

Status e distribuzione del grillaio *Falco naumanni* nella provincia di Foggia

MATTEO CALDARELLA¹, MAURIZIO MARRESE², LEONARDO DE LULLO³

¹ via A. Gramsci 10, I-71100 Foggia (matteo.ecos@tele2.it); ² via S. Pellico 158, I-71100 Foggia; ³ via V. Veneto 2, I-71011 Apricena (FG)

La provincia di Foggia si trova ai margini settentrionali dell'areale di nidificazione del grillaio *Falco naumanni* nella penisola italiana (Brichetti e Fracasso 2003); questo, unitamente al suo status di specie globalmente minacciata, sottolinea l'importanza di un monitoraggio attento della situazione per contribuire alla conservazione della popolazione locale.

Area di studio e metodi - Lo studio è stato svolto nella provincia di Foggia considerando le conoscenze pregresse sullo status del grillaio, utilizzando notizie storiche e i dati raccolti tramite 200 uscite sul campo (di cui 16 nel sito riproduttivo nel 2004) nel periodo 1995-2004. Le ricognizioni in campo, circa tre ore al giorno, sono state effettuate nei periodi di migrazione e nel periodo riproduttivo con transetti lineari e punti di osservazione, utilizzando binocoli 8x42 e 10x50 e cannocchiali 30-60x85. Sono state effettuate osservazioni dirette sul regime alimentare durante le attività di caccia.

Risultati e discussione - La specie è presente come migratrice in diversi ambiti territoriali provinciali con preferenza per le basse e medie altitudini. In tale studio, nel 2004, è stato monitorato un sito riproduttivo. Da marzo a maggio possono essere avvistati i contingenti migratori che si associano spesso al falco cuculo *Falco vespertinus*. Tali episodi avvengono soprattutto nell'area compresa fra le Saline di Margherita di Savoia (FG) e i residui pascoli della fascia pedegarganica. Per quanto riguarda la nidificazione, si conosce un'unica piccola colonia formata da un numero variabile di individui (15-30). La colonia utilizzava una vecchia masseria nella zona orientale della provincia, a sud del Promontorio del Gargano, nidificando sotto le tegole con un numero variabile di coppie, in genere 4-7, fino al 2000, allorché tale struttura fu abbattuta. Nel 2001 e 2002, sopralluoghi a giugno nell'area dimostravano l'attaccamento della piccola colonia al sito, allorché gli individui sostavano sulle macerie, ma non si sono rilevate prove di nidificazione. Nel 2003 il numero di individui della colonia risultava inferiore agli anni precedenti e non si sono rilevate prove di nidificazione. Durante la primavera 2004 gli incontri con grillai in migrazione sono

stati più numerosi, il sopralluogo nell'area utilizzata dalla piccola colonia confermava la presenza di almeno 20 grillai che utilizzavano come sito un'altra masseria diroccata, lontana circa 1 km dalla precedente. I grillai hanno utilizzato, per nidificare, le casse di avvolgimento delle tapparelle e gli interstizi sotto le tegole. Lo stato generale di allarme della colonia, all'avvicinarsi dei ricercatori, però non ha consentito una visita accurata e quindi neanche conoscere di preciso il numero delle covate, comunque non inferiori a 4. Nel periodo successivo all'involo dei pulli sono stati osservati almeno 7-10 giovani. La colonia è risultata essere presente nel sito dalla seconda decade di marzo alla metà di agosto. La deposizione sembra essere avvenuta nel mese di maggio, con la schiusa delle uova intorno ai primi di giugno, l'allevamento è proseguito durante tutto il mese di luglio con l'involo dei giovani compreso fra fine luglio-inizi di agosto. Grazie agli avvistamenti effettuati si è potuto dedurre che l'area utilizzata dalla colonia corrisponde a circa 1000-1500 ha che circondano il sito riproduttivo. Tale area comprende prevalentemente coltivi e residue aree naturali, in particolare zone umide, e incolti erbacei. L'area è coltivata a grano per il 60%, e a colture miste per il 30%. Le prede sono costituite per la maggioranza da insetti per circa il 90% (di cui l'80% coleotteri, il 20% ortotteri, odonati e altri insetti). Non mancano predazioni a carico di uccelli e rettili per il restante 10%, percentuale maggiore rispetto alle colonie apulo-lucane, dove è pari al 2,3% (Palumbo, 1997), appartenenti alle specie cappellaccia *Galerida cristata*, calandrella *Calandrella brachydactyla*, quaglia *Coturnix coturnix* e strillozzo *Emberiza calandra*, lucertola campestre *Podarcis sicula*. Le perdite della colonia sono state di 3 adulti deceduti a seguito di impatti con autoveicoli (2 femmine lungo una strada provinciale abituale sito di caccia per la colonia, un maschio durante i lavori di fienagione in un campo).

