., 2007. Status del Nibbio reale e del Nibbio bruno in Calabria. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 36.

EVOLUZIONE NELL'OCCUPAZIONE TERRITORIALE DA PARTE DELLA POPOLAZIONE REINTRODOTTA DI GIPETO *GYPÆTUS BARBATUS* NELLE ALPI OCCIDENTALI ITALIANE

PAOLO FASCE, LAURA FASCE

via G. d'Annunzio 2/112, I-16121 Genova, plaltore@gmail.com

Keywords: Bearded Vulture, territorial pairs, trio, polygyny, reproduction, precocious age

Introduzione

Dopo l'inizio nel 1986 dei rilasci di gipeto *Gypaetus barbatus* sull'arco alpino effettuati nell'ambito di un progetto di reintroduzione, una prima coppia si è formata nel 1992 in Alta Savoia (Francia) e nel 1998 si è involato il primo giovane. A partire dal 1992, anche sulle Alpi occidentali italiane sono iniziati gli insediamenti di coppie territoriali: da allora si sono formate sette coppie e tre trii, di cui uno poliginico, primo caso conosciuto per la specie. Oggi sono presenti due coppie e il trio poliginico, mentre le altre coppie/trii si sono disciolti o spostati al di fuori delle Alpi occidentali italiane.

Significativamente, il primo tentativo di riproduzione è avvenuto nella Val di Rhêmes, proprio dove, nel 1913, era stato ucciso l'ultimo gipeto italiano, come pure in questa valle si è verificato uno dei due involi del 2012, i primi dell'arco alpino occidentale italiano.

Materiali e metodi

Dal 2000 al 2012 abbiamo dedicato oltre 600 giornate alla ricerca dei territori e all'osservazione dei gipeti, recandoci nelle vallate adatte a un insediamento e restando in osservazione per alcune ore, con l'ausilio di cannocchiali 32x e 20-60x e binocoli 10x e 12x. Il controllo delle nidificazioni è avvenuto da appostamento a distanza di sicurezza, in luoghi che permettessero una buona visibilità sul sito di nidificazione.

Risultati

Riassumiamo di seguito, in ordine cronologico di occupazione, i risultati delle nostre osservazioni nei diversi territori.

Valsavarenche: 1992-1993

Un adulto e un immaturo hanno occupato la valle con comportamento di coppia e ripetute manifestazioni territoriali dal marzo 1992 al maggio 1993. Il 30 maggio 1993 l'immaturo è stato ferito durante uno scontro con un'aquila reale *Aquila chrysaetos*, cadendo a peso morto nel bosco sottostante (M. Pantarotto

com. pers.). Da allora l'immaturo non è più stato visto e dopo qualche tempo anche l'adulto non è più stato osservato (Fasce & Fasce 2006).

Valle Stura: 2000-2004

Nell'autunno 1999 è stata osservata la presenza di una coppia, formata da un individuo subadulto e uno immaturo. I due partner sono stati identificati grazie all'osservazione degli anelli: il maschio era Firmin BV 229, rilasciato in Mercantour nel 1995, e la femmina Valdieri BV 268, rilasciata in Alpi Marittime nel 1996 (Martinelli 2000). A gennaio 2001 abbiamo osservato i primi accoppiamenti; in data 2 febbraio 2002 abbiamo trovato il nido, peraltro già frequentato sicuramente da tempo: non si è verificata alcuna deposizione. A inizio 2003 si è unito alla coppia un immaturo, nato nel 2000 (Serenio BV 348, rilasciato nel 2000 nel Parco Alpi Marittime (Giraud *et al.* 2005). Anche nel 2003 non si è verificata alcuna deposizione. Nel corso dell'inverno 2003-2004 un altro individuo, un immaturo nato nel 2001, è stato osservato accoppiarsi con entrambi gli adulti, comportandosi a dicembre-gennaio come femmina e poi, a partire da febbraio, come maschio. Gli accoppiamenti omosessuali sono noti per i trii poliandrici (Margalida & García 2002, Bertran & Margalida 2003), mentre il comportamento di copulazione inversa di Valdieri, che è stata osservata accoppiarsi come maschio con l'immaturo, non è comune, soprattutto tra i rapaci: Bertran & Margalida (2006) lo hanno riscontrato nel 2004 in un trio poliandrico. A partire dall'estate 2004 le osservazioni del trio si sono diradate fino a cessare.

Val di Rhemes: 2003-2004

In questa valle si è formata nell'autunno 2003 una coppia, composta da Pablo BV 359, maschio, rilasciato nel 2000 in Alta Savoia, identificato l'11 gennaio 2004 grazie all'osservazione degli anelli, e da un individuo probabilmente della stessa età, senza anelli, dunque nato in libertà. La coppia ha frequentato dall'ottobre 2003 un nido di aquila reale. Per ragioni ignote, dopo la primavera 2004 il territorio è stato abbandonato. Pablo si è in seguito spostato nel Vallese (CH).

Valdigne: 2004-2006

Una coppia vi si è formata nel 2004: il maschio era Republic 13, BV 335, rilasciato in Alta Savoia nel 1999, già osservato frequentemente in zona dal 2001 e identificato grazie alla osservazione degli anelli in data 14 marzo 2004. La femmina alla stessa data era ancora subadulta ed è rimasta non identificata. A novembre 2004 abbiamo trovato il nido, che risultava già frequentato da tempo. Abbiamo osservato i primi accoppiamenti a gennaio 2005, ma non si è verificata alcuna deposizione. La coppia ha frequentato regolarmente il nido anche nel 2006, ancora senza deporre.

Anche questa coppia è scomparsa a causa del ferimento, probabilmente ad opera di un'aquila reale, avvenuto alla metà di giugno 2006, di uno dei partner, che abbiamo osservato visibilmente ferito ad una zampa. Dopo diverse osservazioni di un adulto isolato, anche quest'ultimo è scomparso dal territorio dopo l'agosto 2006.

Val Maira: 2004-2006

Nel gennaio 2004 un adulto, maschio, ha formato una coppia con un subadulto, femmina. A febbraio 2005 si è unito a loro un secondo maschio adulto imperfetto, che si è accoppiato con la femmina e ha mostrato di essere dominante sull'altro maschio. La femmina era probabilmente Roure BV 370, rilasciata nel Mercantour nel 2001, mentre uno dei maschi doveva essere Roubion BV 311, rilasciato nel Mercantour nel 1999 (Giraudo *et al.* 2005). Il 19 dicembre 2004 abbiamo trovato il nido, come in tutti gli altri casi un vecchio nido di aquila reale. Nel 2005 non si è verificata alcuna deposizione. A partire dall'inverno 2006-2007 le osservazioni, talvolta anche di due individui, si sono fatte sporadiche.

Valle Varaita: 2006-2007

Dal dicembre 2006 al novembre 2007 vi si è stabilita una coppia composta da Roure e Roubion (Giraudo & Martinelli 2006). Evidentemente la coppia si è spostata dalla Val Maira alla Val Varaita dal dicembre 2006. A febbraio 2007 abbiamo osservato alcuni accoppiamenti, ma non si è verificata alcuna riproduzione. Per motivi sconosciuti il territorio è stato abbandonato dopo l'estate 2007. Roure è stata poi osservata in Ubaye, partner di una coppia riproduttrice (Francia - Parco Nazionale del Mercantour com. pers.).

Valdigne: 2007-2012

Nell'estate 2007 si è formata una nuova coppia, composta da un subadulto e un immaturo. Dall'osservazione degli anelli, il 2 giugno 2008, abbiamo identificato l'immaturo come Swaro BV 459, maschio, rilasciato in Alta Savoia nel 2005, mentre non è stato possibile identificare la femmina. I due hanno frequentato lo stesso nido utilizzato dalla prima coppia, ma non hanno mai depresso. Abbiamo osservato Swaro con certezza per l'ultima volta il 12 febbraio 2011 e nell'autunno 2011 un maschio subadulto ha preso il suo posto. La coppia ha occupato nel 2012 il solito nido senza deporre. A fine primavera-inizio estate anche questo maschio è scomparso.

Val di Rhemes: trio poliginico dal 2008

Dall'autunno 2008 occupa la valle un trio composto da due individui non identificati (A e B) e una femmina (C), identificata il 20 novembre 2010 come Sallanches BV 460 grazie all'osservazione degli anelli e rilasciata nel 2005 in Alta Savoia. Già a novembre 2008 gli individui frequentavano un vecchio nido di aquila reale: abbiamo dedicato da allora più di 150 giornate all'osservazione del trio. Intorno al 20 marzo 2010 ha avuto luogo la prima deposizione. I tre partner hanno partecipato tutti alla cova. La sopravvivenza del pullus, nato a metà aprile, non è andata oltre i 15 giorni (Fasce L. & Fasce P. 2011). Questo fallimento precoce non è affatto raro tra i gipeti alla prima riproduzione (Margalida *et al.* 2003) e potrebbe essere dovuto ad inesperienza (Lequette & Weimerskirch 1990). Se fino al febbraio 2011 non potevamo avere la certezza che si trattasse di un trio poliginico, ne abbiamo avuto la inconfutabile conferma nella prima quindicina di febbraio 2011, quando, a distanza di circa una settimana l'una dall'altra, B e C hanno depresso in due diversi nidi. Purtroppo nessuna delle due cove ha avuto

esito positivo (Fasce & Fasce 2011a). Tra il 5 e il 10 febbraio 2012 si è verificata la deposizione in un altro nido e alla cova hanno ancora una volta partecipato tutti e tre gli individui. Riteniamo che la deposizione 2012 sia stata effettuata più probabilmente da C (Sallanches), mentre la deposizione del 2010 deve essere stata più ragionevolmente effettuata dalla femmina B, dato che Sallanches era in quell'anno subadulta. Il piccolo è nato prima del 7 aprile 2012, quando abbiamo osservato gli adulti nutrirlo, e l'involò è avvenuto il 30 luglio (Fasce & Fasce 2012a, 2012b, 2013).

Valsavarenche: dal 2010

Nella primavera 2010 un adulto imperfetto frequentava assiduamente alcuni posatoi vicini a un nido di aquila reale: nello stesso anno abbiamo pure effettuato diverse osservazioni di un immaturo, poi identificato nel gennaio 2012 grazie ad una foto di R. Andrighetto in cui era visibile un anello come Michegabri BV 488, rilasciato nel 2006 nel Parco Alpi Marittime, maschio. I due individui hanno presto iniziato a frequentare il nido di aquila reale e, nonostante passino in media un paio di anni tra l'installazione di una coppia in un territorio e la prima riproduzione (Margalida *et al.* 2005), tra il 10 e il 17 marzo 2011 è avvenuta una deposizione e prima del 7 maggio è nato un piccolo. La deposizione è stata dunque molto tardiva: in bibliografia è riportata una data del 6 marzo (Margalida *et al.* 2005) e una del 23 marzo (Margalida 2002), che però era una covata di rimpiazzo. Le femmine in età precoce tendono a deporre tardivamente: l'età media per la prima deposizione in natura è di 8 anni (Antor *et al.* 2007) come anche per i maschi: in questo caso l'età di Michegabri (5 anni) rappresenta un record, insieme a quello registrato nel 2007 in Svizzera, dove una coppia, formata da individui entrambi di 5 anni, ha allevato con successo un piccolo (Jenny 2007). Il piccolo di Valsavarenche è invece purtroppo morto entro i 15 giorni dalla schiusa: il 22 maggio il nido era abbandonato (Fasce & Fasce 2011b). Nel 2012 la deposizione è avvenuta nello stesso nido dell'anno precedente tra il 1 e il 10 febbraio e prima del 7 aprile è nato un piccolo, che si è involato il 1 agosto (Fasce & Fasce 2012a, 2012b, 2013).

Valle dell'Orco: 2011-2012

In Valle dell'Orco si è formata una coppia dall'autunno 2011, costituita da un adulto imperfetto e un immaturo, identificato da una foto come Nonno Bob BV 548, maschio. Nella primavera 2012 hanno occupato un nido di aquila reale. Come c'era da aspettarsi, data la giovane età, non si è verificata alcuna deposizione. Sulla base di alcune foto, riteniamo che i due individui si siano spostati in estate in Vanoise (Francia).

Individui territoriali isolati

Alcuni individui hanno occupato territori per tempi anche prolungati, senza mai unirsi ad altri soggetti, che pure frequentavano le stesse zone.

Mounier (1993-2000)

BV 196, femmina, rilasciata nel 1993 nel Mercantour, è praticamente sempre

rimasta nel territorio del Parco Alpi Marittime, fino a quando non è stata trovata morta in Francia, a breve distanza dal confine italiano, con pallini nel corpo.

Georg (2004-2006)

BV 355, maschio, rilasciato in Austria nel 2000, ha frequentato nell'inverno e primavera 2004 la Valle di Rhêmes (AO), nell'inverno e primavera 2005 la Valle di Cogne (AO) e nell'inverno e primavera 2006 si è probabilmente spostato in Valle dell'Orco (TO), per poi sparire anche da qui.

Individuo non identificato (2005-2006)

Un adulto, nel 2005 e 2006 ha occupato stabilmente il vallone di St. Barthélémy (AO).

Argentera (2005-2008)

BV 195, femmina, rilasciata nel Mercantour nel 1993, ha occupato stabilmente l'alta Valle di Susa tra il 2005 e il 2008. Recuperata ferita probabilmente da un'aquila reale il 15 gennaio 2008, è stata curata nella Clinica Veterinaria dell'Università di Torino e nuovamente rilasciata il 9 febbraio. Il trasmettitore satellitare che le era stato applicato ne ha rilevato la presenza ancora in alta Val di Susa fino a giugno, quando sono cessate le segnalazioni. A partire dal mese di agosto sono cessate anche le osservazioni.

"Neve" (dal 2008)

Un individuo adulto, particolarmente riconoscibile per il candore delle piume pettorali occupa dall'autunno 2008 le Valli Chisone e Germanasca (TO).

Paolo Peila (dal 2004)

BV 388, maschio, rilasciato nel 2002 in Alpi Marittime, occupa stabilmente il territorio del Parco Naturale Alpi Marittime dal 2004, frequentando un vecchio nido di aquila reale.

Discussione

L'insediamento delle coppie di gipeto incontra difficoltà, tra le quali la fortissima aggressività delle aquile reali, presenti con densità altissima su tutto l'arco alpino occidentale (Fasce *et al.* 2011). Anche altri fattori al momento non noti possono però giocare un ruolo determinante.

Se quattro individui si sono spostati in territori adiacenti al di fuori dei confini italiani (Pablo, Roure, coppia di Valle dell'Orco), e altri possono averlo fatto senza che sia stato possibile identificarli nel nuovo sito (11 individui territoriali e tre isolati), resta il fatto che 18 individui su 29 hanno abbandonato i territori in cui si erano inizialmente stabiliti. Appare soprattutto inspiegabile l'abbandono di territori che hanno tutte le caratteristiche necessarie (ambiente adatto e buona disponibilità alimentare) e dove gli insediamenti delle coppie erano avvenuti in maniera stabile. In tre di essi dopo alcuni anni si è verificata una nuova occupazione (Valsavarenche, Val di Rhêmes, Val digne), mentre in altri tre non vi è stato più alcun insediamento (Valli Stura, Maira e Varaita). È possibile che per le valli del Cuneese possa aver giocato un fattore umano, anche se indiretto: la notevole presenza, fortemente avversata dai pastori, del lupo *Canis lupus* in quelle valli può infatti aver causato episodi di avvelenamento secondario.

La stanzialità e territorialità di alcuni individui isolati si è ripetuta piuttosto frequentemente, ma apparentemente non vi è alcuna spiegazione per il loro permanere solitari, nonostante la presenza di altri individui nel loro territorio. Per Mounier, rimasta solitaria dal 1993 al 2000, la spiegazione potrebbe risiedere nel fatto che all'epoca gli individui rilasciati erano ancora in numero esiguo, ma per gli altri individui questa spiegazione non è plausibile: non sappiamo però azzardarne un'altra.

Quanto ai trii poliandrici, piuttosto frequenti soprattutto nella popolazione pirenaica (15% su 160 coppie: Margalida *et al.* 1997), la ragione della loro formazione non è chiara: Bertran & Margalida (2002) pensano possa trattarsi di una situazione vantaggiosa per le femmine, che in questo modo avrebbero un carico minore sia nella fase di costruzione del nido, sia durante l'allevamento del giovane. Ciò costituisce una conseguenza ma non sembra possa esserne la causa. Un'altra possibilità, espressa da Carrete *et al.* (2006), che potrebbe valere anche per il trio poliginico, è che il terzo individuo trarrebbe vantaggio dall'unirsi ad una coppia per acquisire una maggiore esperienza e/o per aumentare la possibilità di ereditare un territorio.

Newton (1979) ritiene che possa influire sulla formazione di trii la presenza di numerosi individui adulti e non nidificanti, come appunto si verifica nella popolazione alpina reintrodotta, mentre questa non sembrerebbe una spiegazione adeguata per la popolazione pirenaica.

A nostro avviso, la formazione di trii è più frequente in territori la cui qualità è elevata: gli individui preferirebbero secondo noi fermarsi dove la disponibilità alimentare è molto buona, anche se questo può implicare di accettare una posizione di minor rango in un trio. Secondo Orian (1969), proprio le femmine raggiungerebbero migliori performances con il costituire un trio poliginico in un territorio di alta qualità, piuttosto che formare una coppia in un territorio di qualità inferiore.

Summary. *Evolution of territorial occupation of the reintroduced population of Bearded Vulture Gypaetus barbatus in the Italian Western Alps.*

Authors summarize the history of territorial pairs and trios that have settled in the Italian Western Alps. Seven pairs and three trios (one of them being the first polygynous trio known for the species) have settled: today only two pairs and the polygynous trio are still present. Reproduction started in 2010, but the first chicks fledged in 2012.

Bibliografia

- Antor R.J., Margalida A., Frey H., Heredia R., Lorente L., Sesé J.A., 2007. First breeding age in captive and wild Bearded Vultures *Gypaetus barbatus*. *Acta Ornithologica*, 42: 114-118.
- Bertran J., Margalida A., 2002. Social organization of a trio of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*): sexual and parental roles. *J. Rapt. Res.*, 36: 66-70.
- Bertran J., Margalida A., 2003. Male-male mounting in polyandrous Bearded Vultures *Gypaetus barbatus*: an unusual behaviour in raptors. *Journal of Avian Biology*, 34: 334-338.

- Bertran J., Margalida A., 2006. Reverse mounting and copulation behaviour in polyandrous Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) trios. *Wilson Bull.*, 118 (2): 254-256.
- Carrete M., Donàzar J.A., Margalida A., Bertran J., 2006. Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation change the mating system of Bearded Vultures? *Biological Letters*, 2: 624-627.
- Fasce L., Fasce P., 2011. Un trio probabilmente polygyne de Gypaète *Gypaetus barbatus* en Vallée d'Aoste (Italie). *Nos Oiseaux*, 58: 13-19.
- Fasce P., Fasce L., 2006. Territorial birds in Italian Western Alps (Provinces of Torino and Aosta). *Bearded Vulture Annual Report 2006*: 62.
- Fasce P., Fasce L., 2011a. Reproduction échouée d'un trio polygyne de Gypaète barbu *Gypaetus barbatus* en Vallée d'Aoste. *Nos Oiseaux*, 58: 193-198.
- Fasce P., Fasce L., 2011b. Reproduction précoce d'un couple de gypaète dans le Valsavarenche (Aoste, Italie). *Nos Oiseaux*, 58: 199-202.
- Fasce P., Fasce L., 2012a. First polygynous trio of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *J. Rapt. Res.*, 46 (2): 216-219.
- Fasce P., Fasce L., 2012b. Prime nidificazioni con successo del Gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi occidentali italiane. *Avocetta*, 36: 145-148.
- Fasce P., Fasce L., 2013. Reproduction réussie du trio polygyne de Gypaète barbu *Gypaetus barbatus* en Vallée d'Aoste. *Nos Oiseaux*, 59: 203-204.
- Fasce P., Fasce L., Villers A., Bergese F., Bretagnolle V., 2011. Long-term breeding demography and density dependence in an increasing population of Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. *Ibis*, 153: 581-591.
- Giraud L., Martinelli L., 2006. Monitoring in the Western Piedmontese Alps. *Bearded Vulture Annual Report 2006*: 59-61.
- Giraud L., Martinelli L., Fasce P., 2005. The situation in Natural Park Alpi Marittime and the neighbouring region - Italy. *Bearded Vulture Annual Report 2005*: 70-72.
- Jenny D., 2007. Paar Tantermozza. *Bartgeier-Monitoring Engadin 2007*: 14-19.
- Lequette B., Weimerskirch A., 1990. Influence of parental experience on the growth of Wandering Albatross chicks. *Condor*, 92: 726-731.
- Margalida A., 2002. Late egg-laying and fledging in a polyandrous trio of Bearded vultures *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees. *Rev. Cat. Ornitol.*, 19: 35-37.
- Margalida A., García D., 2002. Pla de recuperació del trencalòs a Catalunya: biologia i conservació. *Documents dels Quaderns de Medi Ambient*, 7. Barcelona, Generalitat de Catalunya.
- Margalida A., Bertran J., García D., Heredia R., 2005. Biología de la reproducción del quebrantahuesos en los Pirineos. In: Margalida A., Heredia R. (eds), *Biología de la conservación del Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Margalida A., García D., Bertran J., 1997. A possible case of a polyandrous quartet in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardeola*, 44: 109-111.
- Margalida A., García D., Bertran J., Heredia R., 2003. Breeding biology and success of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the Eastern Pyrenees. *Ibis*, 145: 244-252.
- Martinelli L., 2000. Bearded Vulture sightings in Argentera: from 1st of January to the 31st December 2000. *Bearded Vulture Annual Report 2000*: 61-63.
- Newton I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. T & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Orian G.H., 1969. On the evolution of mating system in birds and mammals. *American Naturalist*, 103: 589-603.

IL GRIFONE *GYPVS FULVUS* SULLE ALPI OCCIDENTALI: MONITORAGGIO DELLA RECENTE ESPANSIONE

LUCA GIRAUDO^{1,3}, SILVIA ALBERTI^{2,3}

¹ Rete Osservatori Alpi Occidentali - Parco Naturale Alpi Marittime, piazza Regina Elena 30, I-12010 Valdieri (CN), luca.giraud@parcoalpipimarittime.it

² Rete Osservatori Alpi Occidentali - Ente di Gestione delle Aree Protette delle Alpi Cozie, settore Val Troncea, via Della Pineta, Fraz. Ruà, I-10060 Pragelato (TO), alberti.alpicozie@ruparpiemonte.it

³ Rete Osservatori Alpi Occidentali - Gruppo Piemontese Studi Ornitologici, via San Francesco di Sales 188, I-10022 Carmagnola (TO), gpso.posta@gmail.com

Keywords: Griffon Vulture, Western Alps, colonisation, expansion

Introduzione

Evolutosi insieme alle popolazioni di ungulati selvatici di savane e montagne, il grifone *Gyps fulvus* ha saputo adattarsi negli ultimi secoli ai cambiamenti prodotti dall'uomo, avvantaggiandosi delle risorse disponibili legate ad una pastorizia tradizionale di tipo estensivo.

Tuttavia, a partire dalla seconda metà dell'Ottocento, prima a causa di una persecuzione intensa operata con ogni mezzo (abbattimenti diretti, uso di bocconi avvelenati), poi per il progressivo abbandono delle attività zootecniche di tipo estensivo, che ha toccato i minimi storici negli ultimi decenni, la specie ha subito una notevole contrazione del suo areale ed è rimasta confinata alle grandi aree steppiche montane dell'Europa meridionale (Pirenei, Balcani) e del Medio Oriente (Turchia) (Terrasse 2006).

In Italia l'ultima popolazione autoctona è sopravvissuta in Sardegna, ma ha dovuto essere sostenuta a più riprese con reintroduzioni e alimentazione artificiale (Schenk *et al.* 2008). Nel resto della penisola la specie è scomparsa e, salvo osservazioni sporadiche, ha dovuto attendere l'avvio di alcuni progetti di reintroduzione per poter recuperare territori un tempo abitati.

In particolare nell'Italia settentrionale il primo progetto di reintroduzione è stato attivato a partire dal 1980 in Friuli, presso la Riserva del Lago di Cornino, con la liberazione di diverse decine di individui. Ad essa ne sono seguite altre nel Parco Regionale delle Prealpi Giulie. A partire dal 1996 la specie è ritornata a nidificare nella regione (Genero 2010).

Sul versante occidentale delle Alpi italiane non si hanno notizie in merito alla nidificazione di questa specie, mentre i primi dati certi riguardano un individuo segnalato in Valle Pellice nel 1789, un altro nel 1893 vicino a Novara e un terzo nel 1905 a Pocapaglia (CN) (Boano & Mingozzi 1985). Seguono una decina di osservazioni successive al 1950 (Boano 2007).

Ma è solamente a seguito del successo dei primi progetti di reintroduzione avviati in Francia a partire dal 1980 - nelle Cévennes, Grand Causses (1980),

nelle Navacelles (1993), nelle Baronnies (1996), nel Verdon (1999) e nel Vercors, Diois (1999) (Terrasse 2006) - che le osservazioni di grifone sono aumentate anche sul versante alpino piemontese.

Infatti il grifone era considerato accidentale in Piemonte fino agli anni '90 (12 segnalazioni dal 1789 al 1997), dopodiché la specie è diventata regolare a partire dal 1999 e viene considerata oggi con codici AERC A20/C10 (Pavia & Boano 2009).

Con il presente lavoro si analizzano tutte le segnalazioni catalogate nel database del Gruppo Piemontese Studi Ornitologici (GPSO) e presenti nella banca dati online Aves, della Regione Piemonte, caricate a cura di singoli osservatori o dei referenti locali della Rete Osservatori Alpi Occidentali, coordinata dal Parco Naturale Alpi Marittime (Giraudo & Pavia 2010, Alberti *et al.* 2011, Giraudo 2011).

Area di studio e metodi

L'area di studio interessata è relativa ai confini della regione Piemonte e compresa fra i 44°02' e i 46°06' Nord, fra i 6°37' e i 9°12' Est. Il Piemonte ha un territorio che va dai 100 m s.l.m. nei pressi del Po in Provincia di Alessandria, ai 4.634 del Monte Rosa in provincia del Verbano-Cusio-Ossola. Il settore alpino piemontese copre una superficie di circa 1.000.000 di ettari (il 43% della superficie regionale), nel quale sono presenti gli habitat maggiormente ritenuti idonei per il grifone.

I dati informatizzati sono reperibili attualmente nella banca dati online Aves, che al 4 ottobre 2012 conta 385 osservazioni riferite a singoli individui o a gruppi, georeferenziate con sistema UTM WGS84.

I dati provengono da osservazioni di ornitologi o frequentatori della montagna e sono stati validati prima del loro inserimento nel database, e successivamente in uscita per verificarne la correttezza dal punto di vista informatico.

I dati sono stati analizzati per periodo storico e sono stati suddivisi, arbitrariamente, in 4 fasi: "accidentale" che va dal 1789 al 1998; "erratica", dal 1999 al 2006; della "prima colonizzazione", dal 2007 al 2009; infine della "sedentarizzazione", che va dal 2010 ad oggi e che non è ancora conclusa. I dati sono stati altresì analizzati in base al numero medio di individui per osservazione, all'altitudine e al periodo dell'anno. Per le segnalazioni accompagnate da fotografie è stato possibile verificare in alcuni casi la provenienza degli individui marcati con placche colorate, anelli metallici e/o plastici, decolorazione di alcune penne.

Risultati e discussione

L'analisi delle osservazioni ed in particolare del numero di osservazioni per anno, evidenzia un lungo periodo di segnalazioni occasionali (dal 1789 al 1998), seguito da un aumento dapprima moderato a partire dal 1999 e successivamente esponenziale: nel solo 2012 è stato raccolto il 43% di tutte le osservazioni storiche (Fig. 1), segno evidente di una colonizzazione del territorio regionale sempre più forte, in cui possiamo individuare quattro fasi.

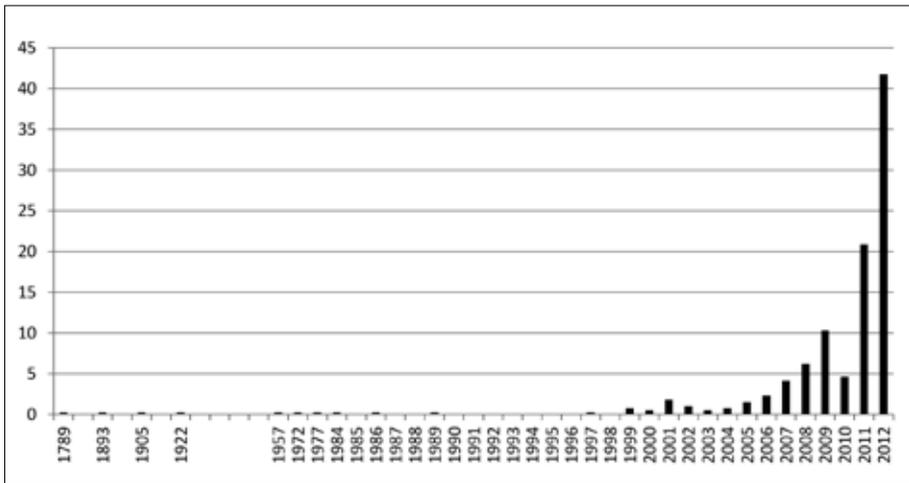


Figura 1 Percentuale annua sul numero totale di osservazioni, periodo dal 1789 al 2012; $N=385$.
Percentage per year on the total number of observations (from 1789 to 2012); $N=385$.

La prima fase, che abbiamo definito “accidentale”, comprende 11 segnalazioni di individui isolati localizzate sia in pianura che sui settori alpini. Come si può vedere dalla Figura 2 sono note tre osservazioni in pianura o collina a quote comprese fra 100 e 200 m s.l.m., in aree non idonee alla specie per assenza di falesie e di una buona densità di ungulati selvatici e/o domestici. Le osservazioni sono distribuite in maniera casuale nel corso dell’anno (Tab. 1).

La seconda fase, che chiameremo “erratica”, va dal 1999 al 2006 e comprende 34 osservazioni distribuite su tutto il territorio regionale (Fig. 2), ma con un baricentro maggiormente spostato verso le zone alpine e collinari occidentali, a quote comprese fra i 200 ed i 3.000 m s.l.m., in buona parte in habitat potenzialmente idonei alla specie, con presenza sia di falesie che di alte densità di ungulati. Le osservazioni sono riferite a quasi tutti i mesi dell’anno (Tab. 1), solo dal 2005 tendono a distribuirsi fra marzo e novembre.

La terza fase, detta della “prima colonizzazione” va dal 2007 al 2009, è riferita a 80 osservazioni, e vede una sostanziale occupazione dei settori alpini (Fig. 3), con una concentrazione nelle province di Cuneo e Torino, a quote comprese fra 1.150 e 3.000 m s.l.m. Le segnalazioni sono distribuite essenzialmente nei mesi compresi tra marzo e novembre (Tab. 1) e sono legate all’osservazione di individui in erratismo giornaliero; in questa fase non sono stati individuati dei dormitori stabili all’interno del territorio regionale (Giraud & Pavia 2010). Sono note per questo periodo due osservazioni di individui marcati, osservati entrambi nelle valli torinesi.

Infine, la quarta fase, detta della “sedentarizzazione”, iniziata nel 2010, è caratterizzata da un aumento esponenziale del numero delle osservazioni annuali, per un totale di 261, in particolare nel 2011 e 2012, riferite soprattutto a territori montani (Fig. 4) a quote comprese fra i 1.000 m e i 3.400 m s.l.m. Le segnalazioni

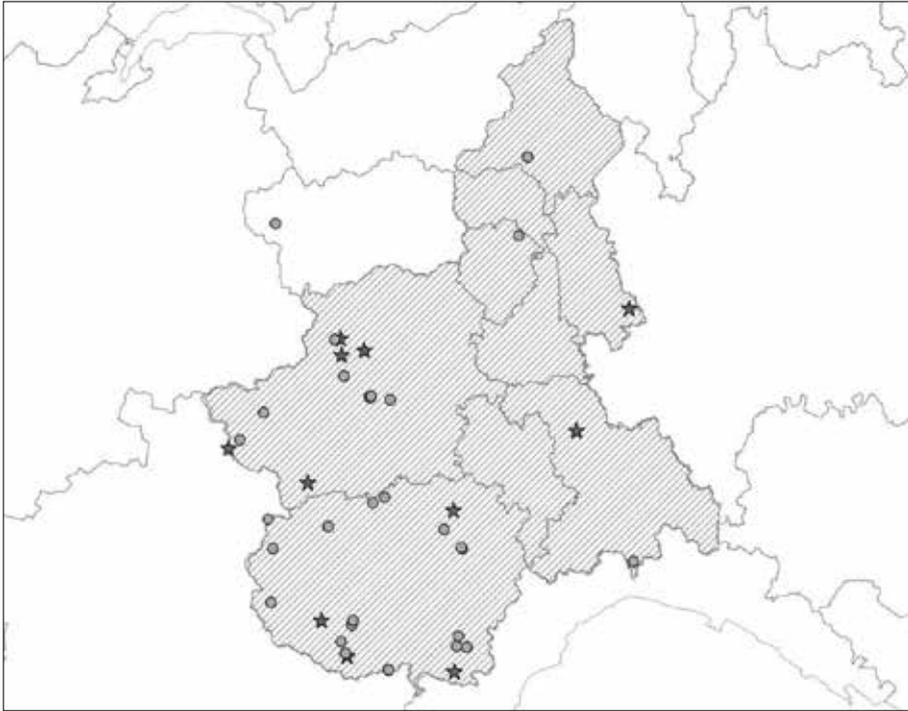


Figura 2 Localizzazione delle segnalazioni nel periodo dal 1789 al 1998 (stelle - fase accidentale; $N=11$) e dal 1999 al 2006 (cerchi pieni - fase erratica; $N=34$). *Location of sightings from 1789 to 1998 (stars - accidental phase $N=11$) and from 1999 to 2006 (full circles - erratic phase $N=34$).*

fase di colonizzazione		gennaio	febbraio	marzo	aprile	maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre
n° osservazioni per mese		2	0	8	14	33	43	57	121	71	21	7	2
1789	accidentale												
1893													
1905													
1922													
1957													
1972													
1977													
1984													
1986													
1989													
1997													
1999	erratica												
2000													
2001													
2002													
2003													
2004													
2005													
2006													
2007	prima colonizzazione												
2008													
2009	sedentarizzazione												
2010													
2011													
2012													

Tabella 1 Distribuzione mensile delle osservazioni nel periodo dal 1789 al 2012; $N=385$. *Monthly distribution of observations (from 1789 to 2012); $N=385$.*

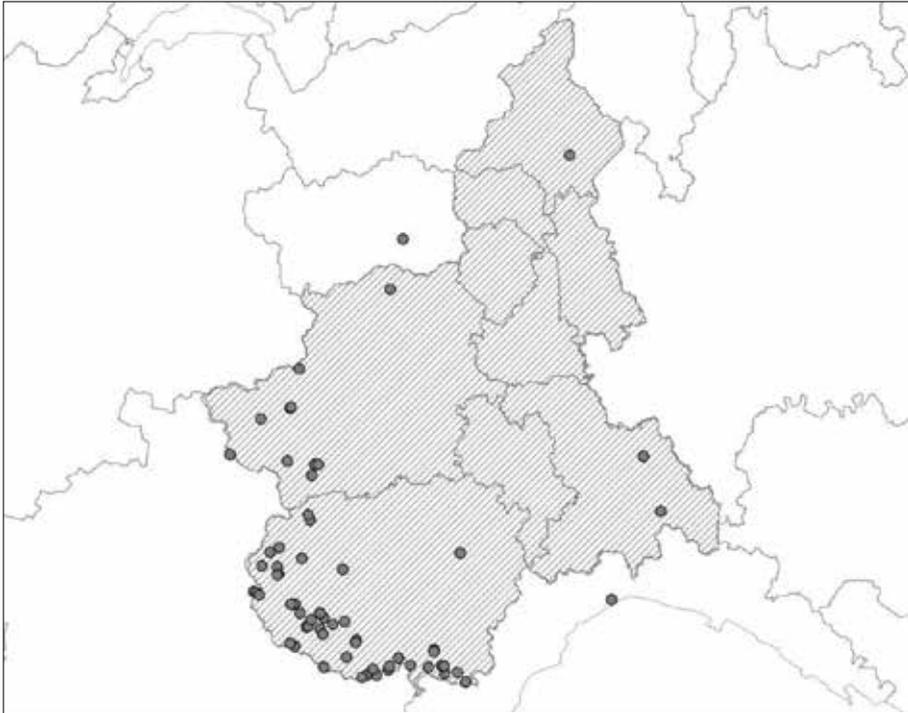


Figura 3 Localizzazione delle segnalazioni nel periodo dal 2007 al 2009, fase di prima colonizzazione; N=80. *Location of sightings from 2007 to 2009 - colonization's phase; N=80.*

si concentrano nel periodo da marzo a novembre (Tab. 1), con massimi in estate. In questa fase sono segnalati i primi dormitori piemontesi (Alberti *et al.* 2011), uno stabile in Valle Germanasca (TO), altri provvisori e legati alla disponibilità temporanea di singole carcasse di ungulati domestici.

Analizzando i dati dal punto di vista del numero di individui per osservazione, si nota un'evoluzione coerente con le quattro fasi sopracitate (Fig. 5): fino al 2002 la media di individui per gruppo è stata pari ad 1, dal 2003 in poi la media è aumentata fino ad assestarsi sul valore di 6,1 individui per osservazione. La formazione di gruppi di volo è ancora più evidente osservando il variare del numero massimo di individui per segnalazione: fino al 2005 si è rimasti al di sotto dei 5 individui per gruppo, dal 2006 in poi si sono rilevati gruppi anche numerosi, con massimi di 30 individui nel 2012 (presso il dormitorio riportato in Alberti *et al.* 2011).

Interessante anche osservare come sia variato nel tempo il numero medio di individui per osservazione nei due settori geografici principali: nelle valli cuneesi i primi assembramenti sono stati rilevati già a partire dal 2007 (Giraud & Pavia 2010), con gruppi di volo di 3,7 individui in media, mentre nelle valli torinesi la formazioni di grandi gruppi è avvenuta solamente a partire dal 2009 (Alberti *et al.* 2011), con gruppi di volo di 4,3 individui in media. Nel 2011 e 2012 la

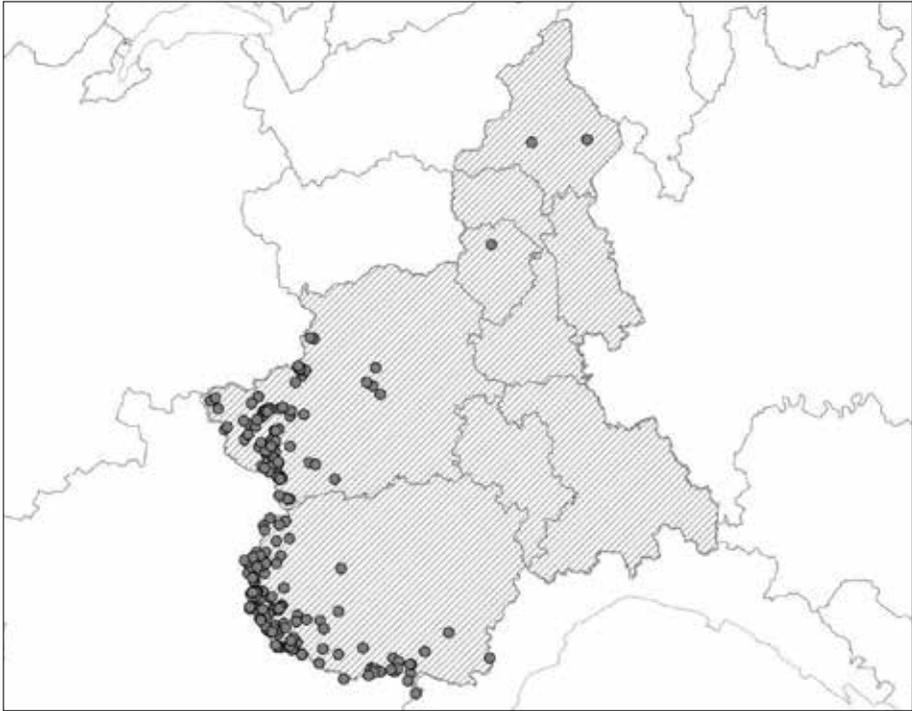


Figura 4 Localizzazione delle segnalazioni nel periodo dal 2010 al 2012, fase di sedentarizzazione; $N=261$. *Number of sightings from 2010 to 2012 - phase of sedentarization; $N=261$.*

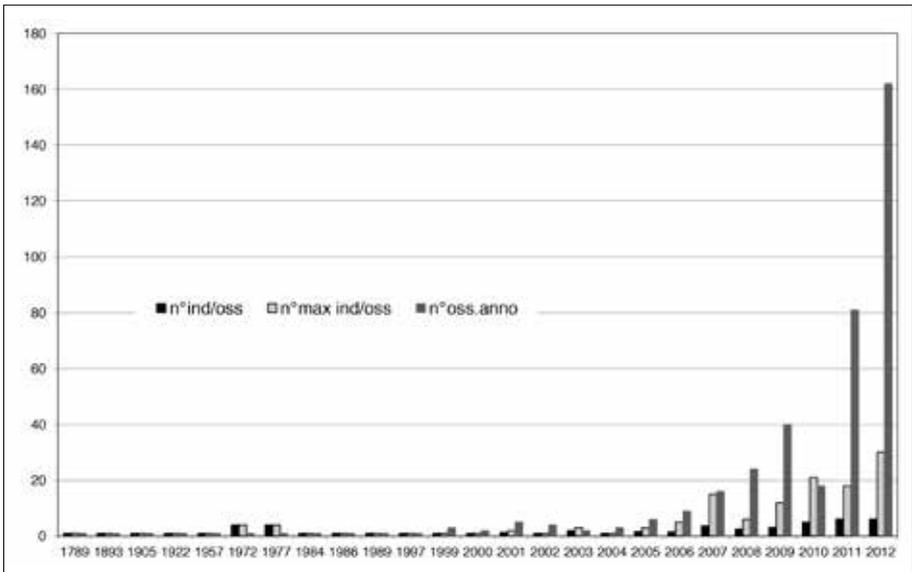


Figura 5 Numero medio e massimo di individui per osservazione, numero totale di osservazioni per anno; $N=385$. *Average number and maximum of individuals per observation, total number of observations per year; $N=385$.*

situazione è simile in entrambi i settori, con una media di 6,0-6,2 individui per osservazione.

L'analisi delle quote di osservazione conferma la tendenza della popolazione a colonizzare i settori alpini della regione: a partire dal 2009, anno in cui si è cominciato ad avere un sufficiente numero di dati, e fino al 2012, la quota media di osservazione è aumentata dai 2.110 m ai 2.500 m, con quote minime vicine ai 2.000 m s.l.m. In questa fase si è rilevata anche una riduzione del numero di osservazioni occasionali su territori di pianura e collina (Giraud & Alberti 2012). Analizzando infine il numero di segnalazioni per mese abbiamo rilevato un massimo nei mesi tardo estivi, nel momento in cui anche i giovani appena involati raggiungono gli adulti nelle loro perlustrazioni alpine (Tab. 1).

Dai dati di osservazione di individui marcati, viene evidenziato come le Alpi Occidentali siano un crocevia importante per lo scambio genetico fra le varie popolazioni. Sono stati segnalati, infatti, grifoni provenienti da tutte le popolazioni comprese fra i Pirenei ed i Balcani. Di seguito vengono elencate le osservazioni di individui marcati.

- 1 individuo il 3.09.2000 a Moretta (CN), marcato a Cherso (Croazia), lo stesso anno è stato successivamente osservato a Tolone (Francia) (Alessandria *et al.* 2004);
- 1 immaturo il 13.11.2000 marcato con anello plastico, osservato presso Moiola (CN) proveniente dal Verdon (Francia), rinvenuto morto nella stessa località il 13.11.2000 (Alessandria *et al.* 2003);
- 1 immaturo il 17.08.2009 fotografato presso Bardonecchia (TO), marcato con placche alari gialle, proveniente dai Pirenei (foto Ormezzano);
- 1 individuo il 15.05.2010 fotografato a Bardonecchia (TO), proveniente probabilmente dalle Cevennes (foto F. Perron), riportato in Roux Poignant (2010);
- 1 individuo l'8.08.2011 fotografato sul Monte Bertrand (CN), marcato con decolorazione delle primarie (6-10) all'ala sinistra e proveniente dal Friuli, dotato di radio satellitare (foto G. Cristiani, dati telemetria F. Genero); nello stesso periodo sul versante francese era presente un individuo marcato proveniente dall'Abruzzo (D. Demontoux, Parc national du Mercantour, com. pers.);
- 1 subadulto il 27.07.2012 al Colle della Maddalena (CN), marcato con anello plastico siglato DHD, proveniente dalle Baronnies (foto F. Panuello, dati F. Breton);
- 1 immaturo il 29.07.2012 al Colle della Maddalena (CN), marcato con anello plastico siglato DUI, proveniente dalle Baronnies (foto F. Panuello, dati F. Breton).

Dall'analisi dei dati è evidente l'ampliamento dell'areale del grifone in Piemonte che, tuttavia, non è spiegabile se non analizzando l'evolversi della situazione francese.

Come abbiamo detto a seguito dei numerosi progetti di reintroduzione attuati nel

raggio di 400 km dai confini piemontesi, e con l'instaurarsi di colonie riproduttive sempre più numerose e su territori sempre più ampi, la specie ha iniziato a frequentare i rilievi alpini francesi con sempre maggior frequenza, seguendo lo spostamento delle greggi dalla bassa Provenza ai quartieri di pascolo estivi (Terrasse 2006). La grande concentrazione estiva di grifoni sulle Alpi Francesi è legata essenzialmente all'alta densità di ungulati domestici, ovini in particolare, che contano una popolazione di circa 830.000 capi sulle regioni alpine francesi (www.lafranceagricole.fr), a fronte di circa 144.500 capi in Piemonte nel 2010 (http://rsaonline.arpa.piemonte.it/indicatori/patrimonio_zootecnico.pdf).

Altri due fattori che influenzano positivamente la presenza del grifone in Francia sono la dimensione media delle greggi e le politiche di smaltimento delle carcasse. Nel primo caso ci troviamo di fronte a greggi di 1.000-2.000 capi, contro i circa 400 degli allevamenti piemontesi, con la conseguente impossibilità per il pastore francese di tenere sotto controllo la mortalità naturale (dovuta a malattie, incidenti, predazioni e calamità naturali).

Per quanto riguarda lo smaltimento delle carcasse in Francia viene applicato il Regolamento UE n° 142/2011 del 25 febbraio 2011, che consente il prelievo dei capi morti in stalla o in alpeggio e la loro deposizione in carnai di piccole dimensioni sparsi sul territorio (come avviene ad esempio nelle Baronnies; J. Traversier, com. pers.). Tale azione favorisce una distribuzione del grifone su ampie superfici e ne stimola l'attività riproduttiva, che per questa specie inizia in inverno. È da notare che le aree di nidificazione del Vercors, delle Baronnies e del Verdon (dove nidificano circa 225 coppie) distano meno di 80 km in linea d'aria dai rilievi alpini, distanza che un grifone può coprire in meno di due ore; i dormitori alpini fungono invece da base per la perlustrazione del territorio alla ricerca di cibo. È noto infatti come i grifoni possano alimentarsi a cadenza di più giorni, così come è stata evidenziata l'estrema variabilità nel numero di individui presenti presso i dormitori alpini (D. Demontoux, Parc national du Mercantour, com. pers.).

In Italia, ed in Piemonte in particolare, la L.R. n° 11 del 2001 ed i successivi regolamenti attuativi prevedono per lo smaltimento delle carcasse morte in alpeggio, una volta che il veterinario incaricato abbia accertato le cause di morte, due possibili strade: nel caso il terreno lo consenta, la carcassa viene interrata in loco; nel caso invece ci siano problemi sanitari o non sia possibile sotterrare l'animale, questo viene trasportato, via terra o con l'elicottero, fino all'istituto zooprofilattico o all'inceneritore per lo smaltimento, con una notevole lievitazione dei costi di gestione, a carico del servizio pubblico per una quota del 70%.

Dal punto di vista della consistenza della popolazione francese, negli ultimi due anni i conteggi effettuati in contemporanea sul versante transalpino hanno permesso di contare 550 grifoni nel 2011 e addirittura 1.500 nel 2012 (J.P. Choisy, D. Demontoux, F. Breton, com. pers.). Sul versante del Parc national du Mercantour il 17.08.2012 sono stati conteggiati circa 430 individui suddivisi in quattro dormitori principali, posti a pochi chilometri dal confine italiano (D.

Demontoux, Parc national du Mercantour, com. pers).

Nondimeno tutte le osservazioni fatte sul confine fra la Provincia di Cuneo e la Francia hanno confermato al mattino la provenienza dai dormitori oltralpe e la sera il ritorno verso queste località (Giraudoss. pers.).

L'insediamento della specie in Piemonte sta avvenendo con differenti modalità: in Provincia di Cuneo la presenza di dormitori temporanei è stata accertata nell'area del Colle della Maddalena (Comune di Argentera) che, vista la vicinanza con i siti francesi a pochi chilometri dal confine, si può considerare una macro-area di riposo. Dormitori temporanei di alcuni individui sono stati osservati anche in alta Val Maira nel 2011 e nella media Valle Stura nel 2012, entrambi legati a particolari condizioni trofiche, peraltro precarie.

Discorso diverso invece per il dormitorio della Valle Germanasca, che funge da polo di dispersione dei grifoni nelle valli Germanasca, Chisone e Susa, così come verso la Francia. In questa area a partire dal 2011 sono stati osservati fino a 30 individui insieme; i siti di riposo non sono però fissi di anno in anno, ma variano probabilmente in base alle condizioni trofiche locali.

In conclusione, possiamo affermare che la presenza del grifone sulle Alpi Occidentali rappresenta un interessante arricchimento per la fauna piemontese. La costituzione di una catena alimentare completa, con la presenza di superpredatori come aquila e lupo e di necrofagi come grifone e gipeto, è senz'altro un elemento di grande interesse ecologico e scientifico. Tuttavia è fuori di dubbio come il grifone stia avendo un'espansione legata più alla zootecnia d'alpeggio che alle densità di ungulati selvatici, ma è anche vero che la presenza stagionale delle carcasse di animali domestici può essere intesa come parte integrante dell'ecosistema alpino, alla stregua delle altre attività umane che hanno modificato le Alpi negli ultimi secoli.

Dal momento che le risorse trofiche sulle Alpi sono comunque stagionali, nei prossimi anni è prevedibile un aumento dei dormitori anche sul versante italiano, ma non la formazione di colonie riproduttive, legate a disponibilità alimentari in periodo invernale. Per poter giungere ad una nidificazione della specie, peraltro mai riscontrata in tempi storici in Piemonte, occorrerebbe una revisione delle politiche di gestione dei capi morti in alpeggio.

Tutti questi aspetti consentono oggi di ipotizzare un cambiamento nella gestione dello smaltimento delle carcasse che potrebbe andare da un lato a favore di una riduzione dei costi, oggi essenzialmente sostenuti dall'amministrazione pubblica, dall'altro alla stabilizzazione della popolazione di questo avvoltoio.

Nel frattempo dovremo fare i conti anche con le problematiche legate all'uso illegale del veleno che, sebbene non indirizzato agli avvoltoi, potrebbe limitarne fortemente il numero degli effettivi. D'altro canto alcuni allevatori lamentano la perdita degli indennizzi di capi predati da canidi, a causa della troppa efficienza nel cibarsi da parte dei grifoni, che hanno consumato velocemente le pecore predate. Non è da sottovalutare infine anche l'opportunità di sviluppare un ecoturismo compatibile con l'ambiente alpino. Come abbiamo visto lo scenario è ancora in divenire.

Ringraziamenti. Vorremmo ringraziare tutte le persone che hanno collaborato fornendo le osservazioni di campo, senza le quali ogni ricerca non avrebbe potuto svolgersi. È evidentemente impossibile elencarle tutte. Un grazie a tutti gli Enti e le Associazioni che collaborano con la Rete Osservatori Alpi Occidentali ed in particolare ai coordinatori che si preoccupano di raccogliere i dati, validarli e renderli disponibili. L'elenco degli Enti e dei referenti è pubblicato nel bollettino Infogipeto. Infine un grazie particolare a G. Boano per la rilettura critica e a F. Genero per la disponibilità nel fornire informazioni e consigli preziosi.

Summary. *The Griffon Vulture Gyps fulvus in the Western Alps (NW Italy): monitoring of the recent expansion.*

In the years 1900s the Griffon Vulture *Gyps fulvus* was nearly extinct in the Alps; nowadays after the success of various French, Italian and Croatian projects it seems that the Griffon Vulture is coming back living in the Italian Alps. Up to 1990's its presence in Italy was considered accidental (just 12 sighting from 1789 to 1998), however, from 1999 it is considered regular with the code AERC A20/C10. Nowadays we could find wild and reintroduced griffon vultures in the Italian Alps; the population is mainly coming from Provence (France). It has to be said that the number of observation has strongly risen (in an exponential way) from 1999 to 2012. For instance, in 2012 there have been 168 observations, that represent, on their own, the 43% of all Piedmont data. At the moment it has been found only a stable roost in the Piedmont, area whereas other temporary roosts have been found in areas where food is available. In the paper a trend of observations on a year-base is presented, moreover it is also stated from where the marked griffon vultures observed come from. It is finally highlighted the economic value of the presence of Griffon Vulture in relation to the sheep farming sector and its ecological function. It is therefore extremely important carrying on research and keeping monitoring the Griffon Vulture.