Ringraziamenti - Un ringraziamento va alle persone che hanno collaborato alla ricerca, in particolare Vincenzo Rizzi e Maurizio Gioiosa, amici del Centro Studi Naturalistici.

Bibliografia - Brichetti P, Fracasso G 2003. Perdisa ed. • Palumbo G 1997. Altrimedia Ed.

Fattori di rischio per la sopravvivenza del piviere tortolino *Charadrius morinellus* in Lombardia

MASSIMO FAVARON

Via Val Cannobina 10, I-20152 Milano (massimo.favaron@tele2.it)

Il piviere tortolino *Charadrius morinellus* è, in Italia, un migratore regolare che fa registrare le maggiori consistenze durante la migrazione post-nuziale, mentre è raro come svernante (Brichetti e Fracasso 2004).

La nidificazione è stata accertata in Italia nel 1952 sul massiccio della Majella (Abruzzo) e poi riconfermata, con massimi di 4-5 coppie, tra il 1974 e il 1996. In seguito la specie non è più stata contattata. Nel 1977 è nota una nidificazione sui Monti Sibillini mentre al 1978 risale la prima nidificazione sull'arco alpino (Val Pusteria, BZ). Sono inoltre conosciuti alcuni casi di nidificazione probabile, in 4 siti sull'Appennino (anni 1939-1978) e in uno in Val Martello (BZ, Parco Nazionale dello Stelvio; anno 1978). Negli anni 1994 e 1995 la specie ha nidificato in Lombardia, nei pressi di Livigno (SO). (Rassegna in Brichetti e Fracasso 2004).

Area di studio e metodi - Situata in Alta Valtellina, in un'area di circa 1080 km², comprende il settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio, il previsto Parco Regionale del Livignese e le zone comprese tra i due parchi suddetti. Prettamente montana, è compresa tra circa 620 m s.l.m. e 3851 m s.l.m., con quota media di circa 2300 m s.l.m.. Essa si sviluppa negli orizzonti compresi tra il montano inferiore e il nivale.

Un semplice modello di idoneità basato sui parametri quota (2000-3000 m s.l.m.) ed esposizione (< 15°) ha permesso di delimitare 21 aree di indagine per una superficie totale di circa 125 km². Nel 2004, esse sono state visitate una o più volte tra fine giugno e inizio ottobre. Si è effettuato il rilevamento diretto lungo transetto, supportato dall'utilizzo del playback. Si è inoltre provveduto a registrare, nelle aree di presenza, le possibili cause di disturbo per la specie.