Bibliografia

- Alberti S., Janavel R., Roux-Poignant G., 2011. Una stagione con i grifoni: val Pellice, val Germanasca, val Tronca, alta val Chisone e alta val Susa. Infogipeto, 28, Parco Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 22.
- Alessandria G., Boano G., Della Toffola M., Fasano S., Pulcher C., Toffoli R., 2003. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle D'Aosta; anni 2000-2001. Riv. Piem. St. Nat., 24: 357-408.
- Alessandria G., Boano G., Della Toffola M., Fasano S., Pulcher C., Toffoli R., 2004. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle D'Aosta; anno 2002. Riv. Piem. St. Nat., 25: 391-430.
- Boano G., 2007. Gli uccelli accidentali in Piemonte e Valle d'Aosta - Aggiornamento 2005. Riv. Piem. St. Nat., 28: 305-366.
- Boano G., Mingozzi T., 1985. Gli uccelli di comparsa accidentale nella regione piemontese. Riv. Piem. St. Nat., 6: 3-67.
- Genero F., 2010. Il Grifone sulle Alpi Orientali. In: Serroni P., Del Bove E., Rotondaro F. (eds.), Atti del Workshop "Il grifone in Italia. Status - Problematiche - Prospettive".

- Castrovillari (CS), 10 dicembre 2010. Ente Parco Nazionale del Pollino. http://www.acalandrostour.it/grifoni_internet/Grifoni_workshop_castrovillari.pdf.
- Giraud L., 2011. Osservazioni di Grifone in Provincia di Cuneo nel 2011. Infogipeto, 28, Parco Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 22.
- Giraud L., Alberti S., 2011. Status del Grifone in Piemonte nel 2011. Infogipeto, 28, Parco Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 23.
- Giraud L., Alberti S., 2012. Il Grifone sulle Alpi Occidentali: analisi della recente espansione. Infogipeto, 29, Parco Naturale Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 23.
- Giraud L., Pavia M., 2010. Status del Grifone in Piemonte. Infogipeto, 27, Parco Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 21.
- Pavia M., Boano G., 2009. Check-List degli Uccelli del Piemonte e della Valle D'Aosta aggiornata al Dicembre 2008. Riv. ital. Orn., 79 (1): 23-47.
- Roux Poignant G., 2010. Il monitoraggio in Alta Val Susa. Infogipeto, 27, Parco Alpi Marittime e Parco Nazionale dello Stelvio, Valdieri (CN): 17.
- Schenk H., Aresu M., Naitana S., 2008. Proposta di un Piano d'Azione per il Grifone *Gyps fulvus* in Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna.
- Terrasse M., 2006. Evolution des déplacements du Vautour fauve *Gyps fulvus* en France et en Europe. Ornithos, 13 (5): 273-299.

Sitografia

www.lafranceagricole.fr (ultimo accesso 2008)

MONITORING OF GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* BREEDING PAIRS IN THE NORTHERN APENNINES (1997-2012)

STEFANO SCHIASSI¹, ANGELO BATTAGLIA², MARIO BONORA²,
MASSIMO CAMPORA³, RENATO COTTALASSO⁴, LORENZO DEL CHIARO⁵,
MICHELE MENDI^{2,6}, ALBERTO PASTORINO⁷, MARIO PEDRELLI^{2,6},
UBALDO RICCI⁸, LUIGI SESTI⁹, RICCARDO NARDELLI¹⁰

¹ viale Emilia Ponente 252, I-40132 Bologna

² As.O.E.R., via Massa Rapi 3, I-40064 Ozzano Emilia (BO)

³ loc. Valmanzini, Sottovalle, I-15061 Arquata Scrivia (AL)

⁴ strada Monterotondo 85, I-15067 Novi Ligure (AL)

⁵ via Polla del Morto 31, I-55054 Massarosa (LU)

⁷ via N. Cambiaso 18-2, I-16010 Masone (GE)

⁶ LIPU, via Trento 49, I-43122 Parma

⁸ via Martiri della Libertà 46, I-19037 S. Stefano Magra (SP)

⁹ via V. Veneto 117, I-20091 Bresso (MI)

¹⁰ ISPRA, via Ca' Fornacetta 9, I-40064 Ozzano Emilia (BO),
riccardo.nardelli@isprambiente.it

Keywords: Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, monitoring, population

Introduction

Monitoring raptor populations is strategic to their conservation as it allows the definition of their status and forms a basis to evaluate the demographic trends and to assess and prioritise conservation actions. For raptors with wide home ranges, such as the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, surveys are challenging in terms of field efforts and resources, because they are rarely supported by local management and conservation authorities. As a consequence, in several parts of Italy, only amateur support enables the long-term monitoring of breeding populations. In the northern Apennines, data on the Golden Eagle are currently collected by over 20 observers distributed in three different regions (Liguria, Toscana, and Emilia-Romagna, in NW Italy).

The aim of this paper is to update the population estimate of the Golden Eagle in the Northern Apennines and to outline demographic trends. This is necessary for a better definition of the conservation status of the species in Italy, to comply with article 12 of the Bird Directive 2009/147/CE. Therefore, we analysed data on breeding pairs regularly collected from 1997 to 2012.

Monitoring activities of this population started in the 1980s in Italy (Fasce & Fasce 1984, Chiavetta 1994), although a reliable description of the status of the breeding population was only obtained in the early 1990s, due to the improvement of the volunteer network, the standardisation of field protocols

and data acquisition. In the last decade, the coordination of local groups of observers was achieved through the organisation of regular technical meetings and simultaneous counts in contiguous zones.

Study area and methods

The study area (Fig. 1) includes the Northern Apennines from the Pass of Cadibona (western limit) eastwards to Bocca Trabaria Pass and the Apuan Alps, covering a total surface of ca. 10,000 km². The mountain chain is characterised by complex morphological patterns. To the north, valleys are largely oriented SW-NE and ridges gradually slope towards the Po Plain. Conversely, along the southern slope, valleys have a steeper profile and are frequently oriented NW-SE. The lithology of the northern Apennines shows a very heterogeneous range of types, mainly including well-layered sedimentary rocks (sandstone and limestone). On the southern side, conspicuous mudstone outcrops occur (Apuan Alps, eastern Garfagnana), whereas intrusive and ultrabasic outcrops characterise the Ligurian Apennines.

In the region of the Tosco-Emiliano Apennines between Monte Orsaro and Monte Corno alle Scale, the mountain peaks exceed 1,700 m a.s.l. and are occupied by prairies of natural grass and bilberry heaths. Elsewhere, forests cover large parts of the mountains, except for the less steep areas, where traditional farmland prevails. Pastures still extend along secondary ridges, especially above 800 m a.s.l., despite clear signs of abandonment found across wide areas.

Following the methods of Eaton *et al.* (2007), monitoring activities of known home ranges were restricted to the time between late winter territorial displays and

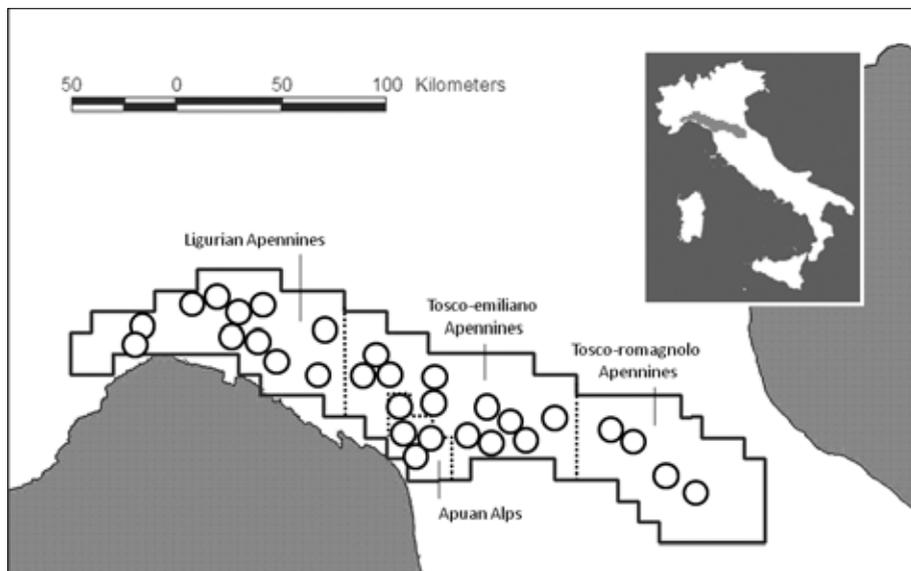


Figure 1 Study area map. The white circles indicate the Golden Eagle home range locations.

fledging. The number of visits (a minimum of three) was variable, according to the location of the eyrie, the meteorological conditions and the results of previous visits. The annual breeding parameters (productivity, breeding success, mean number of fledgings/pair, percentage of successful pairs) as defined by Fasce 1988 and Andreotti & Leonardi 2007, were calculated. Data for clutch size were not collected. Individuals were aged according to the moult patterns of flight feathers into three categories (adult, sub-adult, young). Density was estimated from the relationship between actual nesting density and the maximum theoretical density from the mean nearest-neighbour distance (Watson 1997). A more thorough exploration of suitable sites for the species was carried out in the last decade, to identify new home ranges and breeding pairs.

Results and discussion

The results of monitoring activities on 30 home ranges between 1997-2012 are shown in Table 1.

Breeding sites were located between 380-1,400 m a.s.l. The mean maximum altitude of the eyries in each home range was 1,033 m ($SD=213$; $N=29$) and the mean minimum altitude was 881 m ($SD=239$; $N=29$). The mean nearest neighbour distance between home-range centroids (Watson 1997) was 12.0 km ($SD=5.7$; $N=29$). Territories were regularly spaced (G Test: 0.82).

The number of territorial pairs increased from 17 in 1997 to 30 in 2012 (+76%). A greater increase occurred in the last three years (2010-2012), with the formation of four new pairs. The total number of fledged young was 188. Among the 22 oldest territories known for at least 10 years, 16 (53%) produced more than 0.4 young/year, and 10 (33%) produced more than 0.6 young/year. The mean annual productivity was 0.54 young/year/pair ($SD=0.13$; $N=16$). Productivity, as well as the annual number of fledged young, approached stability during the study period, although temporary negative variations were recorded in 2004, 2009 and 2011.

The number of laying pairs increased significantly between 1997-2012 (Spearman coefficient test, $r_s=0.72$, $P<0.005$, $N=16$; Table 2). No significant increase was recorded in the percentage of laying pairs from the total number of territorial pairs ($r_s=0.03$, $P=0.26$, $N=16$). The annual number of pairs that attempted to lay or breed was positively correlated with the annual number of known territorial pairs ($r_s=0.79$, $P<0.0005$, $N=16$). The number of unsuccessful pairs decreased since 1997, whereas the number of fledged young per breeding pair was stable (1.05; $SD=0.07$; $N=16$). The fledging of two juveniles in the same brood was a rare event in the Apennines (3%), compared to in the Alps (Western Alps: 128 from 760: 17%; Fasce & Fasce 2003). These data were correlated with breeding success (mean number of fledged young/breeding pair), leading to a negative trend across time ($r_s=-0.60$, $P<0.05$, $N=16$). The annual breeding success calculated for the 18 longest-known home ranges only (settled before 2000) showed a similar trend across time ($r_s=-0.46$; $P<0.068$, $N=16$, n.s). The mean productivity and breeding

home range	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	J	SM
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16	100.0
						a-a												
2	1	0	0	2	n	2	2	n	1	2	1	n	n	1	n	1	13	56.3
						a-a												
3	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	12	75.0
						a-a												
4	n	n	1	1	1	n	1	0	1	1	1	0	2	1	1	1	12	68.8
						a-a	a-a	a-a	a-x	a-a								
5	1	1	1	1	n	1	1	n	1	1	1	0	0	1	n	1	11	68.8
						a-a												
6	n	1	1	1	1	1	n	n	1	1	n	1	0	1	n	1	10	62.5
						a-a	a-s	a-s	a-a									
7	1	n	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	10	62.5
						a-a												
8		0	1	1	1	1	1	0	0	2	n	1	0	2	n	n	10	53.3
						a-a	a-a	a-a	a-x	a-x	a-a	a-a	a-a	a-a	a-a	a-a		
9	n	n	n	n	1	1	1	n	1	2	n	1	n	1	1	0	9	50.0
						a-a												
10	1	n	1	n	n	n	1	1	1	1	0	1	1	n	n	1	9	56.3
						a-s	a-a											
11				1	1	n	0	1	1	1	1	0	1	n	1	1	9	69.2
						a-a												
12	1	1	1	n	1	n	1	0	n	n	1	0	n	1	n	1	8	50.0
						a-s	a-s	a-s	a-x	a-x	a-a	a-a	a-a	a-a	a-a	a-a		
13	n	n	n	1	1	1	1	n	0	0	1	1	0	0	0	2	8	43.8
						a-a	a-s	a-s	a-s									
14	1	1	1	1	n	1	1	0	1	n	n	n	n	n	n	1	8	50.0
						a-a	a-a	a-a	a-x	a-x	a-s	a-s	a-s	a-s	a-s	a-a		
15	1	1	1	0	0	1	0	0	1	n	1	1	n	0	n	0	7	43.8
						a-s	a-a											
16	n	n	n	n	n	1	0	0	1	1	0	0	1	n	1	1	6	37.5
						a-a												
17	n	0	n	1	1	1	n	n	1	n	n	n	1	0	n	n	5	31.3
						a-a	a-a	a-a	a-s	a-a								
18					0	0	1	0	1	0	1	1	n	0	1	0	5	41.7
						a-s	a-s	a-a										
19						n	1	0	0	1	1	0	n	1	0	0	4	36.4
						x	a-s	a-s	a-a	a-x								
20						1	0	1	0	n	n	1	n	1	n	0	4	36.4
						a-s	a-s	a-s	a-a									
21			n	n	n	n	0	n	1	0	1	1	0	n	0	0	3	21.4
						s-s	s-s	s-s	s-a	a-x	a-a	a-a	a-a	a-s	a-s	a-a		
22	1	n	n	n	0	0	n	n	0	0	0	1	n	0	n	1	3	18.8
						a-s	a-a	a-a	a-a	a-a	a-s	a-s	a-a	a-a	a-a	a-a		
23							n		n	n	n	1	0	1	0	1	3	33.3
							a-s					a-s	a-a	a-a	a-a	a-s		
24														n	1	1	2	66.7
													a-s	a-s	a-a	a-x		
25														0	0	1	1	33.3
														a-s	a-a	a-a		
26																0	0	0.0
																s-s		
27																0	0	0.0
																a-x		

home range	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	J	SM
28																0	0	0.0
																s-x		
29																n	0	0.0
																x		
30																0	0	0.0
																a-s		
Tot. J	9	7	11	12	11	15	15	6	16	16	12	13	8	13	8	16	188	

Table 1 Breeding performance of the Golden Eagle in the Northern Apennines. Data refer to 30 home ranges during the period 1997-2012. 0, 1, 2: number of fledged young; n: no evidence of breeding behaviour. J: total number of fledged young per home range; SM: percentage of successful breeding seasons; Tot. J: total annual number of fledged young. Below the numbers: classification of pairs between 2002-2012 with reference to age categories: a = adult, s = sub-adult; x = one or both individuals were not classified. Ageing was based on flight feather moult patterns.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	tot.	
No. of known pairs	17	17	18	19	20	22	23	23	23	23	23	23	23	25	26	30	355	
No. of non breeding pairs	6	7	6	6	6	6	4	8	2	6	7	3	9	6	11	4	97	
No. of pairs without young	1	3	1	2	3	2	5	8	5	4	4	7	7	7	7	11	77	
No. of pairs with 1 young	9	7	11	10	11	13	13	6	16	10	12	13	6	11	8	14	170	
No. of pairs with 2 young	0	0	0	1	0	1	1	0	0	3	0	0	1	1	0	1	9	
No. of pairs with young	9	7	11	11	11	14	14	6	16	13	12	13	7	12	8	15	179	
No. of checked pairs	16	17	18	19	20	22	23	22	23	23	23	23	23	25	26	30	353	
No. of fledged young	9	7	11	12	11	15	15	6	16	16	12	13	8	13	8	16	188	
No. of laying pairs	10	10	12	13	14	16	19	14	21	17	16	20	14	19	15	26	256	
																	mean	SD
% of laying pairs	63	59	67	68	70	73	83	64	91	74	70	87	61	76	58	87	71.8	10.5
mean no. of young/laying pair	0.90	0.70	0.92	0.92	0.79	0.94	0.79	0.43	0.76	0.94	0.75	0.65	0.57	0.68	0.53	0.62	0.74	0.16
mean no. of young/known pair	0.56	0.41	0.61	0.63	0.55	0.68	0.65	0.27	0.70	0.70	0.52	0.57	0.35	0.52	0.31	0.53	0.54	0.14
mean no. of young/successful pair	1.00	1.00	1.00	1.09	1.00	1.07	1.07	1.00	1.00	1.23	1.00	1.00	1.14	1.08	1.00	1.07	1.05	0.07
																	tot	
non-aged pairs						1	0	0	4	4	0	0	0	0	0	5	14	
aged pairs						21	23	22	18	18	22	23	24	25	26	23	245	
2 adult pairs						14	16	17	16	18	20	20	22	20	22	20	205	
1ad+1sub-ad. pairs						7	7	5	2	0	2	3	2	5	4	3	40	
																	mean	
% of aged 1ad+1sub-ad						67	70	77	89	100	91	87	92	80	85	87	84	
% of aged pairs with 2 ad.						33	30	23	11	0	9	13	8	20	15	13	16	

Table 2 Summary of demographic parameters of the Northern Apennine Golden Eagle population during 1997-2012 and the overall results of pair class-age classification.

success of the 18 longest-known home ranges were significantly higher compared to the 12 home ranges settled after 2000 (respectively, 169/206 = 0.82 young/laying pair vs. 19/50 young/laying pairs = 0.38; $\chi^2=7.33$, $P=0.007$; and 169/287 = 0.59 young/pair vs 19/66 = 0.29 young/pair $\chi^2=6.84$, $P=0.009$).

Between 2002-2012, we aged both partners in 245 different breeding events out of 259 (94.6%), 83.7% of which comprised of two adults (Table 1). The proportion of adult pairs appeared to increase markedly from 2002 to 2006. Among pairs in which both birds were aged, no correlations between the proportion of adult pairs and breeding annual parameters were found. Breeding attempts of adult pairs (162 out of 244 cases = 79.0%) were not significantly greater ($\chi^2=0.57$, $P=0.45$) than those with sub-adult individuals (25 out of 39 cases = 64%). Similarly, the number of successful breeding seasons (114/205 = 55.6% vs. 12/39 = 31%) was not significantly higher in adult pairs ($\chi^2=2.92$; $P=0.09$) compared to those with sub-adult individuals.

We believe that the observed trend in the study area reflects an actual increase in the population, in agreement with the results of investigations carried out in other mountainous areas of the Italian peninsula (Magrini & Perna 2007, Magrini *et al.* 2013). The increase in the number of known territorial pairs might partly be due to more accurate investigations in the field and more experienced observers, even if the contribution of these two factors cannot be included in the analysis as they were not quantified.

The breeding success results negatively correlated with the increase in the number of territorial pairs, but appeared not to be affected by density. In fact, the mean breeding success calculated for each breeding home range settled before 2000 was not related to the neighbour distance ($r_s=0.04$; $P=0.88$, n.s.; $N=18$). In our research, pairs that attempted to breed, increased in contrast to in the western Alps (Fasce *et al.* 2011), where a density-dependent regulation, associated with a population increase, explained a significant decrease in percentage of laying pairs and a decrease in the other breeding parameters (mean productivity 1972-2011: 0.42 young/pair). Currently, the productivity of the Apennine population is stable and similar to the values recorded in other parts of the Alps, although the density is lower (Pedrini & Sergio 2002), resulting in 4.6 pairs/1000 km². Therefore, we suggest that the decreasing breeding success of the last 16 years is not an expression of increased competition between territorial pairs.

The negative trend of the breeding success appeared to be linked to the proportionally higher number of breeding failures of pairs recently settled in the marginal area with respect to that of pairs breeding in the core area. Since the mean breeding success and productivity of recent home ranges is significantly greater than those recorded for the 18 breeding pairs settled for a longer time, we hypothesise that core areas are more suitable for the Golden Eagle and are close to the ecological optimum for the species. Thus, the decrease in breeding success in the last 16 years might partly be explained by a lower suitability of the home ranges settled by the new breeding pairs.

Through the exploration of the geo-morphological and environmental features of the study area, exploiting both field surveys and 3D land digital models of the Apennines chain, we identified at least 10 sites that were potentially suitable for colonisation by new pairs. The recent increase in the population is supported by a high productivity, comparable to data recorded in the past (0.50 juvenile pairs in the period 1976-1999, Fasce & Fasce pers. comm; 0.56; Fasce & Fasce 2003). Furthermore, observations of sub-adult individuals outside the known breeding territories are frequent. This evidence is an indicator of a probable further increase the number of breeding pairs within the next few years.

A higher availability of trophic resources, due to the application of protection measures, has improved the conservation status of the Golden Eagle, although direct persecution is still occurring (one adult was shot in the Apuan Alps in 2012, F. Viviani, pers. comm.). Nevertheless, the high percentage of adult pairs in this study area suggests that the structure of the monitored population is less affected by unnatural mortality (e.g. shooting, poisoning) compared to the past, when sub-adult replacing was frequently observed (Chiavetta 2001).

The progressive abandonment of pastures and the consequent reduction of suitable hunting habitats represent a potential long-term threat for this raptor (Pedrini & Sergio 2001) and might negatively affect the size of the northern Apennine population.

Continued monitoring will be necessary to collect breeding data over a longer time period and to understand better the factors that shape the population dynamics of the Golden Eagle in the northern Apennines. In addition, further research should focus on the distribution and abundance of the prey-species, the morphology and land-use of home ranges, climate change and breeding parameters.

Acknowledgments

We are grateful to P. and L. Fasce who strongly supported the Golden Eagle monitoring group in the Northern Apennines. We thank all the other field observers for their invaluable help: M. Adami, S. Andreotti, A. Atturo, A. Berti (Polizia Provinciale di BO), F. Crosio (Polizia Provinciale di GE), E. Eleonori, G. Grilli, G. Leoni, W. Meloni, A. Peghini, M. Simonini, F. Traggiati, G. Venturi, F. Viviani (Parco Alpi Apuane). We are also grateful to S. Volponi, A. Andreotti, L. Serra and F. Spina for their suggestions and revisions of the draft.

Riassunto. *Il monitoraggio delle coppie riproduttive di aquila reale* *Aquila chrysaetos* *nell'Appennino settentrionale (1997-2012).*

Una ricerca coordinata fin dai primi anni '80 riguardante l'aquila reale *Aquila chrysaetos* nell'Appennino settentrionale ha consentito una ricostruzione sempre più attendibile dello status della popolazione nidificante. La condivisione di informazioni tra gli osservatori volontari coinvolti ed una maggiore standardizzazione della attività di campo (ricerca delle pareti idonee, verifica dell'esistenza di coppie territoriali, controllo della cova e dei pulli fino all'involto),

sono risultate essenziali per ottenere i principali parametri di popolazione (produttività, tasso di involo, percentuale di coppie che si riproducono, successo di riproduzione) e delineare le tendenze demografiche. Nel presente contributo illustriamo i risultati del monitoraggio tra il 1997 e il 2012. In un'area estesa circa 10.000 km², idealmente divisibile in quattro sotto-aree (Appennino ligure, Alpi Apuane, Appennino tosco-emiliano, Appennino tosco-romagnolo), il numero delle coppie conosciute e controllate è andato progressivamente aumentando, passando dalle 16 coppie del 1997 alle 30 attuali, con un incremento di 8 coppie negli ultimi 10 anni, di cui 5 negli ultimi 3 anni. Si ritiene che tale dato rifletta un effettivo aumento della popolazione locale e dell'areale occupato, sebbene il più accurato controllo ornitologico del territorio e una maggiore esperienza dei rilevatori possano aver contribuito alla scoperta di alcune coppie prima non rilevate. La bassa densità di coppie rispetto ai settori alpini, e la differenza tra la produttività media dell'area indagata ($P=0,54$ media del periodo 1997-2012) e quella rilevata nelle Alpi occidentali (0,42 giovani involati/coppia nel periodo 1972-2011), fanno ritenere che la popolazione attuale non abbia ancora raggiunto la capacità portante, e che in futuro nuove aree potrebbero essere oggetto di colonizzazione. Una più lunga serie storica di dati, associata all'analisi di alcune componenti ambientali (fisionomia dei territori, disponibilità alimentare, caratteristiche meteo-climatiche) potranno chiarire l'importanza relativa dei principali fattori ecologici che influenzano la demografia della popolazione appenninica.

Bibliography

- Andreotti A., Leonardi G., 2007. Proposta per una standardizzazione del monitoraggio delle popolazioni di rapaci rupicoli nidificanti in Italia. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 66-70.
- Chiavetta M., 1994. Status dell'Aquila reale nell'Appennino, dalla Liguria alla Calabria. In: Baldaccini N.E., Mingozzi T., Violani C. (eds.), Atti VI Convegno Italiano di Ornitologia, Torino, 8-11 ottobre 1991. Mus. Reg. Sci. Nat., Torino: 477.
- Chiavetta M., 2001. Sei anni di monitoraggio (1995-2000) dell'Aquila reale dal colle di Cadibona al valico di Colfiorito. Avocetta, 25 (1): 43.
- Eaton M., Dillon I., Stirling-Aird P., Whitfield D.P., 2007. Status of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Britain in 2003: Capsule The third complete survey of Golden Eagles in Britain found 442 pairs. Bird Study, 54: 212-220.
- Fasce P., 1988. Censimento dell'Aquila reale nelle Alpi occidentali italiane: metodologia e problemi. In: Pandolfi M., Frugis S. (red.), Atti del I seminario italiano sui censimenti faunistici: metodi e applicabilità alla gestione territoriale. Urbino, 21-22 settembre 1982. Arti grafiche editoriali, Urbino: 246-249.
- Fasce P., Fasce L., 1984. L'Aquila reale in Italia. Ecologia e conservazione. Serie Scientifica LIPU, Parma.
- Fasce P., Fasce L., 2003. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos* in Italia: un aggiornamento sullo status della popolazione. Avocetta, 27 (1): 10-13.

- Fasce P., Fasce L., Villers A., Bergese F., Bretagnolle V., 2011. Long-term breeding demography and density dependence in an increasing population of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ibis*, 153: 581-591.
- Magrini M., Perna P., 2007. Riepilogo ed analisi delle conoscenze sullo status delle popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Lanario *Falco biarmicus* e Pellegrino *Falco peregrinus* nell'Italia peninsulare. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds), Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 133-139.
- Magrini M., Perna P., Armentano L., Angelini J., 2013. Andamento della popolazione di Aquila reale *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758) in un'area dell'Appennino centrale tra il 1979 e il 2012. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Italiano Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 188-196.
- Pedrini P., Sergio F., 2001. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study*, 48: 194-199.
- Pedrini P., Sergio F., 2002. Regional conservation priorities for a large predator: Golden Eagle in the Alpine range. *Biological Conservation*, 103: 163-172.
- Watson J., 1997. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London.

ANDAMENTO DELLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* IN UN'AREA DELL'APPENNINO CENTRALE TRA IL 1979 E IL 2012

MAURO MAGRINI¹, PAOLO PERNA², JACOPO ANGELINI³,
LUIGI ARMENTANO⁴, CARLA GAMBARO¹

¹ Studio naturalistico OIKOS, via del Duomo 29, I-06049 Spoleto (PG),
oikos_studio@virgilio.it

² terre.it srl, largo Decio Filippini 30/A, I-62028 Sarnano (MC)

³ via Berti 4, I-60044 Fabriano (AN)

⁴ via Toniolo 8, I-06083 Bastia Umbra (PG)

Keywords: Central Italy, Golden Eagle, long-term population trend, conservation

Introduzione

La popolazione di aquila reale *Aquila chrysaetos* dell'Appennino umbromarchigiano è stata oggetto di sistematiche ricerche cominciate nel 1979 e sfociate in tesi di laurea, articoli in riviste scientifiche e contributi a convegni. I risultati hanno permesso, fra l'altro, di inquadrare la popolazione come una di quelle a più bassa densità del mondo (Watson 1997). I più aggiornati esiti delle indagini sono stati pubblicati nel 2007 (Magrini *et al.* 2007a, Perna *et al.* 2007) e riguardavano lo stato della specie al 2003. Da allora le ricerche sono proseguite per ulteriori nove anni, rendendo complessivamente disponibili 34 anni di monitoraggio inerenti i principali parametri della popolazione. Il periodo appare sufficiente per analizzare l'andamento a lungo termine di una popolazione che può essere ritenuta un campione rappresentativo di quella dell'Appennino Centrale se non dell'intera parte peninsulare d'Italia.

Area di studio e metodi

L'area di studio si estende per circa 5.000 km² ed è costituita dai principali rilievi montuosi di Umbria e Marche, prevalentemente calcarei, tra circa 150 e 2.476 metri di quota (M. Vettore, AP). In essa è presente il tipico habitat della specie, con caratteristiche paragonabili alla maggior parte dell'intera catena appenninica, sinteticamente: sistemi di rilievi calcarei separati da valli fluviali, con boschi di versante, praterie sommitali, formazioni rocciose strapiombanti, zone agricole e centri abitati concentrati per lo più nei fondivalle e nei piani intermontani (Ragni *et al.* 1986). L'area di studio è stata suddivisa in due settori con caratteristiche ambientali parzialmente diverse. Il settore Sibillini, circa 700 km², è contraddistinto da numerose quote oltre i 2.000 m e da morfologie e vegetazione di tipo alpino; questi elementi sono di fatto assenti nel settore denominato Dorsali, circa 4.300 km², con quota massima di 1.903 m sul M. Pizzuto (Cascia, PG). Altra sostanziale differenza riguarda l'estensione delle aree

aperte montane, essenzialmente praterie primarie o secondarie e prati stabili: esse occupano appena il 10% della superficie del settore Dorsali e ben il 40% di quella del settore Sibillini, come stimato in base alla carta dell'uso del suolo (classi 2.3 Prati stabili, 3.2.1 Aree a pascolo naturale e praterie e 3.3 Zone aperte con vegetazione rada o assente in CORINE Land Cover 2006).

Una ricerca bibliografica e una raccolta di testimonianze circostanziate, documentate e inedite, da fonti di provata attendibilità, sono state condotte fin dai primi anni d'indagine, permettendo di acquisire dati di presenza/riproduzione della specie riferiti anche a periodi precedenti a quello direttamente indagato, fino al 1912 (Ricci 1929).

La regolarità della distribuzione dei territori di nidificazione (centroidi dei nidi) è stata testata con G-statistic (Brown 1975), ovvero il rapporto tra media geometrica e media aritmetica delle Nearest Neighbour Distances, variabile da 0 a 1, con valori superiori a 0,65 che indicano una distribuzione regolare.

Per verificare annualmente l'attività riproduttiva delle coppie sono stati svolti almeno tre sopralluoghi nel periodo febbraio-agosto. Le notevoli distanze da cui sono state per lo più compiute le osservazioni al nido (oltre 800 metri), hanno consentito solo di rado di rilevare dati come il numero di uova deposte o di pulcini nati. Sono stati rilevati i parametri riproduttivi della percentuale di successo (coppie di successo/coppie controllate), della produttività (giovani involati/coppie controllate) e del tasso d'involto (giovani involati/coppie di successo) seguendo Craig & Enderson (2004) e Cheylan (1981). La biologia riproduttiva è stata esaminata anche per ciascuno dei 12 siti controllati in almeno 12 dei 34 anni dell'indagine; le frequenze percentuali degli esiti della riproduzione verificati in ciascuno di essi (0, 1 o 2 giovani involati) sono state confrontate con quelle complessive e testate con Randomization Test of Goodness-of-fit (Mc Donald 2009).

Risultati e discussione

Consistenza, densità e distribuzione

Attraverso l'individuazione di 12 nidi e l'analisi di documenti e circostanziate testimonianze, è stato possibile definire l'esistenza di sette territori di nidificazione storici di aquila reale, non più occupati dopo il 1970. Uno di essi dista appena 3,3 km da quello occupato da una coppia sia attualmente che in tempi remoti: il fatto che, anche in questo caso, si trattasse di coppie diverse, contemporaneamente presenti, è attestato da inequivocabili testimonianze orali.

Tra il 1979 e il 1990, la consistenza della popolazione accertata non superava le 10 coppie. Tra il 1991 e il 2009 è stato rilevato l'insediamento di 8 nuove coppie; la prima di esse si è riprodotta nel 1991 in un territorio di nidificazione abbandonato da circa tre decenni. Dalla metà degli anni '90 il territorio di una delle coppie presenti già nel periodo 1979-1990 non è più risultato occupato. Dal 2009, pertanto, la consistenza della popolazione ha raggiunto le 17 coppie, con un incremento del 70% rispetto al periodo 1979-1990; tra il 1991 e il 2012 si è

così accertata l'esistenza di una nuova coppia ogni tre anni circa.

Singoli individui e coppie, anche in comportamenti territoriali, sono inoltre osservati, da almeno 10 anni, nella parte meridionale della dorsale di M. Cucco (PG-AN) e nei Monti Sibillini a ridosso di Norcia (PG), a non meno di 12 km dai territori di nidificazione delle coppie accertate. Frequenza e qualità delle osservazioni non paiono ancora sufficienti per qualificare queste presenze come vere e proprie coppie territoriali.

Riepilogando si osserva che la più alta consistenza della popolazione, circa 25 coppie presunte, si è manifestata nel corso dei primi 70 anni del XX secolo, che la minima, 10 coppie, è occorsa tra il 1970 e il 1990 e che dal 1991 si è registrato un incremento fino alle attuali 17 coppie.

Nella Figura 1 è mostrato l'andamento della consistenza di popolazione nel periodo 1979-2012, in relazione a quello della superficie di aree protette ricadenti nell'area di studio (parchi nazionali, parchi regionali, riserve naturali, oasi di protezione e territori demaniali interdetti al prelievo venatorio). I due fenomeni sembrano evolvere di pari passo, con inizio dell'incremento delle coppie che si è manifestato due anni dopo (1991) la nascita del Parco Nazionale dei Monti Sibillini (1989), il più significativo incremento di superficie protetta nell'area di studio occorso nell'intero periodo. Nessuna delle otto coppie comparse tra il 1991 e il 2009 si è insediata nella parte meridionale del settore Dorsali; in essa, corrispondente ai territori montani della media Valnerina, dello Spoletino e del Ternano (PG, TR), l'unica nuova area protetta, istituita nel 1995, è il Parco Regionale del Fiume Nera, esteso 2.120 ettari che interessano solo fondovalle e basse pendici dei rilievi.

La densità della popolazione, espressa in coppie ogni 1.000 km², è passata da 2,0 nel 1990 a 3,4 nel 2009; nei Sibillini è raddoppiata (da 4,3 a 8,6), mentre nelle Dorsali è passata da 1,6 a 2,5. Dal 2009, pertanto, la densità nei Sibillini è più di tre volte quella registrata nelle Dorsali.

Sono state calcolate le distanze (Nearest Neighbour Distances) tra i territori di

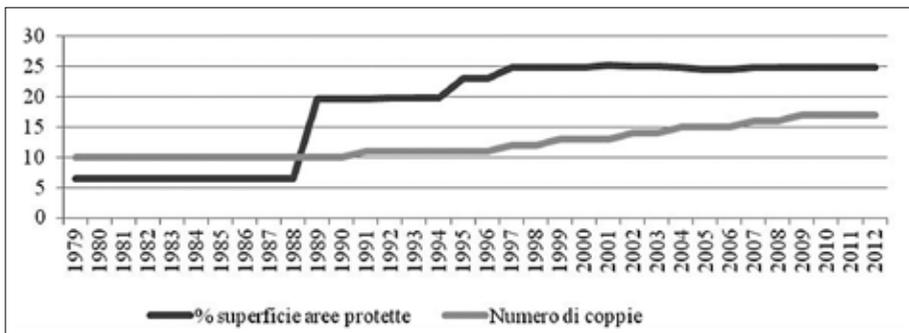


Figura 1

Andamenti della percentuale di superficie protetta e consistenza di popolazione di aquila reale nel 1979-2012. *Protected areas percentage and number of Golden Eagle pairs in 1979-2012.*

nidificazione delle coppie al 1990 e al 2009: la minima è rimasta di fatto invariata (da 6,9 a 6,8 km), la massima è scesa da 29,1 a 17,5 km, la media da 16,3 ($N=10$; $\pm 6,5$) a 11,2 km ($N=17$; $\pm 3,4$).

Il valore di G-statistic indica una regolare distribuzione dei territori di nidificazione sia al 1990 ($G=0,92$) che al 2012 ($G=0,95$).

Biologia riproduttiva

Tra il 1979 e il 2012 sono stati acquisiti dati sulla biologia riproduttiva controllando 322 combinazioni coppia/anno, ovvero il 76% (20% - 93%/anno) dei 422 casi possibili. Solo in due anni su 34 la percentuale di coppie controllate è stata inferiore al 60%. Dodici coppie sono state controllate in almeno 12 anni; una coppia è stata controllata in otto anni e non è mai risultata essersi riprodotta; quattro coppie sono state controllate in non più di due anni; una coppia non è mai stata debitamente controllata.

In totale sono state accertate 176 riproduzioni con successo che hanno portato all'involo di 198 giovani. La percentuale di successo è risultata in media pari a 0,55 (0,25-0,89; $\pm 0,17$) (Fig. 2); il suo andamento non ha mostrato tendenze significative ($r_s = -0,034$; $P(2 \text{ code})=0,848$). La produttività è risultata in media pari a 0,61 (0,25-1,10; $\pm 0,20$) e il suo andamento non ha mostrato tendenze significative ($r_s=0,118$; $P(2 \text{ code})=0,508$). Il tasso d'involo è risultato in media pari a 1,12 (1,00-1,57; $\pm 0,17$), con valori talvolta superiori a 1,00 solo a partire dal 1987; la tendenza all'incremento risulta significativa ($r_s=0,422$; $P(2 \text{ code})=0,013$). La percentuale di successo registrata in ciascuno dei 12 siti controllati in almeno 12 dei 34 anni di indagine è variata tra 0,26 e 0,78, la produttività tra 0,26 e 0,94, il successo riproduttivo tra 1,00 e 1,50. All'estremo inferiore del campione, per tutti e tre i parametri, si è posto un sito che, controllato per 31 stagioni riproduttive, ha prodotto con successo in appena otto casi, peraltro con l'involo, unico sito, sempre di un solo giovane. I tre siti che hanno mostrato i più elevati valori di produttività (0,82, 0,86 e 0,94) ricadono nel Parco Nazionale dei Monti

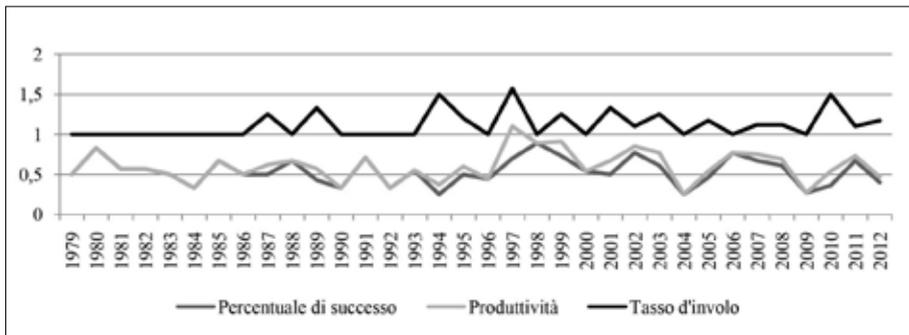


Figura 2 Andamento dei parametri di biologia riproduttiva nel periodo 1979-2012. *Percentage of successful pairs (Percentuale di successo), mean number of fledged young per pair (Produttività) and mean number of fledged young per successful pair (Tasso d'involo) in 1979-2012.*

Sibillini; due di essi hanno presentato anche i massimi valori di tasso d'involto (1,50 e 1,20).

Le frequenze percentuali dei tre possibili esiti della riproduzione calcolate per il complesso dei siti controllati nel periodo 1979-2012 ($N=322$), sono risultate le seguenti: 0 giovani = 45,3%, 1 giovane = 47,8%, 2 giovani = 6,8%. Tre dei 12 siti controllati in almeno 12 anni hanno evidenziato esiti della riproduzione che si discostano in misura significativa da quelli complessivi: un sito si è discostato in misura altamente significativa ($\chi^2=10.952$; $P=0,005$) presentando in particolare il 74,2% di valori 0 e lo 0% di valori 2, un secondo sito si è discostato in misura altamente significativa ($\chi^2=10.788$; $P=0,001$) presentando in particolare il 28,6% di valori 2, un terzo sito si è discostato in misura significativa ($\chi^2=8.948$; $P=0,01$) presentando in particolare il 21,9% di valori 0. Sia il secondo che il terzo sito ricadono nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini.

L'andamento della popolazione di aquila reale dell'Appennino umbro-marchigiano degli ultimi cento anni può essere suddiviso in tre fasi essenziali. Nella prima, dai primi del '900 agli anni '60, la specie ha presentato la maggior consistenza di popolazione (circa 25 coppie presunte). Nella seconda, il ventennio 1970-1990, si è registrata la più bassa consistenza, con un numero costante di coppie (10) inferiore alla metà di quelle presumibilmente presenti in precedenza. Nella terza, 1991-2012, si è verificato un continuo incremento di coppie che ha riportato la popolazione a un livello (17 coppie) più vicino a quello originario.

L'estinzione, nell'area di studio, degli ungulati selvatici autoctoni (cinghiale, capriolo, cervo e camoscio appenninico) entro l'inizio del XX secolo (Ragni 1995) e la loro assenza, come quella di daino e muflone, fino al 1980 circa (Fermanelli 1985, Ragni 1995), appaiono tra le principali cause del calo di popolazione di aquila reale tra le prime due fasi. Negli anni '50 e '60, inoltre, il cospicuo esodo di residenti dai territori montani delle due regioni ha determinato una forte contrazione della pastorizia. All'inizio degli anni '70, pertanto, la combinazione di questi eventi ha finito per produrre la più bassa disponibilità di carcasse di grandi mammiferi, risorsa d'importanza strategica per l'aquila reale in periodo invernale (Watson *et al.* 1992, Watson 1997). Negli anni '70 e '80 anche lo stato delle popolazioni di altri *taxa* di fondamentale valore trofico per l'aquila reale in aree appenniniche, quali lepre e galliformi (Magrini *et al.* 1987), è stato sicuramente peggiore che in passato. Il lagomorfo è diffuso, ma oggetto di prelievo venatorio esercitato da un numero di praticanti probabilmente mai così alto: in tutta l'Umbria, ad esempio, sono presenti 65.711 tesserati al 1983 (dati Osservatorio Faunistico Regione dell'Umbria). La starna e la coturnice si sono estinte in gran parte del territorio delle due regioni, anch'esse sottoposte a un prelievo esercitato ovunque ad eccezione di poche oasi di protezione e territori demaniali che insieme coprono appena il 6,4% dell'area di studio, facilitato dalla capillare rete di nuove strade di montagna. Riassumendo, nel periodo 1970-1990 la popolazione umbro-marchigiana di aquila reale ha scontato le conseguenze

di cambiamenti socio-economico-ambientali intervenuti in circa venti anni, che hanno portato la disponibilità delle risorse trofiche, come prede vive o morte, ai più bassi livelli mai conosciuti. Questi eventi potrebbero esser stati ben più decisivi, per la sua sorte, della stessa feroce persecuzione diretta dei primi sei decenni del XX secolo, quando, non ancora legalmente protetta, era oggetto di sistematici episodi di abbattimento, avvelenamento e sottrazione di uova o pulli. Dal 1980 circa si è verificata una diffusa colonizzazione della montagna umbro-marchigiana da parte di cinghiale e capriolo, per lo più dovuta a immissioni. La popolazione del suide nei Monti Sibillini, circa 800 individui nei primi anni '80 (Fermanelli 1985), è passata ai 4.000 stimati nel 1995 (Fermanelli & Rossetti 1999). In alcune zone si è assistito alla diffusione di daino e cervo; quest'ultimo ha cominciato a insediarsi nelle dorsali marchigiane settentrionali ed è stato reintrodotta, dal 2005, nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini. Sullo stesso massiccio, dal 2008, ha preso avvio con successo la reintroduzione del camoscio appenninico. Il calo della pastorizia osservato fino agli anni '60 si è interrotto e dagli anni '70 la tendenza addirittura si è invertita (ISTAT in AA.VV. 1997). Nel 1989, con la creazione del Parco Nazionale dei Monti Sibillini (circa 700 km²), si è verificato il primo significativo incremento di superficie interdotta al prelievo venatorio: la sua estensione è triplicata, raggiungendo circa il 20% dell'area di studio. Dal 1997, in particolare per l'avvento dei parchi regionali, la superficie chiusa alla caccia si è quindi stabilizzata intorno al 25%. Contemporaneamente, come a livello nazionale, si è verificato un forte calo dei cacciatori; in Umbria, ad esempio, si è passati dai 65.711 nel 1983 ai circa 40.000 nel 1997 (dati Osservatorio Faunistico Regione dell'Umbria). Tali mutate condizioni sembrano avere avuto un positivo effetto immediato non solo sugli ungulati selvatici, ma anche su *taxa* come lepre e galliformi. Nei Monti Sibillini si sono rilevati gli esempi più emblematici, con la coturnice che ha rioccupato numerosi ambiti da cui era scomparsa e con la starna che è riuscita a costituire una popolazione non più dipendente da immissioni. L'istituzione di aree protette e il forte calo del numero di cacciatori hanno agito verosimilmente anche sui fenomeni di persecuzione diretta dell'aquila reale, rendendo la specie, peraltro protetta dalla Legge dal 1971, di fatto meno esposta a rischi. L'incremento della popolazione di aquila reale nell'Appennino umbro-marchigiano osservato dai primi anni '90 risulta congruente con quanto verificato in altre parti dell'Italia peninsulare, verosimilmente determinato dallo stesso complesso di cause (vari contributi in Magrini *et al.* 2007b).

La densità di popolazione di 3,4 coppie ogni 1.000 km², raggiunta nel 2009 nell'area di studio, è paragonabile a quelle registrate in altri settori peninsulari, come l'Appennino settentrionale (3,2; Schiassi *et al.* 2013). Essa, invece, è tuttora ben lontana dalle densità accertate in ambiti alpini: 5,9 già nel 1992 nelle Alpi centro-orientali (Pedrini & Sergio 2001), 9,2 nelle Alpi orientali (Borgo 2001), 16,7 nel 2008 nelle Alpi occidentali italiane (Fasce *et al.* 2011). Valori nettamente più elevati e vicini a quelli alpini si osservano invece nei Monti Sibillini, con

8,6 coppie ogni 1.000 km², evidenziando un'offerta ambientale per la specie superiore a quella della restante parte dell'area di studio, attribuibile per lo più all'elevata estensione di aree aperte montane. Simili differenze sono note anche per altri massicci peninsulari come la Majella (8,1; Gustin & Celada 2009). È pertanto verosimile che anche negli Appennini si possano distinguere due tipi di ambiti con diverse caratteristiche ambientali che determinano, innanzitutto, diverse densità di popolazione dell'aquila reale, analoghi a quelli alpini e prealpini definiti da Pedrini & Sergio (2002) per le Alpi centro-orientali.

La crescita della popolazione accertata dal 1991 appare un fenomeno tuttora in corso. Ciò può essere sostenuto dal fatto che l'ultima nuova coppia risulta insediata appena nel 2010, come anche dall'esistenza attuale di ambiti frequentati dalla specie in misura apparentemente sempre più assidua, probabile preludio, come già constatato in passato, alla loro occupazione da parte di ulteriori coppie territoriali.

Il valore di produttività osservato nel periodo 1979-2012 (0,61) si colloca entro l'intervallo di quelli noti per la specie, presso il limite superiore dei più frequenti (0,4-0,6) (Watson 1997, Fasce *et. al.* 2011). La sua tendenza all'incremento, peraltro non significativa, non appare determinata dall'invariata percentuale di successo, bensì dal tasso d'involto, sempre minimo nei primi otto anni d'indagine, dal 1987 superiore a 1,00 nel 58% degli anni. Anche in questo caso il fenomeno è probabilmente determinato dall'incremento delle aree protette, degli ungulati selvatici, di lepre e galliformi e dalla diminuzione della persecuzione diretta della specie. In accordo con quanto osservato da Watson (1997), la chiave delle migliorate prestazioni riproduttive potrebbe essere la maggiore disponibilità di "preda viva" in periodo di nidificazione. Il ruolo delle aree protette, per i loro effetti su offerta trofica e protezione della specie, sembra ulteriormente confermato dal dettaglio delle prestazioni riproduttive delle singole coppie.

Ringraziamenti. Si ringraziano L. Convito, E. Cordiner, L. Fabbricini, L. Fasce, P. Fasce, N. Felicetti, A. Forconi, L. Magrini, B. Marinelli, S. Marini, F. Mezzavilla, G. Premuda, B. Ragni, C. Tarsetti, F. Velatta, M. Zarelli, i due anonimi revisori del testo, l'Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini, il Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi, M. Pensalfini e L. Bianchi della Provincia di Pesaro Urbino, l'Osservatorio Faunistico della Regione Umbria, la Regione Marche.

Summary. *Golden Eagle* Aquila chrysaetos population trend in a Central Italy area in 1979-2012.

A long-term study on a Golden Eagle population was carried out between 1979 and 2012 in a 5,000 km² area of Central Italy. The number of pairs grew from 10 to 17 in the last two decades, probably due to the higher percentage of protected areas and higher amounts of wild ungulates and live prey species. In the study area the density is higher where higher percentage of grassland is observed. The whole population density doesn't reach the ones in the Alps. The growth of the mean number of fledged young per successful pair was significant. The best breeding

performance resulted for pairs living in protected areas. The authors suggest that the population is actually still increasing.

Bibliografia

- AA.VV., 1997. Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria. Regione dell'Umbria.
- Borgo A., 2001. Ecologia ed evoluzione della popolazione di Aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco Naturale Dolomiti Friulane. *Avocetta*, 25 (1): 176.
- Brown D., 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.
- Cheyran G., 1981. Introduction. In: Cheyran G., Thibault J.C. (eds.), *Rapaces Méditerranéens*. *Annales du Centre de Recherches Ornithologiques de Provence*, 1: 3-5.
- Craig G.R., Enderson J.H., 2004. Peregrine Falcon biology and management in Colorado (1973-2001). Technical Publication No. 43, Colorado Division of Wildlife, Fort Collins, USA.
- Fasce P., Fasce L., Villers A., Bergese F., Bretagnolle V., 2011. Long-term breeding demography and density dependence in an increasing population of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ibis*, 153: 581-591.
- Fermanelli A., 1985. Aree interne e sviluppo. Il comprensorio dei Monti Sibillini. Regione Marche.
- Fermanelli A., Rossetti A., 1999. Il cinghiale nel Parco. Impatto sulle coltivazioni e sistemi di protezione. Parco Nazionale dei Monti Sibillini. Quaderni scientifico-divulgativi, 1.
- Gustin M., Celada C. (red.), 2009. Determinazione dello stato di conservazione a livello di sito: I parchi nazionali italiani. Rapporto tecnico finale. Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU).
- Magrini M., Angelini J., Armentano L., Gambaro C., Perna P., Ragni B., 2007a. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* in Umbria. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), *Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione*. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 99-102.
- Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), 2007b. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi.
- Magrini M., Ragni B., Armentano L., 1987. L'Aigle royal dans la partie centrale des Apennins. In: Michel S. (ed.), *L'Aigle Royal (Aquila chrysaetos) en Europe*. Actes du Premier Colloque International sur l'Aigle royal en Europe, 13-15 Juin 1986, Arvieux: 29-32.
- Mc Donald J.H., 2009. *Handbook of Biological Statistics* (2nd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.
- Pedrini P., Sergio F., 2001. Density, productivity, diet and human persecution of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in the central-eastern Italian Alps. *Journal of Raptor Research*, 35 (1): 40-48.
- Pedrini P., Sergio F., 2002. Regional conservation priorities for a large predator: Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine range. *Biological Conservation*, 103: 163-172.
- Perna P., Angelini J., Armentano L., Cristiani G., Gambaro C., Magrini M., Pandolfi M., Ragni B., 2007. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il

- Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Marche. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (red.), Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 Marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 95-98.
- Ragni B., 1995. Profilo storico della fauna selvatica e dell'ambiente nella Valnerina e Monti Sibillini. In: Ragni B. (red.), La fauna selvatica e l'ambiente della Valnerina e dei Monti Sibillini. Provincia di Perugia: 13-25.
- Ragni B., Magrini M., Armentano L., 1986. Aspetti della biologia dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* nell'Appennino umbro-marchigiano. *Avocetta*, 10: 71-85.
- Ricci E., 1929. Marche. In: Grande S. (ed.), La Patria. Monografie regionali illustrate. UTET.
- Schiassi S., Battaglia A., Bonora M., Campora M., Cottalasso R., Del Chiaro L., Mendi M., Nardelli R., Pastorino A., Pedrelli M., Ricci U., Sesti L., 2013. Monitoring of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding pairs in the northern Appennine (1997-2012). In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 179-187.
- Watson J., 1997. The Golden Eagle. T & AD Poyser, London.
- Watson J., Rae S.R., Stillman R., 1992. Nesting density and breeding success of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 61: 543-550.

DATI SUL POPOLAMENTO DI RAPACI NELL'APPENNINO CENTRO-SETTENTRIONALE

TOMMASO CAMPEDELLI, GUGLIELMO LONDI, SIMONETTA CUTINI,
GUIDO TELLINI FLORENZANO

D.R.E.Am Italia, via Garibaldi 3, I-52015 Pratovecchio (AR), emberiza1978@gmail.com

Keywords: raptor monitoring, migration, Falconiformes, Apennines

I rapaci rivestono un notevole interesse nell'ambito della gestione e conservazione della biodiversità: sono comunemente considerati buoni indicatori ecologici (Sergio *et al.* 2005, 2006), efficienti specie ombrello (Roberge & Angelstam 2004) e numerose sono le specie considerate di interesse perché rare e localizzate (BirdLife International, 2004). Sebbene negli ultimi anni siano stati attivati numerosi progetti di studio, anche a scala nazionale, che hanno contribuito a colmare molte lacune conoscitive sulla distribuzione delle specie, almeno di quelle di maggiore interesse (Mezzavilla *et al.* 2003, Allavena *et al.* 2006, Magrini *et al.* 2007), molte sono ancora le aree per le quali i dati a disposizione sono pochi e, molto spesso, difficilmente consultabili. In questo contributo vengono presentati i dati sulla presenza dei rapaci raccolti in 15 progetti di monitoraggio effettuati in altrettanti siti appenninici nell'ambito di procedure di valutazione di piani e progetti di infrastrutture. I dati, raccolti in tutti i siti con la stessa metodologia, consentono il confronto tra queste zone che, seppur con le loro specificità ambientali, afferiscono comunque ad un sistema ambientale per molti versi omogeneo, quello appenninico, consentendo di evidenziare anche problematiche di gestione e conservazione a vasta scala.

I siti in cui sono stati effettuati i monitoraggi sono distribuiti in Toscana (10), Emilia Romagna (3), Marche (1) e Umbria (1) e sono stati realizzati tra il 2007 e il 2011 (Fig. 1) con almeno una ripetizione a stagione per ogni sito (Tab. 1).

La metodologia di censimento utilizzata è stata quella dell'osservazione diretta da punti fissi vantaggiosi, con l'ausilio di binocoli 10x e cannocchiali 60x. Le osservazioni sono state registrate direttamente su carte da campo su base CTR e ortofoto, annotando, contestualmente, la specie, il numero di individui, l'attività (spostamento, caccia, termica, volo territoriale) e, dove possibile, l'età e il sesso. Le osservazioni, effettuate in media per 10 giorni, sia durante la stagione primaverile sia durante quella autunnale, sono state condotte dalle ore 9 alle ore 17. Un individuo o gruppo di individui è stato registrato come contatto ad intervalli minimi di un'ora oppure se osservato frequentare aree diverse. Di conseguenza, uno stesso individuo, o gruppo di individui, può essere stato registrato più volte nell'arco della stessa giornata. In questo modo è stato possibile estrapolare una stima della frequentazione dell'area da parte delle specie.

I dati raccolti sono stati elaborati mediante una cluster analysis (metodo di

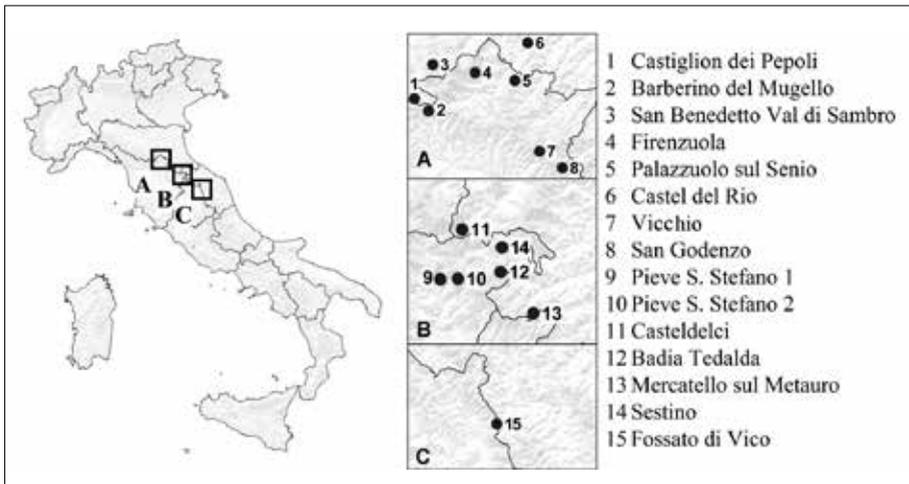


Figura 1 Localizzazione delle zone interessate dai monitoraggi e dettaglio della distribuzione esatta delle aree di studio. *Localizations of the study areas and their spatial distribution.*

raggruppamento: beta flessibile con $\beta = 0,25$; misura della distanza: relativo di Sørensen), per verificare eventuali somiglianze tra i siti in base alle specie e al numero di individui osservati; il numero ottimale di cluster è stato scelto utilizzando la tecnica delle specie indicatrici (Dufrene & Legendre 1997), individuando, per ogni gruppo, le specie che più lo caratterizzano, scelte in base ai valori di frequenza e abbondanza relativa osservati all'interno di ciascun raggruppamento.

In Tabella 1 sono riportati i risultati dei censimenti; per ciascuna specie, sia nidificante che migratrice, è indicato il numero medio di contatti/giornata rilevati in ciascun sito; il dettaglio relativo al numero di individui per le specie esclusivamente migratrici è invece riportato, quando ritenuto significativo, nel testo seguente. Considerando tutti i siti monitorati, sono state osservate 20 specie di rapaci, di cui sette esclusivamente migratrici: *Pandion haliaetus*, *Milvus milvus*, *Aquila pennata*, *Circus aeruginosus*, *Circus cyaneus*, *Falco naumanni* e *Falco vespertinus*. Oltre a queste sono riportate anche altre specie di migratori non rapaci: *Ciconia nigra* (quattro individui il 20/09/08, sito 12 e due individui il 6/05/09, sito 7), *Ciconia ciconia* (un ind. il 31 agosto 2009, sito 1) e *Anser anser* (49 individui il 09/10/08, sito 7). In quasi tutti i siti monitorati, sebbene con delle differenze, è stato osservato un certo flusso migratorio, ma in nessuno di questi sono state osservate concentrazioni importanti; i dati raccolti confermano quanto già noto per l'Appennino settentrionale, interessato da una migrazione a fronte ampio di rapaci che si distribuiscono attraversando tutta la dorsale (Premuda *et al.* 2006). La specie più comune è stata il falco di palude, più frequente durante la stagione autunnale (in media 1,2 individui /giorno) che durante quella primaverile (0,7 individui /giorno). Presso Castiglion dei Pepoli in una stagione sono stati osservati 48 individui in autunno. Degna di nota l'osservazione di un grifone il

sito	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
gruppo	II	II	II	I	I	III	II	II	IV	IV	IV	IV	III	IV	I
n. stagioni (primavera)	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
n. giornate (primavera)	11	8	10	20	20	10	10	15	10	15	10	9	10	10	12
<i>Ciconia nigra</i>							0,1								
<i>Pernis apivorus</i>	2,2	0,9	6,2	0,7	1,0	0,5	1,1	1,9	0,6	0,5	0,5	0,7	0,2	0,8	0,4
<i>Milvus migrans</i>	0,1	0,6		0,1	0,1									0,2	
<i>Milvus milvus</i>						0,1									
<i>Gyps fulvus</i>				0,05											
<i>Circus gallicus</i>	0,4	0,5	1,3	1,5	0,3	0,3	0,9	0,3	0,5	0,1	0,8	0,4	0,6	1,4	
<i>Circus aeruginosus</i>	0,5	1,0	0,7	1,2	0,5	0,4	0,6	0,3	0,4	0,5			0,1	0,3	1,3
<i>Circus cyaneus</i>															0,1
<i>Circus pygargus</i>	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	1,0	0,3				0,1		0,1		0,1
<i>Accipiter gentilis</i>	0,4		0,1	0,1	0,1		0,2	0,1	0,6	0,1	0,4			0,3	
<i>Accipiter nisus</i>	0,7	1,5	0,5	0,6	0,2		1,1	1,1	1,9	0,7	1,3	0,3	0,6	0,4	1,0
<i>Buteo buteo</i>	2,7	11,8	4,9	4,7	4,0	3,8	8,2	6,0	5,1	5,3	6,5	5,8	5,0	6,3	6,4
<i>Aquila chrysaetos</i>	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2		0,1	0,5	0,1	0,4	0,1			0,2	0,6
<i>Aquila pennata</i>				0,1											
<i>Pandion haliaetus</i>				0,1				0,1							
<i>Falco naumanni</i>		0,1													
<i>Falco tinnunculus</i>	0,6	0,8	1,8	3,7	2,3	1,2	1,8	1,0	1,8	1,7	3,1	1,8	0,9	4,8	8,6
<i>Falco vespertinus</i>		0,1		0,3			0,1							0,4	0,1
<i>Falco subbuteo</i>	0,2	0,3	0,3	0,5	0,3	1,2	0,5	0,1		0,5	0,3	0,4	0,7	0,6	0,3
<i>Falco biarmicus</i>			0,1	0,1											
<i>Falco peregrinus</i>	0,3	0,1		0,6	0,4				0,1	0,3	0,2			0,6	0,3
n. stagioni (autunno)	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
n. giornate (autunno)	10	10	10	10	20	10	10	20	10	15	10	10	7	10	8
<i>Ciconia nigra</i>												0,1			
<i>Ciconia ciconia</i>	0,1														
<i>Anser anser</i>							0,2								
<i>Pernis apivorus</i>	4,5	2,2	5,1	0,7	1,1	0,6	0,6	1,7	0,3	0,7	0,2	0,3	0,3	0,2	0,6
<i>Milvus milvus</i>							0,1								
<i>Circus gallicus</i>	0,1	0,1	0,1	1,1	0,1	0,6		0,3	0,5	0,5	0,2	0,2		0,6	0,3
<i>Circus aeruginosus</i>	2,3	0,5	1,0	0,5	1,4	1,8	0,7	1,3	0,1	0,5	0,2	0,3	0,9		2,1
<i>Circus cyaneus</i>					0,1										
<i>Circus pygargus</i>					0,1	0,1		0,2		0,1					0,1
<i>Accipiter gentilis</i>	0,9	0,2			0,1		0,1	0,1	0,3	0,3	0,2			0,2	
<i>Accipiter nisus</i>	1,1	0,8	1,9	1,7	0,7	0,4	2,0	0,9	1,4	0,9	0,4	0,7	0,6	0,5	0,1
<i>Buteo buteo</i>	6,8	7,8	4,4	5,7	6,9	4,4	10,5	7,3	4,5	10,1	8,7	6,9	1,3	7,2	8,4
<i>Aquila chrysaetos</i>	0,2	0,9			0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,5	0,3	0,4		0,2	0,8
<i>Aquila pennata</i>							0,1								
<i>Pandion haliaetus</i>	0,1		0,1				0,2						0,1		0,1
<i>Falco naumanni</i>		0,1					0,1								
<i>Falco tinnunculus</i>	0,8	1,3	2,3	6,8	3,0	1,2	2,1	1,2	1,1	4,9	4,5	4,0	0,1	7,8	7,3
<i>Falco vespertinus</i>		0,1													
<i>Falco subbuteo</i>	0,7	0,5	0,5	0,2	0,2	2,5		0,5	0,1	0,4		0,3	1,0	0,6	
<i>Falco biarmicus</i>			0,1												
<i>Falco peregrinus</i>	0,2	0,2	0,3	0,5	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,6			0,2	0,3

Tabella 1

Risultati dei monitoraggi. Per ogni sito viene riportato il numero delle stagioni (primavera e autunno), coperte negli anni 2007-2011, il numero complessivo delle giornate realizzate e il gruppo in cui il sito è classificato con la cluster analysis. Per ogni specie viene riportato il numero medio di contatti al giorno. *Monitoring results. For each site, it is reported the number of seasons (spring and autumn) and of days in which the observations were made and the group resulting from the cluster analysis are reported. For each species it is reported the average number of contacts/day.*

2/05/2011 nel sito 4, e di un nibbio reale il 10/10/2008 nel sito 7 e il 12/05/2011 nel sito 11. Le osservazioni di nibbio bruno potrebbero essere ascritte non solo a individui in migrazione, sebbene non siano noti recenti casi certi di nidificazione in aree limitrofe ai siti monitorati. Tuttavia alcune osservazioni nei mesi di giugno e luglio 2009 presso il lago di Bilancino (comune di Barberino del Mugello, FI), permettono di ipotizzare, almeno per quell'anno, la presenza di una coppia nidificante, alla quale potrebbero riferirsi almeno alcune delle osservazioni dei siti 1 e 2. Tra le specie nidificanti, ovvero quelle che utilizzavano le aree di studio come siti di nidificazione oppure come aree di caccia durante il periodo di nidificazione, sono di interesse per la conservazione falco pecchiaiolo, biancone, albanella minore, aquila reale, lanario e falco pellegrino. In particolare: il biancone è stato osservato con una frequenza maggiore nei siti 4 (nel 2011 anche in atteggiamenti territoriali) e 14; l'albanella minore invece nel sito 6, con ripetute osservazioni tra la metà di aprile e tutto il mese di maggio 2011. Le osservazioni di lanario nel sito 3 (maggio e settembre 2009) e nel sito 4 (due osservazioni consecutive nel maggio 2011) si riferiscono probabilmente ad individui erratici appartenenti alla popolazione bolognese; l'Appennino Emiliano costituisce infatti il limite settentrionale dell'areale di nidificazione del lanario e la nidificazione di poche coppie sembra essere regolare solamente nella provincia di Bologna (Bonora *et al.* 2007). Considerando entrambe le stagioni, la presenza dell'aquila reale è stata registrata in tutti i siti dell'Appennino, tranne nel 13, in cui comunque è stata osservata durante alcuni rilievi non standardizzati. La specie è stata osservata, anche se con frequenze differenti, in aree caratterizzate da tipologie ambientali anche molto diverse tra loro (da spazi aperti ad aree forestali), a conferma di una notevole plasticità ecologica. Da segnalare l'osservazione in 10 dei 15 siti dell'astore, specie particolarmente elusiva e probabilmente relativamente diffusa, più di quanto ipotizzato.

La cluster analysis (Fig. 2) ha evidenziato in maniera abbastanza chiara la presenza di quattro gruppi ben differenziati tra loro, per tre dei quali sono state individuate specie indicatrici coerenti con le caratteristiche ambientali delle zone. Il primo gruppo (I), composto da tre siti (4, 5 e 15), ha come specie indicatrici il gheppio, i siti sono infatti caratterizzati da estesi ambienti aperti, e il falco di palude. Anche il secondo gruppo (II), composto invece di cinque siti (1, 2, 3, 7 e 8), ha due specie indicatrici: lo sparviere e il falco pecchiaiolo, risultato coerente con l'elevata boscosità che caratterizza tutte queste zone. Per quanto riguarda il falco pecchiaiolo, soprattutto nei siti 1 e 3, è stato osservato un certo flusso migratorio, comunque con contingenti inferiori alle 100 unità/stagione. Per il terzo gruppo

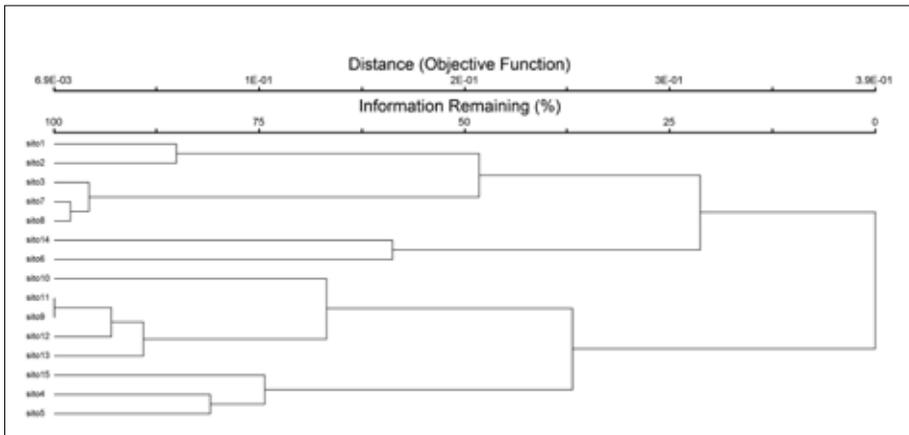


Figura 2 Risultati della cluster analysis. *Cluster analysis results.*

(III), composto di due soli siti (6 e 14), è stata individuata invece una sola specie indicatrice, il lodolaio, che tuttavia bene descrive il paesaggio di queste due zone, caratterizzate da un'alternanza di campi e spazi aperti e aree boscate. Per quanto riguarda l'ultimo gruppo (IV), composto di cinque siti (9, 10, 11 e 12 e 13), tutti localizzati nella Valtiberina, non è stata individuata nessuna specie indicatrice anche se il gruppo appare comunque ben differenziato dagli altri.

Ringraziamenti. Si ringraziano per aver partecipato alle osservazioni: D. Ardizzone, R. Balestrieri, M. Cento, C. Ciani, L. Mini, B. Perroud e M. Verdecchia.

Summary. *Data on populations of diurnal raptors in the central-north Apennines (central Italy).*

Birds of prey have long been considered, by virtue of their position in the food webs and their symbolic value, some of the most important species in conservation policies. Knowledge about their distribution and populations trend is greatly increased in recent years, although many areas remain little investigated. Quantitative data on the presence collected as part of monitoring and evaluation procedures for infrastructure projects, can help to fill some of these gaps. In this paper we present the results of 15 projects in as many sites in the Apennines, in Tuscany (10), Emilia-Romagna (3), Marche (1) and Umbria (1), monitored between 2007 and 2011. The monitoring protocol, similar in all sites, has provided 10 days of observation in spring as well as during the autumn, with about eight hours of observation per day, made from fixed points. Overall, 20 species were observed, including, in the breeding season, many of conservation concern: Honey Buzzard *Pernis apivorus*, Black Kite *Milvus migrans*, Short-toed Eagle *Circus gallicus*, Montagu's Harrier *Circus pygargus*, Golden Eagle *Aquila chrysaetos*, Lanner *Falco biarmicus* and Peregrine *Falco peregrinus*. The analysis of differences between sites, by means of cluster analysis, shows interesting patterns.

Bibliografia

- Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), 2006. Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 61.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No.12).
- Bonora M., Bagni L., Battaglia A., Ceccarelli P., Chiavetta M., Ferrari P., Ferri M., Martelli D., Ravasini M., Rigacci L., Schiassi S., 2007. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* in Emilia Romagna. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi: 91-94.
- Dufrène M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi.
- Mezzavilla F., Scarton F., Bon M. (eds), 2003. Atti 1° Convegno Italiano Rapaci diurni e notturni. *Avocetta*, 27 (1).
- Premuda G., Bonora M., Leoni G., Roscelli F., 2006. Note sulla migrazione dei rapaci attraverso l'Appennino Settentrionale. *Picus*, 32 (62): 109-112.
- Roberge J.M., Angelstam P., 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18 (1): 76-85.
- Sergio F., Newton I., Marchesi L., 2005. Top predators and biodiversity. *Nature*, 436: 192-192.
- Sergio F., Newton I., Marchesi L., Pedrini P., 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1049-1055.

DATI SUL POPOLAMENTO DI RAPACI NELLA TOSCANA CENTRO-OCCIDENTALE

SIMONETTA CUTINI, TOMMASO CAMPEDELLI, GUGLIELMO LONDI,
GUIDO TELLINI FLORENZANO

D.R.E.Am Italia, via Garibaldi 3, I-52015 Pratovecchio (AR), cappellaccia@gmail.com

Keywords: raptor monitoring, migration, Falconiformes, Tuscany

La Val di Cecina e la Val d’Era costituiscono un’area prevalentemente collinare della Toscana centro-occidentale, che riveste un certo interesse per il popolamento di rapaci diurni che, in particolare riguardo le specie nidificanti, risulta piuttosto ricco (Tellini Florenzano 1996, Tellini Florenzano *et al.* 1997). L’area riveste una notevole importanza ad esempio per il biancone *Circaetus gallicus* e il lanario *Falco biarmicus*, specie di grande interesse conservazionistico (Andreotti & Leonardi 2007, Gustin *et al.* 2009). In questo contributo sintetizziamo i risultati emersi da monitoraggi effettuati in vari siti che permettono di caratterizzare meglio il popolamento di rapaci nell’area.

I siti in cui sono stati effettuati i monitoraggi ricadono nella provincia di Pisa, uno ciascuno nei comuni di Palaia, Casciana Terme, Chianni, Orciatico, Riparbella e Montecatini Val di Cecina (Fig. 1).

Le osservazioni sono state condotte per ogni sito in un numero variabile di anni e di giornate dal 2007 al 2010 (Tab. 1), dalle ore 9 alle ore 17 e utilizzando binocoli 10x e cannocchiali 60x, appostandosi su punti panoramici con un’ampia visuale. I rilievi sono stati effettuati, durante la stagione primaverile, nei mesi di marzo-maggio, durante quella post-riproduttiva da fine agosto ad inizio ottobre. Un individuo o gruppo di individui è stato registrato come contatto ad intervalli minimi di un’ora oppure se osservato frequentare aree diverse. Di conseguenza, uno stesso individuo, o gruppo di individui, può essere stato registrato più volte nell’arco della stessa giornata. In questo modo è stato possibile estrapolare una stima di frequentazione dell’area. La specie, il numero di individui, l’attività (spostamento, caccia, termica, volo territoriale ed altro), l’età, il sesso e le condizioni meteorologiche sono state registrate utilizzando una versione modificata della scheda adottata dal progetto Migrans; per ogni specie sono inoltre stati tracciati gli spostamenti su carte con base CTR e ortofoto.

Per ciascuna specie considerata nidificante e migratrice è riportato nella Tabella 1 il numero medio di contatti/giornata in ciascun sito. Complessivamente sono state osservate 17 specie di rapaci, di cui quattro esclusivamente migratrici, falco pescatore *Pandion haliaetus*, aquila minore *Aquila pennata*, falco di palude *Circus aeruginosus* e falco cuculo *Falco vespertinus*, e due migratrici e svernanti, nibbio reale *Milvus milvus* e albanella reale *Circus cyaneus*. Le altre specie possono essere considerate nidificanti nell’area. Tra queste ultime, di particolare interesse: falco

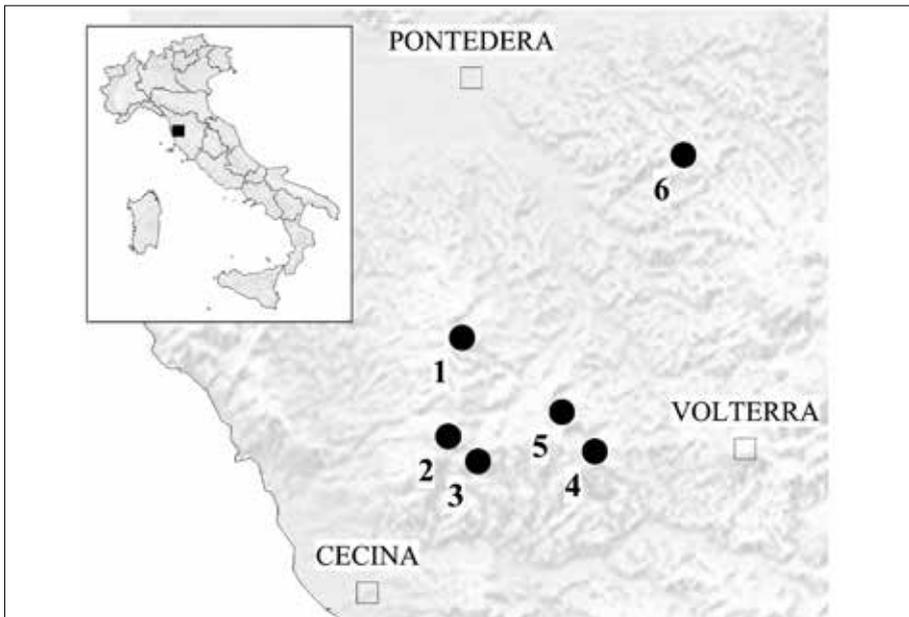


Figura 1 Localizzazione delle aree di studio nei comuni di Casciana Terme (1), Chianni (2), Riparbella (3), Montecatini Val di Cecina (4), Orciatico (5) e Palaia (6). *Localizations of the study area in the municipalities of Casciana Terme (1), Chianni (2), Riparbella (3), Montecatini Val di Cecina (4), Orciatico (5) and Palaia (6).*

pecchiaiolo *Pernis apivorus*, nibbio bruno *Milvus migrans*, biancone, albanella minore *Circus pygargus*, lanario e falco pellegrino *Falco peregrinus*. Sono state inoltre osservate in migrazione anche cicogna bianca *Ciconia ciconia*, cicogna nera *Ciconia nigra* e gru *Grus grus*.

Per quanto riguarda invece la migrazione, l'unica specie osservata con un discreto numero di contatti è stata il falco di palude, sebbene senza flussi migratori abbondanti. Il maggior numero di individui è stato registrato nella stagione autunnale 2010 nel sito 1, quando sono stati osservati in media 11 individui al giorno. Considerando tutti i siti, per quanto riguarda la stagione autunnale, si riporta un picco in corrispondenza del 13-17 settembre; i pochi dati raccolti e una minore concentrazione temporale dei rilievi non hanno permesso invece di evidenziare picchi nella stagione primaverile. Per questa specie è ipotizzabile che l'area si trovi sulla rotta che passa sull'Arcipelago toscano nel periodo post-riproduttivo (Paesani & Politi 2003, Premuda *et al.* 2005). Anche per quanto riguarda il biancone è stato rilevato un certo flusso migratorio (max 71 nell'autunno 2010 nel sito 1), e del resto l'area si trova parzialmente sulla rotta principale di ingresso dei bianconi nella penisola italiana, quella che passa su Capriaglia (comune di Pietrasanta, LU; Agostini *et al.* 2002, Baghino & Premuda 2007). In nessuno dei siti monitorati si sono evidenziate comunque particolari concentrazioni di rapaci in migrazione, come era prevedibile considerando la conformazione morfologica del territorio, dove mancano rilievi che possano agire da barriera e

Sito		1	2	3	4	5	6
n. stagioni (primavera)		2	1	1	2		1
n. giornate (primavera)		21	20	8	24		15
cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>						0,07
falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	0,86	1,25	0,38	1,25		0,60
nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	0,14			0,17		1,47
biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	2,67	2,40	1,75	8,04		2,40
falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	0,14	0,15	0,25	0,29		0,73
albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>		0,05				
albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	3,43			0,13		0,07
sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	1,19	0,45	0,63	1,13		1,53
poiana	<i>Buteo buteo</i>	6,14	10,65	4,75	7,58		7,93
falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>	0,10					
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	1,00	1,30	0,88	1,21		2,33
falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>		0,05	0,13			
lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	0,52	0,40	0,38	0,63		1,20
lanario	<i>Falco biarmicus</i>	0,05			0,25		0,07
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	0,05	0,10	0,25			0,13
gru	<i>Grus grus</i>		0,05				
n. stagioni (autunno)		2	1		3	1	
n. giornate (autunno)		15	20		34	8	
cicogna nera	<i>Ciconia nigra</i>		0,05				
falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	2,07	2,35		1,88	1,38	
nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>		0,05				
nibbio reale	<i>Milvus milvus</i>		0,05		0,09	0,63	
biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	5,07	1,85		4,62	1,63	
falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	2,93	2,85		1,56	1,38	
albanella minore	<i>Circus pygargus</i>				0,03		
sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	3,27	0,65		1,21	0,75	
poiana	<i>Buteo buteo</i>	6,07	5,05		6,21	3,13	
aquila minore	<i>Aquila pennata</i>	0,13					
falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>	0,07	0,05		0,06	0,13	
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	3,40	0,50		2,00	1,13	
lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	3,07	0,30		1,44	0,38	
lanario	<i>Falco biarmicus</i>	0,20			0,15		
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	0,47	0,25		0,21	0,50	

Tabella 1 Per ogni sito monitorato viene riportato il numero delle stagioni, sia primaverili che autunnali, coperte fra gli anni 2007 e 2010, e il numero complessivo delle giornate realizzate. Per ogni specie è indicato il numero medio di contatti al giorno. *Monitoring results. For each site, it is reported the number of seasons (spring and autumn) and of the days in which the observations were made. For each species it is reported the average number of contacts/day.*

quindi concentrare i migratori in punti precisi. I dati raccolti confermano invece l'importanza che riveste tutto il comprensorio della Val di Cecina e della Val d'Era per la conservazione di numerose popolazioni di rapaci nidificanti (Tellini Florenzano 1996), tra cui alcune di notevole interesse conservazionistico come, in particolare modo, il biancone e il lanario. Il biancone ha frequentato regolarmente tutti i siti dove in alcuni casi è stata registrata anche la presenza di più coppie, ed in ogni caso la specie è risultata molto comune nell'area, seconda solo alla poiana come numero medio di contatti al giorno (inclusi anche gli individui in migrazione). Il lanario è stato osservato più volte in tre dei sei siti monitorati (1, 4 e 6), con uno o due individui, a conferma dell'importanza della zona per la specie che vi si è riprodotta con alcune coppie (Arcamone & Puglisi 2006, 2008, Ceccolini *et al.* 2007). Di notevole interesse risulta essere anche la presenza dell'albanella minore in particolare nel sito 1, dov'è presente certamente una coppia nidificante, ma sono stati osservati, sempre in periodo di nidificazione, in più di un'occasione fino a quattro individui contemporaneamente. Infine è stata confermata la presenza del nibbio bruno (Nardi & Fabbri 2006), in particolare nel sito 6, dove sono stati osservati quotidianamente più individui (max cinque individui insieme). Nel sito 5 inoltre, nell'autunno del 2010 è stato rilevato anche l'astore *Accipiter gentilis*; nella primavera del 2011, nello stesso sito è stata osservata anche una coppia in comportamenti territoriali. Sebbene fossero note alcune segnalazioni, la nidificazione della specie nell'area non era comunque nota (Tellini Florenzano 1996, Arcamone & Puglisi 2008) e del resto in ambito extra appenninico la specie nidifica in Toscana in pochissime località (zona dell'Amiata: Fabbri *et al.* 2003; Parco della Maremma: Morimando *et al.* 2008).

Ringraziamenti. Ringraziamo per aver partecipato alle osservazioni: D. Ardizzone, R. Balestrieri, M. Cento, L. Mini e B. Perroud.

Summary. *Data on diurnal raptors in central-western Tuscany (Pisa, central Italy).* Val di Cecina and Val d'Era, two hilly areas of central-western Tuscany, host a very rich population of diurnal raptors, among them some of conservation concern, as the Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* and the Lanner *Falco biarmicus*. In this paper we present the results of 6 projects carried out in as many sites, entirely located in the province of Pisa. Sampling were made between 2007 and 2010. The monitoring protocol, similar in all sites, has provided 10 days of observation in spring as well as during the autumn, with about eight hours of observation per day, made from fixed points. Overall, 17 species were observed, including, in the breeding season, besides the two quoted before, also the Honey Buzzard *Pernis apivorus*, the Black Kite *Milvus migrans*, the Montagu's Harrier *Circus pygargus* and the Peregrine *Falco peregrinus*.

Bibliografia

- Agostini N., Baghino L., Coleiro C., Corbi F., Premuda G., 2002. Circuitous autumn migration in the Short-toed Eagle *Circaetus gallicus*. *J. Rapt. Res.*, 36 (2): 111-114.
Andreotti A., Leonardi G. (eds.), 2007. Piano di azione nazionale per il lanario (*Falco*

- biarmicus feldeggii*). Quad. Cons. Natura, 24, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Arcamone E., Puglisi L., 2006. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. Alula, 13 (1-2): 3-124.
- Arcamone E., Puglisi L., 2008. Cronaca ornitologica toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-2007. Alula, 15 (1-2): 3-122.
- Baghino L., Premuda G., 2007. Nuovi dati sulla migrazione primaverile "a circuito" del biancone *Circaetus gallicus* in Italia. Avocetta, 31 (1-2): 70-72.
- Ceccolini G., Fabbri F., Nardi R., 2007. La presenza del Lanario *Falco biarmicus* e del Pellegrino *Falco peregrinus* nella Toscana meridionale. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds.), Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 26-28 marzo 2004. Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi: 87-89.
- Fabbri F., Giovacchini P., Nardi R., 2003. Accipitriformi e Falconiformi nidificanti nelle province di Siena e Grosseto. Avocetta, 27 (1): 28.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C. (eds.), 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Specie in allegato I della direttiva Uccelli. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, LIPU.
- Morimando F., Nardi R., Sammuri G., 2008. Guida ai Rapaci Diurni del Parco Regionale della Maremma. Ente Parco Regionale della Maremma, Reda Edizioni, Torino.
- Nardi R., Fabbri F., 2006. Status del Nibbio bruno in Toscana. In: Allavena S., Andreotti A., Angelini J., Scotti M. (eds.), Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale. Atti del Convegno di Serra San Quirico (Ancona), 11-12 marzo 2006: 51-52.
- Paesani G., Politi P.M., 2003. Prime osservazioni sulla migrazione autunnale dei rapaci diurni sull'isola di Pianosa nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano - Campi WWF Pianosa - settembre 2001. Avocetta, 27 (1): 71.
- Premuda G., Paesani G., Cocchi L., 2005. Osservazioni preliminari sulla migrazione autunnale dei rapaci sull'Isola d'Elba. Riv. ital. Orn., 75 (1): 31-36.
- Tellini Florenzano G., 1996. Gli uccelli della Val di Cecina. Regione Toscana - Comunità Montana della Val di Cecina.
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. (eds.), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno, Monografie 1.

PRIMI DATI SULLA POPOLAZIONE DI AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* IN PROVINCIA DI COMO

PIERO BONVICINI

via Belvedere 35, I-23900 Lecco, piero.bonvicini@gmail.com

Keywords: Golden Eagle, population, province of Como

Dal 2011 è iniziato un monitoraggio della popolazione di rapaci diurni della provincia di Como promosso dal Servizio Caccia della Provincia di Como. Nell'ambito di questa ricerca è stato compiuto uno studio approfondito sullo status della popolazione dell'aquila reale *Aquila chrysaetos*, di cui si espongono i primi risultati.

Il territorio della provincia di Como è stato suddiviso in aree geografiche omogenee, partendo da nord e scendendo verso sud, di cui la prima rappresenta il 30% dell'area di studio e le altre tre il 70%:

- l'Alto Lario Occidentale (Valle Albano, Val di Liro e di Livo) è caratterizzato da un ambiente montano-alpino, costituito da rocce metamorfiche e piccole pareti di roccia, con strette vallate ricche di boschi di latifoglie che passano salendo di quota a praterie alpine con vette che arrivano a 2.400 m di quota;
- le Alpi Lepontine Meridionali (Val Sanagra, Val Cavargna, Val Rezzo e Valsolda), con ambiente prealpino formato da boschi di latifoglie caducifoglie inseriti in valli con falesie calcaree ed estesi pascoli sommitali pianeggianti arrivando a circa 1.800 m di quota;
- il Lario Intelvese posto tra i laghi di Como e di Lugano, costituito da un altopiano tra i 900 e 1.000 m, con prati a sfalcio e piccoli boschetti di latifoglie o conifere d'impianto, e da due dorsali montuose (Monte Galbige e Tremezzo a est e Monte Generoso a ovest) che arrivano a 1.700 m con praterie sommitali estese con ripidi versanti boscati o falesie calcaree verso i laghi;
- il Triangolo Lariano, attraversato dalla Valassina e dalla Valbrona, presenta estesi boschi di latifoglie, con piccole pareti calcaree e ridotte zone prative sommitali ad eccezione della zona del monte San Primo (1.686 m).

La ricerca si è basata in questa prima fase sulla raccolta sistematica di tutte le osservazioni relative all'aquila reale avvalendosi della collaborazione degli agenti di polizia provinciale, di altri esperti ornitologi e di birdwatchers. Ogni osservazione è stata tabulata su apposita scheda e nel limite del possibile georeferenziata. Nella scheda sono stati riportati il numero di individui, il sesso e l'età dell'animale, il comportamento osservato e la data e l'orario dell'osservazione. Ogni osservazione circostanziata e precisa è stata collocata come segnaposto indicando anche l'eventuale percorso compiuto dall'animale su Google Earth. Nelle proprietà del segnaposto e/o del percorso sono stati annotati tutti i dati dell'osservazione.

Se invece la segnalazione risultava più generica si è utilizzata la piattaforma Ornitho.it (<http://www.ornitho.it/index.php>) inserendo i dati e utilizzando

come riferimento la griglia di 1 x 1 km fornita dal sistema. Contestualmente si sono raccolte tutte le possibili informazioni relative alla riproduzione. Sono state controllate tutte le aree di nidificazione e sono stati mappati tutti i nidi conosciuti e trovati in modo da ottenere un quadro esaustivo della popolazione.

Per ogni nido sono stati rilevati su apposita scheda i dati relativi alla tipologia (cengia, cengia coperta, grotta o albero; assenza o presenza di albero o cespugli), all'altitudine, all'esposizione del nido e del versante, al tipo di substrato roccioso. Inoltre si è cercato di documentare fotograficamente non solo i componenti della coppia riproduttiva, ma anche tutti i soggetti osservati per poter creare uno schedario identificativo dei singoli esemplari.

L'aquila reale era indicata come nidificante in provincia di Como (Tab. 1). Le informazioni raccolte indicavano la presenza di 4-5 coppie: Valsolda, Val Sanagra, Val Muggiam (Val Liro), Monte Generoso (il nido era in territorio svizzero) e Monte Berlinghera.

Solo per le coppie della Val Muggiam, della Val Sanagra (Monti di Grona) e del Monte Generoso si avevano dati consecutivi abbastanza attendibili. In Val Muggiam nel 2009 si era involato un giovane e nel 2010 la nidificazione era fallita; in Val Sanagra nel 2010 e sul Monte Generoso nel 2009 e 2010 si era involato un giovane per ciascun anno.

L'area considerata per calcolare la densità è di circa 656 km² e comprende

nido	altitudine (m)	esposizione	tipo di nido	tipo roccia parete
liro-01	1.500	SES	cengia	metamorfico
liro-02	1.300	W	cengia	metamorfico
liro-03	1.600	SE	cengia	metamorfico
liro-04	1.800	SE	cengia	metamorfico
darengo-01	1.550	SE	cengia	metamorfico
darengo-02	1.400	NW	cengia	metamorfico
valsolda-01	1.380	SE	cengia con faggio	carbonato
valsolda-02	1.300	N	cengia	carbonato
valsolda-03	1.250	N	cengia	carbonato
valsolda-04	1.270	NW	anfratto-caverna	carbonato
valsolda-05	1.200	SE	cengia	carbonato
valsolda-06	1.250	NW	appoggiato su pino mugo	carbonato
valsolda-07	1.200	W	cengia	carbonato
valsanagra-01	1.450	SW	cengia	carbonato
valsanagra-02	1.200	NE	cengia	carbonato
valsanagra-03	1.100	N	cengia	carbonato
valsanagra-04	1.150	S	cengia	carbonato
generoso-01	1.450	W	cengia in parte coperta	carbonato
berlinghera-01	?	N	?	cristallino
moregallo-01	1.000	E	cengia	carbonato

Tabella 1 Nidi di aquila reale rilevati nel 2011 in provincia di Como. *Golden Eagle nests found in 2011 in the province of Como.*

anche territori confinanti della provincia di Sondrio e della Svizzera. Si è usata la metodologia del Nearest Neighbour Distance Method (Newton *et al.* 1977) che prevede il mappaggio dei nidi noti e l'individuazione del baricentro delle aree di nidificazione delle singole coppie.

Sono state considerate sei coppie nidificanti (Tab. 1): quattro erano formate da adulti, mentre le altre avevano un partner subadulto. Tre coppie (Liro, Darengo e Berlinghera) erano collocate nella zona Alto Lario Occidentale, due coppie (Sanagra e Valsola) nelle Alpi Lepontine Meridionali e una coppia (Generoso) nel Lario Intelvese. Il nido trovato sul Monte Moregallo (zona Triangolo Lariano) non è stato preso in considerazione in questa prima analisi in quanto non è nota la coppia che lo utilizza.

Sono stati trovati 19 nidi, tutti collocati in zone di divieto di attività venatoria (due coppie con un nido, una con due, due con quattro e una con sette) (Tab. 1). La densità calcolata sull'area occupata è risultata pari a 0,9 coppie/100 km²

nido	2010			2011		
	usato	pullus	juv inv	usato	pullus	juv inv
liro-01	no	no	no	no	no	no
liro-02	no	no	no	no	no	no
liro-03	?	?	?	si	?	no
liro-04	?	?	?	no	no	no
darengo-01	no	no	no	no	no	no
darengo-02	?	?	?	si	?	no
valsolda-01	no	no	no	?	no	no
valsolda-02	no	no	no	?	no	no
valsolda-03	no	no	no	?	no	no
valsolda-04	no	no	no	?	no	no
valsolda-05	?	?	?	?	no	no
valsolda-06	?	?	?	?	no	no
valsolda-07	?	?	?	?	no	no
valsanagra-01	si	1	1	no	no	no
valsanagra-02	no	no	no	no	no	no
valsanagra-03	?	?	?	si	?	no
valsanagra-04	no	no	no	no	no	no
generoso-01	?	?	?	si	1?	no
berlinghera-01	?	?	?	si	?	no
moregallo-01	?	?	?	no	no	no

Tabella 2

Dati relativi alla riproduzione delle aquile reali in provincia di Como nel 2010 e nel 2011. Il simbolo “?” indica incertezza o mancanza di dati. Con il termine “usato” s'intende che il nido è stato occupato per la riproduzione; con “pullus” che era presente un pulcino nel nido; con “juv inv” che si è involato un giovane dal nido. *Data relating to the reproduction of golden eagles in the province of Como in 2010 and 2011. Are reported back data to 2010 and those of 2011. In the event of uncertainty or lack of data is used the symbol “?”. The term “usato” means that the nest has been occupied for reproduction, “pullus” that there was a chick in the nest, “juv inv” means the fledging of young from the nest.*

($N=6$). Il valore è inferiore a quanto trovato in altre zone prealpine ed alpine: 1,68 nel Parco Naturale Dolomiti Friulane (Borgo 2009), 1,37 nel Parco Naturale Vedrette di Ries-Aurina (Clementi 2005), 2,31 nel Parco Naturale Fanes-Senes-Braies (Borgo 2005), 1,38 nella parte altoatesina del parco Nazionale dello Stelvio (Ferrari 2004), 2,4 nel parco Nazionale del Gran Paradiso (Fasce & Fasce in Borgo 2009). Per la Svizzera i valori variano tra 1,3 e 1,13 (Jenny 1992, Haller 1996) e 1,37 nel Parc National des Ecrins (F) (Couloumy 1996). Solo in Trentino la densità risulta inferiore a quella della provincia di Como (0,59 coppie/100 km²: Pedrini & Sergio 2001).

La distanza minima media tra i baricentri di nidificazione è stata di 10,5 km ($\pm 4,91$) mentre la distanza minima tra due nidi occupati contemporaneamente è risultata di 4,07 km. Per confronto nel Parco Naturale Dolomiti Friulane era di 6,6 km (Borgo 2009), mentre nel Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano di 23,13 km (Gustin *et al.* 2011).

Questi dati indicherebbero densità inferiori e distanze tra nidi maggiori rispetto alle zone alpine e ad alcune aree prealpine: forse ciò è dovuto alla minore disponibilità di prede e di territori adatti alla predazione (presenza di vaste aree boscate). Il confronto con la popolazione dell'Appennino confermerebbe questa ipotesi in quanto è risaputa la minore densità dell'aquila reale a causa della minore disponibilità trofica. L'esposizione prevalente dei nidi era SE (6) ma in quattro casi N e in tre NW. L'altitudine media di 1.370 m (± 184 ; Max: 1.800; Min: 1.100).

Nel 2011 tutte le sei coppie hanno deposto (adulto in cova per più giorni), ma non è stato possibile controllare il numero di uova. Purtroppo nessun piccolo si è involato (Tab. 2).

Tra le possibili cause può esservi l'età non adulta di uno dei due membri della coppia e la difficoltà di reperimento delle prede a causa delle condizioni meteorologiche avverse del giugno 2011 (nei primi 18 giorni del mese ben 15 giornate di pioggia e temperature sotto la media stagionale). A questa situazione si aggiunge forse la difficoltà sempre presente nella predazione di ungulati selvatici per la copertura boschiva in primavera, seppur presenti con buone densità (principalmente cinghiali e cervi). Le popolazioni delle altre possibili prede (fagiano di monte, coturnice e marmotta) sono ridotte e localizzate; la lepre subisce forti oscillazioni stagionali. Fanno eccezione gli ungulati domestici (quasi esclusivamente ovini e caprini) allevati allo stato semi-brado sui quali probabilmente si concentra l'attività predatoria dell'aquila reale.

Ringraziamenti. Si ringrazia il Servizio Caccia della Provincia di Como, in particolare il dott. M. Testa, e gli Agenti di Vigilanza ittico-venatoria provinciale, in particolare il sig. S. Cola e G. Vaghi, il guardaparco della Riserva Naturale Lago di Piano, sig. V. Perin e il sig. G. Fontana per le fotografie, senza i quali questo lavoro sarebbe stato impossibile.

Summary. *First data on the population of Golden Eagle Aquila chrysaetos in the province of Como (NW Italy).*

In 2011 a monitoring of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* population started in

the province of Como. The examined areas are of about 656 km² (NNDM) and includes the neighbouring regions of the province of Sondrio and Switzerland. The territory presents a sub-Alpine region (70 %), with altitudes up to 1,800 m height, with wide valleys and uplands, with many wooded areas and grazing peaks of the mountains and an Alpine zone (30%) with altitudes which arrive above 2,500 m with extensive grazing areas and meadows. Six nesting couples have been assessed: 4 are made up of adults, while the others have a sub-adult partner. The density is equal to 0.9 couples/100 km². Nineteen nests have been found, all situated in areas where hunting is forbidden: two couples with 1 nest, one couple with 2, two couples with 4 and one with 7. The average minimum distance between the nesting centres of gravity is 10.5 km (± 4.91); the minimum distance between the two nests occupied simultaneously is 4.07 km. The prevailing exposure is SE (6 nests) but in 4 cases is N and 3 is NW. The average height is 1,370 m (± 164 ; max: 1,800; min: 1,100). In 2011 all the couples laid no young birds left the nest. Among the possible causes are the non-adult age of one of the two members of the couple and the difficulty in searching of food for the young because of the poor weather conditions of June 2011: during the first 18 days, 15 were rainy days and the temperatures were below the average of the season.

Bibliografia

- Borgo A., 2005. Progetto Interreg IIIA Italia-Austria 2000-2006 "L'Aquila reale nelle Alpi orientali". Monitoraggio dell'Aquila reale nel Parco Naturale di Fanes-Sennes-Braies. Relazione per l'Ufficio Parchi, Provincia Autonoma di Bolzano Alto Adige.
- Borgo A., 2009. L'Aquila reale. Ecologia, biologia e curiosità sulla regina del Parco Naturale Dolomiti Friulane. I Libri del Parco, 5.
- Clementi T., 2005. Progetto Interreg IIIA Italia-Austria 2000-2006 "L'Aquila reale nelle Alpi orientali". Monitoraggio dell'Aquila reale nel Parco Naturale Vedrette di Ries-Aurina. Relazione per l'Ufficio Parchi, Provincia Autonoma di Bolzano Alto Adige.
- Couloumy C., 1996. Suivi d'une population d'aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) dans le parc national des Ecrins. Avocetta, 20 (1): 66-74.
- Ferrari R., 2004. Aspetti di ecologia e biologia riproduttiva dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* in Alto Adige: primi risultati. Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Parma.
- Gustin M., Mendi M., Pedrelli M., Schiassi S., 2011. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano. Tipografie Riunite Donati srl.
- Haller H., 1996. Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Orn. Beob., 9: 1-167.
- Jenny D., 1992. Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadler *Aquila chrysaetos*. Der Orn. Beob., 89: 1-43.
- Newton I., Marquiss M., Weir D.N., Moss D., 1977. Spacing of Sparrowhawk nesting territories. J. Anim. Ecol., 46: 425-441.
- Pedrini P., Sergio F., 2001. Density, productivity, diet and human persecution of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in the central-eastern Italian Alps. J. Rapt. Res., 35 (1): 40-48.

LA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI GHEPPIO *FALCO TINNUNCULUS* NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA-MALAFEDE (LAZIO): ANNI 1999 E 2012

MARCO TROTTA

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

Keywords: Kestrel, breeding density, Natural Reserve of Decima-Malafede

I monitoraggi delle popolazioni nidificanti rappresentano uno strumento essenziale per la gestione delle aree protette. In questo lavoro è stato analizzato, a distanza di 13 anni, l'andamento della popolazione nidificante di gheppio *Falco tinnunculus* nella Riserva Naturale di Decima-Malafede. L'area di studio si estende a sud di Roma per 6.145 ettari, i confini settentrionali della riserva sono delimitati dal Grande Raccordo Anulare, quelli meridionali dal comune di Pomezia. Le zone agricole, su cui si praticano principalmente colture intensive, occupano il 62% del territorio, 250 ettari sono destinati alle coltivazioni biologiche. Le formazioni boschive costituiscono oltre il 12% della superficie e sono caratterizzate da querceti misti con sughera *Quercus suber*, cerro *Quercus cerris* e farnetto *Quercus frainetto* e, in misura minore, da querceti termofili a leccio *Quercus ilex* e roverella *Quercus pubescens*. La restante parte del territorio è occupata dai complessi residenziali (circa il 5%), dalla macchia mediterranea e dagli arbusteti di transizione (140 ettari); 400 ettari sono prati stabili (Sarrocchio *et al.* 2002). I rilevamenti sono stati eseguiti utilizzando il metodo IPA (Blondel *et al.* 1970), le stazioni campionate sono state 60. I punti di ascolto, della durata di dieci minuti, sono stati ripetuti due volte nel corso della stagione riproduttiva 1999, le stesse stazioni sono state visitate nella primavera del 2011. A supporto dei dati raccolti, nella stagione riproduttiva 2012 sono stati effettuati dei sopralluoghi mirati nelle aree dove la specie era stata contattata, nel tentativo di localizzare i siti di nidificazione. Il valore di abbondanza media è passato da 0,75 coppie ogni 10 punti (1999) a 1,42 (2011); anche la percentuale di stazioni in cui la specie è stata contattata ha mostrato un netto incremento: 11,7% nel 1999, 23,3% nel 2011. Delle 19 stazioni complessive in cui sono stati registrati i contatti, la specie è stata rilevata in entrambi i censimenti solo in due punti d'ascolto, quest'ultimi erano ubicati su seminativi di modesta estensione delimitati da siepi e filari arborei. L'abbondanza media nella stagione riproduttiva 2011 è elevata e in ambito nazionale risulta nettamente inferiore solo a quella registrata nella sottoregione mediterranea sarda (Fornasari *et al.* 2002). Analogamente a quanto rilevato nel 1999 i coltivi con siepi e filari arborei rappresentano l'habitat elettivo del gheppio, nel censimento del 2011 la specie mostra comunque una maggiore versatilità nell'uso degli ambienti (Tab. 1). Questo risultato è confermato dai dati raccolti nei rilievi dell'Atlante degli uccelli nidificanti della riserva, dove la specie fa registrare un alto grado di

	1999	2011
Coltivi intensivi con siepi e filari arborei	57,1	42,9
Coltivi intensivi privi di elementi arborei/arbustivi	0,0	14,3
Pascoli e prati stabili	14,3	21,4
Aree a vegetazione boschiva in evoluzione	28,6	14,3
Macchia mediterranea	0,0	7,1

Tabella 1 Percentuale di contatti suddivisi per tipologia ambientale registrati mediante stazioni di ascolto nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (stagioni riproduttive 1999 e 2011). *Percentage of contacts, recorded with point counts, according to the environmental typology in the Riserva Naturale di Decima-Malafede (1999 and 2001 breeding seasons).*

specializzazione ecologica (Sorace *et al.* in stampa). Le preferenze ambientali di questo rapace nella Riserva di Decima-Malafede confermano quanto osservato da altri Autori nel Lazio (Guerrieri *et al.* 2009, Sorace *et al.* 2012). In Inghilterra Village (1990) registra le densità più elevate nei pascoli permanenti, in questa area di studio la percentuale di contatti raggiunta in ambiente di pascolo è modesta, probabilmente a causa dell'eccessivo carico a cui quest'ultimi sono sottoposti. L'intenso pascolo ovino comporta infatti una riduzione della vegetazione naturale con conseguente impoverimento della qualità del terreno e della fauna ad esso associata. I risultati di questa indagine sono in accordo con il monitoraggio nazionale ornitologico (progetto MITO) e l'Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio che indicano la specie in incremento (Fornasari *et al.* 2010, Brunelli *et al.* 2011). La densità di coppie nella Riserva di Decima-Malafede (1 coppia/361,5 ettari) è superiore alle medie registrate in Europa in contesti ambientali simili (Village 1990, Kostrzewa & Kostrzewa 1991); risulta invece inferiore a quella ottenuta da Village (1990) e Strenna (2004), rispettivamente nelle praterie della Scozia e nelle campagne francesi di Digione. In Europa settentrionale la densità riproduttiva può comunque mostrare una forte variabilità in quanto legata ai cicli di abbondanza delle arvicole (Gaibani *et al.* 2005). Il rapporto tra la superficie indagata e il numero di coppie nidificanti registrato in questa area di studio, appare elevato sia effettuando il confronto con i dati regionali che estendendo lo stesso confronto a livello nazionale (Martelli 1992, Nardo & Panzarin 2001, Corsetti & Fusacchia 2007, Corsetti *et al.* 2011, Londi *et al.* 2011); la densità riproduttiva è maggiore anche di quella rilevata in altre aree verdi protette del comune di Roma (Taffon *et al.* 2008), risulta invece decisamente più bassa di quella ottenuta da Salvati *et al.* (1999) in ambiente urbano. In uno studio sulla popolazione nidificante di gheppio nella vicina Tenuta Presidenziale di Castelporziano, Guerrieri *et al.* (2009) hanno rilevato una densità inferiore, probabilmente determinata dalla maggiore superficie boschiva presente nella tenuta. Nella Riserva di Decima-Malafede appare evidente il beneficio che il gheppio ha tratto dall'installazione di nidi artificiali sui tralicci delle linee elettriche, effettuata da Ornithologica a partire dal 1999 (Dell'Omo *et al.* 2005). Questa ipotesi trova conferma nel dato raccolto sul numero di coppie osservate in attività riproduttiva (cova o allevamento dei

pulcini) nell'ultima decade di maggio del 2012: delle 17 coppie censite, 13 hanno utilizzato come sito di riproduzione una cassetta nido sui tralicci dell'alta tensione, una si è insediata in una cava, una ha occupato un manufatto e due si sono insediate in torri/ruderi. Nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano anche Guerrieri *et al.* (2009) registrano una percentuale elevata di nidi (artificiali e non) occupati/costruiti sui tralicci delle linee elettriche a conferma dei vantaggi che questa scelta comporta (disponibilità di zone in ombra nell'armatura e maggiore ventilazione sul nido) (Nelson & Nelson 1976, Dell'Omo *et al.* 2005). I risultati di questa indagine evidenziano come in presenza di ambiente idoneo alla riproduzione la mancanza di siti naturali per la nidificazione possa rappresentare un fattore limitante per la densità di popolazione. Diversi studi hanno dimostrato la relazione tra l'installazione di nidi artificiali e l'incremento della popolazione nidificante di gheppio che, in alcuni casi, era costituita quasi interamente da coppie che si riproducevano in cassette nido (Burton 1986). Tuttavia, se da un lato sono auspicabili interventi mirati a favorire la riproduzione della specie, è altresì necessario valutare l'impatto che una maggiore densità di questo rapace potrebbe avere sui delicati equilibri degli agroecosistemi.