Risultati e discussione - L'ultima segnalazione di presenza in periodo riproduttivo nell'area di nidificazione del 1994-1995 risale al giugno 1996, periodo di poco precedente all'inizio dei lavori di ampliamento del dominio sciabile di Livigno. Mancano dati per il periodo 1997-1999, ma dal 2000 non sono più stati osservati soggetti (Azzolini com. pers.), malgrado le ripetute visite del 2004 (Favaron oss. pers.). Gli

interventi effettuati hanno determinato la totale alterazione del sito riproduttivo tramite la costruzione dei piloni della nuova seggiovia e a causa degli sbancamenti per il livellamento della pista. Meglio conservate sono le aree di foraggiamento. Anche esse sono però rese meno disponibili, soprattutto all'inizio della stagione riproduttiva, per la più lunga permanenza al suolo della neve a seguito della battitura meccanica. Il sito viene ancora utilizzato quale area di sosta migratoria, come stanno a dimostrare i ripetuti avvistamenti effettuati a partire dal 2000 e ancora nel 2004. È comunque certo che i cavi dei nuovi impianti costituiscono un serio rischio per l'incolumità degli uccelli (Novoa *et al.* 1990). In due aree di sosta migratoria (Monte della Neve, Parco Regionale del Livignese; Val Vezzola, Parco Nazionale dello Stelvio) i fattori di rischio sono limitati. Solo nella prima si è potuto accertare il potenziale disturbo per gli animali migranti dovuto a lavori di manutenzione di un ripetitore.

Preoccupante è la situazione dell'area di sosta utilizzata da più lungo tempo (dal 1995; Valle dell'Alpe, Parco Nazionale dello Stelvio). Nell'ottobre 2004 è stata costruita una strada sterrata, primo atto dell'ampliamento del dominio sciabile di S. Caterina Valfurva, che lambisce parte dell'area interessandone direttamente la parte più occidentale. Anche la presenza estiva di più di 1000 pecore rappresenta un pesante fattore di disturbo diretto, oltre ad aver determinato la riduzione della copertura vegetale tramite brucatura e calpestio e forti accumuli di escrementi. Il principale fattore di rischio deriva quindi dall'ampliamento dei domini sciabili. Gli effetti negativi che essi hanno sulla specie non sono mitigabili o compensabili. È quindi fondamentale localizzare tutti i siti di sosta, peraltro di dimensioni solitamente limitate, onde tutelarli in maniera rigorosa.

Ringraziamenti - Si ringraziano: Maurizio Azzolini, la Regione Lombardia e il Comitato Lombardo per il Parco Nazionale dello Stelvio per il sostegno alla ricerca; Lucia Moriconi; tutte le persone che hanno fornito segnalazioni utili.

Bibliografia - Brichetti P, Fracasso G 2004. A. Perdida ed., Bologna • Novoa *et al.* 1990, Office Nat. Chasse 151: 17-22.

Il re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia: 5 anni di monitoraggio (2000-2004)

FABRIZIO FLORIT, GIANLUCA RASSATI

Ufficio Studi Faunistici, Servizio tutela ambienti naturali, fauna e corpo forestale regionale, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, via di Toppo 40, I-33100 Udine (fabrizio.florit@regione.fvg.it)

Il re di quaglie *Crex crex*, considerato specie minacciata di estinzione a livello globale, è valutato come *depleted* in Europa (BirdLife International 2004). Negli anni 2003 e 2004 il Servizio tutela ambienti naturali, fauna e corpo forestale regionale della Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia ha proseguito il progetto di censimento del Re di quaglie iniziato nell'anno 2000 e finalizzato all'individuazione della consistenza, dell'andamento e della distribuzione delle popolazioni nel territorio regionale (Gottardo *et al.* 2001, Gottardo *et al.* 2003).

Materiali e metodi - Negli anni compresi fra 2000 e 2004 è stato effettuato un censimento esaustivo nelle zone idonee del territorio regionale utilizzando la metodologia correntemente adottata in Italia (Farronato 1994) ed in Europa (Bibby *et al.* 2000). I dati di presenza/assenza e abbondanza della specie sono stati archiviati e georeferenziati in un database in ambiente GIS appositamente predisposto.

I dati di presenza-assenza sono stati sintetizzati in unità di rilevamento (UR) di dimensioni 3200 x 2800 m, corrispondenti agli elementi della Carta Tecnica Regionale Numerica in scala 1:5000. Le UR indagate dal 2000 al 2004 variano da 17% a 21% del territorio regionale (Tab. 1).