Ringraziamenti. Ringrazio M. Panuccio per le informazioni fornite in merito all'occupazione di alcune cassette nido.

Summary. *Nesting population of Kestrel Falco tinnunculus in the Decima-Malafede Natural Reserve (Latium, Italy): years 1999 and 2012.*

The breeding Kestrel *Falco tinnunculus* population in the Natural Reserve of Decima-Malafede (Rome) is analysed. The species shows an increase from 0.75 breeding pairs/10 point counts (1999) to 1.42 breeding pairs/10 point counts (2011). The species occurs in a wide range of habitats and shows a preference for a farmland with row of trees. The breeding density is 1 pair/361.5 hectares. The increase of breeding pairs is explained by installation of nest boxes, in the breeding season of 2012 76.5% of pairs occupied nest boxes.

Bibliografia

- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1970. Le methode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune pour stations d'ecoute. *Alauda*, 38: 55-71.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- Burton P., 1986. Raptor and owl nestbox scheme and survey - 1986. *Buckinghamshire Bird Club Newsletter*, 52:1-2.
- Corsetti L., Fusacchia P., 2007. Gli uccelli rapaci nidificanti nel Parco Naturale dei Monti Aurunci (Lazio meridionale) (Accipitriformes, Falconiformes, Strigiformes). *Alula*, 14: 39-48.
- Corsetti L., Fusacchia P., Marozza L., Proietti M., 2011. I rapaci diurni (Falconiformes) dei Monti Lepini (Lazio meridionale). *Alula*, 18: 33-46.

- Dell’Omo G., Costantini D., Di Lieto G., Casagrande S., 2005. Gli uccelli e le linee elettriche. *Alula*, 12: 103-114.
- 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 (2): 59-115.
- Fornasari L., Londi G., Buvoli L., Tellini Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Brichetti P., De Carli E. (eds.), 2010. Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia, 2000-2004 (dati del progetto MITO2000). *Avocetta*, 34 (2): 5-224.
- Gaibani G., Csermely D., Korpimäki E., 2005. Parental care of kestrels living in stable and varying environmental conditions. *Journal of Ethology*, 23: 63-67.
- Guerrieri G., De Giacomo U., Tinelli A., Fanfani A., 2009. La comunità di Falconiformes nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma-Italia centrale). *Gli Uccelli d’Italia* 24, numero speciale: 15-22.
- Kostrzewa R., Kostrzewa A., 1991. Winter weather, spring and summer density and subsequent breeding success of Eurasian Kestrels, Common Buzzards, and Northern Goshawks. *The Auk*, 108: 342-347.
- Londi G., Suzzi Valli A., Casali S., Campedelli T., Cutini S., Santolini R., Pruscini F., Tellini Florenzano G., 2011. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Repubblica di San Marino (2007-2011). Centro Naturalistico Sammarinese.
- Martelli D., 1992. Densità di nidificazione del Gheppio, *Falco tinnunculus*, nel basso Appennino bolognese. *Gli Uccelli d’Italia*, 17: 35-38.
- Nardo A., Panzarin F., 2001. Accipitriformi e Falconiformi in un’area della provincia di Venezia. In: Bon M., Scarton F. (red.), Atti 3° Convegno Faunisti Veneti. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, suppl. al vol. 51 (2000): 180-182.
- Nelson M.W., Nelson P., 1976. Power lines and birds of prey. *Idaho Wildlife Review*, 28: 3-7.
- Salvati L., Manganaro A., Fattorini S., 1999. Distribuzione, densità, biologia riproduttiva e dieta di una popolazione suburbana di Gheppio, *Falco tinnunculus*, a Roma. *Riv. ital. Orn.*, 69: 115-222.
- Sarrocchio S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M., Bologna M., 2002. L’avifauna delle aree naturali protette del comune di Roma gestite dall’Ente RomaNatura. *Alula*, 9: 3-31.
- Sorace A., 2012. Gheppio *Falco tinnunculus*. In: Aradis A., Sarrocchio S., Brunelli M., 2012. Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. *Quaderni Natura e Biodiversità 2/2012*, ISPRA: 88-95.
- Sorace A., Battisti C., Lorenzetti E., Mirabile M., Monti P., Petrella S., Taffon D., Teofili C., Trotta M., in stampa. L’Atlante degli Uccelli Nidificanti nella Riserva Naturale di Decima-Malafede. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Strenna L., 2004. Faucon crécerelle. In: Thiollay J.M., Bretagnolle V. (eds.), *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux et Niestlé, Paris: 112-116.
- Taffon D., Giucca F., Battisti C. (a cura di), 2008. Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Parco regionale dell’Appia Antica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell’Agricoltura e dell’Ambiente. Gangemi Editore.
- Village A., 1990. *The Kestrel*. T & AD Poyser, London.

INDAGINE SULLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI FALCO CUCULO *FALCO VESPERTINUS* IN PROVINCIA DI PARMA DAL 1997 AL 2012

MARCO GUSTIN¹, GERMANO BALESTRIERI¹, LICIA CALABRESE¹,
EMANUELE FIOR², GIORGIA GAIBANI¹, MICHELE MENDI¹,
ALESSANDRO MUCCILO¹, MARIO PEDRELLI¹, MASSIMO SALVARANI²,
NICOLA VALLE¹, ANDREA VEGETTI¹, ANDREA ZANICHELLI¹

¹ LIPU Lega Italiana Protezione Uccelli, via Trento 49, I-43100 Parma, marco.gustin@lipu.it

² Provincia di Parma, Ufficio Parchi, piazza della Pace 1, I-43123 Parma

Keywords: Red-footed Falcon, breeding population, breeding success, nest boxes, Parma province

All'interno del Progetto LIFE07 NAT/IT/000499 "Interventi per l'avifauna di interesse comunitario nei siti Natura 2000 della bassa pianura parmense" nel periodo 2009-2011, in provincia di Parma è stato realizzato un monitoraggio delle coppie nidificanti di falco cuculo *Falco vespertinus*. La specie è stata comunque monitorata annualmente già a partire dal 1997 (M. Pedrelli oss. pers.).

Il falco cuculo ha iniziato a nidificare in Italia nel 1995 nel Parmense (Brichetti & Fracasso 2003); in seguito, la specie ha occupato nuovi territori in Emilia-Romagna (Tinarelli 1997), Veneto (Nardo & Mezzavilla 1997) e Lombardia. Casi di estivazione sono noti anche per il Trentino (Pedrini *et al.* 2005) e, meno recenti, per il Piemonte (Boano & Mostini 1982) e provincia di Venezia (Sgorlon & Panzarin, 2005).

La popolazione italiana era stimata ad una settantina di coppie nel 2000 (Brichetti & Fracasso 2003); sebbene considerata in aumento (BirdLife International 2008) la tendenza attuale sembra stabile/fluttuante a livello provinciale e con una tendenza all'aumento di areale.

La popolazione europea è andata incontro ad un largo declino durante il periodo 1970-1990 e ha continuato a diminuire nel periodo 1990-2000; il declino è stato particolarmente intenso nelle popolazioni-chiave di Russia e Ucraina. In Ungheria la popolazione è passata da 2.000-2.500 coppie alla fine degli anni '80, a 600-700 nel 2003-2006. In Bulgaria sono rimaste pochissime colonie ancora attive, con solo 26 siti su 75 noti occupati nel 2006. Tuttavia, le popolazioni in Asia centrale appaiono stabili. Al contrario, alcune popolazioni marginali in Europa sud-occidentale appaiono in crescita (BirdLife International 2008).

Nella recente Lista Rossa Nazionale (Peronace *et al.* 2012), la specie è classificata Vu (Vulnerabile, secondo il criterio D, meno di 250 individui).

L'area di studio (580 km²), che comprende tutta l'area planiziale della provincia di Parma, include sei SIC/ZPS: Golena del Po presso Zibello (IT4020019) di

336 ha; Basso Taro (IT4020022) di 1.005 ha; Parma Morta (IT4020025) di 601 ha; S. Genesisio (IT4020024) di 145,80 ha; Prati e ripristini ambientali di Frescarolo e Samboseto (IT4020018) di 1.244 ha; Aree delle risorgive di Viarolo, Bacini di Torrile, fascia golenale del Po (IT4020017) di 2.628 ha, per un totale complessivo di 60 km² (un decimo del territorio provinciale indagato).

L'area di studio è stata suddivisa in 16 settori e il monitoraggio è stato ripartito in due fasi: a) individuazione dei siti di nidificazione in cui è stato perlustrato tutto il territorio provinciale di pianura per la localizzazione dei nidi al fine di ottenerne la mappatura mediante georeferenziazione (dal 15 maggio al 15 giugno); b) monitoraggio dei nidi al fine di valutare il successo riproduttivo della specie (dal 16 giugno al 15 luglio di ogni anno) (Ferrari & Gustin 2009).

Le uscite sono state effettuate percorrendo la rete stradale (strade provinciali, comunali e interpoderali) ed effettuando soste regolari al fine di monitorare tutto il territorio circostante, in particolare presso gli ambienti idonei per la specie in oggetto; aree idonee distanti dalla rete stradale sono state monitorate raggiungendole a piedi.

I nidi di falco cuculo individuati sul campo sono stati georeferenziati tramite l'utilizzo di un GPS e riportati su carta. Sono state determinate le specie-albero che hanno ospitato i nidi di falco cuculo nell'area di studio.

Nell'estate 2009-11, è stata effettuata un'analisi di dettaglio dell'uso del suolo fino ad una distanza di almeno 300 m dalla localizzazione di ciascun nido per evidenziare la localizzazione ambientale preferenziale del nido sul territorio. I nidi sono stati installati ad un'altezza variabile da 5 a 12 metri, utilizzando mezzi idonei (scala e trabattello idraulico a noleggio).

Entro questo ambito sono state rilevate, grazie all'effettuazione di sopralluoghi mirati:

- tipologie di coltivazioni (es. erba medica, frumento, mais, ecc.) presenti nell'anno in corso;
- tipologie ambientali seminaturali (es. corsi d'acqua, siepi e filari, ecc.), con l'indicazione delle caratteristiche vegetazionali salienti (es. canale con canneto, filare di farnia e olmo, ecc.);
- ambienti fortemente antropizzati (aree urbane, strade, giardini, ecc.).

La mappatura delle diverse tipologie ambientali rinvenute su campo è stata eseguita tramite l'utilizzo dei software Arcview GIS 3.2 e gvSIG 11.1.

Nella primavera 2010 sono state posizionate 62 cassette nido per falco cuculo in due differenti località, entrambe siti storici di nidificazione della specie, con lo scopo di favorire un comportamento riproduttivo coloniale. Sono state posizionate 35 cassette nido su due filari alberati adiacenti in località Samboseto ed altre 27 presso l'abitato di Viarolo. Tutte le cassette nido sono state poste su pioppo nero *Populus niger*.

Il numero di coppie nidificanti all'interno dell'area di studio è risultato fluttuante nel corso del 1997-2012 (Fig. 1).

Complessivamente il numero di coppie nidificanti nell'area di studio ante progetto LIFE (1997-2008) è risultato di 11-43 coppie, con una media di $30,7 \pm DS 9,2$

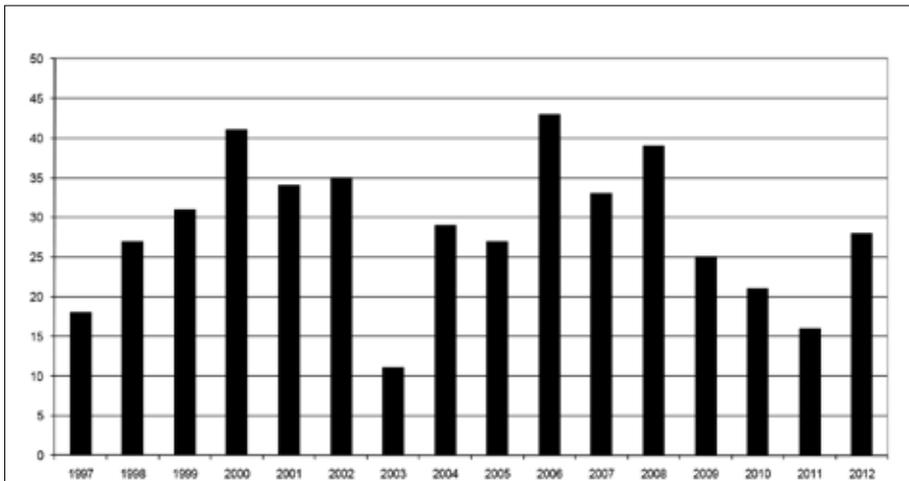


Figura 1 Numero di coppie nidificanti di falco cuculo nella bassa pianura parmense dal 1997 al 2012. *Breeding pairs of Red-footed Falcon in lowland Parma province in 1997-2012.*

	Successo riproduttivo	% di cassette nido occupate
2009	1,92	-
2010	0,85	33,3
2011	2,40	62,5
2012	2,60	60,7

Tabella 1 Successo riproduttivo (juv/cp) e percentuale di utilizzo delle cassette nido rispetto al totale della popolazione censita dal 2009 al 2012. *Breeding success (n.juv/breeding pair) and % use of nest boxes on total population monitored from 2009 to 2012.*

coppie. Nel periodo inerente il progetto LIFE (2009-2012) sono state censite da 16 a 28 coppie nidificanti con una media di $22,5 \pm DS 5,2$ coppie. Il falco cuculo ha recentemente colonizzato il nostro paese, di conseguenza la popolazione nidificante nell'area di studio presenta ancora un andamento fluttuante, tipico delle specie di recente colonizzazione.

Il successo riproduttivo nel periodo di monitoraggio all'interno del LIFE è variato da 0,85 (2010) a 2,60 (2012) (Tab. 1).

Sponza *et al.* (2001, 2002) riportano un tasso d'involto pari a $2,67 \pm DS 0,88$ nel 1997 e 1,5 nel 1998, mentre Grassi *et al.* (1999) per il Parmense riportano, per il biennio 1997-1998, rispettivamente 3 coppie su 7 (43% del totale) e 2 su 4 (50% del totale) con successo riproduttivo, mentre nel 2012 le coppie con successo riproduttivo hanno rappresentato l'82% del totale. Nel 2012 il numero medio di pulli involati/coppia di successo ($N=25$) è risultato $3,11 \pm DS 0,86$.

Nel 2011-2012 sono stati inanellati con anelli colorati (blu su sfondo bianco) 50 pulli in cassetta nido di cui 7 nel 2011 e 43 nel 2012. Un soggetto nel 2012 è stato osservato dopo un mese in Svizzera (ornitho.ch, Schumacher ined.)

Tra il 2010 e il 2012 il tasso di occupazione delle cassette è variato dal 33,3% (2010) al 62,5% (2011) della popolazione complessiva censita a livello provinciale (Tab. 1).

Summary. *Monitoring the breeding population of Red-footed falcon Falco vespertinus in the Parma province (NW Italy) from 1997 to 2012.*

The breeding population of Red-footed Falcon *Falco vespertinus* was monitored in Parma province from 1997 to 2012. The study area covers 580 km², including six SPAs and has been divided in 16 sectors. The monitoring consisted of two phases: a) location of breeding sites through GPS (from 15 May to 15 June); b) nests monitoring to estimate the breeding success (from 16 June to 15 July of every year). In spring 2010, 62 nest boxes (all on *Populus nigra*) have been placed in two different areas. Altogether the number of breeding pairs in the study area before the project LIFE07 NAT/IT/000499 (i.e. 1997-2008) ranged between 11-43 pairs (mean 30.7 ± SD 9.2 pairs). During the LIFE project (2009-2012) from 16 to 28 breeding pairs (mean 22.5 ± SD 5.2 pairs) were monitored. The breeding success during the LIFE project changed from 0.85 (2010) to 2.60 (2012). In 2012 the medium number of juvenile fledged/successful pair (N=25) was 3.11 ± SD 0.86. In 2011-2012, 50 juveniles (7 in 2011 and 43 in 2012) were ringed in nest boxes with colored rings (blue on a white background). In 2012 one individual ringed in July (as juvenile in nest-box) was observed after a month in Switzerland. Between 2010-2012 the nest-boxes rate of occupancy increased from 33.3% (2010) to 62.5% (2011) of the whole population monitored.

Bibliografia

- BirdLife International, 2008. Red-footed Falcon *Falco vespertinus*. Species factsheet. <http://www.birdlife.org>.
- Boano G., Mostini L., 1982. Passaggio ed estivazione del falco cuculo *Falco vespertinus* in Piemonte. Riv. ital. Orn., 52: 80-84.
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Ferrari M.E., Gustin M., 2009. Programma monitoraggio Faunistico. Azione E2. Progetto LIFE 07 NAT/IT/000499 Pianura parmense.
- Grassi L., Licheri D., Sponza S., 1999. Nidificazione del Falco cuculo *Falco vespertinus* in provincia di Parma. Avocetta, 23 (1): 141.
- Nardo A., Mezzavilla F., 1997. Nidificazione del Falco cuculo, *Falco vespertinus*, in Veneto. Riv. ital. Orn., 67: 169-174.
- Pedrini P., Caldonazzi M., Zanghellini S. (a cura di), 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze naturali, Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biol., 80 (2003), suppl. 2.
- Peronace V., Cecere J., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36 (1): 11-58.
- Sgorlon G., Panzarin L., 2005. Nuova nidificazione di Falco cuculo *Falco vespertinus* in Veneto. Natura In: Bon M., Dal Lago A., Fracasso G. (red.), Atti 4° Convegno Faunisti Veneti. Associazione Faunisti Veneti, Natura Vicentina, 7: 201-203.
- Sponza S., Licheri D., Grassi L., 2001. Reproductive behaviour and success of Red-footed Falcon *Falco vespertinus* in North Italy. Avocetta, 25 (1): 69.
- Sponza S., Licheri D., Grassi L., 2002. Nest site and breeding biology of the Red-footed Falcon in northern Italy. Avocetta, 26 (1): 45-48.
- Tinarelli R., 1997. La nidificazione del falco cuculo nell'Emilia-Romagna orientale. Picus, 23: 111-112.

Sessione

“Rapaci del Triveneto”

MONITORAGGI POST-LIBERAZIONE ATTRAVERSO LE TECNICHE DELL'INANELLAMENTO SCIENTIFICO E DELLA TELEMETRIA IN CENTRI PER IL RECUPERO DELLA FAUNA SELVATICA

MICHELE BENFATTO¹, PAOLO VASCA², CRISTINA COMUZZO¹,
MASSIMO PICILF³, STEFANO PESARO⁴

¹ Provincia di Gorizia, Corso Italia 55, I-34170 Gorizia,
michele.benfatto@provincia.gorizia.it

² via Buffolini 12, I-34170 Gorizia

³ Università degli Studi di Udine, via delle Scienze, I-33100 Udine

⁴ Centro Recupero Fauna Selvatica, Terranova (GO)

Keywords: wild rescue center, ringing, radiotracking, released, rehabilitated, Common Buzzard

Introduzione

Quasi tutti i centri per il recupero della fauna considerano conclusa la loro attività al momento della liberazione dell'esemplare senza approntare, salvo rari casi, dei protocolli di monitoraggio atti a capire se l'animale possa essere reinserito con successo in ambiente naturale. I protocolli di monitoraggio post-liberazione degli animali recuperati oltre che portare a compimento tutta l'attività posta in essere nei centri stessi, possono fornire le necessarie notizie circa i tempi di vita dell'animale, sulla corretta modulazione della dieta in cattività, sulla bontà dei metodi per evitare l'imprinting e non ultimo sulle reali possibilità che ha un animale selvatico sottoposto a intervento chirurgico di essere positivamente reintrodotta in natura (Benfatto 2010). In questo lavoro vengono illustrati i risultati ottenuti dal programma di monitoraggio post-liberazione, effettuato presso il Centro per il Recupero della Fauna Selvatica di Gorizia, con particolare attenzione agli esemplari di rapaci appartenenti ai generi *Buteo* e *Accipiter* reintrodotti in natura.

Area di studio e metodi

I risultati dei monitoraggi post-liberazione oggetto di questo lavoro si riferiscono agli animali liberati presso il Centro per il Recupero della Fauna Selvatica (CRFS) della Provincia di Gorizia situato in Località Terranova, coord. UTM E 381024.38, N 5067816.95, WGS 84 EPGS 33T UL8168 nel comune di San Canzian D'Isonzo (GO).

Gli animali giunti in difficoltà presso il CRFS di Gorizia vengono sottoposti a visita veterinaria e, una volta effettuata la diagnosi, avviati al loro decorso riabilitativo. Ricevute le cure necessarie, quando giudicati pronti per la liberazione, vengono marcati. Questo studio ha avuto inizio nel 2003 con il metodo dell'inanellamento

scientifico seguendo i protocolli stabiliti dall'EURING. Per ogni soggetto esaminato, sono stati rilevati i dati biometrici secondo le metodologie previste dall'ISPRA (Bardi *et al.* 1983) ed in particolare le seguenti variabili fisiologiche e morfometriche: misura della terza remigante primaria; misura della corda massima dell'ala (lunghezza dell'ala); peso; accumulo di grasso con metodo Kaiser modificato (Bairlein 1995); muscolo (Bairlein 1995); età e sesso attraverso lo studio della muta e lo stato delle penne (Baker 1993) codificandole come da protocollo EURING. Per dette misurazioni sono stati usati gli strumenti forniti dall'ISPRA o da esso indicati. Ogni soggetto prima della liberazione è stato marcato con un anello metallico identificativo. I dati rilevati sono stati inseriti in un archivio per eventuali elaborazioni statistiche presso il Centro Nazionale di Inanellamento con sede a Ozzano Emilia (BO) (Nisorio 2000).

Tale metodologia è stata implementata nel 2009 con la tecnica della radiotelemetria classica. L'area di indagine, di circa 900 km² attorno al CRFS, è stata stabilita in base alla potenza media di ricezione in campo dei tags. Essa comprende una varietà di ambienti quali aree urbane, aree sottoposte ad agricoltura intensiva e semintensiva, aree boschive sia golenali che di recente impianto ed aree tipicamente lagunari. Tali aree sono in parte sottoposte a regimi di tutela essendo siti Natura 2000 (ZPS IT3330005 Foce Dell'isonzo - Isola Della Cona, IT3330006 Valle Cavanata e Banco Mula di Muggia, IT3320037 Laguna di Marano e Grado) e, nelle aree coincidenti con le Riserve Naturali Regionali delle Foci Isonzo e Val Cavanata, anche al divieto dell'esercizio venatorio. Oggi non esiste un particolare regime di tutela per le aree golenali non comprese negli istituti precedentemente descritti. Per i monitoraggi telemetrici viene utilizzata una ricevente - Biotrack mod. Sika Biotrack 4 Mhz dotata di un'antenna Biotrack Lintek flexible 3 - element YAGI.

I trasmettitori applicati come radio-marcatura degli esemplari rilasciati sono stati: 1) Biotrack Tw 3 single celled tag, peso 17,0 g, fissaggio Tail mount tramite cannula a perdere su penna, portata teorica lineare 20/40 km (poiana, astore, gufo reale); 2) Biotrack Tw 3 single celled tag, peso 13,5 g, fissaggio Tail mount/Hairness, portata teorica lineare 15/30 km (gufo, barbagianni, allocco); 3) Biotrack Tw 3 single celled tag, peso 9.0 g, fissaggio Hairness, portata teorica lineare 15/30 km (gufo, barbagianni); 4) Biotrack Tw 4 single celled tag, peso 3,5 g, fissaggio Tail mount tramite cannula a perdere su penna oppure Hairness, portata teorica lineare 3/6 km (civetta, gufo, gheppio, sparviere).

I trasmettitori telemetrici sono stati installati su esemplari di avifauna appartenenti alle seguenti specie: astore *Accipiter gentilis*, sparviere *Accipiter nisus*, falco di palude *Circus aeruginosus*, poiana *Buteo buteo*, gheppio *Falco tinnunculus*, gufo comune *Asio otus*, civetta *Athene noctua*, allocco *Strix aluco*, gufo reale *Bubo bubo*. Il lavoro qui presentato analizza soprattutto i dati relativi agli Accipitriformi quali poiana con sette esemplari marcati, astore con due esemplari marcati e sparviere con un esemplare marcato.

Per il monitoraggio sono stati adottati due metodi principali di ricerca:

- 1) tecnica homing o tecnica di osservazione radio assistita (Macdonald *et al.* 1980, White & Garrot 1990), Loudest Signal Method (Springer 1979), utilizzata all'occorrenza ed in presenza di particolari esigenze e situazioni;
- 2) tecnica della triangolazione Loudest Signal Method (Springer 1979), usata costantemente durante tutte le fasi di studio.

I trasmettitori telemetrici applicati sugli esemplari di avifauna da monitorare rispondono alle caratteristiche tecnico-scientifiche previste per ogni specie (peso percentuale dei tag rispetto alle dimensioni dell'animale, posizionamento del tag in base alle caratteristiche eco-etologiche dell'animale). Inoltre è previsto che il loro fissaggio vada incontro ad usura causando la perdita del tag stesso dopo il periodo di monitoraggio o in seguito alla muta dell'esemplare monitorato. Ciò riduce al minimo i fattori di disturbo per i soggetti marcati e consente di studiare al meglio le loro abitudini comportamentali e alimentari, l'utilizzo dello spazio, il successo riproduttivo e la mortalità (Zanni *et al.* 1995). Ogni esemplare inanellato e dotato di tag è stato monitorato con la seguente frequenza: ogni 6 ore nelle 24 ore successive alla liberazione; ogni 12 ore nei successivi 6 giorni dalla liberazione; ogni 24 ore per i successivi 7 giorni dalla liberazione; una volta ogni 7 giorni per i successivi 15 giorni; una volta al mese per i successivi 2 mesi o fino alla ricezione del segnale. I fixes ricavati sono stati riportati in foglio di calcolo e successivamente georeferenziati con sistema GIS (Q GIS). Qualora il rilevamento indicasse la direzione del fix precedente ma non fosse stato possibile stimare con esattezza il punto, è stato considerato valido il rilevamento immediatamente precedente. Da tali dati è stata ricavata la distanza media temporale dal sito di rilascio (distanza media calcolata sui fixes rilevati nelle eptadi successive al rilascio). Tenuto conto che in generale un animale rilasciato in natura ha il maggior rischio di sopravvivenza nel primo mese post rilascio e che già in tre settimane senza la capacità di nutrirsi un rapace può considerarsi deceduto (Dobbs in Hamilton *et al.* 1988), per valutare la sopravvivenza degli animali essi sono stati considerati sopravvissuti, indipendentemente dagli spostamenti effettuati, dopo 30 giorni di rilevamenti.

Risultati e discussione

In Italia, i centri per il recupero della fauna selvatica autorizzati a marcare gli esemplari di avifauna recuperata prima della successiva reintroduzione in natura tramite la tecnica dell'inanellamento scientifico sono 26. In molti di essi tale attività non si esplica in maniera continuativa ma è riferita a liberazioni sporadiche che interessano per lo più il rilascio di animali importanti dal punto di vista conservazionistico o mediatico, o riferita a singoli progetti. Nel CRFS di Gorizia, a seguito di autorizzazione ISPRA seguendo i dettami previsti dal regolamento per l'inanellamento scientifico in Italia (INFS 1999) ed all'interno del protocollo EURING, circa il 30% degli animali reintrodotti in natura viene inanellato. Dal giugno 2003 al giugno 2012 sono stati marcati e rilasciati con questa tecnica 970 animali appartenenti a 79 specie diverse. Di questi 228 erano rapaci diurni o notturni e 42 appartenevano ai generi *Buteo* e *Accipiter* (Tab. 1).

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	totali
<i>Buteo buteo</i>	1	-	1	2	2	1	2	1	4	2	16
<i>Accipiter nisus</i>	1	-	3	-	3	2	3	2	4	-	18
<i>Accipiter gentilis</i>	-	2	-	-	3	1	1	-	1	-	8
<i>Circus aeruginosus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	2
<i>Pernis apivorus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Falco tinnunculus</i>	1	4	3	3	-	1	6	1	2	1	22
<i>Athene noctua</i>	6	13	12	6	7	13	10	5	11	-	82
<i>Asio otus</i>	-	-	-	1	-	-	1	1	2	-	5
<i>Orus scops</i>	5	3	3	6	11	6	4	6	11	1	56
<i>Bubo bubo</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Strix aluco</i>	1	-	1	4	1	-	2	3	-	1	13
<i>Tyto alba</i>	-	-	1	-	1	2	-	-	-	-	4
Totali	16	23	24	22	28	26	30	19	35	5	228

Tabella 1 Rapaci rilasciati e marcati con anello identificativo, anni 2003-2012 (modificata da Vasca 2011). *Raptors released and ringed, years 2003-2012 (modified from Vasca 2011).*

	N° anello	Frequenza tag (Hz)	N° rilevamenti	Periodo monitoraggio (gg.)	Status
<i>Buteo buteo</i>	CA9918	150,041	24	50	vivo
<i>Buteo buteo</i>	CA9921	150,062	15	6	tag smarrito
<i>Buteo buteo</i>	CA9936	150,232	13	52	vivo
<i>Buteo buteo</i>	CH6725	150,022	19	40	vivo
<i>Buteo buteo</i>	C46323	150,3244	20	107	vivo
<i>Buteo buteo</i>	C19802	150,2510	30	51	morto, investito da automezzo
<i>Buteo buteo</i>	C19804	150,3930	33	97	vivo
<i>Accipiter nisus</i>	T65084	150,123	9	6	morto
<i>Accipiter gentilis</i>	CA9919	150,004	42	30	vivo
<i>Accipiter gentilis</i>	C19803	150,2750	7	7	morto
<i>Circus aeruginosus</i>	C46301	150,2936	1	1	tag smarrito
<i>Athene noctua</i>	T65051	150,144	14	9	morto
<i>Asio otus</i>	CA9920	150,144	30	86	vivo
<i>Asio otus</i>	C46324	150,3755	10	73	vivo
<i>Bubo bubo</i>	E2811	150,041	24	68	morto per avvelenamento
<i>Strix aluco</i>	CA9931	150,182	29	140	vivo
Totali	16 ess.		320 fixes		

Tabella 2 Animali liberati e monitorati con tecniche telemetriche, anni 2009-2011. *Released and monitored birds with telemetry, years 2009-2011.*

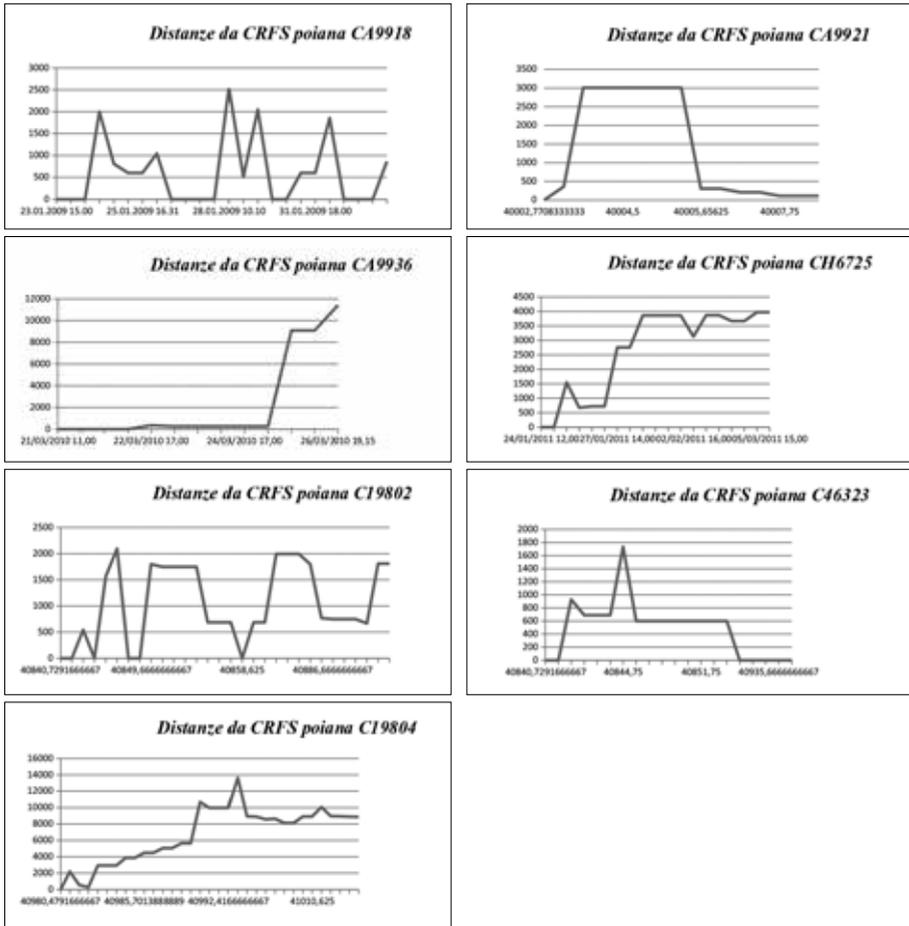


Figura 1 Grafici relativi agli spostamenti post liberazione delle poiane. *Movements of post-released common buzzards.*

A 16 esemplari è stato anche apposto un trasmettitore e sono stati monitorati con la tecnica del radiotracking. Tra questi vi erano sette poiane, due astori ed uno sparviere. Questi esemplari ricoverati presso il centro a seguito di traumi ed in forte stato debilitativo, sono stati curati ed in due casi sottoposti ad intervento chirurgico al fine di ridurre fratture all'ala. Si è preferito monitorare esemplari che in fase di ricovero presentavano importanti stati patologici e comportamentali evitando di marcare gli esemplari che giungevano al Centro solo perché rinvenuti in qualche abitazione o altro manufatto, che quindi in realtà non necessitavano di particolari cure o lunghe assistenze e che si potevano reintrodurre in natura quasi immediatamente (Vasca 2010). La riabilitazione è stata portata a termine sia in tradizionali voliere per rapaci (m 2.50 x 2.50 x 2.00), che con successiva traslocazione in tunnel di volo (m 6 x 25 x 3.50). Agli stessi è stata fornita una dieta a base di pulcini, quaglia sia in penna che non, tacchino in pezzi, senza

codice euring	specie	nome scientifico	data inanellamento	luogo liberazione	data ricatt/avvist.	luogo ricatt/avvist.
02600	falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	10/04/2004	CRFS Gorizia	23/07/2004	Valle Cavanata (GO)
07570	civetta	<i>Athene noctua</i>	23/07/2004	CRFS Gorizia	30/08/2004	Ronchi dei Legionari (GO)
07670	gufo comune	<i>Asio otus</i>	02/01/2006	CRFS Gorizia	18/01/2006	San Canzian d'Isonzo (GO)
07350	barbagianni	<i>Tyto alba</i>	12/09/2005	CRFS Gorizia	12/10/2005	Ronchi dei Legionari (GO)
02670	astore	<i>Accipiter gentilis</i>	2001	SLOVENIA	14/02/2005	CRFS Gorizia
07610	allocco	<i>Strix aluco</i>	05/07/2007	CRFS Gorizia	10/09/2007	CRFS Gorizia
02870	poiana	<i>Buteo buteo</i>	05/07/2007	CRFS Gorizia	04/01/2008	CRFS Gorizia
07350	barbagianni	<i>Tyto alba</i>	12/01/2008	CRFS Gorizia	14/02/2008	Aquileia (UD)
03040	gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	27/03/2009	CRFS Gorizia	15/07/2009	Tapogliano (UD)
07440	gufo reale	<i>Bubo bubo</i>	05/07/2009	Sagrado (GO)	15/09/2009	GORIZIA
02670	astore	<i>Accipiter gentilis</i>	07/11/2011	CRFS Gorizia	14/11/2011	Vermegliano - Ronchi dei Legionari (GO)
02870	poiana	<i>Buteo buteo</i>	24/10/2011	CRFS Gorizia	13/12/2011	CRFS Gorizia
07610	allocco	<i>Strix aluco</i>	23/07/2012	CRFS Gorizia	01/08/2012	CRFS Gorizia

Tabella 3 Segnalazioni di rapaci inanellati presso il CRFS della Provincia di Gorizia. *Recordings of birds of prey ringed at the Wildlife Rescue Centre, Province of Gorizia.*

prevedere l'impiego di prede vive. Dopo la liberazione questi esemplari sono stati monitorati secondo protocollo per un massimo di tre mesi, registrando in totale 320 fixes (Tab. 2) ricompresi in un'area di circa 900 km².

Delle sette poiane liberate, ad esclusione di un esemplare che ha perso il tag dopo 6 giorni, sei possono essere considerate positivamente reintrodotte. Anche l'esemplare C19802 ritrovato morto a seguito di investimento stradale viene considerato positivamente reintrodotta in natura, in quanto era stato continuamente monitorato negli spostamenti sino al giorno precedente l'impatto con l'autovettura. Sono state misurate le distanze (m) di ogni singolo fix rispetto al CRFS come evidenziato nei grafici di cui alla Figura 1.

Alla luce dei dati raccolti possiamo affermare che la marcatura post-liberazione degli animali presso i centri è una tecnica importante per ottenere informazioni circa il successo reintroduttivo. Pur nella difficoltà di reperire i dati di ricattura

l'attività di inanellamento permette di marcare in maniera univoca tutti i soggetti liberati; tali soggetti sono animali di un certo impatto anche "emotivo" nei confronti delle persone non addette ai lavori che, se li rinvergono feriti o deceduti sul territorio, facilmente li segnalano agli organi preposti (Benfatto *et al.* 2009) (Tab. 3).

Per quanto riguarda il monitoraggio telemetrico i giorni più importanti sono quelli compresi tra il quinto ed il quindicesimo, in quanto è in questo periodo che gli esemplari tendono ad allontanarsi dal Centro alla ricerca di nuovi territori. Ciò risulta evidente per gli esemplari liberati durante il periodo primaverile-estivo che coincide con il periodo di nidificazione in quanto gli esemplari rilasciati si spostano alla ricerca di territori liberi, mentre durante lo svernamento gli animali tendono maggiormente a compiere dei brevi erratismi intorno al Centro stesso vicino al quale probabilmente è abbondante la componente trofica a loro necessaria per la sopravvivenza. Si sottolinea inoltre che cinque delle sette poiane liberate e monitorate presso il CRFS hanno mantenuto un home range compreso nei quattro chilometri attorno al Centro stesso. Ciò rientra nella dimensione degli home range tipici della specie che si attestano, dopo il primo anno di vita in cui ci sono erratismi anche di 20 km (Walls & Kenward 1994), su aree con meno di 1,1 km di diametro (Walls & Kenward 1995). Per la poiana le tecniche di riabilitazione messe in atto presso il CRFS di Gorizia sono sufficienti a garantire ad un animale dotato di una capacità di adattamento ed opportunismo nella ricerca del cibo, un successo reintroduttivo elevato (dall'80 al 100% dei rilasci). Seppur con i pochi dati a disposizione, il successo reintroduttivo di esemplari di avifauna appartenenti al genere *Accipiter*, più selettivi nella ricerca del cibo e nelle tecniche di caccia è invece indubbiamente inferiore, quindi le tecniche di riabilitazione ma soprattutto la dieta dovrebbero ricomprendere anche prede vive che riabilitino l'animale alla predazione naturale.

Ringraziamenti. Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza l'aiuto di molte persone; si ringraziano in particolar modo il gestore del Centro per il Recupero della Fauna Selvatica di Gorizia D. Baradel, la dott.ssa A. Zanella, F. Ricupero e P. Cadeddu dell'Ufficio Gestione Faunistico-Venatoria e Risorse Naturali della Provincia e G. Bernardis per la collaborazione prestata.

Summary. *Post-release monitoring of birds of prey at wildlife rescue centres, through the use of ringing and telemetry.*

The wildlife rescue centres, born as a result of Law 157/92, have in their mission the recovery and reintroduction of wild animals found in distress. The actual post-release survival is rarely monitored, and this does not allow to modulate both rehabilitation techniques applied in hospital and arrangements related to the issuance of the animal itself. The Centre for the Recovery of Wildlife in the Province of Gorizia in 2003 has carried out some operational protocols of post-release monitoring. Rehabilitated animals are marked before their reintroduction in nature. Specifically, a significant

sample of specimens belonging to the order Strigiformes and Falconiformes was marked with rings identifiers according to the protocols EURING. Within the same sample, some individuals were further marked with radio transmitters. Most of the radio-labelled specimens belong to the genus *Buteo*: the ex post monitoring allowed us to collect information on their success and survival in the area occupied after release. These information are useful to evaluate some aspects concerning their rehabilitation at the wildlife centre. For the Common Buzzard, it was found that birds arrived at the centre as juveniles and those that underwent surgical procedures have been rehabilitated and reintroduced successfully in nature. Species of the genus *Accipiter* had lower post-liberation survival, especially if arrived at the centre as chicks or in early juvenile stages. These results reflect the importance of the implementation of the standardized protocols for the post-release monitoring in order to carry out them in the wildlife rescue Centres.

Bibliografia

- Baker K., 1993. Identification Guide to European Non-Passerines. BTO Guide n° 24.
- Bairlein F., 1995. European-African Songbird Migration Network. Manual of Field Method. Weilhelmshavenn, Germany.
- Bardi A., Bendini L., Coppola E., Fasola M., Spina F., 1983. Manuale per l'inanellamento degli Uccelli a scopo di studio. Suppl. al n° 2 del Bollettino sull'attività di inanellamento, Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina.
- Benfatto M., 2010. Centri per il Recupero della Fauna Selvatica. Analisi dei dati relativi e tecniche di monitoraggio post-liberazione. Esperienze del CRFS della Provincia di Gorizia. Tesi di Laurea in Scienze Animali, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università degli Studi di Udine, rel. Stefano Filacorda, a.a. 2009-2010.
- Benfatto M., Vasca P., Baradel D., Pesaro S., 2009. Il monitoraggio post liberazione tramite l'inanellamento scientifico. Alula, 16: 63-65.
- Hamilton L.L., Zwank P.J., Olsen G.H., 1988. Movements and survival of released and rehabilitated hawks. J. Rapt. Res., 22 (1): 22-26.
- INFS, 1999. Regolamento per lo svolgimento dell'attività di inanellamento a scopo scientifico. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi", Ozzano Emilia.
- Macdonald D.W., Ball F.G., Hough N.G., 1980. The evaluation of home range size and configuration using radiotracking data. In: Amlaner C.J., Macdonald D.W. (eds.), A handbook on biotelemetry and radiotracking. Pergamon Press, Oxford: 405-424.
- Nisoria, 2000. Programma per inanellatori - Istruzioni per l'uso. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi", Ozzano Emilia.
- Springer J.T., 1979. Some sources of bias and sampling error in radio triangulation. Journal of Wildlife Management, 43: 926-935.
- Vasca P., 2010. Progetto tecnico scientifico volto all'inanellamento ed allo studio dell'avifauna ed in particolare alle specie ricoverate presso il Centro per il Recupero della Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia. Relazione tecnica 2010. Provincia di Gorizia.
- Vasca P., 2011. Progetto tecnico scientifico volto all'inanellamento ed allo studio dell'avifauna ed in particolare alle specie ricoverate presso il Centro per il Recupero

- della Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia. Resoconto attività svolta, dati inanellamento 2003-2011. Provincia di Gorizia.
- Walls S.S., Kenward R.E., 1994. The systematic study of radio-tagged raptors: II. Sociality and dispersal. In: Meyburg B.-U., Chancellor R.D. (red.), Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV world Conference on Birds of Prey and Owls (Berlin, Germany, 10-17 May 1992). WWGBP & Pica Press: 317-324.
- Walls S.S., Kenward R.E., 1995. Movements of radio-tagged Common Buzzards *Buteo buteo* in their first year. *Ibis*, 137: 177-182.
- White G.C., Garrot R.A., 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press Inc., San Diego.
- Zanni M.L., Cocchi R., Benassi M.C., Trocchi W., Focardi S., Covoni M., 1995. Esperienze di radiotracking sulla Starna: alcune considerazioni metodologiche. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 23: 133-141.

UNA STRATEGIA PER LA CONSERVAZIONE DEGLI AVOLTOI IN ITALIA

FABIO PERCO

Stazione Biologica Isola Cona, I-34079 Staranzano (GO), fabio.perco@gmail.com

Keywords: vultures, Italy, conservation, strategy

Introduzione

Negli anni '70 del secolo scorso la presenza delle quattro specie di avvoltoi europei sull'arco alpino, dopo un periodo di grave diminuzione era ormai da considerarsi, con poche eccezioni, sporadica ed accidentale, precludendo a una possibile definitiva scomparsa. L'avvio di una serie di iniziative di conservazione e di innovazioni a livello legislativo ha tuttavia, per alcune specie almeno, invertito la tendenza, aprendo nuove prospettive e, nel medesimo tempo, evidenziando nuovi problemi che dovranno essere affrontati e risolti, specie nel rapporto tra conservazione ed attività venatoria. Nota: utilizzo qui il termine originale "avoltoio", riprendendo la versione adottata da Moltoni (1945, 1946) ed altri vecchi autori di lingua italiana, ad esempio Lessona (1890).

Area di studio e metodi

Viene presa in considerazione l'intera nazione italiana, con riferimento alla situazione internazionale e con speciale attenzione per il settore delle Alpi Orientali. Propongo una sintesi dei cambiamenti occorsi, grosso modo nei recenti quarant'anni, specie per quanto concerne le iniziative avviate in Italia e il graduale mutamento dell'atteggiamento umano nei confronti dei "grandi rapaci", formulando infine, alla luce dei risultati conseguiti e delle maggiori conoscenze, alcune idee e proposte per ulteriori interventi a fini di conservazione.

Risultati e discussione

Nel 1975 sulla Rivista Italiana di Ornitologia appariva un articolo da me firmato relativo alla possibile reintroduzione "naturale" (prescindendo da traslocazioni e rilasci) di grifone *Gyps fulvus* e gipeto *Gypaetus barbatus* nelle Alpi Orientali, che suggeriva l'allestimento e l'utilizzo di "carnai", confidando in una spontanea ricolonizzazione, sulla scorta di quanto avviato nei Pirenei francesi. L'articolo raccomandava, in particolare, maggiore rispetto da parte del mondo venatorio nazionale per le varie specie di avvoltoi che allora, nell'area alpina e sul versante italiano, erano talmente rari da consentire una elencazione di singoli reperti e osservazioni. Il dato nuovo era rappresentato da osservazioni di grifoni in territorio italiano, presumibilmente in transito regolare da o per le Alpi del Salisburghese e provenienti dalle colonie del Golfo del Quarnero-Kvarner, presso Fiume-Rijeka, allora in Jugoslavia; oggi in Croazia. Veniva sottolineata

la regolarità di un movimento migratorio, ovvero di una espansione trofica della popolazione balcanica di *Gyps fulvus*, tipica dei mesi estivi, da tempo nota per quanto riguardava l'Austria (Glutz von Blotzheim *et al.* 1971), ma che si ignorava interessasse con discreto numero di soggetti anche le zone alpine italiane nord-orientali. All'epoca l'uccisione di rapaci diurni, fatto salvo il cosiddetto "avoltoio degli agnelli" - nome poi abbandonato e sostituito da "avoltoio barbuto" e quindi, correntemente, "gipeto", su esplicita proposta di Geroudet (1973) e dell'autore del presente articolo (Perco 1975) - era ancora legittima in Italia, sulla base del "testo unico" di norme allora in vigore (Urbani 1939), con la sola eccezione di Trentino-Alto Adige e Friuli Venezia Giulia. In quest'ultima Regione, divenuta autonoma, il divieto di abbattimento di qualsiasi specie di rapace, diurno o notturno, venne infatti sancito già a partire dal 1970 a seguito di una specifica iniziativa di Dino Perco (padre dell'autore), allora esponente della Federazione Italiana Della Caccia. Sotto gli auspici di quest'ultima organizzazione e del WWF-Italia venne pubblicato il volume dal titolo "I Rapaci: conoscerli e proteggerli" (Perco *et al.* 1976), cui seguì la introduzione della tutela legale estesa a tutti i rapaci, notturni e diurni, avvenuta nel dicembre del 1977 ed inserita nella legge nazionale n. 968 di quell'anno. Ha fatto seguito l'approvazione della Direttiva CEE n. 409 del 1979 (recentemente aggiornata con la Direttiva CE 147/2009) che, inserendo tutte le specie di avoltoi nell'allegato I, implicitamente ne raccomandava o imponeva, a seconda delle interpretazioni giuridiche, la tutela legale agli stati membri di una Unione Europea in fase di espansione e consolidamento.

Risalgono a quell'epoca i primi tentativi di censimenti o stime di popolazione degli avoltoi in Europa ed Italia, sinteticamente riportati da Benasso & Perco (1985) e che successivamente riprendo, con varie precisazioni. Tali cifre, relative alla fine degli anni '70 vengono confrontate con le stime o i censimenti effettuati grosso modo nell'arco dei successivi quarant'anni (Fig. 1, Tab. 1).

Capovaccaio *Neophron percnopterus*

Fine anni '70: circa 2.500 coppie nidificanti stimate in Europa, di cui non meno di 2.000 concentrate nella Penisola Iberica. In Italia: circa 35 coppie di cui 20 in Sicilia, peraltro già segnate da una tendenza al forte decremento. Estinto come nidificante dalle aree più settentrionali dell'areale recente (Toscana e quindi Lazio). Assente, salvo sporadiche osservazioni di individui isolati dall'Arco alpino. Status attuale. 2.000-3.000 coppie in Europa vengono complessivamente stimate all'inizio del presente secolo da BirdLife International (2004). Nonostante queste stime, sempre più accurate col passare del tempo, indichino una apparente stabilità, i compilatori del rapporto segnalano che la specie è comunque da ritenersi in fase di declino nel decennio 1990-2000 (Del Moral 2009b).

In Italia, secondo Ceccolini *et al.* (2011) la specie sarebbe passata da 69 coppie censite nel 1970 (40 in Sicilia) ad appena 10 (5 in Sicilia) nel 2005. Nonostante gli sforzi e alcuni successi per arrestarne la diminuzione, il capovaccaio è attualmente presente con appena 10-15 coppie. Nel 2012 le coppie nidificanti risultavano

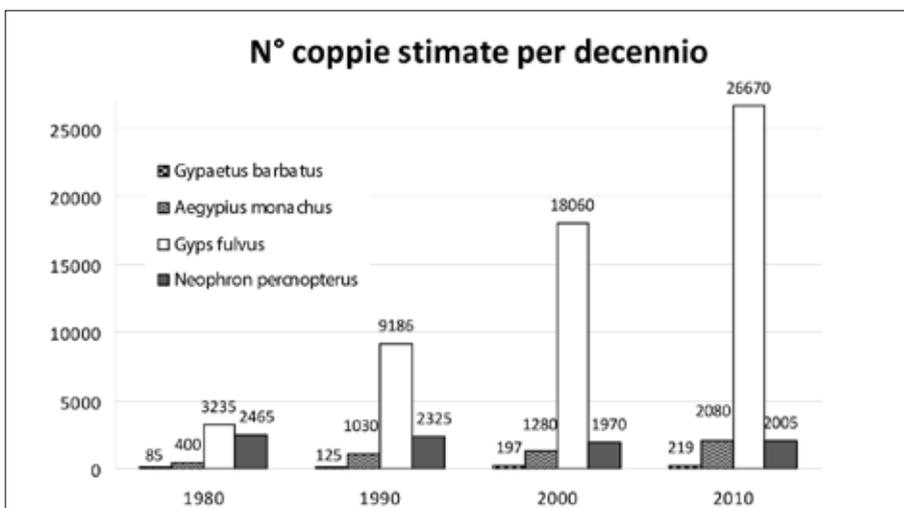


Figura 1 Andamento stimato nelle popolazioni delle quattro specie di avvoltoi presenti in Europa a partire dal 1980. *Estimated trend since 1980 of the four vultures occurring in Europe.*

<i>Gypaetus barbatus</i>	1980	1990	2000	2010
Popolazioni occidentali	40	65	105	120
Popolazioni orientali	45	60	90	95
Italia	0	0	2	4
Totale	85	125	197	219
<i>Neophron percnopterus</i>	1980	1990	2000	2010
Popolazioni occidentali	2.100	2.000	1.600	1.650
Popolazioni orientali	330	300	350	340
Italia	35	25	20	15
Totale	2465	2325	1970	2005
<i>Aegypius monachus</i>	1980	1990	2000	2010
Popolazioni occidentali	300	950	1.200	2.000
Popolazioni orientali	100	80	80	80
Italia	0	0	0	0
Totale	400	1.030	1.280	2.080
<i>Gyps fulvus</i>	1980	1990	2000	2010
Popolazioni occidentali	2.700	8.600	17.250	25.800
Popolazioni orientali	510	550	770	800
Italia	25	36	40	70
Totale	3.235	9.186	18.060	26.670

Tabella 1 Stime di consistenza (numero di coppie) a partire dal 1980. Sono messe a confronto con la situazione italiana le popolazioni occidentali (Corsica inclusa) e quelle orientali. Non sono considerate le aree esterne all'Europa come intesa tradizionalmente sotto il profilo geografico. *Estimated number of pairs since 1980. Italian populations are compared with western (including Corsica) and eastern populations. Populations outside the traditional boundaries of Europe are not considered.*

ridotte a 5-6, concentrate in Sicilia ed altrettante sul continente nelle regioni più meridionali (F. Liberatori com. pers.).

Gipeto *Gypaetus barbatus*

Fine anni '70: in Europa erano presenti 29-33 coppie in Spagna, sopravvissute essenzialmente sui Pirenei; da 7 a 10 (11?) coppie in Corsica; 15-20 nella Grecia continentale e 10 o più a Creta già in fase di netta riduzione, oltre ad una decina di coppie almeno più ad est fino al Caucaso. La specie risultava da tempo estinta come nidificante da Sicilia e Appennino; presente come tale almeno fino al 1965 in Sardegna ed estinta sulle Alpi circa attorno al 1910 (ultime testimonianze per il settore occidentale).

Status attuale. Un netto incremento si è registrato sui Pirenei su ambo i versanti ma specialmente in Spagna a seguito delle misure di tutela e dell'avvio di vari progetti mirati, che hanno portato ad una consistenza valutata in 113 coppie nel 2005 (Gil *et al.* 2009). Sulle Alpi il progetto di reintroduzione avviato con soggetti provenienti dalla riproduzione in cattività alla fine degli anni '70 ha avuto successo e si stimano attualmente 22 coppie nidificanti (Fasce com. pers.) di cui ben 6-7 coppie con successo riproduttivo in territorio italiano o lungo i confini, concentrate nelle aree dei parchi nazionali dello Stelvio e, dal 2012, del Gran Paradiso (D. Izquierdo com. pers., Fasce & Fasce 2013). Localmente ad est si registrano invece significative, ancorché localizzate, riduzioni, come nel caso dei Balcani. Estinto nella Grecia continentale, rimane sull'isola di Creta dove la consistenza si è ridotta ad un massimo di 4 coppie (D. Psarras com. pers.).

Grifone *Gyps fulvus*

Fine anni '70: in Europa si stimavano complessivamente circa 3.500 coppie nidificanti, di cui 2.500-2.700 nella Penisola Iberica. In Italia, dov'era un tempo molto diffusa, la specie si riproduceva solamente in Sardegna, dove peraltro la consistenza complessiva era passata da circa 1.000-1.400 esemplari stimati per il 1945 ad appena un centinaio, corrispondenti a 20-25 coppie nidificanti, concentrate nella parte nord-occidentale dell'isola, negli anni '80 (Aresu & Schenk 2004).

Status attuale. Un aumento straordinario, da attribuire alle misure di conservazione avviate ma anche alla risorsa alimentare resa disponibile con l'istituzione di una rete di "carnai" è stato registrato in Spagna, passando da circa 5.000 coppie nel 1979, a 12.000 nel 1999 e a 25.000 stimate nel 2008, corrispondenti a poco meno di 80.000 individui (Del Moral 2009a). In Francia la specie era ridotta, attorno al 1950, a circa 60 coppie nei soli Pirenei, mentre attualmente si stimano 800 coppie distribuite in varie zone, dal Massiccio Centrale, alle Cevennes ed alle Alpi. Fondamentale è stato il progetto di reintroduzione avviato nelle gole della Jonte (Grands Causses: prime liberazioni nel 1981), quindi ampliato a un totale di cinque siti, tra cui alcuni prossimi al confine con l'Italia (Alta Provenza), con oltre 300 soggetti, di provenienza spagnola, liberati (Orabi 2011). Un analogo progetto era stato elaborato a cura dell'autore di questa nota per l'Italia nel 1987

(Perco & Genero 1988, Perco in Dentesani *et al.* 1995, Giraudo & Alberti 2013, Perco *oss. pers.*) ed avviato a Forgaria nel Friuli (Udine) col decisivo sostegno della Regione Friuli Venezia Giulia. Lo scopo fondamentale, in anni in cui l'uso di bocconi avvelenati era abbastanza diffuso, era di fornire cibo suppletivo, non tossico, ai soggetti che si muovono tradizionalmente durante i mesi caldi dell'anno dalle aree di riproduzione balcaniche e del Quarnero (Perco *et al.* 1983) in direzione delle Alpi Orientali e del Salisburghese con la Valle di Rauris e dintorni. Anche a seguito della liberazione di circa 70 soggetti, in maggioranza - ma non esclusivamente - provenienti dalla Spagna, si è gradatamente formata una colonia riproduttiva (Genero & Perco 2004, Genero 2010, A. Candolini *com. pers.*) e va segnalata l'osservazione al carnaio di numerosi individui tanto provenienti da sud-est (specialmente dal Quarnero in Croazia) che, in numero minore, da ovest (Spagna e Francia). La consistenza nell'estate 2012 era di almeno 15 coppie nidificanti con successo, 23-26 complessivamente stimate e oltre 150-170 soggetti osservati nel medesimo giorno, ivi inclusi due individui di avoltoio monaco (uno marcato, proveniente dalla Francia) nell'estate del 2012. A seguito dell'iniziativa avviata in Friuli sono seguiti i progetti: del Velino sull'Appennino centrale con circa 25 coppie nel 2012 (Allavena 2004, Allavena *com. pers.*), della Calabria (Monte Pollino) con una colonia in fase embrionale in Basilicata (Pandolfi *com. pers.*), della Sicilia, con una o due coppie (Lo Valvo & Scalisi 2004, Spinnato *et al.* 2013) e della stessa Sardegna (Aresu & Schenk 2004, Nicoletti *et al.* 2010), dove la consistenza complessiva potrebbe essere attualmente inferiore alle 30 coppie a causa di una recrudescenza nell'impiego di veleni ed altre problematiche (Allavena *com. pers.*).

Avoltoio monaco *Aegypius monachus*

Fine anni '70: per il bacino del Mediterraneo, Turchia inclusa, la consistenza complessiva veniva stimata in poche centinaia di coppie (300-500) da Mayburg & Mayburg (1984, in Benasso & Perco 1985), per la stragrande maggioranza concentrate in Spagna. Circa ulteriori 70-80 coppie risultavano distribuite tra Grecia (20) e Caucaso. In Italia attorno al 1945 si ritiene fosse ancora presente con 10-12 coppie in Sardegna, dove si è probabilmente estinto come nidificante dopo il 1961 (Foschi 1986 in Genero 1992). In tempi antichi è probabile che questa specie fosse ben diffusa tanto sulle isole maggiori che nell'Italia peninsulare, come risulta da parecchie indicazioni storiche (Brichetti & Fracasso 2003) e dall'osservazione che il vessillo militare dei Romani, in origine "*avis aquila*" si può identificare con tale specie, del resto tipica accompagnatrice di grandi mandrie o eserciti (Benasso & Perco 1985). Tale espressione ha infatti l'originario significato di "uccello dal piumaggio bruno scuro": *aquilus* essendo aggettivo ad indicare tale colorazione (Moltoni 1946). Le miniature allegate all'opera di Federico II di Svevia - Hohenstaufen (sec. XII), relative a soggetti osservati presumibilmente nell'Italia meridionale si riferiscono d'altronde, con notevole frequenza, a tale specie (Frugis *et al.* 1988).

Status attuale. Un incremento notevole è stato registrato in Spagna, dove si consideravano presenti fino a pochi anni fa almeno 1.400 coppie (BirdLife International 2004, Del Moral & De la Puente 2005), su un totale di circa 1.500 stimate complessivamente a livello europeo. La popolazione occidentale appare ancora in fase di incremento, avendo raggiunto le 1.845 coppie nel 2006 (De la Puente *et al.* 2007) e quindi superato, secondo alcune stime, le 2.000 coppie nidificanti sul territorio spagnolo. In tale cifra includo prudenzialmente le coppie della Francia (25) dove la specie è stata reintrodotta con successo in tre diverse località (Eliotout *et al.* 2010). In fase di contrazione di areale ma di apparente stabilità, successiva a una fase storica di forte declino, appare la popolazione balcanica, con circa 20-22 coppie riproduttive concentrate in Grecia ai confini con la Bulgaria, nell'ambito dell'importante iniziativa di conservazione del Parco Nazionale Forestale di Dadià-Lefkimi-Souffi (Skartsi *et al.* 2010). Almeno altre 50-70 coppie sono stimate più a est per Caucaso, Ukraina e Russia europea (BirdLife International 2004).

Conclusioni

I dati esposti rappresentano tuttora una situazione critica per il capovaccaio, l'unica specie che regolarmente migra in inverno verso aree più meridionali e che, a causa delle dimensioni ridotte e delle abitudini alimentari diverse dagli altri avvoltoi potrebbe essere maggiormente soggetta a fenomeni di saturnismo, tema sul quale sarà opportuno maggiormente indagare nel prossimo futuro ma sul quale esistono già forti indizi (Gangoso *et al.* 2012). Si registra invece un incremento notevole per le altre tre specie, straordinario nel caso della popolazione occidentale di grifone. Le popolazioni orientali ed occidentali di avvoltoi possono ora con maggiore facilità entrare nuovamente in contatto, segnatamente lungo l'arco alpino e in territorio italiano, limitando potenzialmente i rischi di inbreeding e deriva genetica che riguardano le popolazioni isolate. Nella prospettiva della applicazione delle normative europee da parte di ulteriori nazioni balcaniche è facile prevedere un incremento, anche se più lento, a carico delle popolazioni orientali di avvoltoi, favorite dalla applicazione di misure di conservazione quali in particolare: divieto di abbattimento; divieto dell'uso di mezzi di cattura o uccisione indirizzati ad altre specie ma non selettivi; attivazione di carnai (vulture restaurants), ecc. L'utilizzo e la diffusione di questi ultimi è stata ed è tuttora una misura di particolare rilevanza per grifone, avvoltoio monaco, capovaccaio ma anche, sebbene in misura minore, per il gipeto (Gil *et al.* 2010). La soluzione di una serie di problemi a livello amministrativo europeo, relativi all'abbandono - ora consentito osservando opportune cautele - di carcasse in siti appositamente predisposti e recintati, sembra garantire un futuro positivo dal punto di vista della risorsa alimentare disponibile. Si evidenziano tuttavia nuovi aspetti critici nella gestione dei carnai, che è opportuno affrontare. Alcuni tra questi sono stati a suo tempo efficacemente riassunti da Newton (1979), traendo lo spunto dal noto progetto di reintroduzione del Condor della California:

- 1) costi elevati di mantenimento;
- 2) offerta di cibo suppletiva per specie non target, ecologicamente opportuniste e problematiche se numerose;
- 3) “domesticazione” progressiva dei soggetti, che divengono sempre più sedentari e meno propensi a ricercare il cibo nelle aree vaste;
- 4) riduzione della capacità complessiva di sopravvivenza;
- 5) critiche di tipo estetico e relative alla non “naturalità” del sito di alimentazione.

Lo stesso Newton oppone valide ragioni ad alcune tra tali critiche, inclusa quella più frequente, relativa alla eccessiva “artificialità” dei carnai, ricordando la loro indiscutibile efficacia. Va infatti considerato che gli avvoltoi sono da millenni commensali di *Homo sapiens* e che da questo dipendono per il cibo, almeno in parte, direttamente o indirettamente (Benasso & Perco 1985).

Più difficili da contrastare sono le critiche relative all’incremento di specie problematiche favorite involontariamente dai carnai, elemento ritenuto degno di attenzione anche sulla base di prove sperimentali (Cortes-Avizanda *et al.* 2009). Da sottolineare altresì i rischi collegati con concentrazioni eccessive di popolazioni di specie a rischio in pochi siti. A questi aspetti va aggiunta l’osservazione che le carcasse offerte non dovrebbero derivare da allevamenti intensivi, salvo casi particolari di popolazioni di avvoltoi a rischio di estinzione. Una volta rimosso tale rischio sembra logico puntare sull’offerta esclusiva di carcasse di ungulati selvatici, ovvero di animali domestici mantenuti allo stato semi-brado, recuperate nell’area a seguito di incidenti di varia natura. Il problema in tal caso appare rilevante in Italia, in rapporto alla riduzione delle attività pastorali ed alla conseguente ridotta risorsa alimentare. Questa può tuttavia, almeno potenzialmente, essere compensata dal notevole incremento della risorsa rappresentata dagli ungulati selvatici (Fig. 2, Tab. 2), specie in siti aperti ed idonei all’agevole reperimento delle carcasse da parte degli uccelli necrofagi.

Per i motivi sopra accennati si raccomanda quindi la frammentazione dei carnai in più siti da utilizzare in forma alternata, ove possibile tenuto conto dell’ecologia delle specie di cui si tratta, che è basata sul reperimento di fonti alimentari abbondanti ma effimere e dalla ubicazione casuale su vaste superfici. Essendo dotati della capacità di compiere rapidi spostamenti in volo questi uccelli occupano tra i necrofagi una nicchia trofica peculiare, solo limitatamente contesa dai carnivori terrestri (Goodall 1973, Mundy *et al.* 1992).

Accanto all’utilizzo sempre più prudente dei carnai, va segnalata la crescente rilevanza della risorsa proveniente dalla attività venatoria detta “di selezione” (culling), esercitata nei confronti delle popolazioni di ungulati selvatici, attraverso la diffusa pratica della “eviscerazione sul posto” dei capi abbattuti. Svariate evidenze dimostrano i problemi derivanti dall’utilizzo di munizioni in piombo, sia che si tratti di armi ad anima liscia (Pesaro *et al.* 2013) sia e in particolare che si tratti di armi ad anima rigata, più idonee all’abbattimento di mammiferi di grossa taglia. L’impiego di proiettili in piombo ha infatti causato sino ad ora la morte

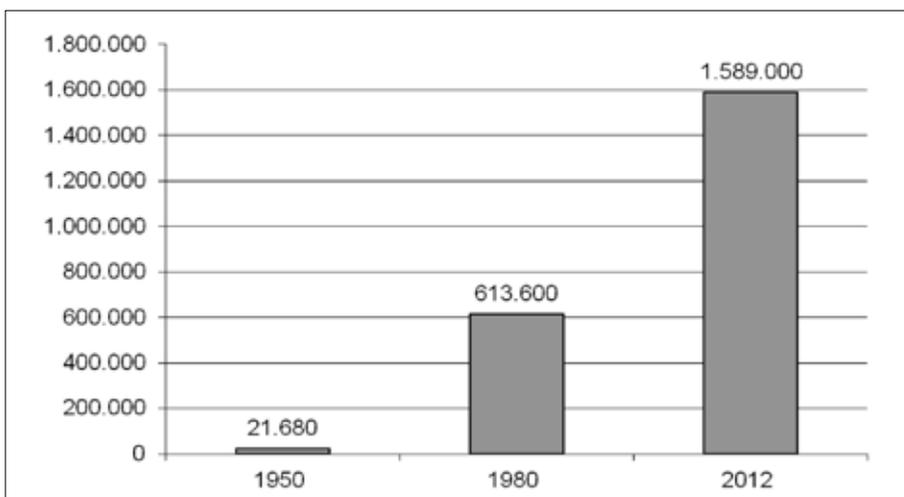


Figura 2 Incremento degli ungulati in Italia (vedi Tab. 2). *Increase of ungulates occurring in Italy (see Table 2).*

	1950	1980	2012
Cinghiale	5.000	400.000	700.000
Capriolo	10.000	130.000	600.000
Cervo	200	7.500	70.000
Daino	600	6.000	25.000
Muffone	300	4.000	12.000
Stambecco	500	5.000	15.000
Capra di Montecristo	50	600	800
Camoscio alpino	5.000	60.000	165.000
Camoscio appenninico	30	500	1.700
Totale ungulati (9 specie)	21.680	613.600	1.589.500

Tabella 2 Stime inedite di consistenza degli ungulati in Italia a partire dal 1950 (Fr. Perco com. pers.). Considerando un peso medio prudenziale di 10 kg a capo e una mortalità "naturale", ugualmente prudenziale, del 10% all'anno, la cifra totale corrisponde alla biomassa teoricamente disponibile annualmente in kg per i necrofagi, mammiferi inclusi: oltre 4 t/giorno nel 2012. *Unpublished estimates of ungulates occurring in Italy since 1950 (Fr. Perco, pers. comm.). Considering a weight of 10 kg for each individual and a natural mortality of 10%, the total given equal to the yearly available biomass for necrophagists, i.e. more than 4 tons/day in 2012.*

o la grave debilitazione accertata di numerosi grandi rapaci, tra i quali vari casi sono noti per l'area alpina relativamente al gipeto (Andreotti & Borghesi 2012, Bassi *et al.* in stampa, Genero com. pers.). Esistono forti indizi che la presenza di residui in piombo nelle viscere degli ungulati abbattuti o di pallini in piombo nei cadaveri di piccola selvaggina non recuperati possano determinare, attraverso

forme di saturnismo cronico, la riduzione nella fertilità di coppie nidificanti ormai insediate ma caratterizzate da un basso o nullo successo riproduttivo.

Si suggerisce quindi di passare ad una ulteriore fase nelle iniziative di conservazione rivolte ai grandi uccelli necrofagi promuovendo le seguenti azioni:

- rendere esclusivo o largamente prevalente l'utilizzo nei carnai di ungulati recuperati morti e di provenienza locale al posto di carcasse provenienti da allevamenti intensivi;
- effettuare un attento esame dei cadaveri che vengono destinati ai carnai ad evitare che possano recare frammenti di piombo o tracce di altre sostanze tossiche;
- promuovere la massima collaborazione possibile con coloro che praticano la "caccia di selezione". Costoro, a loro volta, dovrebbero garantire l'utilizzo esclusivo di munizioni atossiche sull'intero territorio e in ogni forma di caccia, eventualmente destinando un numero prefissato di capi abbattuti integri (o privati del solo trofeo) alla alimentazione dei necrofagi.

Va in conclusione sottolineato che, trattando di uccelli che si nutrono di cadaveri e che ricercano il cibo su aree molto vaste, nella maggioranza soggette all'esercizio venatorio, sembra indispensabile e potenzialmente efficace coinvolgere e stimolare il "mondo venatorio" a dimostrare maggiore attenzione ed impegno nell'obiettivo comune, consistente nel raggiungere e mantenere la massima biodiversità compatibile con le condizioni complessive del territorio.

Ringraziamenti. Ringrazio sentitamente tutti coloro che, fornendo informazioni, commenti, critiche o altre forme di collaborazione, hanno contribuito alla messa a punto del presente articolo. In particolare sono debitore nei confronti di: S. Allavena, A. Candolini, P. Fasce, F. Genero, F. Liberatori, F. Merlini, Fr. Perco, N. Perco, V. Pituelli, D. Psarras, F. Scarton.

Summary. *A strategy for the conservation of vultures in Italy.*

In 1975 in the *Rivista Italiana di Ornitologia* a paper of mine appeared, regarding the possible reintroduction of Griffon Vulture *Gyps fulvus* and Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*, which at the time, were only sporadically recorded in the eastern Alps. The paper suggested the use of "vulture restaurants" and better protection. At the time shooting raptors, except *Gypaetus barbatus*, was still legal in Italy, the only exceptions being in the north-eastern regions of Trentino-Alto Adige and Friuli Venezia Giulia. The idea was the gradual introduction in the hunting organizations of the concept of birds of prey no longer being considered harmful or "pest species". After almost forty years the attitude of hunters and that of the general public has changed dramatically, helped by the implementation of european legislation. Although there are still several issues to be resolved, most species have responded positively to conservation, as was the case regarding the reintroduction projects for Bearded Vulture in the Alps and other species at the international level, the sole exception being the Egyptian Vulture *Neophron*

percnopterus, possibly related with lead poisoning. In 1987, my “Reintroduction Project of the Griffon Vulture in the Eastern Alps” got underway within the Lago di Cornino Nature Reserve (Forgaria nel Friuli - Udine, NE Italy). The first phase of this project, funded by the Region Friuli Venezia Giulia and implemented by the local Municipality with the help of several enthusiastic colleagues, can be considered accomplished, with well over 150 vultures present in summer 2012, 15 successfully breeding Griffon Vulture pairs and up to two Cinereous Vulture *Aegypius monachus*, arriving spontaneously at the feeding site. The Forgaria project was followed by similar ones at Mt. Velino (Central Italy, with up to 25 breeding pairs), Mt. Pollino (Calabria/Basilicata), Sicily and Sardinia. I now suggest moving towards the next stage which would foresee: 1) the exclusive or widely prevalent use of locally-recovered wild or domestic dead ungulates at feeding sites instead of carcasses from intensive farming; 2) carrying out a careful check on these carcasses to avoid lead-shot fragment contamination or traces of other toxic substances; 3) promoting cooperation with hunters undertaking ungulate management which, in turn, will ensure the exclusive use of non-toxic ammunitions and possibly leaving, besides the entrails, a fixed number of nearly intact carcasses (only minus the trophy) at carefully planned and selected sites for necrophagous animals, in order to reproduce as natural and pristine conditions as possible.

Bibliografia

- Allavena S., 2004. La reintroduzione del Grifone nell'Appennino centrale. Atti del convegno “Il Grifone in Italia”. Parco Natura Viva, Bussolengo (VR), 26 gennaio 2003: 14-23.
- Andreotti A., Borghesi F., 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. Rapporti ISPRA, 158/2012.
- Aresu M., Schenk H., 2004. Status e conservazione del Grifone in Sardegna. Atti del convegno “Il Grifone in Italia”. Parco Natura Viva, Bussolengo (VR), 26 gennaio 2003: 25-29.
- Bassi E., Ferloni M., Gugiatti A., Pedrotti L., Di Giancamillo M., Grilli G., in stampa. Il rischio di saturnismo negli uccelli necrofagi in relazione alle attuali modalità di caccia degli Ungulati. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Benasso G., Perco F., 1985. Gli Avvoltoi nella biologia e nella storia. Lorenzini ed.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Ceccolini G., Cenerini A., Liberatori F., 2011. Capovaccaio: reintroduzione e restocking. <http://www.capovaccaio.it/sito2/italiano/indexit.htm>.
- Cortes-Avizanda A., Carrete M., Serrano D., Donazar J.A., 2009. Carcasses increase the probability of predation of ground nesting birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Animal Conservation*, 12: 85-88.

- Del Moral J.C. (ed.), 2009a. El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral J.C. (ed.), 2009b. El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral J.C., De la Puente J., 2005. Buitre negro - *Aegypius monachus*. In: Carrascal L.M., Salvador A. (eds.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>.
- De la Puente J., Moreno-Opo R., Del Moral J.C., 2007. El buitre negro en España. Censo Nacional (2006). SEO/BirdLife. Madrid.
- Dentesani B., Genero F., Perco F., 1995. Il Grifone sulle Alpi. Ribis ed.
- Eliotout B., Orabi P., Lecuyer P., Henriquet S., Tessier C., Duriez O., Buronfosse-Roque F., 2010. 2ème Plan national d'actions en faveur du Vautour moine - *Aegypius monachus* 2011- 2016. Vautours Info n°21-22 - Juillet 2012.
- Fasce P., Fasce L., 2013. Evoluzione nell'occupazione territoriale da parte della popolazione reintrodotta di gipeto *Gypaetus barbatus* nelle Alpi occidentali italiane. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 161-167.
- Frugis S.M., Giannella S., Mainardi D., Tardioli, F., 1988. Federico II di Svevia - L'universo degli Uccelli - Il trattato di ornitologia del grande imperatore naturalista. Giorgio Mondadori & Associati Editori spa (Milano), Stampa Elcograf, Beverate di Brivio (Como).
- Gangoso L., Álvarez-Lloret P., Rodríguez-Navarro A.B., Donázar J.A., 2012. Consecuencias de la intoxicación por plomo en el Alimoche (*Neophron percnopterus*): una aproximación comparativa entre poblaciones insulares y continentales. Centro Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Doñana. http://www.alimocheuerteventura.com/documentos/Intoxicacion_plomo_guirres.pdf.
- Genero F., 1992. Avvoltoio Monaco. In: Bricchetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.), Fauna d'Italia. Aves I. Gaviidae-Phasianidae. Edizioni Calderini, Bologna: 515-526.
- Genero F., 2010. Il Grifone sulle Alpi orientali. In: Serroni P., Del Bove E., Rotondaro F. (eds.), Atti del Workshop "Il grifone in Italia. Status - Problematiche - Prospettive". Castrovillari (CS), 10 dicembre 2010. Ente Parco Nazionale del Pollino. http://www.acalandrostour.it/grifoni_internet/Grifoni_workshop_castrovillari.pdf.
- Genero F., Perco F., 2004. Progetto di conservazione del Grifone sulle Prealpi friulane. Atti del convegno "Il Grifone in Italia". Parco Natura Viva, Bussolengo (VR), 26 gennaio 2003: 6-13.
- Geroudet P., 1973. Per la reintroduzione dell'Avoltoio barbuto sulle Alpi. Rapaci oggi: atti del convegno per la protezione degli Uccelli Rapaci. LNCDU, PNGP, WWF. Aosta, 23 giugno 1973.
- Gil J.A., Diez O., Baguena G., Lorente L., Perez C., Losada J.A., Alcantara A., 2010. Dispersión juvenil del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos (España - Francia). Fundación para la conservación del Quebrantahuesos (FCQ). Zaragoza.
- Gil J.A., Diez O., Lorente L., Baguena G., Chéliz G., Ascaso J.C., 2009. On the trail of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*): world distribution and population. Fundación para la conservación del Quebrantahuesos (FCQ). Zaragoza.
- Giraud L., Alberti L., 2013. Il grifone *Gyps fulvus* sulle Alpi occidentali: monitoraggio della recente espansione. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Nottturni. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni

- Faunistici n. 3: 168-178.
- Glutz von Blotzheim U., Bauer K.M., Bezzel E., 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Mein.
- Goodall J., 1973. Assassini innocenti. Rizzoli ed., Milano.
- Lessona M., 1890. Storia naturale illustrata. Parte II. Gli Uccelli. Sonzogno ed., Milano.
- Lo Valvo M., Scalisi M., 2004. Status del progetto di reintroduzione nei parchi delle Madonie e dei Nebrodi (Sicilia). Atti del convegno "Il Grifone in Italia". Parco Natura Viva, Bussolengo (VR), 26 gennaio 2003: 24-29.
- Moltoni E., 1945. Elenco degli Uccelli italiani con l'attuale nome scientifico e relativa pronuncia in riguardo all'accento. Riv. ital Orn., 15: 33-78.
- Moltoni E., 1946. L'etimologia ed il significato dei nomi volgari e scientifici degli uccelli italiani. Riv. ital. Orn., 16: 33-195.
- Mundy P., Butchart D., Ledger J., Piper S., 1992. The Vultures of Africa. Ac. Press.
- Newton J., 1979. Population Ecology of Raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Nicoletti A., Schenk H., Aresu M., 2010. Le attività per la tutela del Grifone (*Gyps fulvus*) in Sardegna, lo stato dell'arte e le prospettive. In: Serroni P., Del Bove E., Rotondaro F. (a cura di), Atti del Workshop "Il Grifone in Italia. Status - Problematiche - Prospettive". Castrovillari (CS), 10 dicembre 2010. Ente Parco Nazionale del Pollino. http://www.acalandrostour.it/grifoni_internet/Grifoni_workshop_castrovillari.pdf.
- Orabi P., 2011. Argumentaire et Plan d'actions pour la conservation du Vatour Fauve en France. LPO. <http://rapaces.lpo.fr/sites/default/files/vatour-percnoptere/406/plan-actions-aout2011.pdf>.
- Perco F., 1975. Ipotesi per la reintroduzione naturale del Grifone e del Gipeto nelle Alpi Orientali quali specie nidificanti. Riv. ital. Orn.: 349-358.
- Perco F., Genero F., 1988. First steps of a project for the Conservation and increase of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Italian eastern Alps. Bulletin Gypaetus barbatus, 10: 58-63.
- Perco D., Perco F., Perco Fr., 1976. I Rapaci: conoscerli e proteggerli. Ist. Encicl. Friuli Venezia Giulia, Maniago (PN).
- Perco F., Toso S., Susic G., Apollonio M., 1983. Initial data for a study on the status, distribution and ecology of the Griffon Vulture in the Kvarner Archipelago. Larus, 33-35: 99-134.
- Pesaro S., D'Agnolo G., Coz D., Rossi G., Ceccherelli R., Genero F., 2013. Primo caso di saturnismo in un grifone *Gyps fulvus* sull'arco alpino del Friuli Venezia Giulia. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 68-71.
- Skartsi T., Elloriaga J., Vassilakis D., 2010. The Eurasian Black Vulture. In: Catsadorakis G., Kaellender H. (eds), The Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park, Greece. Biodiversity, Management and Conservation. WWF Greece, Athens: 195-206.
- Spinnato A., Testagrossa F., Geraci M., 2013. Risultati del progetto di reintroduzione del grifone *Gyps fulvus* nel Parco dei Nebrodi (Sicilia) e prospettive future, anno 2012. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 77-82.
- Urbani G., 1939. La nuova legge sulla caccia. Diana, Ed. Vallecchi.

FEEDING ECOLOGY OF THE GOLDEN EAGLE *AQUILA CHRYSAETOS* IN THE DOLOMITES (EASTERN ALPS)

ANTONIO BORGIO

via dei Fanti 154, I-36040 Torri di Quartesolo (VI), studio.antonioborgio@gmail.com

Keywords: *Aquila*, Dolomites, intraguild predation, food-niche breadth, diet, *Marmota*, top predator

Introduction

Diet is one of the most-studied aspects of the biology of the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, probably because it enables an understanding of the role of the raptor in the ecosystem. The Golden Eagle is a generalist and adaptable predator and its diet is strongly related to the availability of optimal or more profitable prey (Watson 1997).

However, studies that analyse the relationships among the frequencies of prey species occurrence and aim to define the feeding ecology of the Golden Eagle are lacking.

In the Alpine chain, the diet of the Golden Eagle has been studied in the Northern and Central Alps (Henninger *et al.* 1986, Haller 1996, AQUILALP 2006) and in the Western Alps (Mathieu & Choisy 1982, Huboux 1987), but few data are available regarding the Eastern Alps (Pedrini & Sergio 2001). The Eastern Alps differ from other Alpine regions because of the lower availability of montane grasslands, which are the main hunting habitat of Golden Eagles (Borgio 2003, Sergio *et al.* 2006), and of the prey related to this habitat.

This study analyses the diet of Golden Eagles in the Dolomites, one of the most famous sectors of the Italian Eastern Alps. This area is characterised by intense tourism and recreational activities and by a decline in agro-pastoral activities, with consequent reforestation processes. Both these factors involve changes in the availability and accessibility of prey in the grasslands and open habitats, and might cause a decrease in the carrying capacity of the territory (Sergio *et al.* 2006). The increasing tolerance towards human activity (Borgio in press) and the dietary adaptability might help the Golden Eagle to cope with these dynamic conditions. The aim of this study is to further the understanding the Golden Eagle's strategy in the exploitation of the available resources. Understanding the feeding ecology of the Golden Eagle in the Dolomites and surveying the changes in its diet might support a sustainable management of human and economic activities and also help to preserve the current high conservation status of the species.

Study area and methods

The Dolomites, recently listed as a UNESCO world heritage site (<http://whc>.

unesco.org), are located in the Italian Eastern Alps and cover 1,419 km². They feature some of the most beautiful mountain landscapes, with a richness of sheer cliffs and a high density of narrow, deep and long valleys. The northern and endalpic district of the dolomitic area is characterised by a continental climate, a high abundance of pastures and montane grassland and subalpine woods dominated by *Picea abies* and *Larix decidua*. Moving towards the southern and esalpic districts of the Dolomites, typified by a sub-oceanic climate, the total amount and extension of the grassland patches gradually decreases, and woods climb up the slopes connecting to the alpine belt of *Pinus mugo* and *Rhododendron hirsutum* bushes and rocky areas.

The study was carried out in two sample areas in the Northern and Southern Dolomites. The northern area (46°32'-46°45' N; 11°43'-12°15' E), 383 km² wide, is located in the Northern Dolomites (Alto Adige region), comprising the Fanes-Sennes-Braies (257 km²) and the Puez-Odle (102 km²) Natural Parks. In the sample area, nine pairs of Golden Eagles were settled. The elevation ranges from 1,200 to 3,416 m and the area was covered by mountain grassland (46%), woodland (31%), *Pinus mugo* and *Rhododendron hirsutum* bushes (11%), and rocks (12%). Cattle grazing in pastures and montane grasslands was still active. The southern area (46°12'-46°28' N; 12°43'-12°19' E), 930 km² wide, is located in the Dolomiti Friulane and Dolomiti d'Oltre Piave (Friuli Venezia Giulia region) and is centred on the Dolomiti Friulane Natural Park (375 km²). In this area, 11 Golden Eagle pairs are currently settled (Borgo 2009, in press). The elevation ranges from 400 to 2,703 m; only 10% of the area is covered by montane grassland, 55% by woodland, 10% by *Pinus mugo* and *Rhododendron hirsutum* bushes and 20% by rocks. The pastoral activity in the montane grasslands has been abandoned since the 1960s.

The fauna in the Dolomites is largely homogeneous, but the population abundance in the two sample areas differed according to the landscape differences. The density of the Roe Deer, *Capreolus capreolus* was higher in the northern area (6/km²) than in the southern (1-3/km²), whereas the density of the Alpine Chamois, *Rupicapra rupicapra*, was similar in the two sample areas, ranging from 6-10/km². Moreover, the climatic and vegetational characteristics of the northern area allow a greater availability of alpine grouses (*Tetrao tetrax*, *Tetrao urogallus*, *Lagopus muta*) and the Alpine Marmot, *Marmota marmota* (Game & Fishery Office of the Bolzano Province, unpubl. data). The Alpine Marmot was reintroduced into the southern area between 1977 and 2001 (Lapini & Borgo 2004) and its population currently consists of about 400 individuals (Borgo 2004).

The breeding diet of 13 eagle pairs (eight from the southern area and five from the northern area) was studied by collecting 203 data points from 20 nesting datasets (15 from the southern area and five from the northern area). Data from the northern area ($N=47$) were collected from 2001-2005 (Borgo 2005); those from the southern area ($N=156$) were collected from 1989-1995 ($N=55$) by Casagrande (1997), Genero & Caldana (1997), and from 1999-

2012 ($N=101$), by the author (Borgo 2009).

Following Collopy (1983), both the direct observation of food items brought to the nests and the identification of prey remains and pellets collected in or under the nests were used. To avoid double-counting the items, for each nesting, one of two methods was exclusively employed, according to the greater possibility of observation or access to the nest. To minimise disturbance, the observations of the prey brought to the nests were performed from a distance >500 m (Borgo 2003) with a 20-60x telescope, and the collection of prey remains was performed 7-10 days after the nestlings fledged.

The diet was analysed both by frequency and weight. Prey weights were calculated according to Mathieu & Choisy (1982), Bricchetti *et al.* (1992) and Haller (1996). The food-niche breadth was measured by the Levins B -index standardised from zero to one (Hurlbert 1978, Krebs 1989). To make comparisons with other studies, the dietary breadth was measured by grouping all the items into 10 prey categories: 1) reptiles, 2) Galliformes (not domestic), 3) Falconiformes and Strigiformes, 4) other birds, 5) small mammals (Rodentia and Insectivora), 6) ground squirrels (Alpine Marmots in the Alps), 7) Lagomorpha, 8) Carnivora, 9) wild ungulates, 10) other mammals (domestic ungulates in this study).

The differences between the diet in northern ($N=5$ nesting datasets) and southern ($N=15$ nesting datasets) parts of the Dolomites were assessed by oneway ANOVA. The same test was performed to analyse the differences in the diet of the Golden Eagle in the southern area between 1989-1995 ($N=6$ nesting datasets) and 1999-2012 ($N=9$ nesting datasets). To verify which prey category was more important in distinguishing the recent and historical diet, a stepwise discriminant function analysis was performed.

The non-parametric Spearman (r_s) test was used to analyse the correlations among the frequencies of the 10 prey categories in the sample of the 20 nesting datasets. To assess the same correlations at the population level, the Spearman (r_s) test was employed on a sample of 10 populations (two in the present study and eight from the literature), settled in different areas of the alpine context (Glutz von Blotzheim *et al.* 1971, Austruy & Cugnasse 1981, Mathieu & Choisy 1982, Huboux 1987, Pedrini & Sergio 2001, AQUILALP 2006).

Results and discussion

Only 14.5% of the 114 known nests were accessible and only 19.3% gave the opportunity to observe the prey brought to the chick. The collection of a consistent amount of data on the diet of the Golden Eagle in the dolomitic context is relatively difficult because of the slope steepness and the great height of the nesting cliffs. The study of the diet therefore requires a long-term survey or the availability of a large number of nesting pairs.

As in the other parts of the Alps, also in the Dolomites, mammals represented the most important prey, accounting for 78% of the prey items ($N=203$) and 92% by weight. Birds represented 17% of prey items and 7% by weight, whereas reptiles

were 5% of prey items and only 1% by weight.

The most frequent prey categories were small mammals (27.6%), Carnivora (16.8%), juvenile ungulates (13.3%) and Alpine Marmot (11.8%), whereas Galliformes and Lagomorpha each represented 6.4% of the prey items. The frequency of Galliformes was low in comparison with other values (18-22%) from the same period (2003-2005) for other areas of the central and northern Alps (AQUILALP 2006).

The species most frequently preyed upon by the Golden Eagle were the edible dormouse *Glis glis* (17.7%), Alpine Marmot *Marmota marmota* (11.8%), Marten *Martes* sp. (9.9%), red squirrel *Sciurus vulgaris* (8.4%), Roe Deer *Capreolus capreolus* (6.9%) and Alpine Chamois *Rupicapra rupicapra* (6.4%). All the items of *Martes* sp. identified to the species level ($N=7$) were the Pine Marten *Martes martes*. The higher predation of small mammals and carnivores, and the lower frequency of Alpine Marmots appear to be characteristics of the dolomitic area as regards the northern and western Alps (Glutz von Blotzheim *et al.* 1971, Huboux 1987, Fasce & Fasce 1992, Haller 1996, AQUILALP 2006). These peculiarities probably depend on the peculiar landscape of the dolomitic district, characterised by grassland scarcity and an abundance of unvegetated rocks and screes.

The diet analysed by weight was based on Carnivora (29.3%), juvenile ungulates (25%), and Alpine Marmots (24.7%), and secondarily on Lagomorpha (11.1%), whereas the importance of Galliformes (5.1%) and small mammals (2.8%) resulted in lower values (Table 1). The mean prey weight ($N=197$) was 1,951 g ($SE=201$).

The food-niche breadth B of the dolomitic population, was 0.620 by frequency and 0.383 by weight and showed a lower specialisation in comparison with other populations settled in central and northern areas of the Alps (values calculated by AQUILALP 2006), such as Stelvio National Park (0.364 by frequency) or Hohe Tauern National Park (0.262 by frequency).

The food-niche breadth of the dolomitic population ($N=20$) related to the frequency of occurrence of Falconiformes and Strigiformes ($r_s=0.505$, $P=0.023$) and other birds ($r_s=0.591$, $P=0.006$) in the diet. The frequency of reptiles decreased with the increasing presence of the Alpine Marmot in the diet ($r_s=-0.626$, $P=0.003$), while the frequency of small mammals decreased with an increase in Roe Deer in the diet ($r_s=-0.500$, $P=0.025$) or Alpine Chamois ($r_s=-0.591$, $P=0.020$). At the inter-population level, comparing the frequency of occurrence of food categories in 10 Alpine and pre-Alpine populations, we observed that the frequency of carnivores increased with a decrease in the marmot frequency ($r_s=-0.685$, $P=0.029$). Moreover, the frequency of reptiles in the diet of these populations increased with food-niche breadth ($r_s=0.644$, $P=0.044$). In a wider context ($N=17$), including populations in the analysis from the Apennines (Novelletto & Petretti 1980, Magrini *et al.* 1987), Sicily (Seminara *et al.* 1987) and the Pyrenees (Delibes *et al.* 1975, Clouet 1981, Fernandez 1987), the frequency of carnivore and the food-niche breadth were directly related ($r_s=0.579$, $P=0.015$).

These results suggest that the wider food-niche breadth recorded in the dolomitic area depended on the lower availability of optimal prey, such as Alpine Marmots and hares, that appear to constrain Golden Eagles to use suboptimal prey such as carnivores, reptiles, small mammals, raptors and other birds. In particular, carnivores might compensate for low Alpine Marmot availability, being a food category of similar body weight. Carnivores might represent a less suitable prey than marmots or hares because they are not typical of open habitats, are not colonial as marmots are (a dispersed resource), and represent higher capture costs. Thus, medium-sized carnivores might represent an alternative to marmots (prey of similar weight) in the Golden Eagle diet in areas of the Alps where the Alpine Marmot is rarely available. The Golden Eagle in the

Taxon	N	Weight (g)	% Frequency (N=203)	% Weight (N=197)
<i>Anguis fragilis</i>	1	30	0.49	0.01
Colubridae and Viperidae*	9	400	4.43	0.93
Passeriformes undet.	1	100	0.49	0.03
Aves undet.	1	-	0.49	-
<i>Pyrocorax graculus</i>	7	150	3.45	0.27
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	1	250	0.49	0.06
<i>Garrulus glandarius</i>	1	180	0.49	0.05
<i>Falco tinnunculus</i>	7	200	3.45	0.36
<i>Buteo buteo</i>	1	900	0.49	0.23
<i>Strix aluco</i>	1	500	0.49	0.13
<i>Picus canus</i>	1	300	0.49	0.08
<i>Bonasa bonasia</i>	3	500	1.48	0.39
<i>Lagopus muta</i>	1	450	0.49	0.12
<i>Tetrao urogallus</i>	3	3,800	1.48	2.93
<i>Tetrao tetrix</i>	6	1,050	2.96	1.62
Rodentia undet.	3	50	1.48	0.04
<i>Glis glis</i>	36	125	17.73	1.16
<i>Sciurus vulgaris</i>	17	350	8.37	1.53
<i>Marmota marmota</i>	24	4,000	11.82	24.68
<i>Lepus europaeus</i>	4	4,000	1.97	4.11
<i>Lepus timidus</i>	8	3,000	3.94	6.17
<i>Lepus</i> sp.	1	3,250	0.49	0.84
<i>Martes</i> sp.	20	1,800	9.85	9.26
<i>Vulpes vulpes</i>	12	6,000	5.91	18.51
<i>Felis silvestris</i>	2	3,000	0.99	1.54
<i>Capreolus capreolus</i>	14	3,500**	6.90	12.60
<i>Rupicapra rupicapra</i>	13	3,700**	6.40	12.37
Mammalia undet.	5	-	2.46	-

Table 1 Diet of the Golden Eagle in the Dolomites in the breeding period. **Elaphe longissima* N=1, *Hierophys viridiflavus* N=1, *Vipera* sp. N=4, *Colubridae* undet. N=3; **young individuals.

dolomitic area appears to practice superpredation more than in the northern and central Alps, contributing to the control of medium-sized carnivores. This role could indirectly be useful to preserve species of high conservation concern such as the Alpine Grouse, by reducing predation by foxes and martens. The environmental diversity in the dolomitic context was highlighted by differences in the diet between northern and southern sample areas. The mean prey weight was significantly ($F=10.425$, $P=0.005$) higher in the northern population (2,907 g, $SE=126$) compared to the southern one (1,452 g, $SE=212$). This difference was mainly due to the greater frequency of large-sized prey such as juvenile Roe Deer or foxes in the Northern Dolomites, and of small-sized prey such as small mammals, in the southern area (Table 2). According to their higher availability, the frequency of Alpine Grouse in the diet was greater in the northern area, but the difference was not significant ($F=0.098$, $P=0.098$). Any significant differences related to the frequency of occurrence of the other main prey such as marmots, chamois and hares (Table 2).

In the southern area, the diet of the Golden Eagle altered significantly between 1989-1995 and 1999-2012, due to an increase in the importance of the Alpine marmot and a decrease in the frequency of reptiles, Falconiformes and Strigiformes (Table 3). The decrease in the frequency of Roe Deer and Alpine Grouse in the diet was not significant, but it agreed with the negative trend in the frequency of their local populations.

The frequencies of reptiles (standard coefficient = 0.836), Alpine Marmots (standard coefficient coeff. = -0.880) and Roe Deer (standard coefficient = 1.056)

Variable	Southern Dolomites		Northern Dolomites		F	P
	Mean	SE	Mean	SE		
% Reptilia	7.41	4.09	2.22	2.22	0.502	0.488
% Galliformes	4.37	1.68	10.59	3.63	3.054	0.098
% Other birds	13.91	3.94	4.72	2.90	1.663	0.214
% Small mammals	29.05	6.95	1.43	1.43	5.054	0.037
% <i>Marmota marmota</i>	11.94	3.35	15.36	7.31	0.231	0.637
% Carnivora	12.60	2.96	38.25	10.23	11.306	0.003
% <i>Martes</i> sp.	8.29	2.97	18.29	9.20	1.902	0.185
% <i>Vulpes vulpes</i>	2.97	1.37	17.74	3.32	23.873	0.000
% Lagomorpha	6.97	2.70	7.30	3.04	0.004	0.948
% Ungulates	13.74	3.70	20.12	6.38	0.743	0.400
% <i>Capreolus capreolus</i>	5.26	1.85	15.67	4.33	6.706	0.018
% <i>Rupicapra rupicapra</i>	8.49	2.57	4.44	2.72	0.718	0.408
N° prey items/dataset	10.07	1.48	9.40	1.21	0.061	0.807

Table 2 Frequency of occurrence of food categories in the diet of Golden Eagles in the Northern ($N=5$ nesting datasets) and Southern Dolomites ($N=15$ nesting datasets) and significant differences.

enabled a discrimination between the recent and historical diet (eigenvalue = 2.432, $\chi^2=14.181$, $P=0.003$; 100% correct reclassification).

According to the above results, the reduction in the frequency of reptiles and raptors, together with the increase in marmot availability suggests that they are makeshift and not elective prey, used when the scarcity of optimal prey forces Golden Eagles to be less selective and to enlarge their food-niche. As a consequence of the diet change and amelioration, the mean prey weight in the recent period (1,841 g, $SE=261$) has become higher than in the past (1,348 g, $SE=351$), although the difference was not significant.

This change in diet might also explain the increase in the productivity of the Golden Eagle population between the historical (0.24, $SE=0.05$) and recent period (0.42, $SE=0.03$; $F=11.839$, $P=0.003$). Moreover, intraguild predation is higher in periods of lower breeding success, according to the food-stress hypothesis (Lourenço *et al.* 2011).

These results underline the efficacy and the relevance to the ecosystem of the reintroduction of the Alpine Marmot into the area (Borgo 2004), confirming its importance as a management measure for the conservation of the Golden Eagle in the Eastern and Southern Alps (Borgo & Mattedi 2003). However, the reintroduction of the Alpine Ibex, *Capra ibex* into the Friulane Dolomites (Favalli 2007), does not appear to have had any effect on the breeding diet of the Golden Eagle, although it might be relevant in winter, by increasing the carrion availability.

The high rates of superpredation and intraguild predation towards carnivores and other raptors recorded in the Dolomites appear to depend on the low availability of Alpine Marmot. These findings support the food-stress hypothesis to be the main driving force for an increase in superpredation (Lourenço *et al.* 2011).

Variable	1989-1995 period		1999-2012 period		F	P
	Mean	SE	Mean	SE		
% Reptilia	17.41	9.09	0.74	0.74	5.165	0.041
% Galliformes	4.08	2.58	4.57	2.33	0.019	0.894
% Falconiformes and Strigiformes	13.88	4.04	1.48	0.98	12.892	0.003
% Small mammals	17.05	7.22	37.06	9.96	2.152	0.166
% <i>Marmota marmota</i>	2.38	2.38	18.31	4.20	8.247	0.013
% Carnivora	9.05	4.13	14.96	4.08	0.958	0.345
% Lagomorpha	10.75	3.68	4.44	3.68	1.344	0.267
% <i>Capreolus capreolus</i>	7.80	3.63	3.56	1.89	1.285	0.277
% <i>Rupicapra rupicapra</i>	7.80	3.63	8.95	3.71	0.045	0.836
N° prey items/dataset	9.17	3.21	10.67	1.41	0.233	0.638

Table 3 Mean values of the frequency of prey categories in the historical ($N=6$ nesting datasets) and recent ($N=9$ nesting datasets) periods in the southern sample area (Dolomiti Friulane and Dolomiti d'Oltre Piave) and significant differences.

The Alpine Marmot thus represents a key species in conditioning the feeding ecology, food-niche breadth, superpredation intensity and productivity of the Golden Eagle in the Alps.

This study underlines the importance of a non-descriptive approach to the study of the diet of the Golden Eagle, to better understand the feeding ecology of this superpredator. Changes in the diet of a population might act as an indicator of environmental dynamics (i.e. reforestation), trends in prey populations, or the efficacy of wildlife management.

In the present context of strong recreational exploitation of the Dolomites, the human presence in grasslands and open areas might limit the accessibility of food resources. Monitoring the breeding success and diet of Golden Eagle pairs settled in the managed areas can provide evidence concerning the sustainability of the impact of human presence.

Acknowledgements

I am deeply grateful to the Parco Naturale Dolomiti Friulane for the funding of the long term monitoring of Golden Eagles and vultures and to the Natural Parks Office of Bolzano province for the opportunity to study Golden Eagles and raptors in the Fanes Sennes Braies and Puez Odle Natural Parks. I am also indebted to the Associazione Cacciatori Alto Adige for data on wildlife population estimates and to the Corpo Forestale Regionale of Friuli Venezia Giulia, G. Giordani, I. Filippin and A. Rinaldo for the irreplaceable help in climbing to the nests for prey remains collection.

Riassunto. *La dieta dell'aquila reale *Aquila chrysaetos* nelle Dolomiti (Alpi orientali).*

Lo studio analizza la dieta dell'aquila reale *Aquila chrysaetos* in due aree (N e SE) delle Dolomiti. La nicchia trofica misura $B=0,698$ per la frequenza e $B=0,434$ per la biomassa. Il peso medio delle prede ($N=197$) è di 1.951 g ($ES=201$). I mammiferi rappresentano il 78% delle prede e il 92% della biomassa predata. Le prede più frequenti sono i piccoli roditori (27,6%), i carnivori (16,8%), i piccoli di ungulato (13,3%) e la marmotta (11,8%), mentre i galliformi alpini (tetraonidi e coturnice) e i lagomorfi rappresentano ciascuno il 6,4% delle prede. L'analisi della biomassa evidenzia una dieta basata su piccoli di ungulato (27,4%), marmotta (27,1%) e carnivori (24,8%). Peculiari dell'area dolomitica rispetto alle altre aree di studio alpine appaiono essere gli elevati tassi di predazione di sciuridi, gliridi e carnivori e la minor frequenza di predazione della marmotta. Nell'area dolomitica l'aquila reale sembra compensare la minor disponibilità di marmotta con i mesocarnivori e giocare quindi un ruolo di superpredatore più consistente che in altre aree alpine. La popolazione sembra meno specializzata rispetto a quanto rilevato nelle Alpi centrali e settentrionali. Le correlazioni emerse tra i diversi taxa predati mostrano come la maggiore ampiezza della nicchia trofica può essere dovuta ad una più contenuta disponibilità di specie preda ottimali

che ridurrebbe la possibilità di specializzazione della dieta e spingerebbe il rapace a rivolgersi ad altre prede, subottimali, quali rettili, micromammiferi, rapaci e mesocarnivori aumentando il ruolo di superpredatore. Il confronto tra i dati storici e recenti evidenzia l'importanza ecosistemica della reintroduzione della marmotta e l'efficacia dell'aquila reale come indicatore delle dinamiche ambientali e faunistiche in atto sul territorio dolomitico.