Risultati e discussione - Il rinnovo dell'impegno di ricerca dall'anno 2000 e la conseguente disponibilità di una serie di dati quinquennale permette, rispetto al passato, una più completa analisi su scala temporale dello status della specie e della dinamica delle popolazioni friulane. Appare altresì fondamentale sottolineare come il crescente numero di dati a disposizione permetta una sempre maggior possibilità di definizione delle aree più importanti all'interno della Regione e quindi di concentrare le eventuali azioni di gestione del territorio finalizzate alla conservazione della specie. In Tab. 1 so-

no riportati i dati sulla consistenza e distribuzione di *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia dall'anno 2000 all'anno 2004.

I dati raccolti confermano l'andamento negativo della popolazione nidificante in Friuli Venezia Giulia dal 2000 al 2004 e l'importanza a livello italiano (la cui popolazione è stimata in 450-570 maschi cantori, Brichetti e Fracasso 2004) ed internazionale (la popolazione italiana è posta al margine sud-occidentale dell'areale). Tale situazione indica la necessità di continuare il monitoraggio per migliorare le conoscenze sulla complessa dinamica spazio-temporale di occupazione degli habitat idonei in previsione della messa in atto di specifiche azioni di gestione del territorio finalizzate alla conservazione della specie.

Ringraziamenti - Per la raccolta dei dati sul campo ringraziamo il personale del Corpo Forestale Regionale e dell'Ufficio Studi Faunistici ed i seguenti rilevatori: A. Berra, R. Castellani, B. Dentesani, P.L. Taiariol. Un ringraziamento a M. Favretti per l'archiviazione dei dati e M. Sansolini per la realizzazione del database e la georeferenziazione dei dati.

Bibliografia - Bibby CJ *et al.* 2000. Academic Press, London • BirdLife International 2004. BirdLife Conservation Series 12, Cambridge • Brichetti P, Fracasso G 2004. Alberto Perdisa Editore, Bologna • Farronato I 1994. Riv. ital. Orn. 63: 129-136 • Gottardo E *et al.* 2001. Avocetta 25: 212 • Gottardo E *et al.* 2003. Avocetta 27: 111.

Tabella 1 – Risultati del censimento del Re di quaglie in Friuli Venezia Giulia e sforzo di censimento per anno.

Anno	2000	2001	2002	2003	2004
N maschi in canto	325	199	205	157	146
N UR occupate	93	79	81	69	60
N UR indagate	177	198	202	202	169

I Siti Natura 2000 nella regione Marche: situazione attuale e necessità di aggiornamento

PAOLO FORCONI¹, NAZZARENO POLINI², MAURIZIO FUSARI¹, GIORGIO MARINI¹, VINCENZO DI MARTINO³

¹ Studio Faunistico Chiros, via Nazionale 67, I-62010 Sforzacosta (MC) (chiros.studio@libero.it); ² via Vallescura 47, I-63010 Capodarco di Fermo (AP); ³ UNICAM, CEA "Ris. Nat. M. Torricchio", via Pontoni 5, I-62032 Camerino (MC)

Nelle Marche sono stati individuati 80 Siti di Importanza Comunitaria SIC, 30 Zone di Protezione Speciale ZPS (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2005) e 7 Important Bird Areas IBA (Brunner *et al.*, 2002). Scopo del presente studio è verificare la corrispondenza tra la distribuzione degli uccelli elencati nell'All. I della Dir. 79/409 e la Rete Natura 2000.

Area di studio e metodi - Nell'intero territorio regionale la distribuzione degli uccelli elencati nell'All. I della Dir. 79/409, per i quali sono stati raccolti dati sufficienti, è stata analizzata e confrontata mediante GIS con le IBA, i SIC, le ZPS e la Rete Ecologica Nazionale REN (Boitani *et al.*, 2002). La distribuzione delle specie nell'area di studio è il risultato di diverse ricerche svolte dagli Autori per scopi diversi negli ultimi 10 anni e di dati bibliografici opportunamente verificati.