Bibliography

- AQUILALP, 2006. Progetto Interreg IIIA Italia-Austria 2000-2006. Report "L'Aquila reale nelle Alpi orientali" a cura di Winding N. & Lindner R. Nationalparkrat Hohe Tauern.
- Austruy J., Cugnasse J., 1981. L'Aigle royal *Aquila chrysaetos* dans le Massif Central. Nos Oiseaux, 36: 133-142.
- Borgo A., 2003. Ecology of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in the Eastern Italian Alps. Avocetta, 27 (1): 81-82.
- Borgo A., 2004. Il ritorno della Marmotta nel Parco Naturale delle Dolomiti Friulane. Parco Naturale Dolomiti Friulane. I Libri del Parco, 1.
- Borgo A., 2005. Progetto Interreg IIIA Italia-Austria 2000-2006 "L'Aquila reale nelle Alpi orientali". Monitoraggio dell'Aquila reale nel Parco Naturale di Fanes-Sennes-Braies. Relazione per l'Ufficio Parchi, Provincia Autonoma di Bolzano Alto Adige.
- Borgo A., 2009. L'Aquila reale: ecologia, biologia e curiosità sulla regina del Parco Naturale Dolomiti Friulane. Parco Naturale Dolomiti Friulane. I Libri del Parco, 5.
- Borgo A., in press. Effetti a lungo termine della protezione dell'aquila reale (*Aquila chrysaetos*): il caso della popolazione del Friuli Occidentale. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia-Milano Marittima (RA), 22-25 settembre 2011.
- Borgo A., Mattedi S., 2003. Effetti della disponibilità di Camoscio e Marmotta sulla produttività dell'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) nel Parco Naturale Dolomiti Friulane. Avocetta, 27 (1): 149.
- Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.), 1992. Fauna d'Italia. Aves I. Gaviidae-Phasianidae. Edizioni Calderini, Bologna.
- Casagrande S., 1997. L'Aquila reale in Valcellina. Tesi di laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Parma, a.a. 1997-1998.
- Clouet M., 1981. L'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) dans les Pyrénées françaises. Résultats de 5 ans d'observations. Oiseau Rev. Fr. Ornithol., 51: 89-100.
- Collopy M.W., 1983. A comparison of direct observations and collections of prey remains in determining the diet of Golden Eagles. J. Wildlife Manage., 47: 360-368.
- Delibes M., Calderon J., Hiraldo F., 1975. Selección de presa y alimentación en España del Águila real *Aquila chrysaetos*. Ardeola, 21: 285-303.
- Fasce P., Fasce L., 1992. Aquila reale. In: Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.), Fauna d'Italia. Aves I. Gaviidae-Phasianidae. Edizioni Calderini, Bologna: 601-611.
- Favalli M., 2007. Lo Stambecco dalle Dolomiti Friulane al Triglav. Parco Naturale Dolomiti Friulane. I Libri del Parco, 4.
- Fernandez C., 1987. Seasonal variation in the feeding habitus of a pair of Golden Eagles in Navarra. In: Michel S. (ed.), L'Aigle Royal (*Aquila chrysaetos*) en Europe. Actes du Premier Colloque International sur l'Aigle royal en Europe, 13-15 Juin 1986, Arvieux: 107-117.

- Genero F., Caldana M., 1997. L'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) in Friuli-Venezia Giulia: status, distribuzione, ecologia. *Fauna*, 4: 59-78.
- Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M., Bezzel E., 1971. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Mein.
- Haller H., 1996. Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. *Orn. Beob.*, 9: 1-167.
- Henninger C., Banderet G., Blanc T., Cantin R., 1986. Situation de l'Aigle royal dans une partie des Préalpes suisses. *Nos Oiseaux*, 38: 315-322.
- Huboux R., 1987. Contribution à une meilleure connaissance du régime alimentaire de l'Aigle Royal en période de reproduction pour les Alpes de Sud et la Provence. In: Michel S. (ed.), *L'Aigle Royal (Aquila chrysaetos) en Europe*. Actes du Premier Colloque International sur l'Aigle royal en Europe, 13-15 Juin 1986, Arvieux: 118-123.
- Hurlbert S.H., 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59: 67-77.
- Krebs C.J., 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- Lapini L., Borgo A., 2004. Diffusione antropocora di *Marmota marmota* sulle Alpi Carniche e Giulie: sintesi delle conoscenze aggiornata al 2004 (Mammalia: Sciuridae, Italia Nord-orientale). *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale*, 26: 297-311.
- Lourenço R., Santos S.M., Rabaça J.E., Penteriani V., 2011. Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology*, 53: 175-185.
- Magrini M., Ragni B., Armertano L., 1987. L'Aigle royal dans la partie centrale des Appennins. In: Michel S. (ed.), *L'Aigle Royal (Aquila chrysaetos) en Europe*. Actes du Premier Colloque International sur l'Aigle royal en Europe, 13-15 Juin 1986, Arvieux: 29-32.
- Mathieu R., Choisy J.P., 1982. L'Aigle Royal *Aquila chrysaetos* dans les Alpes Méridionales Françaises de 1964 a 1980. Essai sur la distribution, les effectifs, le régime alimentaire et la reproduction. *Bièvre*, 4: 1-32.
- Novelletto A., Petretti F., 1980. Ecologia dell'Aquila reale negli Appennini. *Riv. ital. Orn.*, 50: 127-142.
- Pedrini P., Sergio F., 2001. Density, productivity, diet and human persecution of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in the central-eastern Italian Alps. *J. Rapt. Res.*, 35 (1): 40-48.
- Seminara S., Giarratana S., Favara R., 1987. L'Aigle royal en Sicile. In: Michel S. (ed.), *L'Aigle Royal (Aquila chrysaetos) en Europe*. Actes du Premier Colloque International sur l'Aigle royal en Europe, 13-15 Juin 1986, Arvieux: 33-36.
- Sergio F., Pedrini P., Rizzolli F., Marchesi L., 2006. Adaptive range selection by Golden Eagles in a changing landscape: A multiple modelling approach. *Biol. Cons.*, 111: 32-41.
- Watson J., 1997. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London.

THE CURRENT SITUATION AND PROBLEMS IN THE CONSERVATION OF THE URAL OWL *STRIX URALENSIS* IN ITALY

ENRICO BENUSSI¹, FULVIO GENERO²

¹ Immagine Natura, via della Ginnastica 73, I-34142 Trieste, immagine.natura@libero.it

² via Montelungo 43, I-33100 Udine

Keywords: *Strix uralensis*, distribution, breeding, conservation.

Introduction

The Ural Owl *Strix uralensis* was considered a vagrant in Italy, with 24 records up to the 1990's, nearly all restricted to the extreme northeast of Italy and mostly relating to many years earlier. Between 1994 and 1996, research was carried out in the forests of Slovenia, resulting in new data on the biology and status of the species and on its distribution in the areas near to the borders with Italy (Benussi & Genero 1995). The research was then extended to the Italian side of the border, leading to the discovery, in 1994, of the first nesting record in Italy (Valli del Natisone, Udine, NE Italy; (Benussi *et al.* 1995). Regular wintering of the species was confirmed in the foothills of the Natisone and Torre valleys, with the number of individuals varying according to the climatic conditions and their reproductive biology. In the following years, further data were collected, which indicated a wider presence, at least in the autumn and winter, in the provinces of Gorizia and Trieste (Benussi *et al.* 1997, Benussi & Bressi 2000). The experience acquired and the information collected, with help from Slovenian and Austrian ornithologists, allowed for a clearer identification of the sectors and areas within which to pursue research. In 2004, the authors undertook a new study phase, carrying out monitoring both in areas where the presence of the Ural Owl was known and in also new sectors. The experimental use of nest boxes was tested at two different sites in Friuli Venezia Giulia (Benussi & Genero 2007, Genero & Benussi 2007).

Study area and methods

Initially, research was carried out in the eastern sectors of the Province of Udine, close to the Slovenian border (the Natisone and Torre valleys). Later, this was extended to other potentially suitable areas where evidence for the species' presence was to be found (the Forest of Cansiglio), or where information was available regarding the adjacent Austrian and Slovenian sectors (Tarvisiano). Monitoring was performed in other pre-alpine and alpine sectors, in areas that were deemed suitable for the type of forest and environment. Over time, these have increased as a result of the spread of managed wooded areas.

To locate the species, the methods applied were based on listening for spontaneous calls and stimulation using playback. Research to ascertain the presence of

individuals and/or pairs can be carried out throughout the year, with a greater possibility of success in the more densely populated areas, where it is also easier to observe the Ural owls, even during the day. In sparsely populated areas and with isolated pairs, there is less territorial activity and acoustic stimulation draws a very limited response and requires repeated trips to detect the species. The best results are obtained in October/November and April to June, concentrating surveys from May to August in territories where nesting is presumed or has been previously ascertained, with the aim of contacting the juveniles. The best time of day is evening/night and the early hours of the morning in suitable weather conditions i.e. an absence of wind or heavy rain.

The use of a camera trap to obtain data on the Ural Owl's behaviour and reproductive biology has proved particularly useful.

Results and discussion

Following the discovery of the first occurrence of breeding in Italy of *Strix uralensis* in 1994 (Valli del Natisono - Udine), the species was encountered regularly in the same area, but it was only with the application of specific research and the use of nest boxes that we were able to document breeding once more, in 2008 (Benussi & Genero 2008, 2009). Checking for the presence of wintering individuals brought different results, with several individuals (five to 10) present in some years and absent in others, when only the territorial pairs appeared to be present. This phenomenon is probably linked to trends in the reproductive biology of the nearby populations and to environmental factors (Benussi & Genero 1995). The second area where the species was found to be present is the Forest of Cansiglio, which resembles the best breeding habitats in Slovenia. In this area, beyond a historical citation mentioned by Moltoni (1956) for November 1898, the regular presence of individuals calling has been documented several times, starting in 1997 (Lombardo & Mezzavilla 1999, Bon & Semenzato 2002, Bon *et al.* 2003, E. Benussi, F. Genero pers. obs.). Breeding was confirmed in 2005, when one adult and one to two fledged juveniles were heard (Benussi & Genero 2007). Despite the apparently optimal environmental conditions, no further instance of breeding was confirmed and only two territories were ascertained to be occupied. The other notable factor was the distance from the first areas to be frequented by the species towards the east – more than 90 km. Monitoring was also carried out in various sectors of the Carnic and Julian Prealps (province of Udine). These mountains show great environmental diversity. Generally, mature woods with suitable tall trees are rather infrequent. In 2005-2006 on Monte Cuar (municipality of Trasaghis), a small population was discovered, with the definite presence of two territories and the first instance of documented breeding in 2006 (Benussi & Genero 2007, 2009). Other reports in the surrounding areas (Rassati 2006) lead to the conjecture that there might be as many as three to five pairs. The area is fairly isolated from other suitable sites as a result of the surrounding deep valleys and the diversity in vegetation. In the Julian Prealps Regional Park,

despite the presence of various suitable areas, the species appears to be very localised in the Val Venzonassa (E. Benussi pers. obs.), Val Ucceca and Val Resia (Rassati 2006). In Val Resia (within the Julian Prealps Regional Park), a few pairs have been censused regularly since 2009 and in particular, one pair is present all year round on the beech slopes at an altitude of between 900 and 1,500 m. In this area, two males were contacted, suggesting that at least two pairs are present (Genero 2011). Other reports, obtained at various times of year on the slopes of Monte Matajur (municipality of Pulfero) and Gran Monte (municipality of Taipana), are certainly the result of other territorial pairs. The presence of the species in other suitable environments is very probable, particularly on the northern slopes of various foothills and mountain chains.

Few data are available concerning the alpine sector of the Region Friuli Venezia Giulia, despite the numerous suitable habitats and the known presence of the species in the nearby Austrian and Slovenian sectors. In Carnia, there is one report of an individual found dead north of Tolmezzo in the 1990's (L. Ferigo, L. Lapini pers. obs.) and more recently, the presence of the species has been reconfirmed in two different localities of the Valle del Tagliamento (Rassati 2006). In the area of Tarvisio, there are a few indications that the species might be present, including one confirmed record of an individual singing (2011 Rio del Lago), one individual found dead in Val Saisera on 14 October, 2010 (Rassati pers. obs.) and another found dead in the Cave del Predil (Regional Forestry Police Station, Tarvisio, Udine) near the town cemetery on 10 November, 2010 (L. Lapini unpubl.)

In recent years, data have been collected for the areas within the provinces of Gorizia and Trieste. In Gorizia, two individuals (on 12 March 2009 and 16 November 2011) were found injured in the city centre and both subsequently died. This city is located adjacent to an area with a high Ural Owl density, the Trnovski Gozd (Slovenia: Benussi & Genero 1995) and possibly, individuals move to a lower altitude or to the valleys in the autumn; to date, only three reports are known. On the Karst above Trieste, there was a recent observation of a male calling, in response to stimulation, in a pinewood of *Pinus nigra* at 397 m a.s.l. in the area of Monrupino on 17 February 2012 (E. Benussi pers. obs.).

Currently, there are known to be territorial/breeding pairs in six sectors of the Friuli Venezia Giulia and Veneto regions. The present status of the species, certainly underestimated, is claimed to be 20-40 territorial pairs. Even the distribution is only partially known, due to a lack of research in potentially suitable areas.

Nest boxes

As part of the research, 17 nest boxes (base 35 x 35cm, height 60 cm, top third open) were placed in two different locations in the Province of Udine, where the species is known to be present: of these, seven were erected in 2006 in the Natisone Valleys and 10 in 2008 on the Carnic Prealps (Benussi & Genero 2009). In the Natisone Valleys, seven nest boxes were positioned in June, 2006. In 2008, two were occupied, probably by the two pairs traditionally present in the zone,

about 1 km apart but on different slopes. Two juveniles fledged from one nest box, whereas the second box was abandoned (with one egg laid) as a result of forestry work to open up a forest road less than 10 m from the nest site. The chicks in the successful box were ringed. In 2009, no nest box was occupied, but the two pairs bred in 2010, one using the same box as 2008 and the second one occupying a nest box about 60 m from the previous site. These two nests produced four and five hatching chicks, respectively, which were ringed. There was no record of breeding in 2011. In 2012, one territory was abandoned due to human disturbance related to tree cutting in the breeding season and carried out within a Natura 2000 site and three eggs were laid in the other nest box but subsequently proved to be infertile. Data relating to one of these eggs were collected (48.1 mm x 41.7 mm; 42.6 g). At the other site (in the Carnic Prealps), of the 10 nest boxes erected in 2008, five were occupied by Tawny Owls in 2010 and in 2012 and by one pair of *Strix uralensis* in 2012, which succeeded in raising two of its three chicks (Fig. 1). The remains of one chick were found in the nest. The two fledglings were ringed. In the last five years, therefore, there have been six instances of proven breeding, two of which failed as a result of human disturbance, with a presumed total of 13 chicks leaving the nest. The percentage of occupation of the nest boxes has proven high, also by Tawny Owls, with strong yearly variations probably linked to the availability of food (small mammals) and also to the production cycle of the Beech *Fagus sylvatica*, which is by far the dominant species. Data on the reproductive biology of the Ural Owl are rather variable (Table 1), with a long breeding season between February and May, as described by Mebs & Scherzinger (2008). The first instance of breeding in 2008 resulted in eggs being laid fairly late (20-25 April) and the two juveniles fledged virtually together, as documented by video, on the afternoon of 19 June. Subsequent eggs were laid in the first half of March and the juveniles fledged at the end of April/beginning of May. The number of chicks hatched was respectively two, four, five and three. As far as presumed territoriality and competition between *Strix uralensis* and *Strix aluco* is concerned, on at least four occasions, the two species bred in nest boxes placed less than 100 m apart, which confirms a marked sympatry in this area. The success of the occupation of the nest boxes highlights the lack of cavities for reproduction in woods where large and old trees are cut down.

Conservation

In Italy, the habitats frequented by the Ural Owl are seriously threatened by various forms of disturbance, especially by tree cutting, which alters the structure of the woods, and by the opening up of forest roads and trails. Forestry activity does not tend to consider the ecological needs of this and other species and is carried out with full authorisation from the relevant authorities, even during the spring reproductive period and more seriously, within Natura 2000 areas set up for the conservation of this very important species. We would underline, therefore, the unlikelihood of observing the appropriate conservation measures also being applied

	year	no. nest boxes occupied		no. eggs	chicks hatched	date laid	date fledged	eggs size
VALLI NATISONE		<i>S.u.</i>	<i>S.a.</i>					
	2007	0	0	0	0	-	-	-
	2008	2	0	3	2 (a=2; b=0)	20-25/04	19/6	mm 49.4 x 40.0
	2009	0	0	0	0	-	-	-
	2010	2	2	9	9 (a=4; b=5)	01-10/03 (a) 10-15/03 (b)	01-03/05 (a) 05-17/05 (b)	-
	2011	0	0	0	0	-	-	-
	2012	1	1	3	0	5-10/03	infertile eggs	mm 48.1 x 41.7 g 42.6
PREALPI CARNICHE		<i>S.u.</i>	<i>S.a.</i>					
	2009	0	1	0	0	-	-	-
	2010	0	5	0	0	-	-	-
	2011	0	0	0	0	-	-	-
	2012	1	5	4	3	05-10/03	02-05/05	-

Table 1 Summary of the reproduction in nest boxes in the two localities of Friuli Venezia Giulia; data relating to occupation by *Strix aluco* is included.



Figure 1 Prealpi Carniche, 26/04/2012: first breeding in nest box (Photo E. Benussi).

within the Natura 2000 areas, given the low levels of general interest in these issues and, more specifically, the total lack of consideration with regard to the effects of forest management.

Carrying out work at the height of the breeding season creates conditions of excessive disturbance for the maintenance of the breeding pairs in the territory, with an increased danger of the nests being directly destroyed. Cutting and subsequent retrieval of trunks and branches should not take place between January and June.

The absence of large old trees with cavities results in a lack of sites for breeding. Placing nest boxes proved to be a very important factor, confirmed by the high number that were occupied in the study period.

Other factors related to documented mortality are linked to electrocution by electric lines located near or within forest areas (Benussi & Bressi 2000).

Acknowledgements. We would like to thank the Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia for funding a part of the research (2005-2006) and those who have variously cooperated with the research, including B. Dentesani, M. Favalli, L. Lapini, J. Mihok, E. Prall and M. Skodler. Special thanks to E. Albertini (Montowl), A. and P. Lietti of the Museo Civico di Lentate sul Seveso for the provision and installation of 10 nest boxes as well as E. Prall and P. Tout for assistance with the preparation of the English translation of this paper.

Riassunto. *Situazione attuale e problemi di conservazione dell'allocco degli Urali Strix uralensis in Italia.*

A quasi vent'anni (1994) dalla scoperta della prima nidificazione in Italia (Valli del Natisone-UD) della specie, vengono presentati i dati aggiornati su status, biologia riproduttiva e distribuzione. Attualmente è nota la diffusione di coppie territoriali/nidificanti in 6 località dei rilievi prealpini ed alpini del Friuli Venezia Giulia e Veneto. Le aree note presentano caratteristiche ambientali simili, caratterizzate da faggete o boschi misti tra i 700 e i 1.400 m di quota, di preferenza su settori esposti sui versanti settentrionali. Il posizionamento di cassette nido (17) ha consentito di documentare 6 deposizioni all'interno delle stesse, con un totale di 13 giovani involati. I nidi artificiali sono stati occupati dopo 1-3 anni dalla loro installazione, rivelandosi quindi di grande utilità per la specie, in considerazione della scarsità di nicchie nei boschi, dato confermato anche dall'elevata percentuale di occupazione da parte dell'allocco *Strix aluco*. La gestione selvicolturale attuata con tagli ed aperture di piste e strade forestali nel periodo riproduttivo provoca un elevato disturbo. A causa di questo fattore due nidi sono stati abbandonati durante la nidificazione ed una coppia ha abbandonato il territorio. Da rilevare che la gestione dei boschi all'interno delle aree SIC/ZPS viene effettuata con le medesime modalità delle aree esterne e senza tenere in considerazione le esigenze ecologiche di questa ed altre specie. Le riproduzioni in cassetta-nido sono state documentate con fotografie e filmati realizzati con fototrappole che rappresentano interessanti documenti inediti a supporto delle ricerche in atto.

Bibliography

- Benussi E., Bressi N., 2000. Segnalazione di Allocco degli Urali *Strix uralensis* sul Carso triestino. Atti Mus. Civ. St. Nat., Trieste, 48: 11-14.
- Benussi E., Genero F., 1995. L'Allocco degli Urali *Strix uralensis macroura* nel Trnovski Gozd (Slovenia). Censimento in un'area campione. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 563-568.
- Benussi E., Genero F., 2007. Allocco degli Urali: storia ed evoluzione della specie in Italia. Atti Convegno "Rapaci notturni: ricerca e divulgazione!", Treviolo (BG), 2 giugno 2007. Ed. Ellepi, Ronco Briantino: 4-10.
- Benussi E., Genero F., 2008. Allocco degli Urali *Strix uralensis*: nidificazione in cassetta nido e aggiornamento della distribuzione in Italia. EBN. Quaderni di Birdwatching, 10 (20).
- Benussi E., Genero F., 2009. Nidificazione di Allocco degli Urali *Strix uralensis* in cassetta nido e nuovi dati sulla distribuzione in Italia. Alula, 16 (1-2): 706-708.
- Benussi E., Genero F., Puric A., 1995. Primi dati sulla nidificazione e lo svernamento dell'Allocco degli Urali *Strix uralensis macroura* nell'Italia nord-orientale. Riv. ital. Orn., 64 (2): 97-105.
- Benussi E., Genero F., Puric A., 1997. Distribuzione dell'Allocco degli Urali *Strix uralensis macroura* nel Friuli-Venezia Giulia, nella Slovenia occidentale e nell'Istria. Fauna, Trieste, 4: 91-100.
- Bon M., Semenzato M. (red.), 2002. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anni 1999, 2000 e 2001. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 53: 231-258.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2003. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2002. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 54: 123-160.
- Genero F., 2011. Allocco degli Urali - nuova importante scoperta nel parco. Parco Prealpi Giulie. La voce (9) 1: 6-7.
- Genero F., Benussi E., 2007. New data and status of the Ural Owl (*Strix uralensis*) in Italy. European Ural Owl workshop - Bavarian Forest National park. Nationalpark Bayerischer wald. Tagungsbericht - Heft 8: 36-41.
- Lombardo S., Mezzavilla F., 1999. Presenza dell'Allocco degli Urali *Strix uralensis* in Cansiglio. Avocetta, 23 (1): 116.
- Mebs T., Scherzinger W., 2008. Die Eulen Europas. Kosmos.
- Moltoni E., 1956. Il Gufo degli Urali *Strix uralensis liturata* Tengmalm in Italia. Riv. ital. Orn., 26: 33-35.
- Rassati G., 2006. Primi dati su presenza, svernamento e nidificazione dell'Allocco degli Urali *Strix uralensis* nel Friuli settentrionale (Alpi orientali). Picus, 32 (62): 1-3.

INDAGINI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELLA CIVETTA CAPOGROSSO *AEGOLIUS FUNEREUS*: ANNI 1987-2012

FRANCESCO MEZZAVILLA¹, SAVERIO LOMBARDO[†]

¹ Associazione Faunisti Veneti c/o Museo di Storia Naturale di Venezia,
Santa Croce 1730, I-30135 Venezia, f.mezza@libero.it

Keywords: Boreal Owl, breeding biology, Cansiglio Highland, Northeast Italy

Introduzione

La civetta capogrosso *Aegolius funereus* è diffusa in tutto l'emisfero nord, dall'Eurasia al Nord America nelle aree ricoperte da foreste di conifere. Nell'Europa settentrionale è distribuita in maniera più o meno regolare dalla Scandinavia alla Siberia orientale, mentre più a sud è insediata solo nelle aree montane come la Foresta Nera, i Vosgi, le Alpi, il Jura Svizzero, i Pirenei ed i Balcani. La sua distribuzione coincide con quella dell'abete rosso *Picea abies* ma il suo habitat riproduttivo dipende dalla presenza del picchio nero *Dryocopus martius* di cui usa le cavità per nidificare. In Italia pur essendo una specie relativamente comune in area alpina, le ricerche sulla sua biologia riproduttiva non sono mai state svolte. In questo lavoro si riportano i dati raccolti tra il 1987 ed il 2012 nell'Altopiano del Cansiglio mediante l'installazione di 80-100 cassette nido. In particolare si analizzano i risultati inerenti i parametri riproduttivi, la biometria delle femmine e dei giovani nelle varie fasi della nidificazione nonché le variazioni del numero di coppie nidificanti. Gran parte di questi risultati sono stati confrontati con le indagini svolte in Europa ed America.

Area di studio e metodi

Le indagini sono state svolte all'interno della Foresta Demaniale del Cansiglio gestita da Veneto Agricoltura ed avente come baricentro la località di Valmenera (N 46°04'48", E 12°24'32"). L'area indagata è stata di circa 25 km² e comprendeva per la maggior parte foreste pure di abete rosso ed in misura minore boschi misti dominati da abete rosso, abete bianco *Abies alba* e faggio *Fagus sylvatica*. La maggior parte delle indagini è stata effettuata all'interno della pecceta che ha rappresentato circa il 70-80% dell'intera superficie. Solo nel 1989 e 1990 sono state studiate anche nove nidificazioni rilevate in aree di faggeta pura, all'interno di cavità di picchio nero. Parte dell'area di studio nel corso dei 25 anni di indagini ha modificato il suo assetto vegetazionale a seguito degli interventi di gestione effettuati dall'uomo e nell'ultimo decennio anche la diffusione del cervo *Cervus elaphus* ha contribuito a modificare la struttura del sottobosco.

Le indagini sono state svolte mediante l'installazione di circa 80-100 cassette nido che sono state prontamente occupate dalle coppie nidificanti. Il quantitativo

di nidi artificiali è variato nei diversi anni a seguito di manomissioni e rotture naturali. Un discreto numero è stato regolarmente danneggiato dal ghio *Glis glis*, che in certe aree tendeva ad occupare le cassette nido riempiendole di foglie ed escrementi ma soprattutto forandone le pareti con una costante attività di rosicchiatura. Molte pertanto sono state sostituite nel tempo per mantenere il loro numero compreso tra 80 e 100.

Le prime 50 cassette nido sono state installate nel 1987 e nei due anni successivi ne sono state installate altre 51. Per la loro costruzione sono state utilizzate tavole di abete rosso dello spessore di 1,5-2 cm. Ogni cassetta aveva una base di 21x21 cm ed una altezza massima variabile tra 60 cm ($N=50$) e 40 cm ($N=51$). Il foro d'entrata nei primi anni era di dimensioni variabili tra 5 e 9 cm. Dopo due anni però i fori con dimensioni minime sono stati allargati portandoli a 7-8 cm. Tale misura permetteva una più facile entrata della femmina. In alcune aree sono state posizionate a blocchi di 4-10 nidi, in altre invece lungo transetti, lunghi anche più di 600 m, che attraversavano intere aree forestali.

In periodo riproduttivo tutte le cassette nido sono state ispezionate almeno due-tre volte, ad esclusione di quelle con nidificazioni in atto che invece sono state ripetutamente controllate in funzione dei dati da raccogliere. In tutti i casi si è visto che la civetta capogrosso sopporta diverse manipolazioni senza mai abbandonare o compromettere l'esito della riproduzione (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Per ogni nidificazione è stata raccolta una serie di dati che hanno permesso di definire gran parte dei parametri riproduttivi, affinando in certi casi le conoscenze già raccolte nel passato (Mezzavilla *et al.* 1994, Mezzavilla & Lombardo 1997). Per misurare il livello di variazione della popolazione nidificante, è stato calcolato l'Indice di Ciclicità, mediante il calcolo del Coefficiente di Variazione (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Dalle indagini svolte da Hansson ed Henttonen (1985) sui cicli di popolazione dei micromammiferi e successivamente da Korpimäki (1986) sulla civetta capogrosso, si è potuto confermare che diversamente da altri metodi impiegati (Lewontin 1966, Williamson 1972) il calcolo del CV si presta bene all'analisi della ciclicità delle popolazioni animali indagate. I test statistici sono stati svolti mediante l'impiego del software Statistica 7.

Risultati e discussione

Occupazione del sito ed attività canora

L'attività riproduttiva inizia nei mesi di dicembre e gennaio quando il maschio comincia a cantare ripetutamente con l'emissione del tipico "staccato song". Alla fine di gennaio, con la formazione delle prime coppie, è possibile rilevare il canto dei due partner che manifestano l'occupazione del territorio ed in particolare dei siti riproduttivi. I maschi sedentari non accoppiati continuano l'attività canora finché non arriva una femmina con cui intraprendere l'attività riproduttiva (Korpimäki 1981). Di regola il canto viene emesso nelle ore serali ed attorno l'alba, ma in alcuni casi sono stati rilevati individui in canto anche durante il giorno.

L'attività canora si riduce in periodo riproduttivo quando la coppia è impegnata nell'allevamento dei giovani. I maschi non accoppiati, in particolare negli anni caratterizzati da un minore tasso riproduttivo, prolungano l'attività canora anche nei mesi di aprile e maggio.

Il rilievo del canto comunque non rappresenta da solo un metodo efficace per la determinazione delle coppie nidificanti, ma serve una effettiva verifica dei nidi occupati (Korpimaki 1981, Korpimaki & Hakkarainen 2012). L'attività di ricerca dei maschi in canto, svolta mediante il metodo del playback, ha permesso di rilevare soltanto il 64-76% delle coppie nidificanti nelle cassette nido. In particolare il tasso di risposta dei maschi nei cinque anni con il maggior numero di coppie nidificanti ($N > 10$) è risultato del 70,2% rispetto ai 14 anni con un limitato numero di coppie ($N < 5$) che è stato pari al 161,9%. Molti maschi infatti, a seguito di una pronta risposta delle femmine con conseguente formazione della coppia, sono apparsi poco canori e meno reattivi al playback. Invece in presenza di poche femmine, rispondevano più maschi di quante fossero le coppie effettive. Il rilievo del canto, pertanto, non viene ritenuto valido per la determinazione del tasso riproduttivo (Korpimaki & Hakkarainen 2012).

Deposizione e cova

La scelta del nido e la successiva fase di deposizione e cova dipendono molto dalle disponibilità offerte dal territorio ed in particolare dalla presenza di cavità naturali, rappresentate quasi sempre da ex nidi di picchio nero, oppure come nel nostro caso da nidi artificiali. Dai controlli delle cassette nido la riproduzione inizia nei primi giorni di marzo, quando si sono potute rilevare le prime occupazioni del sito e la deposizione delle uova che avviene nell'arco di 2-3 giornate. In questo periodo la femmina non abbandona quasi mai il nido e viene rifornita di prede da parte del maschio.

Dall'analisi dei dati raccolti in 93 nidi la mediana della data di prima deposizione è risultata il 5 aprile; questo è conforme a quanto rilevato in Finlandia, Svezia ed in Germania (Linkola & Myllymaki 1969, Mockel 1983, Carlsson *et al.* 1987, Korpimaki 1987, Korpimaki & Hakkarainen 2012) anche se di regola si osservano variazioni negli anni collegate all'abbondanza di prede e alle temperature (Korpimaki 1981, Korpimaki & Hakkarainen 1991, Hornfeldt & Eklund 1990). Nella Repubblica Ceca invece, tra il 2004 ed il 2006 la data media di deposizione del primo uovo è stata il 28 maggio (Zarybnicka 2009). In America solo le popolazioni dell'Alaska depongono in media nella prima decade di aprile, mentre in quelle più meridionali si verifica nella prima decade di maggio (Hayward & Hayward 1993). In Cansiglio le prime deposizioni sono state rilevate il 2 e 4 marzo e le ultime il 30 maggio ed il 5 giugno (Fig. 1) ma il 66% delle prime deposizioni è avvenuto tra il 12 marzo ed il 20 aprile.

Le uova vengono prodotte in media ogni 16-24 ore e durante tutta questa fase la femmina abbandona il nido solo per tempi brevi, quando soddisfa i bisogni fisiologici ed emette le borre. Dal 1989 al 2012 nelle cassette nido sono state

deposte 569 uova, di queste 77 sono state misurate. Le dimensioni sono risultate piuttosto variabili: lunghezza media di 31,5 mm (28,3-35,9 mm), larghezza media 26,3 mm (22,8-27,6 mm). Il volume che è stato calcolato applicando la formula $V = \pi \times \text{lunghezza} \times \text{larghezza}^2 / 6.000$ (Tatum 1975), è variato tra 7,8-14,2 cm³ (media=11,5). La media dei volumi è risultata maggiore negli anni di incremento del numero di nidi (media=11,9; DS=1,13; N=7), mentre si è abbassata negli anni di picco (media=11,5; DS=1,54; N=13) ed ancor più in quelli con poche riproduzioni (media=11,2; DS=1,06; N=5), similmente a quanto verificato in Finlandia (Hakkarainen & Korpimaki 1994, Korpimaki & Hakkarainen 2012) ma diversamente dai dati raccolti in Svezia dove non è stata rilevata alcuna differenza negli anni (Hornfeldt *et al.* 1990).

La dimensione media della covata è variata molto nel corso delle indagini passando da annate senza alcuna riproduzione (1999, 2001, 2009, 2011) ad anni come il 2010 con una media di 6,37 uova (N=8). Dal 1989 al 2012 la covata media è stata di 3,24 uova (N=132; ES±0,38). Tale dato è inferiore sia a quello rilevato in Finlandia, dove la media di uova deposte annualmente tra il 1973 ed il 2009 è stata di 5,71 (Korpimaki & Hakkarainen 2012), sia a quello rilevato in Svizzera tra il 1985 ed il 2011 che è risultato di 4,71 (N=27; ES±0,21) (Ravussin *et al.* 2011). Il numero di uova deposte per nido è risultato correlato al successo riproduttivo ($r_s=0,66$; $P<0,01$; $N=24$) ed al totale di giovani involati ($r_s=0,91$; $P<0,01$; $N=24$). Invece non sono state rilevate correlazioni significative tra il volume annuale medio delle uova e il totale di uova deposte ($r_s= -0,47$; $P=0,216$; $N=18$), il successo riproduttivo ($r_s= -0,35$; $P=0,38$; $N=18$) ed il tasso di involo ($r_s= -0,19$; $P=0,65$; $N=12$). Anche l'età della femmina, determinata dallo stato di muta delle remiganti primarie, non sembra aver influito significativamente sul volume medio delle uova deposte ($r_s= 0,171$; $P=0,63$; $N=10$).

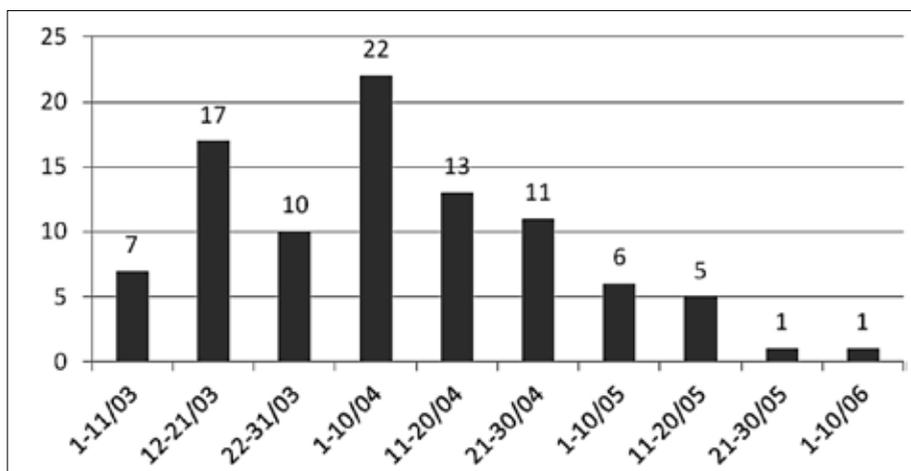


Figura 1 Mediane delle date di inizio cova e numero di nidi controllati, suddivise per decadi, negli anni 1989-2012. *Median laying dates of first egg during 1989-2012.*

Il periodo di cova, calcolato dal giorno di deposizione del primo uovo alla nascita del primo giovane, è variato tra 28 e 31 giorni ($N=15$) ma il campione troppo limitato non ha permesso di fare confronti adeguati con altre indagini, sebbene rientri negli stessi parametri (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1980, Korpimaki 1981, Korpimaki & Hakkarainen 2012).

Allevamento

Le nascite si sono susseguite per alcuni giorni in funzione del numero di uova deposte. Nella prima settimana di vita i pulli sono coperti da un piumino biancastro. Solo dopo il 12°-14° giorno si sviluppano le piume e le penne evidenziando l'inizio della fase di crescita. La femmina rimane costantemente al nido fino al 14°-20° giorno di vita dei giovani, poi lo controlla riposando tra gli alberi nelle vicinanze. In tutto il periodo di nidificazione il maschio provvede alla cattura delle prede ed al trasporto al nido. Il tasso di crescita è risultato piuttosto rapido e la retta di regressione che confronta l'aumento di peso e la crescita dell'ala con i giorni, riportato in una precedente pubblicazione (Mezzavilla & Lombardo 1997), è risultata leggermente diversa ($\text{età} = 0,222 \times \text{ala} + 1,921$; $\text{età} = 0,178 \times \text{peso} - 0,294$). La differenza è imputabile senz'altro all'aumento dei dati raccolti ($N=202$).

Negli anni con buona presenza di micromammiferi, censiti mediante attività di trappolaggio, si sono rilevate molte prede sul fondo del nido, invece durante quelli con scarsità di prede la covata è risultata più ridotta e nel nido erano presenti solo pochi resti degli animali catturati. Nel corso dei primi dieci giorni di vita, la femmina provvedeva ad imbeccare i giovani fino a quando non riuscivano a cibarsi da soli anche ingoiando la preda intera. Le borre emesse dai giovani e le loro deiezioni accumulate sul fondo del nido contribuivano a creare uno strato compatto che è stato sempre raccolto alla fine del periodo di nidificazione per analizzarne i resti e verificare le specie predate. Nella fase di allevamento i giovani e la femmina sono stati più volte manipolati per misurare i vari caratteri biometrici. Tutto ciò non ha mai portato all'abbandono del nido da parte dei genitori e, secondo quanto riportato da Korpimaki & Hakkarainen (2012), ciò non influisce sul successo riproduttivo.

Ripetuti controlli effettuati stando di notte sotto il nido e, nel 2012, mediante l'installazione di fototrappole, hanno permesso di verificare il ritmo circadiano di attività. La civetta capogrosso ha evidenziato due fasi di attività, la prima attorno al tramonto fino quasi mezzanotte e la seconda nelle ore prossime all'alba. Nel corso degli anni caratterizzati da un maggior tasso riproduttivo tale attività è risultata più estesa nel tempo. Il maggior numero di giovani da allevare induceva i genitori ad un aumento di catture di prede da portare al nido, operando in certi casi anche nella prima ora dopo l'alba. Invece nei periodi caratterizzati da intense precipitazioni piovose le attività di caccia sono risultate molto scarse. Per tale motivo negli anni con maggior tasso di piovosità si sono verificati i minori livelli di apporto di prede e quasi tutti i casi di cannibalismo rilevati ($N=6$). In

mancanza di cibo infatti i fratelli più grandi oppure le stesse madri (Zang & Kunze 1983) possono mangiare i nidiacei più piccoli o quelli già morti per fame. Dalla terza alla quarta settimana di vita, dopo aver sviluppato il caratteristico piumaggio color marrone scuro, i giovani si involano dal nido e sostano nelle sue vicinanze dove per qualche giorno i genitori provvedono ad alimentarli. Dalle misure rilevate negli ultimi giorni di permanenza al nido i giovani pesano quasi come le madri, arrivando attorno ai 140-160 g. Di regola i pulli più pesanti pronti all'involto sono le femmine. Tutte le femmine marcate e ricatturate negli anni seguenti ($N=7$) risultavano essere le più pesanti al momento dell'involto.

Biometria

Nel corso dei due mesi di nidificazione, la femmina diminuisce complessivamente di peso secondo la retta di regressione peso = $-6,21 \times \text{giorni} + 178,9$ ($N=136$). Tale dato differisce in parte da quanto rilevato in precedenza ma con un minor numero di pesate (Mezzavilla & Lombardo 1997). Dai dati raccolti nel corso delle indagini però si è rilevato che durante la cova, nella seconda decade si verifica una diminuzione del peso seguita da un incremento nella terza decade. Dopo la nascita dei giovani la femmina perde progressivamente peso (Tab. 1) ed alla fine della nidificazione presenta circa il 16% in meno del peso iniziale.

Negli anni in cui si è verificato un incremento del numero di coppie nidificanti, il peso delle femmine è risultato inferiore, ma in modo non statisticamente significativo. La correlazione tra il numero di coppie che hanno deposto ed il peso medio della femmina non è risultata significativa ($r_s = -0,16$; $P=0,53$; $N=17$). Il peso medio della femmina è risultato di 157,2 g ($N=136$; range 108-220; $ES=1,55$) e la misura dell'ala (corda massima) di 172,6 mm ($N=90$; range 164-182; $ES=0,44$). Questi dati risultano inferiori di circa 6-9 unità rispetto quanto rilevato in Finlandia, nell'Idaho (USA) (Korpimaki & Hakkarainen 2012) ed in Germania (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980).

Densità e fluttuazioni della popolazione negli anni

Il numero di coppie nidificanti è variato molto nel corso delle indagini. Sono state censite annate particolarmente produttive (1990, 1992, 1993, 2000, 2007) quando hanno deposto un numero di coppie superiore a dieci, annate intermedie (1989, 1996, 2006, 2008, 2010) caratterizzate da 5-10 coppie nidificanti e le rimanenti annate con un numero di nidificazioni comprese tra 0 e 4. Quasi

Cova <i>Incubation</i>									Allevamento <i>Hatching</i>								
I decade <i>Ten days</i>			II decade <i>Ten days</i>			III decade <i>Ten days</i>			I decade <i>Ten days</i>			II decade <i>Ten days</i>			III decade <i>Ten days</i>		
Media	<i>N</i>	<i>ES</i>	Media	<i>N</i>	<i>ES</i>	Media	<i>N</i>	<i>ES</i>	Media	<i>N</i>	<i>ES</i>	Media	<i>N</i>	<i>ES</i>	Media	<i>N</i>	<i>ES</i>
169,1	10	2,83	162,6	21	3,83	171,9	25	3,43	155,1	42	2,33	144,1	34	2,77	140	4	4,52

Tabella 1 Variazioni medie del peso della femmina nel corso del periodo riproduttivo. *Female mean weight variations during the breeding period.*

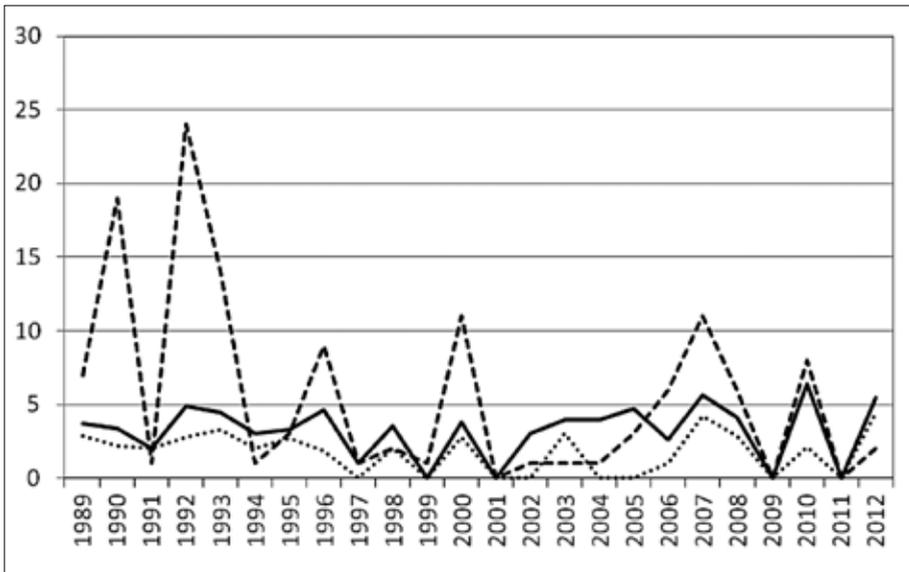


Figura 2 Principali dati relativi alla riproduzione, negli anni 1989-2012. --- Coppie che hanno deposto; ___ dimensione media della covata; successo riproduttivo. *Main data on breeding biology, during 1989-2012. --- Pairs laying eggs; ___ mean clutch size; breeding success (young fledged/pairs had hatched).*

sempre l'incremento di coppie nidificanti ha visto un aumento delle dimensioni della covata e del successo riproduttivo, ad esclusione del 2004 e 2005 quando le poche coppie che si sono riprodotte hanno portato all'involo un buon numero di giovani (Fig. 2).

La correlazione tra il numero di coppie che hanno deposto, rispetto la dimensione media della covata ($r_s=0,69$; $P=0,000$; $N=24$) ed il tasso di involo ($r_s=0,73$; $P=0,000$; $N=24$), è sempre risultata altamente significativa. Invece il numero totale di uova deposte nei vari anni non è risultato statisticamente correlato con il tasso di schiusa ($r_s=0,13$; $P=0,53$; $N=24$), questo perché in alcune annate (2005, 2010) molte delle uova deposte non si sono schiuse.

Le notevoli variazioni del livello riproduttivo, verificate negli anni ed ancora in fase di analisi, hanno permesso di calcolare l'Indice di Ciclicità relativo al numero totale di coppie controllate, che è risultato pari a 117,1. Tale valore si pone ad un livello medio-elevato in Europa e risulta superiore a quello calcolato per il Cansiglio nel precedente decennio da Korpimaki & Hakkarainen (2012) e pari a 101,9.

Conclusioni

Le indagini sulla biologia riproduttiva della civetta capogrosso, svolte nel corso di 25 anni, hanno permesso di definire in maniera adeguata gran parte dei suoi parametri riproduttivi, rendendo altresì più affidabili anche quelli raccolti nel

precedente decennio (Mezzavilla & Lombardo 1997). Molti dei parametri ottenuti hanno evidenziato risultati abbastanza conformi a quanto rilevato in altri Paesi. I tempi di deposizione ed allevamento però si avvicinano di più a quelli delle popolazioni settentrionali del nord Europa e dell'America (Korpimaki 1981, Hayward & Hayward 1993, Korpimaki & Hakkarainen 2012) rispetto a quelli dell'Europa Centrale (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1980). In tal senso si rammenta che in Cansiglio ed in particolare nella località di Valmenera, dove sono installate gran parte delle cassette nido, le temperature invernali possono raggiungere i -20 °C, così come avviene nelle zone prossime al Circolo Polare Artico.

Differiscono anche le misure delle femmine che risultano più piccole con pesi e lunghezze dell'ala inferiori rispetto a quelle viventi in Scandinavia (Korpimaki & Hakkarainen 2012).

Lo stesso dicasi per l'Indice di Ciclicità (CV) che si affianca ai valori medio-superiori rilevati nel centro e nord Europa (Korpimaki & Hakkarainen 2012). Ciò significa che la regione alpina si pone in stretta vicinanza bio-geografica con quella artica e settentrionale europea.

Attualmente sono in corso ulteriori analisi relative al clima ed all'alimentazione, due fattori di primaria importanza che influenzano il successo riproduttivo della specie. Dai risultati di queste analisi si potrà ottenere un quadro più articolato e completo sulla biologia riproduttiva della specie.

Ringraziamenti. Un ringraziamento particolare va a Veneto Agricoltura, l'ente regionale del Veneto che ha messo a disposizione le cassette nido ed ha permesso l'accesso all'area tutelata.

Summary. *Researches on breeding biology of Boreal Owl Aegolius funereus: years 1987-2012.*

Boreal Owl *Aegolius funereus* is widespread all over Eurasia and North America in the boreal coniferous forest belt. Its distribution is largely coincident with that of Norway Spruce *Picea abies* forests. A very important element is the availability of suitable nest holes, and particularly the natural cavities made by Black Woodpecker *Dryocopus martius*. In the Italian Alps where nest boxes have been installed, Boreal Owl shift its breeding site occupying wooded nest boxes in a short time. In Italy, although Boreal Owl is one of the most abundant alpine species, only few study has been performed on its bio-ecology. In this paper we reported all data collected in 25 years (1987-2012) of researches trained in Cansiglio Highland. Data on breeding success, performance and biometry were collected checking the nest boxes (80-100) installed in the forest. Inspection was performed from late February to the end of June. The data collected regarding its breeding biology are: pairs checked, rate of eggs laid and hatched (clutch size), period of incubation and nestling, breeding success, daily activity rhythm, growth of nestlings and fluctuations in nesting population. Many of these data are consistent with other

study carry out in Europe and North America, apart the smaller value of weight and wing length of female and of mean clutch size. Fluctuations in breeding density was estimated by mean of Ciclicity Index, corresponding to Coefficient of Variation (CV) and the value obtained was 117.1 comprised in a European medium-height level.

Bibliografia

- Carlsson B-G., Hornfeldt B., Lofgren O., 1987. Bigyny in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: effect of mating strategy on breeding success. *Ornis Scandinavica*, 18: 237-243.
- Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M., 1980. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Columbiformes-Piciformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Hakkarainen H., Korpimäki E., 1994. Environmental, parental and adaptive variation in egg size of Tengmalm's owls under fluctuating food conditions. *Oecologia*, 98: 362-368.
- Hansson L., Henttonen H., 1985. Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia*, 67: 255-256.
- Hayward G., Hayward P., 1993. Boreal Owl, *The Birds of North America* N° 63. American Ornithologists' Union, Washington.
- Hornfeldt B., Eklund U., 1990. The effect of food on laying date and clutch-size in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. *Ibis*, 132: 395-406.
- Hornfeldt B., Carlsson B-G., Lofgren O., Eklund U., 1990. Effects of cyclic food supply on breeding performance in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*. *Can. J. Zool.*, 68: 522-530.
- Jokinen M., Kaikusalo A., Korpimäki E., 1982. Breeding of owls in Finland in 1980. *Suomenselan Linnut*, 17: 15-22.
- Korpimäki, E. 1981. On the ecology and biology of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) in southern Ostrobothnia and Suomenselka, western Finland. *Acta Universitatis Ouluensis A, Scientiae Rerum Naturalium* 118, *Biologica* 13:1-84.
- Korpimäki E., 1986. Gradients in population fluctuations of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Europe. *Oecologia*, 69: 195-201.
- Korpimäki E., 1987. Timing of breeding of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in relation to vole dynamics in western Finland. *Ibis*, 129: 58-68.
- Korpimäki E., Hakkarainen H., 1991. Fluctuating food supply affects the clutch size of Tengmalm's owl independent of laying date. *Oecologia*, 85: 543-552.
- Korpimäki E., Hakkarainen H., 2012. *The Boreal Owl. Ecology, behavior and conservation of a forest-dwelling predator.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Lewontin R.C., 1966. On the measurement of relative variability. *Syst. Zool.*, 15: 141-142.
- Linkola P., Myllymäki A., 1969. Der Einfluss der Kleinsaugetierfluktuationen auf das Bruten einiger kleinsaugerfressenden Vogel im sudlichen Hame. *Ornis Fenn.*, 46: 45-78.
- Mezzavilla F., Lombardo S., 1997. Biologia riproduttiva della Civetta capogrosso (*Aegolius funereus*) nel bosco del Cansiglio. *Fauna*, 4: 101-114.
- Mezzavilla F., Lombardo S., Sperti M., 1994. First data on biology and breeding success of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) in Cansiglio. In: Baldaccini N.E., Mingozzi

- T., Violani C. (eds.), Atti VI Convegno Italiano di Ornitologia, Torino, 8-11 ottobre 1991. Mus. Reg. Sci. Nat., Torino: 325-334.
- Mockel R., 1983. Zur Verbreitung und Brutökologie des Rauhfuskaues *Aegolius funereus* (L.) in Westerbirge. Beitr. Vogelkd., 29: 137-151.
- Ravussin P-A., Trolliet D., Metraux V., Longchamp L., Daenzer C., Clemençon F., Roch J., 2011. Saison 2011 chez la Chouette de Tengmalm. Bilan de 27 années de suivi. Gobe 2011. www.chouette-gobe.ch (visionato 5 ottobre 2012).
- Tatum J., 1975. Egg volume. Auk, 92: 576-580.
- Williamson M., 1972. The analysis of biological populations. Arnold, London.
- Zang H., Kunze P., 1983. Chronik einer verhungerten Brut des Rauhfuskaues *Aegolius funereus* im Harz. Die Vogelwelt, 104: 176-178.
- Zarybnicka M., 2009. Parental investment of female Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: correlation with varying food abundance and reproductive success. Acta Ornithologica, 44: 81-87.

FALCONIFORMES E STRIGIFORMES IN AREE URBANE DELLA PIANURA VENETA ORIENTALE

ANGELO NARDO¹, EMANUELE STIVAL², URSULA MARTINA VEKEN³

Associazione Faunisti Veneti c/o Museo di Storia Naturale di Venezia

¹ maestro.nardo@gmail.com, ² emanuelestival@gmail.com, ³ uveken@yahoo.it

Keywords: birds of prey, urban birds, Veneto

L'inurbamento degli uccelli rapaci riveste un elevato interesse scientifico e conservazionistico perché a causa del loro ruolo ecologico sono situati spesso all'apice della piramide alimentare. In questo lavoro si è voluto analizzare la distribuzione, la consistenza e la colonizzazione dei rapaci diurni e notturni nei maggiori centri urbani di un'area del Veneto orientale.

Nel presente lavoro sono stati indagati solo comuni che superano i 20.000 abitanti: nove in provincia di Venezia e due in provincia di Treviso (Tab. 1). L'altitudine media è di 6,8 m s.l.m.

È stato preso in esame il periodo 1998-2012 e sono state considerate solo specie nidificanti e/o svernanti che hanno frequentato il centro abitato o l'immediata periferia. Sono stati utilizzati dati reperiti in bibliografia e dati utili dai recenti rilevamenti per la realizzazione di atlanti ornitologici: provinciale di Venezia (Bon *et al.* 2000), comunale di Venezia (Bon & Stival 2013) e comunale di Treviso (dati inediti). Sono stati inoltre analizzati i dati dei transetti eseguiti nelle città di Treviso, Oderzo, San Donà di Piave, Portogruaro e Jesolo (Nardo & Veken 2011) ed altri dati inediti in possesso degli autori.

Dal 1998 al 2012, 13 specie di rapaci diurni e notturni, nidificanti e svernanti, sono state rilevate nell'area di studio: otto Falconiformes e cinque Strigiformes. Di queste, nove hanno nidificato in almeno una città. Nella Tabella 2 è riportato l'elenco delle specie con la loro fenologia nelle città studiate. Di seguito si riporta la descrizione per specie.

Falco di palude *Circus aeruginosus*. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare e invernale. Durante l'anno, ma soprattutto in inverno, frequenta per motivi alimentari le periferie di Venezia (Tessera, San Giuliano, Campalto, Marghera e Fusina), San Donà di Piave e Jesolo. Nidificante raro fuori dai centri urbani.

Albanella reale *Circus cyaneus*. Nel Veneto è specie migratrice regolare e svernante. Nelle giornate più fredde degli inverni 1998-1999, alcuni individui hanno frequentato l'interno dell'abitato di San Donà di Piave, dove volavano bassi sopra i giardini (Nardo 2003). Osservazioni invernali anche a Venezia e isole (Lazzaretto Nuovo, Burano, Sant'Erasmus) e nella terraferma (Parco San Giuliano, Tessera, Favaro Veneto).

Comune	Residenti	Superficie (km ²)	Abitanti/km ²	Altitudine (m s.l.m.)
Venezia	270.884	415,94	656,6	2
Treviso	82.807	55,5	1.492,00	15
Chioggia	50.674	185,22	273,6	2
San Donà di Piave	41.592	78,73	529,1	3
Mira	38.952	98,88	393,9	6
Mirano	27.077	45,62	593,5	9
Spinea	27.041	15,02	1.800,30	6
Jesolo	25.601	95,59	268,8	2
Portogruaro	25.440	102,30	248,9	5
Martellago	21.279	20,08	1.059,70	12
Oderzo	20.272	42,57	476,2	13

Tabella 1 Centri urbani considerati nell'area di studio. *Urban centers in the study area.*

Sparviere *Accipiter nisus*. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare e invernale. Treviso: otto coppie nidificanti tra certe e probabili (2010-2011). Di queste circa la metà vive all'interno dell'abitato. San Donà di Piave: nidifica con due coppie (2010-2012). Osservato nella stagione riproduttiva a Venezia (Mestre, Marghera), Chioggia, Portogruaro, Mirano, Martellago. Svernante a Venezia (Mestre, Lido, Marghera, San Giuliano, Favaro Veneto, Tessera, Zelarino), Mira, Mirano, San Donà di Piave e Portogruaro, Jesolo. Svernante regolare a Treviso in tutti gli ambienti. Dai dati invernali di Venezia si evince che il 45% delle osservazioni hanno riguardato le aree edificate.

Poiana *Buteo buteo*. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare e invernale. Frequenta alcuni centri urbani solo per motivi alimentari. Osservata durante il periodo invernale e riproduttivo nelle aree periferiche del comune di Venezia (Mestre, San Giuliano, Marghera, Zelarino, Favaro Veneto, Dese, Tessera e solo in inverno a Mestre - Piazza Ferretto, Carpenedo, Lido). Sverna anche nelle periferie di San Donà di Piave, Portogruaro e Jesolo.

Gheppio *Falco tinnunculus*. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare e invernale. Venezia: nidifica in Campo SS. Giovanni e Paolo, presso l'Arsenale, a Murano, presso Madonna del Monte, a Mestre con tre o quattro coppie, a Marghera con una coppia, a Fusina con una coppia e a San Giuliano con una coppia. Nel territorio del comune di Venezia, il 43,4% delle osservazioni erano comprese nell'area edificata anche in zona industriale. Chioggia: nidifica con una coppia. San Donà di Piave: nidifica con quattro coppie; in questa città la specie si è insediata alla fine degli anni '90 del secolo scorso con due coppie nell'immediata periferia (Nardo 2003). Treviso: tra probabili e certe vi nidificano 14 coppie, per lo più situate nella periferia. Una sola coppia in centro. A Jesolo

e Oderzo è presente con una coppia che probabilmente nidifica nell'immediata periferia. Svernante regolare nella maggior parte dei centri abitati della provincia di Venezia, a Treviso e Oderzo.

Specie	Venezia	Chioggia	S. Donà di Piave	Mira	Mirano	Spinea	Jesolo	Portogruaro	Martellago	Treviso	Oderzo
<i>Circus aeruginosus</i>	Oc		Oc				Oc				
<i>Circus cyaneus</i>	Oc		Oc								
<i>Accipiter nisus</i>	E - I	E	N - I	E - I	E - I		E - I	E - I	E	N - I	I
<i>Buteo buteo</i>	Oc		Oc				Oc	Oc		I	
<i>Falco tinnunculus</i>	N - I	N - I	N - I	I	I	I	N? - I	I	I	N - I	N? - I
<i>Falco columbarius</i>			Oc								Oc
<i>Falco subbuteo</i>	N?			N						N?	N?
<i>Falco peregrinus</i>	N - I		I - E				I			E - I	
<i>Tyto alba</i>			N?					N		N?	
<i>Otus scops</i>	N		Oc				N			Oc	
<i>Athene noctua</i>	N - I		N - I	N - I				N? - I		N - I	
<i>Strix aluco</i>	N?		N? - I	N?				N?		N?	
<i>Asio otus</i>	I		N - I	N - I	N	I	N		N	N	

Tabella 2 Fenologia dei Falconiformes e Strigiformes nei centri urbani considerati nel Veneto orientale. *Phenology of Falconiformes and Strigiformes in urban centers of eastern Veneto*. Legenda. Oc = Occasionale, *Occasional*; E = Estiva, *Summer visitor*; N = Nidificante, *Breeding*; I = Invernale, *Wintering*.

Smeriglio *Falco columbarius*. Nel Veneto è specie migratrice regolare e invernale. Occasionalmente entra in città per cacciare uccelli. Osservato a San Donà di Piave (Nardo 2003) e a Oderzo (2009).

Lodolaio *Falco subbuteo*. Nel Veneto è specie migratrice regolare e nidificante. Una nidificazione nel 2009 a Venezia (Mestre, via Pertini). Un'altra osservazione significativa riguarda un individuo in caccia durante il periodo riproduttivo a Venezia (San Giuliano). Nella periferia di Mira, una coppia ha nidificato nel 2009. A Treviso una probabile nidificazione in zona periferica tra l'abitato moderno e un'area industriale (2011).

Falco pellegrino *Falco peregrinus*. Nel Veneto è specie migratrice regolare, invernale e sedentaria nidificante. Venezia: nel periodo riproduttivo, varie osservazioni di singoli individui in caccia a San Marco, Lido, Mestre, Marghera e Tessera. Negli ultimi anni ha nidificato a Venezia (una coppia a Marghera e una probabile nel centro di Venezia). Altre osservazioni in periodo riproduttivo hanno riguardato Treviso, San Donà di Piave e Portogruaro (giovane osservato nel 2011), probabilmente erano individui estivi in pianura.

Barbagianni *Tyto alba*. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare ed invernale. Ha nidificato (2011) con una o due coppie nella periferia

di Treviso. Alcune coppie hanno frequentato la periferia di San Donà di Piave (Nardo 2003). A Portogruaro ha nidificato con una coppia nel 1999.

Assiolo Otus scops. Nel Veneto è specie migratrice regolare, nidificante. Ha nidificato a Venezia (Isola di San Giorgio Maggiore) e diffusamente al Lido di Venezia. In precedenza era conosciuta la nidificazione a Venezia e Lido (Borgo in Bon *et al.* 2000). Ha nidificato anche a Jesolo, dove una femmina con evidente placca incubatrice è stata recuperata (2011) dopo l'impatto con una vetrata. Udito il canto a Mestre (2010 e 2012), San Donà di Piave nel 1999 (Nardo 2003) e nella periferia di Treviso (2011).

Civetta Athene noctua. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante. Venezia: ha nidificato a Sant'Erasmus, Favaro, Tesserà, Carpenedo, Mestre, Marghera, Campalto, Dese, Trivignano. Nel comune di Venezia le osservazioni in periodo riproduttivo riferite all'abitato sono state del 45,7%. Si è riprodotta anche a Mira, San Donà di Piave con 10-15 coppie tra l'abitato moderno e la periferia (Nardo 2003). Nidificazione probabile, con quattro-sei coppie (1999) dentro Portogruaro, certa appena fuori città. A Treviso ha nidificato con almeno 10 coppie tutte situate in periferia utilizzando vecchi edifici abbandonati. D'inverno è presente ove nidifica.

Allocco Strix aluco. Nel Veneto è specie sedentaria e nidificante. Nel periodo riproduttivo è stata segnalata la presenza tramite il canto: a Mira (Oriago) nel 2006 e a Venezia (Mestre) nel 2008. A Treviso, la specie è presente nella periferia come probabile nidificante con una o due coppie presso parchi di vecchio impianto. Mezzavilla & Bettiol (2007) la davano nidificante nel centro città e su tutta la periferia. Fino al 2001 una o due coppie erano presenti a San Donà di Piave; il loro canto si udiva da novembre a luglio, nel centro (Nardo 2003). Portogruaro: un individuo presente presso Villa Marzotto (2009-2012). Svernante a Treviso con circa 3 individui (2010-2011) e nella periferia nord di Mestre (Venezia).

Gufo comune Asio otus. Nel Veneto è specie sedentaria nidificante, migratrice regolare e invernale. A Treviso una coppia ha nidificato nella periferia. A San Donà di Piave, da un censimento avviato nel 2000, sono stati contati 24 siti di nidificazione (Nardo & Sgorlon 2001); negli anni a seguire il numero è andato scemando fino a quattro-otto coppie (2012) ma non si conoscono le ragioni. A Portogruaro, un'indagine del 1998-1999 ha accertato la nidificazione di quattro-cinque coppie tra la periferia e il centro. Nidifica con almeno tre coppie a Jesolo e con una sola coppia a Mirano, Martellago (Olmo), Mira (Oriago). Nidificante certo al Lido di Venezia e probabile nell'area periferica di Mestre (Venezia). Svernante a Venezia (Mestre, Marghera, Favaro Veneto - dormitorio fino a otto individui - Campalto fino a 10), San Donà di Piave, Spinea, Mira (dormitori con sei individui - 2011).

Diversamente da molti Passeriformi, i rapaci possono vivere in home range che si estendono oltre i confini urbani, e quindi non necessitano di soddisfare le loro esigenze ecologiche all'interno delle aree urbane. Per i rapaci le aree urbanizzate possono avere un'importanza elevata, perché spesso sono esenti da persecuzione e vi è un'adeguata disponibilità di risorse alimentari (Chace & Walsh 2006). Diverse specie considerate nel presente lavoro hanno, infatti, territori di caccia fuori città e spesso utilizzano per la nidificazione manufatti o boschetti delle aree periferiche dei centri urbani.

Summary. *Falconiformes and Strigiformes in urban areas of the eastern Veneto plain (NE Italy).*

A study on birds of prey in urban habitats was carried out by analyzing the data from the various surveys of urban avifauna of nine cities of Veneto region (NE Italy) between 1998 and 2012. Eight species of Falconiformes and five of Strigiformes have attended these urban centers in various ways. The species that have nested in at least one city are: Sparrowhawk *Accipiter nisus*, Kestrel *Falco tinnunculus*, Hobby *Falco subbuteo*, Peregrine *Falco peregrinus*, Barn Owl *Tyto alba*, Scops Owl *Otus scops*, Little Owl *Athene noctua*, Tawny Owl *Strix aluco* and Long-eared Owl *Asio otus*.

Bibliografia

- Bon M., Stival E., 2013. Uccelli di laguna e di città: l'atlante ornitologico del comune di Venezia 2006-2011. Marsilio.
- Bon M., Cherubini G., Semenzato M., Stival E., 2000. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Venezia. Provincia di Venezia.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Mezzavilla F., Bettioli K. (red.), 2007. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti.
- Nardo A., 2003. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti a San Donà di Piave. LIPU-Comune di San Donà di Piave.
- Nardo A., Sgorlon G., 2001. Spaziatura e densità dei siti di nidificazione del Gufo comune, *Asio otus*, in un'area urbana del Veneto. *Avocetta*, 25 (1): 102.
- Nardo A., Veken U.M., 2011. Comunità ornitiche in ambienti urbani di alcune città venete: dati preliminari. In: Bon M., Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), *Atti 6° Convegno Faunisti Veneti*. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 61: 150-153.

STATUS E POPOLAZIONE DEI RAPACI DIURNI NELL'AREA DEL DELTA DEL PO (ROVIGO)

EMILIANO VERZA, LORENZO ZANELLA, DANILO TROMBIN

Associazione Culturale Naturalistica Sagittaria,
via Badaloni, 9, I-45100 Rovigo, sagittaria.at@libero.it

Keywords: Po Delta, breeding raptors

Il presente studio si pone come aggiornamento sullo status e in particolare sul popolamento, ove possibile, di tutte le specie di rapaci diurni segnalate nell'area del Delta del Po compresa in provincia di Rovigo. Va ad aggiornare i precedenti Atlanti (Fracasso *et al.* 2003, Bon *et al.* 2005) relativamente a distribuzione e consistenza numerica delle specie nidificanti e svernanti.

I dati presentati sono stati ricavati, oltre che dalle fonti bibliografiche disponibili, da osservazioni casuali, da monitoraggi organizzati relativi al censimento degli uccelli acquatici svernanti, in migrazione (Provincia di Rovigo, Veneto Agricoltura, Regione Veneto) e nidificanti (Ass. Sagittaria).

Il periodo considerato va dal 2000 al 2011. Le singole segnalazioni di specie rare, poco comuni o viste in periodi inusuali sono tutte pubblicate nei Rapporti Ornitologici per la regione Veneto, anni 1999-2011 (Bon *et al.* 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, Sighele *et al.* 2009, 2010, 2011).

Nell'area d'indagine sono state osservate 24 specie di rapaci diurni, delle quali sei nidificanti e otto segnalate in meno di cinque annate.

Falco pecchiaiolo e nibbi

Queste tre specie (*Pernis apivorus*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*) sono state rilevate esclusivamente durante la fase migratoria, ad eccezione della segnalazione di un individuo di falco pecchiaiolo avvenuta nel gennaio 2008. La loro presenza non è particolarmente significativa per l'area. Di regola si osservano in spostamento lungo la linea di costa, lungo i rami del Po e lungo l'asse delle dune fossili.

Aquile e biancone

L'aquila anatraia maggiore *Aquila clanga* è stata segnalata in due occasioni (2008, 2011), sempre a gennaio, una in ambiente vallivo ed una lagunare.

Sono state fatte tre osservazioni di aquile non identificate con certezza, che potrebbero riferirsi all'aquila di mare *Haliaeetus albicilla*, per i mesi di novembre e dicembre (2001, 2002).

L'aquila minore *Aquila pennata* e il biancone *Circaetus gallicus* sono migratori, osservabili soprattutto lungo i rami del Po. Il biancone può essere considerato regolare, mentre le segnalazioni di aquila minore sono divenute regolari solo a

partire dal 2004; la specie è anche svernante rara, con segnalazioni il 7 gennaio 2007 e 20 gennaio 2011.

Falco di palude e albanelle

Il falco di palude *Circus aeruginosus* è il rapace più comune nelle zone umide deltizie. Nidifica con circa una ventina di coppie in particolare all'interno dei canneti vallivi più tranquilli e secondariamente nei bonelli di foce; presso questi canneti lagunari, però, la specie appare in diminuzione, forse a causa dei problemi di conservazione osservati per queste formazioni vegetali. Si riproduce inoltre nelle golene del Po più sicure (ad es. Po di Maistra) e nell'Oasi di Ca' Mello. Le coppie nidificano spesso ai margini delle garzaie (Tab. 1). Anche in periodo di svernamento resta legato agli ambienti con canneto; la stima dell'ultimo decennio (50 individui) mostra come la popolazione sia apparentemente stabile, anche se fluttuante. Durante la migrazione ha esigenze ambientali meno specializzate, potendo infatti essere osservato ovunque. In siti particolarmente favorevoli può essere osservato con concentrazioni notevoli (13 individui in Valle S. Carlo nel novembre 2009).

L'albanella reale *Circus cyaneus* ha svernato nell'area del Delta con una quindicina di soggetti (Tabella 2); in inverno frequenta soprattutto le terre di bonifica e le aree vallive.

L'albanella pallida *Circus macrourus* è stata rilevata con certezza in un'unica occasione, nell'aprile 2003.

L'albanella minore *Circus pygargus* è una delle specie nidificanti più caratteristiche per l'area del Delta. Per il triennio 2007-09 sono state stimate 10-17 coppie nidificanti (Tab. 3). Le zone di riproduzione sono primariamente le aree lagunari: il nido è posto tra la vegetazione alofila e psammofila degli scanni (barre di foce), in particolare nelle formazioni di *Spartina juncea* del retroscanno, o comunque tra le alte erbe dei siti più asciutti, oppure tra l'omologa vegetazione erbacea delle barene lagunari, anche in presenza di tamerici. Gli scanni maggiormente interessati sono il Cavallari e quello principale della Sacca di Scardovari; le barene lagunari invece sono quelle di Caleri e Barbamarco. Secondariamente

	Min	Max
Totale Valli di Rosolina	4	6
Totale Valli di Porto Viro	4	5
Totale Valli di Porto Tolle	3	4
Totale Lagune Delta nord	0	1
Totale Lagune Delta sud	3	5
Totale Adige e rami del Po	3	4
TOTALE	17	25

Tabella 1 Falco di palude, coppie nidificanti 2007-10. *Marsh Harrier breeding pairs, 2007-2010.*

	Falco di palude	Albanella reale
1997	54	21
1998	43	9
1999	36	9
2000	45	16
2001	50	11
2002	65	11
2003	56	17
2004	42	14
2005	53	13
2006	53	16
2007	58	8
2008	56	20
2009	40	19
2010	49	11

Tabella 2 Individui svernanti di falco di palude e albanella reale. *Wintering counts of Marsh harrier and Hen Harrier.*

	Min	Max
Totale Valli di Rosolina	0	1
Totale Valli di Porto Viro	0	1
Totale Lagune Delta nord	6	9
Totale Lagune Delta sud	2	3
Centrale Enel	2	3
TOTALE	10	17

Tabella 3 Albanella minore, coppie nidificanti 2007-09. *Montagu's Harrier breeding pairs, 2007-2009.*

si riproduce in ambiente vallivo, sempre su barene (Valle Passarella, valli nord di Porto Viro, Relitto di Valle Bonello). Un sito storico di riproduzione è rappresentato dall'incolto posto a sud della Centrale Enel di Polesine Camerini (loc. Lustraùra). Contrariamente a quanto ritenuto durante gli anni '90 del secolo scorso, non vi sono indizi attendibili di nidificazione in ambiente agrario. Le aree di bonifica, invece, vengono assiduamente frequentate per la caccia - così come le valli - anche per decine di km nell'entroterra. In periodo post-riproduttivo sono state osservate concentrazioni anche di 25 individui presso le Bonifiche dell'Isola della Donzella.

Astore e sparviere

L'astore *Accipiter gentilis* è stato segnalato in quattro occasioni, da gennaio a marzo e in ottobre (2002, 2003, 2005); è però probabile che la specie sia più diffusa di

quanto noto. In due occasioni è stato rilevato presso boschi igrofilo golenali, in una in lecceta e nell'altra all'interno di un centro abitato.

Lo sparviere *Accipiter nisus* è comunemente presente come svernante ovunque vi sia un minimo di copertura arborea, in particolare lungo i rami fluviali. Recentemente la specie potrebbe nidificare nell'area del Delta, grazie all'osservazione di adulti in habitat idonei in periodo riproduttivo. La popolazione comunque dovrebbe essere inferiore alle dieci coppie. La sua nidificazione è quindi ritenuta possibile.

Poiane

La poiana *Buteo buteo* è presente tutto l'anno e in periodo riproduttivo viene osservata, anche se non frequentemente. Sino ad ora non sono stati raccolti indizi che possano far pensare ad eventi riproduttivi. È comunque possibile che la specie si sia riprodotta.

La poiana codabianca *Buteo rufinus* è stata rilevata soprattutto in agosto e settembre, ma con segnalazioni anche in novembre e gennaio. Dal 2008 è stata rilevata quasi tutti gli anni, solitamente in zone agrarie di bonifica e in un caso presso i cordoni dunali fossili. Nel 2011 è stato rilevato un individuo della sottospecie *rufinus*.

Per la poiana calzata *Buteo lagopus* esistono tre segnalazioni (gennaio 2000, marzo e novembre 2009), tutte relative ad ambienti vallivi.

Falco pescatore *Pandion haliaetus*

La specie è una delle più caratteristiche dell'area del Delta. È presente in periodo migratorio, con diversi individui osservabili contemporaneamente. Frequenta soprattutto la zona lagunare e valliva. Ad ovest di Adria la sua presenza va via via rarefacendosi. La maggior parte delle segnalazioni è compresa nel periodo aprile-ottobre, con almeno 13 per il mese di novembre, una per dicembre, due per gennaio e quattro per febbraio.

Falconidi

Per il grillaio *Falco naumanni* esistono quattro segnalazioni di individui in migrazione (periodo aprile-giugno).

Il gheppio *Falco tinnunculus* presenta una popolazione nidificante distribuita in tutta l'area del Delta. Le nidificazioni, infatti, sono state trovate in ambiente agrario, antropizzato, vallivo, lagunare. La maggior parte dei nidi si trova su tralicci elettrici e su edifici e ruderi (silos, case, zuccherifici); alcune nidificazioni però sono state rilevate anche su alberi. Peculiare il caso di nidificazioni osservate su ex-magazzini per il riso posti nel mezzo dei canneti lagunari e sul faro di Pila. La popolazione nidificante può essere stimata in almeno 50 coppie, con massima densità rilevata nelle Bonifiche dell'Isola della Donzella.

Il falco cuculo *Falco vespertinus* viene osservato solo in periodo migratorio; nel 2008 un individuo è stato osservato in luglio, periodo inusuale.

Lo smeriglio *Falco columbarius* viene segnalato da ottobre a marzo, con individui che tendono a svernare in territori tradizionalmente utilizzati. È quindi possibile stimare la presenza di almeno 20-40 soggetti svernanti.

Il lodolaio *Falco subbuteo* nidifica nell'area del Delta con almeno una decina di coppie, presenti in primo luogo nelle golene e isole fluviali, secondariamente in ambiente agrario lungo i cordoni di dune fossili; è possibile che vi sia una quantità di coppie superiore a quanto stimato.

Nel 2011 per la prima volta è stata rilevata la presenza del falco della Regina *Falco eleonorae*, con l'osservazione in maggio di un individuo presso il cordone dunale fossile di Valle Bagliona.

Nell'ottobre 2009 è stato segnalato il lanario *Falco biarmicus* all'interno di una valle da pesca e caccia, unica segnalazione nota per la provincia di Rovigo in anni recenti.

Il falco pellegrino *Falco peregrinus* è presente durante tutto l'anno: frequenta tutti gli ambienti del Delta, comprese le valli da pesca e caccia nonché il litorale. In periodo autunnale è stata rilevata la presenza della sottospecie *calidus*. A partire dal 2004 ha iniziato a nidificare sulla sommità una torre piezometrica posta nell'Isola di Ariano; da allora la coppia si è sempre riprodotta. L'osservazione di individui adulti in periodo riproduttivo per diversi anni fa presumere che nidifichi anche sulla sommità della centrale Enel di Polesine Camerini. Almeno per il 2006 la femmina della coppia riproduttiva del primo sito è stata osservata con geti alle zampe, tipico di un individuo fuggito dalla cattività. È pertanto possibile che la maggior parte dei nati in questo sito non appartenga alla sottospecie nidificante in Italia.

Summary. *Status and nesting populations of diurnal raptors in the Po Delta (Rovigo, NE Italy.)*

This survey concerns status and population of diurnal raptors in the Po river Delta (Rovigo) for the period 2000-11. Twenty-four species were noticed. Five species are rare, seen in less than three years (*Aquila clanga*, *Buteo lagopus*, *Falco eleonorae*, *Falco biarmicus*, *Circus macrourus*), four are irregular (*Accipiter gentilis*, *Aquila pennata*, *Buteo rufinus*, *Falco naumanni*); the other are regular, with six of them breeding: *Circus aeruginosus* (17-25 pairs), *Circus pygargus* (10-17 pairs), *Accipiter nisus* (less than 10 pairs), *Falco tinnunculus* (50 pairs at least), *Falco subbuteo* (10 pairs at least), *Falco peregrinus* (1-2 pairs). The breeding of *Buteo buteo* has not yet been confirmed.

Bibliografia

- Bon M., Boschetti E., Verza E. (red.), 2005. Gli Uccelli acquatici svernanti in provincia di Rovigo. Provincia di Rovigo, Associazione Faunisti Veneti. Porto Viro (RO).
Bon M., Semenzato M. (red.), 2002. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anni 1999, 2000 e 2001. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 53: 231-258.
Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2003. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2002. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 54: 123-160.

- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2004. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2003. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 55: 171-200.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2005. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2004. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 56: 187-211.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2006. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2005. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 57: 199-220.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2007. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2006. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 58: 269-292.
- Bon M., Sighele M., Verza E. (red.), 2008. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2007. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 59: 129-150.
- Fracasso G., Verza E., Boschetti E. (a cura di), 2003. Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Rovigo. Provincia di Rovigo, Gruppo di Studi Naturalistici "Nisoria", Associazione Faunisti Veneti.
- Sighele M., Bon M., Verza E. (red.), 2009. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2008. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 60: 143-168.
- Sighele M., Bon M., Verza E. (red.), 2010. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2009. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, 61: 83-115.
- Sighele M., Bon M., Verza E. (red.), 2011. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2010. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, 62: 181-218.

DENSITÀ DI ASTORE *ACCIPITER GENTILIS*, FALCO PELLEGRINO *FALCO PEREGRINUS*, CIVETTA NANA *GLAUCIDIUM PASSERINUM* E CIVETTA CAPOGROSSO *AEGOLIUS FUNEREUS* NEL FRIULI OCCIDENTALE

ANTONIO BORGIO

via dei Fanti 154, I-36040 Torri di Quartesolo (VI), studio.antonioborgo@gmail.com

Keywords: *Accipiter gentilis*, *Falco peregrinus*, *Glaucidium passerinum*, *Aegolius funereus*, Dolomiti Friulane, Density, fanALP Project

I rapaci diurni e notturni sono stati riconosciuti essere un gruppo di specie guida utile quale indicatore della biodiversità (Sergio *et al.* 2006, 2008). Molti di essi sono specie target della strategia di conservazione di Rete Natura 2000 essendo incluse nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE. Altre specie, quali l'astore *Accipiter gentilis*, non lo sono probabilmente solo per le forti pressioni del mondo venatorio mitteleuropeo, ma per la posizione ecologica che coprono e per la loro sensibilità al disturbo sono in ogni caso specie di grande valore conservazionistico e buoni indicatori della qualità dell'ecosistema. Nel 2009, nell'ambito del Progetto Interreg "fanALP", i rapaci diurni e notturni e le singole specie di interesse comunitario sono state individuate come indicatori per il monitoraggio della biodiversità all'interno dei siti della Rete Natura 2000. A tale scopo, per alcune specie sono stati messi a punto protocolli di monitoraggio comuni e condivisi. L'indagine è stata condotta in un'area di 450 km² posta nella porzione occidentale del Friuli Venezia Giulia (tra 46°12'N e 46°28'N e tra 12°43'E e 12°19'E), nelle province di Pordenone e Udine, centrata sul Parco Naturale delle Dolomiti Friulane (375 km²). L'area è caratterizzata da una morfologia complessa, con valli profonde e versanti impervi a forte rocciosità, e si distribuisce tra i 200 e i 2.600 m s.l.m. Il 20% circa dell'area è rappresentato da ambienti di roccia e il 10% da mugheta. I boschi coprono il 55,2% del territorio e sono dominati dalla faggeta, che ammantava il 20,3% del territorio, e dalle pinete di pino nero *Pinus nigra* o di pino silvestre *Pinus silvestris* (10,2%). Nel piano montano si rinvenivano anche piceo faggeti (6%) e abieti piceo faggeti (3,3%), mentre le peccete e i lariceti interessano meno del 5% dell'area.

Il monitoraggio dell'astore e del falco pellegrino *Falco peregrinus* è stato esteso anche ai limitrofi territori veneti (BL) della Val Gallina e della Valle del Piave tra Longarone e Termine di Cadore (Borgio 1997), per una superficie complessiva pari a circa 900 km².

La distribuzione dei rapaci diurni e notturni nel Parco Naturale Dolomiti Friulane e nei settori ad esso limitrofi è oggetto di monitoraggio a partire dalla metà degli anni '90. Il monitoraggio è stato inizialmente condotto nell'ambito di tesi di laurea (Borgio 1998) ed è quindi stato portato avanti, negli anni successivi, dall'Ente

Parco. Molti dati relativi alle specie diurne sono stati raccolti anche nell'ambito del progetto di monitoraggio dell'aquila reale *Aquila chrysaetos*, avviato nel 1999 dal Parco (Borgo 2009). Il monitoraggio dei rapaci notturni è stato condotto dal 1995 al 2005, indagando di volta in volta diversi settori dell'area protetta. Nel resto del territorio del Parco, dove l'inquinamento acustico indotto dai torrenti pregiudica un censimento esaustivo, i dati sono stati raccolti in modo occasionale ed opportunistico. I valori di densità delle specie si riferiscono pertanto solo alle aree soggette a monitoraggio esaustivo. Nel 2010 e 2011, nell'ambito del progetto Interreg IIIA Italia-Austria "fanALP" è stato ripetuto il censimento di civetta nana *Glaucidium passerinum* e civetta capogrosso *Aegolius funereus* in alcune aree campione già monitorate in precedenza, permettendo di valutare le eventuali modifiche occorse.

Le aree di nidificazione sono state individuate con modalità diverse da specie a specie. Per il falco pellegrino sono state localizzate le pareti di nidificazione utilizzate, mentre per l'astore sono stati individuati i settori forestali di nidificazione osservando i voli nuziali o di parata territoriale (marzo) e il trasporto di prede al nido in periodo riproduttivo (maggio-giugno). Per gli Strigiformi sono stati individuati i maschi territoriali mediante mappaggio (Blondel 1969) dei punti di canto e attraverso l'ascolto (febbraio-maggio) del canto simultaneo di maschi tra loro confinanti. A tal fine il monitoraggio è stato condotto durante l'intera notte, da punti di vantaggio dominanti ampi settori. Per la civetta capogrosso è stato utilizzato esclusivamente l'ascolto del canto spontaneo, mentre per la civetta nana questo è stato integrato con la tecnica del playback. Ogni punto di canto è stato visitato almeno tre volte in ogni stagione di monitoraggio.

La densità delle specie è stata calcolata con il metodo della Nearest Neighbour Distance (NND). Per consentire il confronto con altri lavori di letteratura riportanti valori di densità riferiti a piccole aree campione nei settori di presenza, per i rapaci notturni sono stati calcolati anche i valori di densità nei singoli comprensori (vallata o gruppo montuoso).

Sono state censite 15 coppie di astore, con una NND pari a 5,16 km e una densità di 2,91 coppie/100 km², pari ad una coppia ogni 34,4 km² (Tab. 1). La densità della popolazione è analoga a quella rilevata da Tormen & De Col (2008) nelle adiacenti Prealpi e Dolomiti Bellunesi (2,2-3,5 coppie/100 km²) e superiore rispetto a quella riscontrata nelle Prealpi Varesine (0,83 coppie/100 km²) da Saporetto & Pavan (1994). Risulta invece inferiore rispetto ad altre aree di studio non alpine quali il Carso (4,1 coppie/100 km²: Benussi & Seriani 1991) o l'Appennino abruzzese (5,03 coppie/100 km²: Penteriani 1991) nelle quali le caratteristiche ambientali e la morfologia meno aspra consentono una maggior continuità di habitat idonei alla caccia.

La popolazione di falco pellegrino censita ammonta a 10 coppie, con NND pari a 6,35 km e una densità di 1,10 coppie/100 km². Tra il 1997 e il 2009 si è registrato un incremento effettivo della popolazione nidificante del 25%, grazie all'insediamento di due nuove coppie (Erto, Val Settimana). La situazione

Specie	N° territori	NND (km)		Area NNDM (km ²)	Densità (N°/100 km ²)
		Media	ES		
<i>Accipiter gentilis</i>	15	5,16	0,20	515,58	2,91
<i>Falco peregrinus</i>	10	6,35	0,71	912,81	1,10
<i>Glaucidium passerinum</i>	19	1,26	0,05	199,05	9,55
<i>Aegolius funereus</i>	52	1,00	0,04	145,41	34,39

Tabella 1 Consistenza e densità delle popolazioni censite nell'area di studio. *Abundance and density of the populations monitored in the study site.*

potrebbe evolvere ulteriormente, considerate le recenti osservazioni di individui adulti singoli in due vallate nelle quali non sono note coppie territoriali. La densità attuale è simile a quella rilevata nell'Appennino umbro-marchigiano (1,16 coppie/100 km²; Magrini *et al.* 2001) e inferiore a quella rilevata in aree alpine comprendenti le ampie vallate principali (1,76 coppie/100 km²; Rizzolli *et al.* 2003; 1,24 coppie/100 km²; Brambilla *et al.* 2003) o la fascia pedemontana (3,2 coppie/100 km²; Mezzavilla *et al.* 2013).

Nell'area di studio sono stati censiti 19 maschi territoriali di civetta nana, con NND pari a 1.257 m e una densità di 9,55 maschi/100 km² sull'area complessiva. La densità calcolata nelle due vallate in cui si concentra la popolazione è pari a 0,58 maschi/km² in Val Zemola ($N=3$; area NND=517 ha) e a 0,31 maschi/km² in Val Settimana ($N=7$; area NND=2.202 ha). Le densità rilevate in questi settori a più estesa vocazionalità sono in linea con quelle riportate da Sascor *et al.* (1999) per il Parco Naturale del Monte Corno in Alto Adige (0,33 maschi/km²) ma risultano localmente pari o inferiori rispetto ai valori (0,51-0,67 maschi/km²) rilevati in Trentino (Pedrini *et al.* 2005). I valori sono invece superiori rispetto a quelli riportati per settori al margine dell'areale della specie quali la Foresta del Cansiglio (0,25 maschi/km²; Mezzavilla *et al.* 1991) o il Piemonte (0,17-0,25 maschi/km²; Brichetti & Fracasso 2006).

L'indagine ha portato al censimento di 52 territori maschili di civetta capogrosso, due dei quali posti in settori non soggetti a monitoraggio intensivo e non compresi nell'area NND e nel calcolo della densità. Nell'area di indagine i territori presentano NND pari a 1.000 m e la loro densità è di 34,39 maschi/100 km².

Nelle singole valli le densità di popolazione raggiungono valori di 1,13 maschi/km² in Val Zemola ($N=5$), di 0,87 maschi/km² nel Fornese ($N=5$), di 0,58-0,63 maschi/km² in Val Cimoliana e Settimana ($N=14$). Nelle vallate prealpine, dominate da boschi submontani e da una limitata disponibilità di boschi montani, la densità è più bassa (0,26 maschi/km²) e analoga a quella di 0,24 maschi/km² rilevata in altri contesti prealpini quali le Prealpi Giulie (Borgo 2003). I valori concordano con quelli riportati per altre aree alpine delle province di Trento (0,25-1,14 maschi/km²) da Pedrini *et al.* (2005) e di Bolzano (0,44 maschi/km²) da Sascor *et al.* (1999).

Due delle aree campione sono state individuate dall'Ente Parco Naturale Dolomiti Friulane per il monitoraggio a lungo termine dello stato di conservazione della

specie nel territorio del Parco e del coincidente SIC/ZPS IT3310001. La densità di maschi territoriali è stata assunta dal Parco come indicatore dello stato di conservazione della specie. In tal senso, il confronto dei dati 1995-1998 con quelli 2010-2011 evidenzia una sostanziale stabilità della popolazione, con un numero di maschi territoriali invariato ($N=12$ in entrambi i periodi) e una densità confrontabile: 0,69 maschi/km² nel 1995-1998 e 0,72 maschi/km² nel 2010-2011. La lieve differenza di densità, a fronte della stessa dimensione della popolazione, deriva dalle lievi modifiche rilevate nei baricentri di canto dei maschi territoriali rilevati.

Summary. *Density of Goshawk* *Accipiter gentilis*, *Peregrine* *Falco peregrinus*, *Pigmy Owl* *Glaucidium passerinum* and *Tengmalm's Owl* *Aegolius funereus* in the western Friuli Venezia Giulia region (NE Italy).

From 1995 to 2011 I studied the distribution of four birds of prey in the western part of the Friuli Venezia Giulia region (Eastern Alps, Italy). I censused *Aegolius funereus* and *Glaucidium passerinum* in a study area 450 km² wide centred on the Dolomiti Friulane Natural Park (DFNP). The survey of the distribution of *Accipiter gentilis* and *Falco peregrinus* was carried out in a larger area of about 900 km² buffering the previous area but including also the neighbouring part of the Piave Valley (Veneto region). The altitude of the area ranged from 200 to 2,600 m above sea level. The 55.2% of the territory was covered by woods (chiefly beech-wood 20.3% and pine-wood 10.2%), whereas rocky areas and *Pinus mugo* shrubs covered respectively the 20% and 10% of the area. I recorded the following density: *Accipiter gentilis* ($N=15$) 2.91 pairs/100 km²; *Falco peregrinus* ($N=10$) 1.10 pairs/100 km²; *Glaucidium passerinum* ($N=19$) 9.55 males/100 km²; *Aegolius funereus* ($N=52$) 34.39 males/100 km². Between 1997 and 2009 the density of the *F. peregrinus* increased of 25%. At the subpopulation level, the density of *Aegolius funereus* reached values of 1.13-0.63 males/km², and *Glaucidium passerinum* values of 0.58-0.31 males/km². The DFNP, as manager of the SCI IT3310001 Dolomiti Friulane, has elected two sample areas for a long term survey of the conservation status of *Aegolius funereus*. The comparison of the density recorded in 1995-1998 ($N=12$; 0.69 males/km²) and in 2010-2011 ($N=12$; 0.72 males/km²) showed a stable and favourable conservation status of the species in the area.

Bibliografia

- Benussi E., Seriani M., 1991. Densità di siti riproduttivi di Astore in un'area della regione alto-adriatica. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 16: 267-270.
- Blondel J., 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: Lamotte M., Bourlière F. (eds.), Problèmes d'écologie. Masson et C.ie, Paris: 97-151.
- Borgo A., 1997. Nidificazione di Pellegrino nella porzione orientale della Provincia di Belluno (Veneto). Lavori Soc. Ven. Sc. Nat., 22: 123-124.
- Borgo A., 1998. Censimento della comunità di Accipitriformi, Falconiformi e Strigiformi di un settore delle Prealpi Veneto-Carniche e dati preliminari sulle preferenze

- ambientali. In: Bon M., Mezzavilla F. (eds.), Atti 2° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 48: 74-77.
- Borgo A., 2003. Preferenze ambientali dei rapaci diurni e notturni nel Parco Naturale Prealpi Giulie (Friuli-Venezia Giulia, Prealpi Orientali). *Avocetta*, 27 (1): 96.
- Borgo A., 2009. L'Aquila reale: ecologia, biologia e curiosità sulla regina del Parco Naturale Dolomiti Friulane. Parco Naturale Dolomiti Friulane. I Libri del Parco, 5.
- Brambilla M., Rubolini D., Guidali F., 2003. Recente incremento della popolazione nidificante di Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Prealpi centro-occidentali (1987-2002). *Avocetta*, 27 (1): 135.
- Brichetti P., Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. 3 Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Magrini M., Perna P., Angelini J., Armentano L., 2001. Tendenza delle popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Lanario *Falco biarmicus* e Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Marche e in Umbria. *Avocetta*, 25 (1): 57.
- Mezzavilla F., Girardello M., Martignago G., Zangobbo L., 2013. Selezione dell'habitat riproduttivo del falco pellegrino *Falco peregrinus* nelle Prealpi Venete. Atti II Convegno it. Rapaci diurni e notturni. In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 294-299.
- Mezzavilla F., Sperti M.T., Lombardo S., 1991. Primi risultati di un'indagine sulla Civetta nana e Civetta capogrosso nella foresta del Cansiglio. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 16: 371-373.
- Pedrini P., Caldonazzi M., Zanghellini S. (a cura di), 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica, 80 (2003), suppl. 2.
- Penteriani V., 1991. Densità e distribuzione dell'Astore nell'Appennino abruzzese: dati preliminari. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 17: 357-363.
- Rizzolli F., Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., 2003. Density, productivity, diet and population status of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in the Italian Alps. *Bird Study*, 52: 188-192.
- Saporetti F., Pavan P., 1994. Densità, habitat e successo riproduttivo dei rapaci diurni nidificanti in un'area prealpina dell'Italia settentrionale. *Riv. ital. Orn.*, 63: 145-173.
- Sascor R., Maistri R., Noselli S., 1999. Densità e preferenze ambientali di alcune specie di Strigiformi nel parco Naturale Monte Corno - Alto Adige. *Avocetta*, 23 (1): 100.
- Sergio F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K., Hiraldo F., 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 39: 1-19.
- Sergio F., Newton I., Marchesi L., Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.*, 43: 1049-1055.
- Tormen G., De Col S., 2008. Rapaci diurni e notturni della provincia di Belluno. In: GRUPPO NATURA BELLUNESE (eds.), Atti 2° Convegno Aspetti Naturalistici della provincia di Belluno. Tipografia Piave, Belluno: 183-217.

LA POIANA *BUTEO BUTEO* IN UN'AREA DEL VENETO ORIENTALE

ANGELO NARDO¹, GIACOMO SGORLON²

Associazione Faunisti Veneti c/o Museo di Storia Naturale di Venezia

¹maestro.nardo@gmail.com, ²giacomo.sgorlon@email.it

Keywords: Common Buzzard, Veneto

In Italia, la poiana *Buteo buteo* è in incremento con rioccupazione di areale (Brichetti & Fracasso 2003). Di recente, tale ripresa è stata confermata anche per il Veneto (Mezzavilla & Bettiol 2007, Nardo & Sgorlon 2009). In seguito ad un monitoraggio sui rapaci diurni iniziato una ventina di anni fa, in una vasta area di pianura del Veneto orientale, abbiamo potuto testimoniare l'espansione con la colonizzazione di nuovi territori della poiana.

L'area di studio è compresa tra le province di Treviso e Venezia ed in particolare si estende tra la laguna nord di Venezia ed il Fiume Tagliamento (con baricentro N 45.67, E 12.76), con un'altitudine media di 4-5 m s.l.m. Sono presenti ambienti vari, rappresentati soprattutto da cordoni dunali, spiagge, aree lagunari, zone di bonifica della pianura alluvionale e corsi di fiumi con boschi golenali. Il territorio è intensamente coltivato.

Il monitoraggio della specie ha avuto inizio negli anni '90 del secolo scorso dopo la scoperta delle prime coppie ed è tuttora in corso. Sono stati utilizzati metodi di osservazione diretta con utilizzo di binocoli e cannocchiali che hanno permesso il conteggio e la mappatura delle coppie e dei territori. I dati utili raccolti riguardano l'osservazione di individui in corteggiamento, in comportamenti territoriali, nel trasporto di prede verso un preciso sito, adulti presso un nido, giovani appena involati e segnalazioni di altri ornitologi. Le indagini sono state svolte tra marzo e luglio. Per il calcolo della densità è stata scelta una sub-area di oltre 100 km² situata tra le aste fluviali del Piave e del Livenza in prossimità della costa.

La Figura 1 mostra l'andamento delle coppie/territori dal 2001 al 2012. Sono state censite un massimo di 33 coppie/territori con una media annua di $17,8 \pm 9,98$ (DS). La poiana ha mostrato un evidente incremento negli anni, verificato da un valore significativamente elevato del coefficiente di correlazione ($r_s=0,996$; $P<0,01$), favorendo l'espansione e la colonizzazione di nuove aree.

Le aree maggiormente frequentate dalla poiana sono risultate la bassa pianura tra il Fiume Piave ed il Fiume Livenza, dove la densità raggiunge il valore più alto con 10 coppie/territori per 100 km² e la Bonifica del Loncon. Si sottolinea comunque che in queste due macro-aree lo sforzo di indagine è stato maggiore. Nella stessa area, nel 2000, tale valore si attestava a 5,5 coppie/100 km² (Nardo & Panzarin 2001) e nel 2009 era già di 10 coppie/100 km², facendo supporre una locale stabilizzazione della popolazione. D'altronde anche l'andamento del

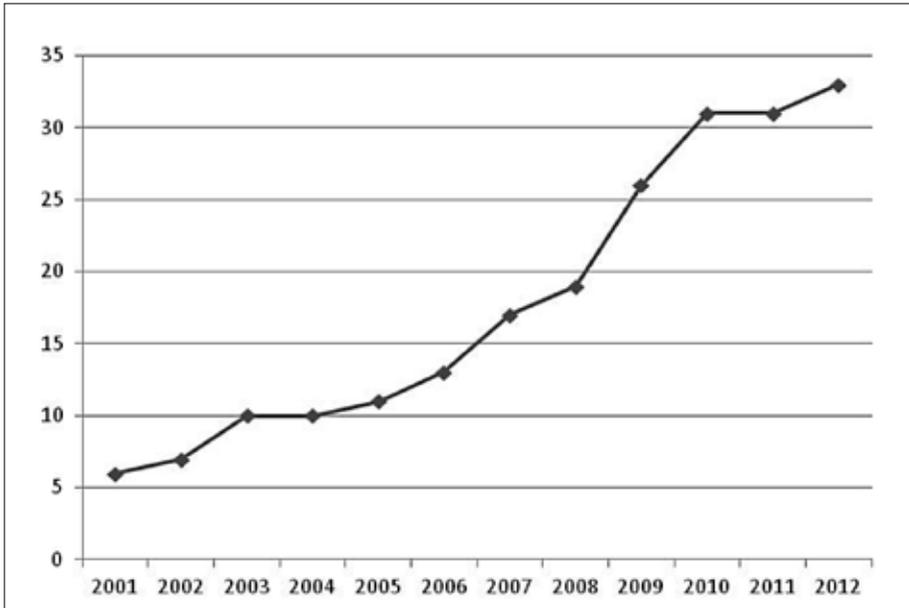


Figura 1 Andamento di coppie/territori di *Buteo buteo* in un'area del Veneto orientale. *Trend of pairs/territories of Buteo buteo in eastern Veneto (Italy NE).*

grafico della Figura 1 presenta una diminuzione della crescita negli ultimi tre anni. Per confronto, le densità rilevate in Italia variano tra 3,9 e 31,2 coppie/100 km² (Brichetti & Fracasso 2003).

La poiana frequenta tutti i tipi di ambienti purché ci sia presenza di alberi e tollera molto bene la vicinanza dell'uomo anche se la collocazione dei siti osservati avviene spesso in luoghi dove l'attività umana è minima. L'ambiente di caccia è costituito dalle aree aperte coltivate. Relazioni interspecifiche sono state osservate con il falco di palude *Circus aeruginosus*, il gheppio *Falco tinnunculus*, la gazza *Pica pica* e la cornacchia grigia *Corvus cornix*. Dai dati esposti emerge una attuale situazione favorevole per la poiana che dopo decenni sta ritornando ad occupare territori storici, nonostante l'intensificazione delle pratiche agricole. I motivi di tale espansione sono da ricercare probabilmente nella protezione accordata nei vari Paesi europei e nel conseguente incremento generale della specie, che nell'allargare il suo areale si è adattata all'ambiente di pianura fortemente antropizzato ed urbanizzato ma che offre anche condizioni favorevoli determinate dalla disponibilità di prede e di siti per la nidificazione.

Summary. *The Common Buzzard Buteo buteo in the eastern Veneto region (NE Italy).*

The population of Common Buzzard *Buteo buteo* is monitored since 2001 in an area of low plain of the eastern Veneto (NE Italy), included between the rivers Tagliamento and Piave. Up to 33 pairs/territories were recorded, with an

annual average of 17.8 ± 9.98 (*SD*). The Common Buzzard population showed a clear increase over the years, statistically verified by the correlation coefficient ($r_s=0.996$, $P<0.01$), with colonization of new areas.

Bibliografia

- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Mezzavilla F., Bettiol K. (red.), 2007. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti.
- Nardo A., Panzarin F., 2001. Accipitriformi e Falconiformi in un'area della provincia di Venezia. In: Bon M., Scarton F. (red.), Atti 3° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus civ. St. Nat Venezia, suppl. al vol. 51 (2000): 180-182.
- Nardo A., Sgorlon G., 2009. Accipitriformi e Falconiformi in un'area del Veneto Orientale. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, 16 (1-2): 109-111.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL FALCO CUCULO *FALCO VESPERTINUS* IN PROVINCIA DI VENEZIA

GIACOMO SGORLON, LUCIO PANZARIN

Associazione Faunisti Veneti c/o Museo Civico di Storia Naturale di Venezia,
Santa Croce 1730, I-30135 Venezia, giacomo.sgorlon@email.it

Keywords: Red-footed Falcon, *Falco vespertinus*, breeding biology, cooperative breeding, Veneto, NE Italy

Il falco cuculo *Falco vespertinus* è una specie monotipica a distribuzione eurosiberica. La popolazione europea è stimata in 18.000-44.000 coppie maggiormente distribuite in Russia (40.000 coppie) ed in Ungheria (2.200 coppie) (Cramp & Simmons 1980). In Italia è migratore regolare, più comune durante il passo primaverile e nidificante. La colonizzazione ha avuto luogo dal 1995 con la prima nidificazione accertata in provincia di Parma. Attualmente è comune come nidificante in Emilia-Romagna, in particolare nella provincia di Ferrara con 70 coppie nidificanti nel 2000 (Brichetti & Fracasso 2003).

Il suo stato di conservazione è ritenuto vulnerabile in Italia (Peronace *et al.* 2012) e nel Paleartico Occidentale, in quanto ha manifestato un ampio declino in seguito alla trasformazione dell'habitat, l'uso di pesticidi in agricoltura, il controllo delle popolazioni di corvidi (BirdLife International 2004).

La Bonifica di Loncon, assieme alla Bonifica delle Sette Sorelle, costituisce un'ampia zona agricola compresa nei comuni di San Stino di Livenza e Concordia Sagittaria, ricadenti nella parte orientale della provincia di Venezia. Soggetta all'ultimo dei grandi processi di bonifica negli anni 1940-50, attualmente supporta colture agricole di tipo intensivo-estensivo di natura cerealicola e vitivinicola, con alberature scarse ed alcuni pioppeti artificiali. Ha un'estensione di circa 20 km².

La riproduzione del falco cuculo è stata accertata nell'area di indagine dalla stagione riproduttiva del 2003 (Sgorlon & Panzarin 2005); l'area è stata in seguito controllata ogni anno durante la migrazione primaverile allo scopo di individuare i gruppi in sosta trofica e dalla seconda decade di giugno, per ricercare eventuali coppie riproduttive, dopo il passaggio dei migratori. Una volta individuato il sito riproduttivo, il controllo al nido è stato effettuato fino all'involto dei giovani con l'uso di binocoli e cannocchiali e, quando possibile, è stato verificato l'abbandono del territorio da parte del gruppo familiare. Il successo riproduttivo è stato calcolato sulle coppie che hanno involato almeno un giovane, sono stati ottenuti dati sui tempi della riproduzione, sull'attività al nido oltre che sull'alimentazione dei pulli.

A partire dal 2003 l'area di studio è stata interessata dalla riproduzione del falco cuculo (Min: 1 coppia negli anni 2003-2006, 2009, 2011; Max: 2 coppie nel 2007, 2008, 2010, 2012), che ha utilizzato esclusivamente strutture arboree

quali il platano *Platanus hybrida*, il pioppo cipressino *Populus nigra* var. *italica*, il pioppo bianco *Populus alba* e l'acacia *Robinia pseudoacacia*. Sono stati occupati i nidi abbandonati di cornacchia grigia *Corvus cornix*, ed un singolo nido di gazza *Pica pica*, costruiti su alberi isolati oltre che su un filare di platani delimitante una strada provinciale ad alto flusso veicolare. Tale filare, occupato a partire dal 2007, risultava interessante per la specie in quanto presentava un'alta densità di nidi di corvide (48 nidi in un tratto lineare di 6 km) garantendo una buona scelta di siti riproduttivi per il rapace.

La data media di arrivo in Bonifica di Loncon è stata l'8 maggio (Min: 27/04/2001; Max: 12/05/2000) mentre l'abbandono dei gruppi familiari è avvenuto attorno alla terza decade di luglio con ritardi fino alla prima decade di settembre.

Le coppie hanno allevato ed involato 20 giovani, con un successo riproduttivo pari a 2,2 pulli/nido. La data media di deposizione, considerando un periodo d'incubazione di 22-23 giorni (Cramp & Simmons 1980), è stata l'11 giugno ($N=9$; Min: 24 maggio; Max: 20 giugno) mentre l'involto dei giovani dal nido è avvenuto in media nell'ultima decade di luglio. In Tabella 1 viene riportato l'andamento numerico delle coppie nel periodo in esame.

Le cure parentali sono state svolte da entrambi gli adulti, con il maschio che ha attuato attività legate alla caccia ed alla difesa del territorio, ma ha partecipato in modo attivo anche alla cova, sebbene tale attività sia una prerogativa della femmina.

L'alimentazione dei pulli è stata garantita dagli adulti tramite l'apporto di Microtini e Murini con l'aggiunta di insetti quali Ortoteri, Lepidotteri ed Odonati. È stata verificata la partecipazione di soggetti estranei alla coppia, intervenuti in particolare nell'imbeccata ai pulli. Nel dettaglio sono stati osservati una femmina adulta ed un immaturo nel 2003, una femmina adulta nel 2005 ed una femmina immatura nel 2008.

2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Media
1	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1,3

Tabella 1 Numero di coppie nidificanti in Bonifica di Loncon (VE) nel periodo 2003-2012 (modificata ed aggiornata da Nardo & Sgorlon 2009). *Number of breeding pairs in Bonifica di Loncon (VE) in the period 2003 to 2012 (as amended and updated from Nardo & Sgorlon 2009).*

periodo	località	successo riproduttivo	citazione bibliografica
1983	Borzas (Hortobagy-H)	2,96 pulli/nido	Haraszthy & Bagyura 1993
2009	Bassa pianura parmense (PR)	1,92 pulli/nido	Ferrari & Gustin 2009
2003-2012	Bonifica di Loncon (VE)	2,2 pulli/nido	presente studio

Tabella 2 Successo riproduttivo del falco cuculo. *Breeding success of Red-footed Falcon.*

La popolazione nidificante in provincia di Venezia rispetta i normali tempi riproduttivi noti in bibliografia (Glutz Von Blotzheim *et al.* 1971, Cramp & Simmons 1980). Le coppie nidificanti in provincia di Venezia, con una distribuzione di tipo puntiforme ed una densità relativamente bassa, presentano un buon successo riproduttivo pari ai territori dove le popolazioni si distribuiscono in modo coloniale, come del resto rilevato da Haraszthy & Bagyura (1993). Tale dato è paragonabile alle principali indagini relative alle popolazioni nidificanti nell'Est Europa oltre che al principale nucleo riproduttivo italiano (Haraszthy & Bagyura 1993, Ferrari & Gustin 2009) (Tab. 2).

L'apporto degli insetti durante l'allevamento dei pulli è noto in letteratura (Glutz Von Blotzheim *et al.* 1971, Purger 1998); in particolare, durante le nostre indagini, è stato appurato il prelievo di Odonati (generi *Zygoptera* e *Anisoptera*) oltre che di *Mantis religiosa*.

Inedita per la specie sembra essere la presenza di individui estranei alla coppia che aiutano nelle attività al nido, secondo il fenomeno del cooperative breeding (Kimball *et al.* 2003). La presenza di individui aiutanti al nido (helpers) non viene citata da Cramp & Simmons (1980) per il falco cuculo, appare invece comune negli altri rapaci diurni (Newton 1979). È stata infatti rilevata in altre specie del genere *Falco* quali il lodolaio *Falco subbuteo*, il falco pellegrino *Falco peregrinus* e lo smeriglio *Falco columbarius* (Kimball *et al.* 2003, Kurosawa & Kurosawa 2003, Zuberogoitia & Martinez 2003).

Attualmente le coppie nidificanti nell'area di indagine appaiono stabili (1 coppia nidificante certa e due possibili nel 2012). Queste dimostrano una risposta tendenzialmente negativa nei confronti delle attività umane sia di tipo agricolo sia legate alla situazione antropica dato che nel 2008 si è verificato l'abbandono di un nido a seguito di una ristrutturazione edilizia.

Da considerare, inoltre, il rischio di decesso degli adulti da impatto con il traffico veicolare, in particolare nelle coppie che utilizzano i nidi lungo il filare delimitante la strada provinciale. È stato confermato che tale evento può causare l'abbandono del nido e la conseguente riduzione del successo riproduttivo (Purger 1997).

Ringraziamenti. Si ringraziano A. Nardo ed A. De Faveri per la condivisione dei dati e la collaborazione sul campo, G. Bogliani e F. Mezzavilla per la ricerca bibliografica, A. Bassetto per la traduzione in lingua inglese.

Summary. *Breeding biology of the Red-footed Falcon Falco vespertinus in the province of Venice (NE Italy).*

The Red-footed Falcon *Falco vespertinus* breeds in Veneto, only in the countryside of Loncon. The first data for the nesting area has been confirmed since 2003. The couples were followed between 2003 and 2012. The breeding of 13 pairs was checked, representing an average of 1.3 cp/year. Among the nesting, 9 pairs have bred and fledged 20 chicks with breeding success of 2.2 juvenile fledged/nest. The observation of the breeding pairs allowed us to verify active participation in

parental care of both sexes in the hatching and feeding of the chicks as well as the territorial defense. Females and immatures were observed helping at the nest, like cooperative breeding, feeding chicks with small mammals, moths and beetles. Conservation of this small breeding population is linked to factors related to human activity such as the agricultural land management, corvids hunting and human disturbance.

Bibliografia

- Birdlife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No.12).
- Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. 1- Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Crappe S., Simmons K.E.L., 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2: Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.
- Ferrari M.E., Gustin M., 2009. Programma monitoraggio Faunistico. Azione E2. Progetto LIFE 07 NAT/IT/000499 Pianura parmense.
- Glutz Von Blotzheim U.N., Bauer K.M., Bezzel E., 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Haraszthy L., Bagyura J., 1993. A comparison of the nesting habits of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in colonies and solitary pairs. In: Nicholls M.K., Clark R. (eds.), Biology and conservation of small falcons. Proceedings of the Hawk and Owl Trust Conference (Canterbury, 6th-8th september 1991). Hawk and Owl Trust, London: 80-85.
- Kimball R.T., Parker P.G., Bednarz J.C., 2003. The occurrence and evolution of cooperative breeding among the diurnal raptors (Accipitridae and Falconidae). Auk, 120: 717-729.
- Kurosawa T., Kurosawa R., 2003. A helper at the nest of Peregrin falcons in northern Japan. J. Rapt. Res., 37 (4): 340-342.
- Nardo A., Sgorlon G., 2009. Accipitriformi e Falconiformi in un'area del Veneto Orientale. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, 16 (1-2): 109-111.
- Newton I., 1979. Population Ecology of Raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Peronace V., Cecere J.C., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. Avocetta, 36 (1): 11-58.
- Purger J.J., 1997. Accidental death of adult Red-footed Falcon *Falco vespertinus* and its effect on breeding success. Vogelwelt, 117: 325-327.
- Purger J.J., 1998. Diet of Red-footed Falcon *Falco vespertinus* nestlings from hatching to fledging. Ornis Fennica, 75: 185-191.
- Sgorlon G., Panzarin L., 2005. Nuova nidificazione del Falco cuculo (*Falco vespertinus*) in Veneto. In: Bon M., Dal Lago A., Fracasso G. (red.), Atti del 4° convegno Faunisti Veneti. Natura Vicentina, 7: 201-203.
- Zuberogoitia I., Martinez J.A., 2003. Two cases of cooperative breeding in Eurasian Hobbies. J. Rapt. Res., 37 (4): 342-344.

SELEZIONE DELL'HABITAT RIPRODUTTIVO DEL FALCO PELLEGRINO *FALCO PEREGRINUS* NELLE PREALPI VENETE

FRANCESCO MEZZAVILLA¹, MARCO GIRARDELLO²,
GIANFRANCO MARTIGNAGO¹, LUIGINO ZANGOBBO¹

¹ Associazione Faunisti Veneti c/o Museo di Storia Naturale di Venezia,
Santa Croce 1730, I-30135 Venezia, f.mezza@libero.it

² CNRS - National Centre for Scientific Research,
Centre d'Etudes Biologiques de Chizé, Beauvoir sur Niort, France

Keywords: breeding habitat selection, *Falco peregrinus*, cliff features, Northeast Italy

Il falco pellegrino *Falco peregrinus* risultava del tutto assente in Veneto fino alla seconda metà degli anni '80 del secolo scorso. Dal 1992, quando è stata rilevata la prima coppia nidificante, fino al 2012, sono stati catalogati e georeferenziati tutti i siti riproduttivi rilevati nell'area di indagine (Mezzavilla *et al.* 2001). L'attività riproduttiva invece è stata seguita solo nei casi dove le osservazioni potevano essere svolte in maniera adeguata. La presente ricerca vuole approfondire le conoscenze sull'ecologia del falco pellegrino a livello regionale, quantificando la selezione dell'habitat della specie e il trend di popolazione per l'area di studio considerata. L'area di indagine ricade all'interno delle province di Vicenza, Belluno e Treviso e comprende il settore pedemontano del Massiccio del Monte Grappa, la dorsale che congiunge il Monte Cesen al Monte Visentin, la Valle del Fadalto fino al Lago di Santa Croce ed i versanti meridionali dell'Altopiano del Cansiglio. Complessivamente l'area si estende per 340 km². L'ambiente è piuttosto vario e si caratterizza per la presenza di aree boscate (peccete, faggete, boschi di latifoglie), prati pascoli, valli fluviali (Brenta, Piave), pareti rocciose anche di grande estensione ed insediamenti urbani. La ricerca dei siti riproduttivi è stata svolta ogni anno a partire dal mese di febbraio e si è basata su ripetute osservazioni presso le aree dove erano insediate le coppie neo formate e quelle già note. La nidificazione è stata accertata nella maggior parte dei casi dall'osservazione della femmina in cova. Dove invece questo non è stato possibile, si sono considerate valide le ripetute osservazioni di visite al sito, il trasporto di prede nonché l'involo dei giovani.

Dal 1992 al 2012 sono stati rilevati 16 siti riproduttivi, di cui 11 occupati con regolarità che hanno costituito la base delle indagini. Ogni sito è stato mappato e sono state rilevate le variabili adatte a descriverne le caratteristiche geografiche ed ambientali. In particolare sono state prese in esame e misurate 14 variabili ambientali (Tab. 1). Ai siti riproduttivi noti ne sono stati aggiunti altri 30, raccolti in maniera casuale all'interno dell'area in esame su un raggio circostante

ai nidi di 1,5 km, di cui era possibile analizzare le stesse variabili ambientali. Nel corso dei vari anni di indagine sono stati censiti anche i siti di nidificazione di almeno otto coppie di corvo imperiale *Corvus corax*, di tre coppie di aquila reale *Aquila chrysaetos* e di tre coppie di gufo reale *Bubo bubo*. Queste ultime due specie però non sono state prese in considerazione perché, a parte un unico caso di interazione tra aquila reale e falco pellegrino, non si sono verificati altri rapporti di competizione.

Variabili Variable	Siti occupati Occupied cliffs (N = 11) Media (SD)	Siti non occupati Unoccupied cliffs (N = 30) Media (SD)
Altezza s.l.m. <i>Altitude above sea level (m)</i>	785,8 (172,7)	838 (302,7)
Orientamento <i>Orientation index †</i>	3,3 (1,1)	2,13 (1,5)*
Altezza parete <i>Maximum height of the cliff</i>	70,2 (51,7)	36,1 (23,7)*
Inclinazione <i>Value of depth/height ratio measured at the barycenter of the cliff</i>	0,02 (0,06)	0,21 (0,14)***
Distanza da strade <i>Distance to the nearest road</i>	655 (426)	949 (659,8)
Distanza da città <i>Distance to the nearest small towns</i>	1.998 (1.107)	2.138 (1.011)
Distanza da fiumi <i>Distance to the nearest rivers</i>	3.543 (1.790)	3.084 (1.643)
Distanza da laghi <i>Distance to the nearest lake or large ponds</i>	8.836 (6.298)	7.179 (4.592)
Distanza dai nidi di corvo imperiale <i>Distance to the nearest Raven nesting cliff</i>	1.200 (808)	2.517 (1.932)*
Distanza da nidi di falco pellegrino <i>Distance to the nearest Peregrine Falcon nesting cliff</i>	4.107 (1.398)	2.012 (1.573)***
Lunghezza parete <i>Length of the cliff or width hole</i>	8,5 (15,8)	8,9 (12,5)
Distanza da case poco occupate <i>Distance to the temporary occupied house</i>	621 (258)	649 (345)
Distanza da abitazioni primarie <i>Distance to the nearest occupied house</i>	1.528 (823)	1.351 (760)
Superficie parete <i>Total cliff surface</i>	9.263 (13.107)	2.083 (988)*

Tabella 1 Variabili considerate nell'analisi di selezione dell'habitat. *Habitat variables considered in the analysis of habitat selection. Values for Peregrine sites, occupied and unoccupied, are reported as mean with standard deviation. Differences were analyzed by means of Mann-Whitney U-tests. * P<0.05; *** P<0.001. † Orientation index has higher scores for the most occupied cliffs: W and S = 5; SE = 3; E = 2; N = 1.*

La differenza tra le variabili ambientali è stata ricercata mediante Mann-Whitney U-test, mentre la relazione tra le variabili ambientali e i dati di distribuzione della specie sono stati analizzati tramite un Modello Generale Linearizzato (GLM). Il modello è stato valutato mediante la teoria dell'informazione, tramite il criterio di informazione di Akaike (AIC). L'AIC è un criterio di informazione utilizzato per selezionare la complessità di un modello premiando quelli caratterizzati da una buona congruenza con i dati, penalizzando allo stesso tempo l'uso di parametri non necessari. L'approccio di valutazione di un modello basato sulla teoria dell'informazione usa l'AIC per classificare un insieme di modelli ed ottenere una misura dell'importanza di selezione di ognuno di questi e dei singoli parametri tramite Akaike weights (w_i). Tale procedura rappresenta la probabilità che un determinato modello sia il migliore tra quelli osservati, considerate tutte le loro possibili combinazioni. Con la tecnica del model-averaging è possibile ottenere una media degli Akaike weights per i parametri inclusi in tutte le possibili combinazioni di modelli. L'uso di questo approccio presenta notevoli vantaggi rispetto ai tradizionali metodi di selezione stepwise, basati sulla significatività statistica. Infatti con l'AIC non viene selezionato un unico modello come il migliore ma vengono presi in considerazione tutti. Questo fa sì che non vengano perse informazioni importanti dal punto di vista ecologico. Per una descrizione dettagliata della procedura si rimanda a Burnham & Anderson (1998).

In venti anni di monitoraggio del falco pellegrino nell'area, si è potuta rilevare una progressiva espansione della specie con occupazione di gran parte dei siti adatti alla nidificazione. Dal 1992 al 2012 le coppie sono progressivamente aumentate (Fig. 1).

La densità massima raggiunta è stata di 3,2 coppie/100 km². Tale dato risulta

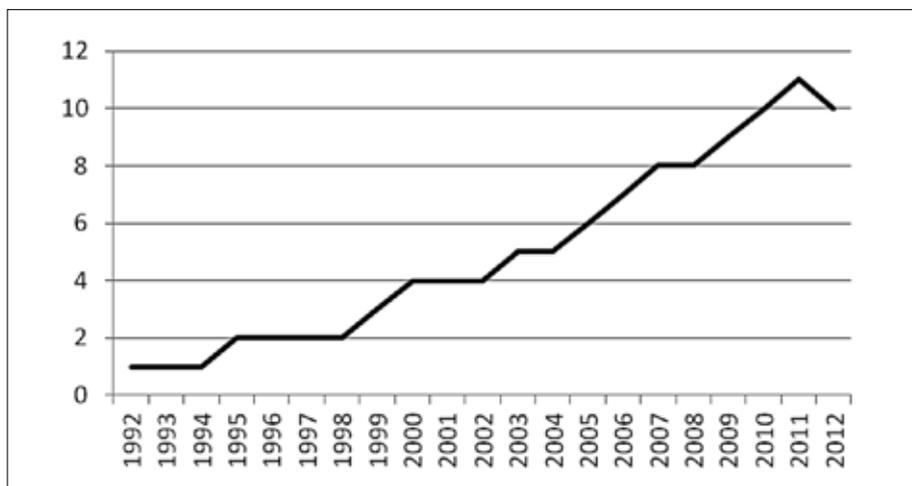


Figura 1 Evoluzione temporale del numero di coppie rilevate nell'area di indagine. *Increasing of pairs in the monitored area since 1992.*

superiore rispetto a quelli trovati in provincia di Trento ed in Lombardia dove su aree di 3.570 e 2.100 km² sono state rilevate densità di 1,16 e 1,43 coppie/100 km² (Rizzolli *et al.* 2005, Brambilla *et al.* 2006). Questo valore ha influito anche sul calcolo della NND (Krebs 1989) che è risultata pari a 4.233 m ed è inferiore a quelle riscontrate in Trentino (5.131 m) ed in Lombardia (5.391 m) (Rizzolli *et al.* 2005, Brambilla *et al.* 2006). Tale densità anche se appare elevata per il territorio italiano, è stata superata in altri paesi d'Europa, dove il tasso di insediamento, condizionato dalla presenza di risorse trofiche e di siti adatti alla riproduzione, è risultato più elevato (Ratcliffe 1993).

L'analisi delle 14 variabili scelte per la selezione dell'habitat ha permesso di rilevare significative differenze tra i siti occupati e quelli non occupati. Dal confronto dei dati mediante il test di Mann-Whitney, si sono rilevate differenze significative tra le variabili: orientamento, altezza della parete, inclinazione, distanza dai nidi di corvo imperiale, distanza tra i nidi di falco pellegrino e superficie della parete. Tra queste l'altezza della parete e l'orientamento coincidono con quanto riscontrato in Spagna (Gainzarain *et al.* 2000).

Dall'analisi delle variabili effettuata mediante GLM (Modello Generale Linearizzato) applicato su una distribuzione binomiale, quelle che hanno evidenziato un effetto significativo, ossia le variabili che mostrano la più alta probabilità di essere selezionate (Tab. 2), sono risultate: inclinazione della parete, distanza dai nidi di *Corvus corax*, orientamento ed altezza della parete. Tra queste solo l'orientamento differisce dai dati raccolti in Trentino (Sergio *et al.* 2004); tutte le altre variabili, analizzate con un metodo uguale al nostro, hanno permesso di ottenere risultati statisticamente significativi come nella nostra area.

Nell'area di indagine il falco pellegrino ha selezionato le pareti maggiormente sviluppate in altezza, con maggiore inclinazione e con orientamento verso S e W. In un unico caso il nido era rivolto verso N. Anche la distanza dal nido di corvo imperiale è risultata molto importante, così come rilevato in Trentino (Sergio *et al.* 2004). Nella nostra area cinque coppie di falco pellegrino hanno nidificato con successo a meno di 750 m da nidi di corvo imperiale. Tra queste, due coppie si sono riprodotte a meno di 300 m di distanza tra loro. In questi casi si è osservato che il numero di scontri tra le due specie si è progressivamente ridotto dal periodo di insediamento fino quasi a scomparire nelle fasi di allevamento e di involo della prole. Riguardo alla vicinanza tra queste due specie non è noto se ciò sia legato ad un fattore di condivisione di habitat oppure anche a componenti etologiche grazie alle quali si instaura un maggior livello di controllo comune del nido.

In un sito compreso all'interno del Massiccio del Monte Grappa, nel 2012 si è insediata una nuova coppia di aquila reale. Con questa specie si è subito osservato un forte livello di competitività che ha portato all'uccisione da parte dell'aquila di uno dei due partner della coppia di falco pellegrino già insediata ed alla successiva mancata riproduzione in un sito che era stato occupato con regolarità fin dal 1992. Sempre in quest'ultima località si sono rilevate le minori distanze di nidificazione tra siti vicini, pari a soli 2.080 m.

Variabile	Importanza
Inclinazione	0.99(-)
Distanza <i>C. corax</i>	0.59(+)
Orientamento	0.17(+)
Altezza parete	0.25(+)
Distanza da strade	0.32 (+)
Distanza da laghi	0.25(+)
Altezza s.l.m.	0.22(+)
Distanza da case poco occupate	0.20(+)
Distanza da città	0.21(+)

Tabella 2 Probabilità di selezione (= importanza relativa) delle variabili per il GLM binomiale ed effetto sulla presenza del falco pellegrino (+ o - ; indicato tra parentesi). *Selection probabilities (i.e. relative importance) for each of the variable entered into the binomial GLMs and direction of the effect (+ = positive effect; - = negative effect).*

Dall'analisi delle variabili non si sono rilevate significative differenze verso la presenza di strade, centri abitati, corsi dei fiumi oppure la presenza di laghi. Tutte queste variabili non influenzano molto la ricerca del sito, diversamente dalla Lombardia dove la distanza dai laghi è risultata una variabile significativa (Brambilla *et al.* 2006). Nel nostro caso la diffusa presenza di aree urbanizzate in prossimità dei siti riproduttivi ha favorito una facile cattura delle prede (Passeriformi, Columbidi). Anche la vicina presenza di abitazioni occupate in maniera discontinua non sembra condizionare l'insediamento del falco pellegrino.

Ringraziamenti. S. Lombardo, scomparso nel febbraio 2012, ha contribuito all'indagine seguendo alcune nidificazioni nel settore orientale dell'area studiata.

Summary. *Breeding habitat selection of the Peregrine Falcon Falco peregrinus in Venetian Pre-Alps.*

The Peregrine Falcon *Falco peregrinus* population of the Venetian Pre-Alps has shown a strong increase over the past 20 years. In this study we analyze the factors affecting breeding habitat selection of cliff-nesting pairs in an area comprised between the Monte Grappa Massif (N 45°50'39", E 11°47'42") and Cansiglio Plateau (N 46°02'09", E 12°22'59"). The first breeding pair was recorded in 1992, and, since then, the number of pairs breeding within the area has increased to 11. During 21 years of field monitoring a maximum breeding density of 3.2 pairs/100 km² was recorded. Habitat selection was analyzed by comparing 14 variables in 11 occupied and 30 unoccupied cliffs, located within a radius of 1.5 km. Difference between occupied and unoccupied habitat site was verified by means of a series of Mann-Whitney tests. Habitat selection was quantified using a GLM (Generalized Linear Model). The Mann-Whitney tests showed significant

differences between occupied and unoccupied sites with respect to the following variables: orientation, height of cliff, inclination, surface, distance from nearest Raven *Corvus corax* nest and other peregrines. The following variables turned out to be important according to the GLM analysis: inclination, orientation, height of cliff and distance from Raven nest. The results are compared with those of other studies carried out elsewhere in the Alps and Europe.

Bibliografia

- Brambilla M., Rubolini D., Guidali F., 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *J. Ornithol.*, 147: 428-435.
- Burnham K.P., Anderson D.R., 1998. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Verlag, New York.
- Gainzarain J.A., Arambarri R., Rodriguez A.F., 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Alava (northern Spain). *Bird Study*, 47: 225-231.
- Krebs C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- Mezzavilla F., Martignago G., Silveri G., Lombardo S., 2001. Accipitriformi e Falconiformi nidificanti in Provincia di Treviso. In: Bon M., Scarton F. (red.), *Atti 3° Convegno Faunisti Veneti, Associazione Faunisti Veneti*. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol 51 (2000): 62-67.
- Ratcliffe D., 1993. *The Peregrine Falcon*. Second Edition. T & AD Poyser, London.
- Rizzolli F., Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., 2005. Density, productivity, diet and population status of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in the Italian Alps. *Bird Study*, 52: 188-192.
- Sergio F., Rizzolli F., Marchesi L., Pedrini P., 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: peregrine falcons seek proximity to raven nests. *Ecography*, 27: 818-826.

STATUS AND TRENDS OF THE SCOPS OWL *OTUS SCOPS* IN CARNIA, CANAL DEL FERRO AND VALCANALE (EASTERN ALPS, FRIULI VENEZIA GIULIA, NE ITALY)

GIANLUCA RASSATI

via Udine 9, I-33028 Tolmezzo (UD), itassar@tiscali.it

Keywords: *Otus scops*, distribution, breeding parameters, density, population, Eastern Alps, NE Italy

The Scops Owl *Otus scops* is a small nocturnal raptor with a central-European, Asian-Mediterranean distribution that shows wide gaps in its occurrence in Italy across the Alps. In Friuli Venezia Giulia (NE Italy), it breeds from the coastal zone to the Alpine area and up to twenty years ago, knowledge about its distribution in the northern sector of the region was scarce. To gain new data, spanning the twentieth and twenty-first centuries, a study aimed at defining the status of *Otus scops* was performed (Rassati 2003). Subsequently, data were collected to identify the trends and the current distribution.

The survey considered Carnia, Canal del Ferro and Valcanale for a total area of about 2,000 km² between 250 and 2,780 m a.s.l. For the geographical setting, see Rassati (2013). The area is mountainous, characterised by numerous valleys, with variable directions and mainly wooded but open spaces (gravelly flood plains and meadow, grazing areas, rocky zones) are widespread from the valleys to the mountain peaks. To ascertain the presence and define the species distribution between 2002 and 2011, evening and nocturnal visits were conducted, from the beginning of May to the end of July, using the playback method. In the case of a response, the visits were repeated at least twice at an interval of 15 days, to ascertain the stability of the territories occupied (Blondel 1969). Data obtained during visits carried out for other purposes were also used, to better define the distribution and distribution trends.

From May to August 2011, two areas located up- and downriver from a stretch of the Tagliamento River and characterised by a different level of anthropisation were investigated, to obtain density values and data on the breeding success and nesting sites. The area upriver is represented by an urban zone (Tolmezzo; mean altitude 325 m a.s.l.) comprised of residential areas, where, in those with minor population density, parks and gardens are located, as well as by a zone with economic activities. The other area is represented by an agricultural zone (mean altitude 280 m a.s.l.) occupied by meadows, cultivated land (especially *Zea mays*), orchards (*Malus* sp., *Prunus* sp., *Pyrus* sp.), uncultivated land and rare arboreous and shrubby vegetation permeated with a wooded zone (Scots Pine *Pinus sylvestris* woodland), located close to the gravelly flood plain.

The territories have been identified and defined by listening to spontaneous song

and by playback stimulation. The distance among territories, the extent of the study area and the density were calculated using the Nearest Neighbour Distance Method (NNDM) (Newton 1979). The degree of regularity in the spacing of territories was calculated by the *G* test (Brown 1975). The research of the nests via the checking of potential sites, the observation of adults transporting prey to the nest and listening to the calls of nestlings, was strongly influenced by knowledge of the territory and of the nesting sites used in previous years.

In the first decade of the twenty-first century, *Otus scops* appeared in marked and continuous expansion towards the innermost sector of the valleys and at the highest elevations, to confirm what had already been highlighted previously (Rassati 2003). All the main valleys were colonised and the heads of some of these were reached (e.g. the Tagliamento valley, Degano valley, But valley, Canale di Incaroi and Fella valley). *Otus scops* was also found in isolated Alpine valleys, where breeding was confirmed up to 1,500 m a.s.l. at the edge of woodlands used for the same purpose by the Boreal Owl *Aegolius funereus* and Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*. Calling individuals were heard up to 1,900 m a.s.l. (e.g. in Raccolana valley and Resia valley), whereas stably occupied territories were identified up to 1,600 m a.s.l. Some urban areas were also colonised, whereas others, where *Otus scops* was present more than a decade ago, have been partly abandoned, probably due to irrational silvicultural operations that sometimes led to the cutting of old trees.

Compared to findings of Rassati (2003) a decade ago, when the species spread particularly in the southern sectors, with the most favourable exposure of the valleys and at altitudes lower than 1,000 m a.s.l., an extension of the occupied areas had taken place due to the reascending of slopes.

This trend was particularly evident in Canal del Ferro and in Valcanale; in the former zone, *Otus scops* reascended the main valley (Fella valley) and penetrated into the lateral ones (the Aupa valley, Raccolana valley and Dogna valley), extending the spread in up Resia valley and at higher elevations. The species also occupied Valcanale, where nesting of the species was previously doubtful (Rassati 2003). Confirming previous findings, *Otus scops* in Canal del Ferro was found with a lower frequency and generally at lower altitudes compared to in Carnia, probably because of the smaller width of the valley bottom and the shortage of suitable areas. As well as in Valcanale, the species was less frequent and limited at lower altitudes and in climatically more favourable zones compared to in the western sector of the study area. Another element of agreement with previous findings is the higher spread in the valley bottom or along south-facing slopes. An irregular distribution was found in some zones overall in the eastern part of the investigated area, as was also noted in other studies (e.g. Sacchi *et al.* 1999, Marchesi & Sergio 2005).

The colonisation of a typically Alpine area such as Valcanale, where nesting was confirmed also in a narrow valley, is interesting in relation to the ecology of a species that is considered thermophile and which has undoubtedly benefitted from climate change.

The results here, starting from the territories previously identified (Rassati 2003),

verified that both the high Tagliamento and Fella valleys were occupied within six years; about 3.5 km/year for the former and about 5.5 km/year for the latter. In the urban area, four territories were identified and the mean distance among the breeding sites was 798 m (Min 725 m; Max 870 m; $SD\pm 73$). In the other area, five territories were identified and the mean distance among breeding sites was 821 m (Min 700 m; Max 1,010 m; $SD\pm 142$).

The G test indicated a very regular distribution of the territories in both areas (urban: 0.99; other: 0.98). The obtained density with the NNDM in the urban area (294 ha) was 1.36 territories/100 ha and was 1.40 territories/100 ha for the other area (357 ha).

In total, the mean number of fledglings was 1.67 ± 1.32 SD per territorial pair (range 0-4, $N=9$), 1.88 ± 1.25 SD per breeding pair (i.e. a pair that laid eggs, $N=8$), 2.14 ± 1.07 SD per successful pair (range 1-4, $N=7$). In the urban area, 75% of the nests were in masonry buildings or walls and 25% in trees; in the agricultural area, these values were reversed.

It was possible to examine seven other breeding sites outside the two intensively investigated areas: in total, 53% ($N=8$) was constituted by masonry buildings or walls, 40% ($N=6$) by trees (Mulberry *Morus* sp., Horse Chestnut *Aesculus hippocastanum*, Lime *Tilia* sp., Black Poplar *Populus nigra*) and 7% ($N=1$) by a wooden building.

The mean distance among breeding sites was within the range found in other studies carried out in northern Italy (Galeotti & Gariboldi 1994, Sacchi *et al.* 1999, Marchesi *et al.* 2003, Toffoli 2003, Marchesi & Sergio 2005), whereas the range was limited, probably because of the smaller investigated area compared to other studies and the low number of territories. However, the founding of two nests spaced 80 m apart in 2003 inside the urban area is notable.

In both areas, the territories showed an aggregated distribution as surveyed by other authors (Sacchi *et al.* 1999, Marchesi *et al.* 2003, Toffoli 2003, Marchesi & Sergio 2005).

The density values were similar in the two investigated areas, which were not only located in the same climatic zone but in both cases there is availability of breeding sites and good trophic resources. However, in comparison to what was previously surveyed (Rassati 2003), the decrease in the number of old trees due to cutting or withering as a result of severe pruning that lead up to the reduction of old branches and/or to the successive cutting of the plant, eliminated some breeding sites. In 2011, *Otus scops* did not nest in the urban sector where the above-mentioned operations were more prevalent and where it used to nest regularly in one of the trees affected by the “cures” (Rassati pers. obs.).

Compared to data for other zones of northern Italy, the density was higher than that calculated over the entire investigated areas, which were larger in area than those examined in this study (Sacchi *et al.* 1999, Marchesi *et al.* 2003, Toffoli 2003, Marchesi & Sergio 2005). However, if we consider the density values for zones with suitable habitats, which showed an aggregated distribution

of territories, often leading to urban centres and to agricultural areas in their vicinity, the values in this study are lower (Galeotti & Gariboldi 1994, Marchesi *et al.* 2003, Marchesi & Sergio 2005) or similar (Sacchi *et al.* 1999).

Compared to surveys in Trentino (Marchesi & Sergio 2005), the mean fledging rate per territorial pair here was higher (1.67 vs. 1.37), whereas the rate per breeding pair and per successful pair was similar (respectively, 1.88 vs. 1.95 and 2.14 vs. 2.00).

In contrast to most of the studies that have shown *Otus scops* populations to be stable or in decline, we reported a positive picture for the species in the study area. Indeed, in the last 10 years, it has not only extended its breeding distribution area, but the number of pairs has also increased: 70-100 territories are currently estimated, which represents an increase of about 60% compared to at the beginning of the century (Rassati unpubl. data). These data should lead to a revision of the evaluation concerning Friuli Venezia Giulia and the Alps (Marchesi & Sergio 2005). It is possible that one of the factors influencing what is occurring, in addition to climate changes, might be the reduction of suitable habitats in plain zones, because of increasing urbanisation and industrialisation, as well as the simplification of the countryside and the effect of pollution, causing the disappearance of breeding sites and prey. In the mountains, traditional rural zones still remain and anthropisation is less invasive. Nevertheless, even in mountain zones, some factors negatively influence the species, such as the continuous decrease in the surface area or the loss of agricultural areas due to the impact of the human population life style change and the transformation of traditional rural zones with old plants, hedgerows and groves, into flat herbaceous expanses without trees and shrubs. In urban areas, the disappearance of old plants and the restoration of buildings and walls that eliminate cavities have negative effects on the species occurrence. A further factor is the availability of funds related to the rural development programme (Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia DPR 12-2-2008, n. 054/Pres.) that have induced and have allowed the restoration of old rural buildings and their transformation into “leisure houses”. This has led to a change in the areas from agricultural, silvicultural and pastoral activities, to leisure activities. It would have been necessary, for the purposes of a “development program” that makes use of public money, to evaluate *a priori* the impact that these factors might have had on the biocoenosis, overall in zones where part of the rural area has already been transformed in the recent past through funds relating to the reconstruction after earthquake (Friuli 1976). Furthermore, it would be useful to alter the view that it is sufficient only to deal with issues of strong emotional impact and therefore easily advertisingly (e.g. the maintenance of the grassland zones) but whose results aren't often comparable to the expectations.

Acknowledgments. We would like to thank Giancarlo Rassati.

Riassunto. *Status e tendenze distributive dell'assiolo Otus scops in Carnia, Canal del Ferro e Valcanale (Alpi Orientali, Friuli Venezia Giulia).*

Nel periodo 2002-2011 è stato condotto uno studio sull'assiolo *Otus scops* nel settore

settentrionale del Friuli Venezia Giulia. La specie ha esteso le aree precedentemente occupate penetrando lungo le valli e risalendo i versanti dove è stata accertata la riproduzione fino a 1.500 m s.l.m., sono stati individuati territori occupati stabilmente fino a 1.600 m s.l.m. e uditi individui in canto fino a 1.900 m s.l.m. Sono state colonizzate pure alcune aree urbane mentre altre sono state in parte abbandonate anche a causa di interventi selvicolturali irrazionali. Sull'intera area di studio sono stati stimati 70-100 territori, con un aumento di circa il 60% rispetto ad inizio secolo. Nel 2011 sono state indagate due aree: una urbana, l'altra agricola. La densità ricavata con il metodo della Nearest Neighbour Distance è risultata di 1,36 territori/100 ha nell'area urbana (294 ha) e di 1,40 territori/100 ha nell'altra (357 ha). Il numero medio di giovani involati è risultato di $1,67 \pm 1,32 DS$ per coppia territoriale (range 0-4), $1,88 \pm 1,25 DS$ per coppia nidificante (coppia che ha deposto), $2,14 \pm 1,07 DS$ per coppia nidificante con successo (range 1-4). Lo studio ha permesso di delineare un quadro positivo per *Otus scops* nella zona indagata ma anche di individuare alcuni fattori che influenzano negativamente la specie: diminuzione di superficie o perdita di aree agricole, mutamento delle zone rurali tradizionali, scomparsa di vecchie piante, ristrutturazione di edifici e muraglie anche in relazione alla disponibilità di finanziamenti legati al programma di sviluppo rurale.

Bibliography

- Blondel J., 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: Lamotte M., Boulière F. (eds.), Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson et C.ie, Paris: 97-151.
- Brown D., 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.
- Galeotti P., Gariboldi A., 1994. Territorial behaviour and habitat selection by the Scops Owl (*Otus scops*) in a karstic valley (NE Italy). In: Meyburg B.-U., Chancellor R.D. (red.), Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV world Conference on Birds of Prey and Owls (Berlin, Germany, 10-17 May 1992). WWGBP & Pica Press: 501-505.
- Marchesi L., Sergio F., 2005. Distribution, density, diet and productivity of the Scops Owl *Otus scops* in the Italian Alps. *Ibis*, 147: 176-187.
- Marchesi L., Sergio F., Pedrini P., Rizzolli F., 2003. Densità e andamento demografico di una popolazione di Assiolo *Otus scops* nelle Prealpi trentine. *Avocetta*, 27 (1): 105.
- Newton I., 1979. Population Ecology of Raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Rassati G., 2003. Primi dati sulla distribuzione dell'Assiolo (*Otus scops*) nel Friuli settentrionale (Alpi Orientali). *Gli Uccelli d'Italia*, 28: 68-70.
- Rassati G., 2013. Distribution and abundance of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Carnia, Canal del Ferro and Valcanale (Eastern Alps, Friuli Venezia Giulia, NE Italy). In: Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), Atti del II Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 305-310.
- Sacchi R., Perani E., Galeotti P., 1999. Population density and demographic trend of the Scops Owl *Otus scops* in the Northern Apennine (Oltrepò Pavese, Northern Italy). *Avocetta*, 23 (2): 58-64.
- Toffoli R., 2003. Densità dell'Assiolo *Otus scops* in provincia di Cuneo. *Avocetta*, 27 (1): 124.

**DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF THE
EAGLE OWL *BUBO BUBO* IN CARNIA,
CANAL DEL FERRO AND VALCANALE
(EASTERN ALPS, FRIULI VENEZIA GIULIA, NE ITALY)**

GIANLUCA RASSATI

via Udine 9, I-33028 Tolmezzo (UD), itassar@tiscali.it

Keywords: *Bubo bubo*, distribution, breeding parameters, density, population, Eastern Alps, NE Italy

The Eagle Owl *Bubo bubo* in Italy is sedentary and nests in the Alps and Apennines and a few other areas. In Friuli Venezia Giulia, it is widespread from the Alpine zone to the province of Trieste and also occupies hilly areas. Recently, research was carried out in a sector of the Tagliamento valley (Rassati 2003), to increase the scarce knowledge relating to the northern part of Friuli Venezia Giulia. Subsequently, the surveys were widened to the entire Alpine sector. The aim of this study was to obtain information in areas where the species had never been studied.

The survey focused on the valleys above the confluence of the Tagliamento and Fella rivers. The Tagliamento valley, together with those of the main tributaries (Lumiei, Degano and But streams), is located in the western part of the studied area and is named Carnia. The central-southern sector of the Fella valley, together with the valleys of the main tributaries (Aupa, Resia, Raccolana, Dogna streams), is located in the central-eastern part of the investigated zone and is named Canal del Ferro. The northern sector of the Fella valley, together with the valleys of the watercourse system flowing into and constituting the Slizza stream (Drava basin), is located at the north-eastern extremity of the investigated zone and is named Valcanale.

The study area is characterised by numerous valleys that show variable directions and extends to an area of about 2,000 km² between 250 and 2,780 m a.s.l. The rocks are both carbonate (mainly) and terrigenous.

The study was carried out between 2005 and 2011. To verify the presence of the species and to identify the territories in sites considered as suitable, we searched for signs of occupation, such as faeces, food remains and feathers. From January to April, evening listening sessions were performed, to listen to the spontaneous territorial song, whereas in the summer period, the aim was to contact the young. The choice of sites was influenced by previous data, since some sites had already been located in former surveys.

The distance among territories, the size of the census area and the density of the territories were calculated using the Nearest Neighbour Distance Method (NNDM) (Newton 1979), locating the centre of territory on the cliff used for

breeding. The degree of regularity in the spacing of territories was calculated by the *G* test (Brown 1975).

For each breeding site, the forest type, rock type, presence of works, settlements and human activities within a 500 m radius were identified. To obtain data on the breeding success, 15 territorial pairs were monitored.

Bubo bubo was found in all the main valleys listed above and in some secondary ones. A total of 36 territories were identified (24 in Carnia, seven in Canal del Ferro, five in Valcanale), 22 (61.1%) of which were situated along the main valleys and 14 (38.9%) in secondary ones. The mean distance between breeding sites was 5,347 m (Min 2,200 m; Max 8,700 m; $SD \pm 1,840$), but was lower in Carnia (<5,000 m) compared with Canal del Ferro and Valcanale (~6,500 m) (Tab. 1); there was no significant difference in the mean distance between breeding sites (all $P > 0.05$, *t*-test).

The breeding sites were located between 370 and 1,190 m a.s.l. in Carnia ($N=24$; Mean 707 m \pm 239 *SD*), between 420 and 780 m a.s.l. in Canal del Ferro ($N=7$; Mean 557 m \pm 128 *SD*) and between 730 and 1,030 m a.s.l. in Valcanale ($N=5$; Mean 852 m \pm 115 *SD*) (Table 1) and 25% of them ($N=9$) were located within 500 m a.s.l., for 63.9% ($N=23$) between 500 and 1,000 m a.s.l. and for 11.1% ($N=4$) over 1,000 m a.s.l.; there was a significant difference in breeding site elevation only for the comparison between Canal del Ferro vs. Valcanale ($t=4.09$, *d.f.*=10, $P < 0.01$). The cliffs had a vertical aspect between 15 and 350 m ($N=36$; Mean 75 m; *SD* 67) (Table 1) and faced mainly between SW and E (SW 13.9%; S 19.4%; SE 27.8%; E 16.7%) whereas 8.3% faced W, 2.8% NW and 5.6% N and 5.6% NE. In total, 41.7% ($N=15$) of nests was located in the upper third of the cliff, 52.8% ($N=19$) in the central third and 5.6% ($N=2$) in the lower third. The cliffs were constituted of dolostones and massive limestones

		Entire area <i>N</i>=36	Carnia <i>N</i>=24	Canal del Ferro <i>N</i>=7	Valcanale <i>N</i>=5
NND (m)	Mean	5,347	4,850	6,425	6,525
	Min	2,200	2,200	3,000	5,100
	Max	8,700	7,950	8,700	8,400
	<i>SD</i>	1,840	1,697	1,989	1,618
E (m a.s.l.)	Mean	698	707	557	852
	Min	370	370	420	730
	Max	1,190	1,190	780	1,030
	<i>SD</i>	222	239	128	115
H (m)	Mean	75	72	80	82
	Min	15	15	40	20
	Max	350	350	120	130
	<i>SD</i>	67	78	30	49

Table 1 Distance (NND), elevation (E) and vertical development (H) of the breeding sites.

($N=23$; 63.9%), dolostones and bedded limestones intercalated with marls ($N=7$; 19.4%), conglomerates ($N=5$; 13.9%) and marly dolostones ($N=1$; 2.8%). The cliffs were more or less bare, depending on the site characteristics and the forest types identified are reported in Table 2. The most-represented forest type ($N=7$; 19.4%) was broadleaf and needleleaf mixed wood, the latter defined as a stand characterised by the compresence of more than four species of broadleaf trees (*Carpinus betulus*, *Quercus petraea*, *Castanea sativa*, *Fraxinus excelsior* etc. as well as the species reported in Table 2) and of needleleaf trees in various compositions and percentages, where none clearly prevailed. In 38.9% of cases ($N=14$), at least one power line was located within 300 m from the cliff, whereas in 2.8% of cases ($N=1$), the presence of vertical rockfall netting or lines of ropes belonging to abandoned systems for ore mining within 200 m was noted. Three sites (8.3%) were near cliffs used for climbing; 27.8% ($N=10$) of the breeding sites were located within 500 m of an urban zone and in two cases (respectively 2.8%), the site was located within 100 m from an industrial zone or within 200 m of an inhabited area.

The G test (entire area obtained with the NNDM: 0.88) showed a very regular distribution of the territories in Carnia (0.88) and in Canal del Ferro (0.90) and Valcanale (0.95).

The total density in the area obtained by the NNDM (1,033 km²) was 3.5 territories/100 km²; 4.2 territories/100 km² in Carnia (572 km²), 2.9 territories/100 km² in Canal del Ferro (241 km²) and was 2.7 territories/100 km² in Valcanale (222 km²).

The mean fledging rate was 1.40 ± 1.18 SD juveniles/territorial pair (range 0-3,

	<i>N</i>	<i>F</i> %
Broadleaf and needleleaf mixed woodland	7	19.4
<i>Pinus nigra</i>	4	11.1
<i>Pinus nigra</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i>	4	11.1
<i>Pinus nigra</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fagus sylvatica</i>	3	8.3
<i>Fagus sylvatica</i>	3	8.3
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Picea abies</i>	3	8.3
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i>	2	5.6
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Picea abies</i>	2	5.6
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Larix decidua</i>	2	5.6
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	2	5.6
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i>	1	2.8
<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Larix decidua</i>	1	2.8
<i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	1	2.8
<i>Picea abies</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Abies alba</i>	1	2.8

Table 2 Forest types of the breeding sites.

$N=15$), 1.91 ± 0.94 SD juveniles/breeding pair (i.e. a pair that laid eggs, $N=11$), 2.10 ± 0.74 SD juveniles/successful pair (range 1-3, $N=10$). The percentage of territorial pairs that successfully bred was 66.7%.

The survey allowed the continuous presence of *Bubo bubo* in the northern sector of Friuli Venezia Giulia to be established. Comparison of the densities with those in other Alpine and Apennine areas (Fasce *et al.* 1988, Penteriani & Pinchera 1990, Casanova & Galli 1998, Marchesi *et al.* 1999, Bionda 2003, Toffoli & Calvini 2007) highlights that the values obtained in this study are among the highest, especially in Carnia.

Although the species distribution was represented with sufficient precision, some territories, for example those of ground-nesting pairs in woodland areas (Rassati 2002) or at high elevations and therefore difficult to locate, were not identified.

The high densities are due to the abundance of rocky zones, gorges, small valleys near open areas (meadows, grazing lands, gravelly flood plains, urban agglomerations etc.) in some sectors of the investigated area, which also have a relatively mild climate. In southeastern Carnia, these factors, together with the wideness of valley axes and the abundant presence of prey (e.g. *Rattus* sp., *Erinaceus* sp., *Columba livia* var. *domestica*), determine a high environmental suitability and a density of 5.6 territories/100 km² (213 km²), which, on the basis of the consulted bibliography, is the highest among the Italian Alps from Piedmont to Friuli. In Canal del Ferro, the narrowness of the valley bottoms, the uneven orography and the high environmental noise (e.g. from watercourses, state road, motorway and railway, which made species calls very difficult to hear), contributed to increase the difficulty in identifying the species. As well as the decrease in suitable habitats, the typically Alpine environment in Valcanale determines lower densities compared with the western sector of the study area.

The northern sector of Friuli Venezia Giulia was important at an Italian level for the species, since, according to the national population estimate reported in Brichetti & Fracasso (2006) from the 250-340 pairs, more than 10% appeared to breed in the investigated area. Considering that the author is aware of an additional eight territories among the Julian Prealps, the zones along the axis of Tagliamento river at the southern border with the investigated area and the western Friuli, and possibly others in the northern sector of Friuli Venezia Giulia, it is believed that the population estimate for Italy has to be reviewed, since the population of Friuli Venezia Giulia alone is 60-70 pairs.

The mean distance among breeding sites falls within the range of values found in other Alpine areas (Marchesi *et al.* 1999, Bassi *et al.* 2003, Bionda 2003, Toffoli & Calvini 2007).

Considering that the study area is included in the Alpine zone, it is probable that the exposure of the mostly selected breeding sites (between SW and E: 77.8%) is aimed to exploit the sun's rays. The mean fledging rate of the 10 successful pairs (2.10 juveniles/pair) is among the highest of the Alps (see Tormen & Cibien

1993, Sascor & Maistri 1997, Marchesi *et al.* 1999, Bassi *et al.* 2003, Bionda 2003, Toffoli & Calvini 2007).

As regards to what Rassati (2003) found in a sector of the Tagliamento valley spanning this and the previous century, an increase in the number of territories occurred (from 6 to 7). A new breeding site constituted by a cliff, used as a nest in the past by the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* (Rassati 2007) that was no longer contacted since the settlement of *Bubo bubo*, was also identified. Furthermore, use of the same breeding sites as in the previous period was verified for five pairs, whereas for one pair, the transfer from a small valley to a nearby one 700 m distant occurred. These results show a high site fidelity and healthy breeding status. It was confirmed moreover, that two pairs (one nesting in the Tagliamento valley and the other in the But valley), used the urban area of Tolmezzo for feeding.

The findings of this study contrast with the many review papers in which *Bubo bubo* is deemed to be rare and declining in population. This is probably due to the lack of surveys of a sufficient duration to define the effective status. In the northern sector of Friuli Venezia Giulia, the species appears to be healthy, but this does not imply that the situation is optimal or without threat of change. Considering the importance that *Bubo bubo* assumes in the food chain, it is necessary to undertake studies in other Alpine areas to elucidate the status of the species and other taxa of conservation concern. The data might be used during the assessment of public work (e.g. the laying of power lines), to demonstrate how the often inadequate environmental impact statement provided by the assessment is often a substitute for the lack of data. The power lines, as verified in other areas, are one of the main causes of death for *Bubo bubo* (Rassati pers. obs.) and represent a risk factor even at high elevations: as confirmed by the observation of individuals at more than 2,000 m a.s.l.

It is also necessary for the conservation of cliff species, to consider apparently harmless activities such as climbing, which has caused the abandonment of a nest at one of the sites surveyed by Rassati (2003). The lack of consideration of such factors and the indifference towards the realization, often for speculative aims, of works of high impact, might not only increase the degree of anthropisation but also significantly affect the population of species that currently exploit the naturalness of the Carnic and Julian Alps, but whose equilibrium can easily be altered.

Acknowledgments. We thank Giancarlo Rassati and Andrea Astori.

Riassunto. *Distribuzione e consistenza del gufo reale Bubo bubo in Carnia, Canal del Ferro e Valcanale (Alpi Orientali, Friuli Venezia Giulia).*

Nel periodo 2005-2011 è stato condotto uno studio sul gufo reale *Bubo bubo* nel settore settentrionale del Friuli Venezia Giulia. Sono stati individuati 36 territori distanti (NND) in media $5.347 \text{ m} \pm 1.840 \text{ DS}$. I siti riproduttivi si trovavano fra 370 e 1.190 m s.l.m. Le pareti utilizzate per nidificare avevano uno sviluppo in altezza compreso fra 15 e 350 m, erano esposte prevalentemente fra SO ed E, costituite da dolomie e calcari massicci, dolomie e calcari stratificati

alternati a marne, conglomerati, dolomie marnose, caratterizzate da vari tipi forestali e nel 38,9% dei casi interessate dalla presenza di elettrodotti entro 300 m. La densità complessiva era di 3,5 territori/100 km² e, nella zona più idonea, di 5,6 territori/100 km². Il tasso medio di involo era di $1,40 \pm 1,18$ DS juv/coppia territoriale (range 0-3), $1,91 \pm 0,94$ DS juv/coppia nidificante (coppia che ha deposto), $2,10 \pm 0,74$ DS juv/coppia di successo (range 1-3). La percentuale di coppie territoriali che si sono riprodotte con successo era di 66,7%. I risultati hanno indicato l'importanza dei dati raccolti per il gufo reale nell'area in quanto oltre il 10% del totale delle coppie stimate a livello italiano si è riprodotta nell'area indagata e hanno permesso di valutare la popolazione del Friuli Venezia Giulia in 60-70 coppie. In base ai parametri ricavati la specie è parsa essere in buona salute ma non mancano i fattori di rischio descritti.

Bibliography

- Bassi E., Bonvicini P., Galeotti P., 2003. Successo riproduttivo e selezione del territorio di nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo* nelle Prealpi bergamasche. *Avocetta*, 27 (1): 97.
- Bionda R., 2003. Censimento di Gufo reale *Bubo bubo* nella provincia del Verbano Cusio Ossola. *Avocetta*, 27 (1): 34.
- Brichetti P., Fracasso G., 2006. *Ornitologia italiana*. 3 Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brown D., 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.
- Casanova M., Galli L., 1998. Primi dati sulla biologia del Gufo reale, *Bubo bubo*, nel Finalese. *Riv. ital. Orn.*, 68: 167-174.
- Fasce L., Fasce P., Pedrini P., 1988. Gufo reale (*Bubo bubo*). In: Brichetti P. (red.), *Atlante degli uccelli nidificanti sulle Alpi Italiane IV*. *Riv. ital. Orn.*, 58: 6-8.
- Marchesi L., Pedrini P., Galeotti P., 1999. Densità e dispersione territoriale del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). *Avocetta*, 23 (2): 19-23.
- Newton I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Penteriani V., Pinchera F., 1990. Censimento del Gufo reale, *Bubo bubo*, in un'area dell'Appennino abruzzese. *Riv. ital. Orn.*, 60: 119-128.
- Rassati G., 2002. Nidificazione al suolo di Gufo reale (*Bubo bubo*) nel Canale d'Incaroio (Alpi Carniche, Friuli-Venezia Giulia). *Gli Uccelli d'Italia*, 27: 36-38.
- Rassati G., 2003. Il Gufo reale *Bubo bubo* in un settore della Val Tagliamento (Alpi Carniche): dati preliminari. *Avocetta*, 27 (1): 36.
- Rassati G., 2007. La nidificazione del Falco pellegrino, *Falco peregrinus*, in Carnia (Alpi Orientali, Friuli-Venezia Giulia). *Riv. ital. Orn.*, 77: 148-151.
- Sascor R., Maistri R., 1997. Il Gufo reale *Bubo bubo* in Alto Adige. *Avocetta*, 21 (1): 91.
- Toffoli R., Calvini M., 2007. Il Gufo reale, *Bubo bubo*, in provincia di Imperia: densità, riproduzione e selezione del territorio di nidificazione. *Riv. ital. Orn.*, 77: 123-133.
- Tormen G., Cibien A., 1993. Il Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Belluno. Dati preliminari. In: Mezzavilla F., Stival E. (red.), *Atti I Convegno Faunisti Veneti*. Centro Ornitologico Veneto Orientale, Montebelluna (TV): 53-59.

Finito di stampare nel mese di novembre 2013
presso Grafiche Italprint - Treviso