Risultati e discussione - La situazione faunistica attuale è caratterizzata da una ridotta ricchezza di specie e densità più basse rispetto al passato. L'approccio di tutelare solo i siti più importanti per ogni specie di interesse conservazionistico potrebbe quindi non essere sufficiente.

Con questa ricerca è stato evidenziato come SIC e ZPS tutelino gran parte delle coppie nidificanti di alcune specie di uccelli (aquila reale *Aquila chrysaetos*, falco pellegrino *Falco peregrinus*, lanario *Falco biarmicus*, coturnice *Alectoris graeca*, gracchio corallino *Pyrhocorax pyrrhocorax*), mentre altre (albanella minore *Circus pygargus* e uccelli acquatici in genere) sono scarsamente interessate dai Siti Natura 2000. Il ridotto numero di IBA non permette una protezione adeguata dell'avifauna regionale, in particolare delle specie acquatiche.

Tra le specie poco tutelate la moretta tabaccata *Aythya nyroca* (prioritaria) è presente come nidificante, svernante e migratrice solo nell'Oasi di Porto Potenza Picena (MC) che tuttavia non è inclusa in SIC-ZPS. Il biancone *Circaetus gallicus* frequenta gran parte dell'area montana ed alto collinare del territorio regionale. Nella provincia di Macerata sono presenti 2 coppie nidificanti certe (comuni di Visso e di San Severino Marche) delle quali solo una ricade in SIC-ZPS.

Gran parte delle coppie di albanella minore nidificano in provincia di Pesaro-Urbino, anche se il loro numero è diminuito notevolmente negli anni. Alcune coppie si sono riprodotte anche in provincia di Ancona, 1-2 nel comune di Cingoli (MC) e 2-4 nidificano tuttora nel Piano di Colfiorito (Serravalle del Chienti-MC). Solo 6 siti di nidificazione sono inclusi in SIC-ZPS, mentre risultano esclusi 5 siti. Il caviale-

re d'Italia *Himantopus himantopus* nidifica nei comuni di Fano (PU), Jesi (AN) e Porto Recanati (MC) e nessuno di questi siti è incluso in SIC-ZPS.

L'avocetta *Recurvirostra avocetta* è stata rilevata come nidificante solo nel 2004, anno in cui una coppia si è riprodotta nel comune di Jesi, utilizzando una vecchia cava di ghiaia non inclusa in SIC-ZPS e che è stata successivamente interrata.

Le schede di IBA, SIC e ZPS, nonostante il loro aggiornamento, spesso non sono compilate in modo completo e riportano dati imprecisi; le coppie nidificanti di alcune specie (biancone ed aquila reale) sono sovrastimate, mentre non sono riportate le specie migratrici sui valichi montani, sia in All. I (nibbio reale *Milvus milvus*, falco pescatore *Pandion haliaetus*, grillaio *Falco naumanni*, gru *Grus grus*, ecc.) che non (quaglia *Coturnix coturnix*, beccaccia *Scolopax rusticola* e numerose specie di piccoli Passeriformi). Tra i fattori di vulnerabilità, l'attività venatoria è indicata solo in una ZPS, nonostante numerosi appostamenti di caccia minaccino direttamente e indirettamente queste specie. Anche la REN, svolgendo un'analisi a piccola scala e su dati bibliografici, risulta carente nell'analisi della distribuzione di alcune specie. Ad esempio il biancone non è riportato come nidificante nelle Marche, così come molte specie di uccelli acquatici. Poiché le conoscenze attuali sono frammentarie è necessario svolgere un monitoraggio completo e standardizzato dell'avifauna sull'intero territorio regionale tenendo in considerazione non solo le specie nidificanti, ma anche quelle svernanti e migratrici, i siti di nidificazione, alimentazione e stop-over, le rotte di migrazione, i fattori di minaccia e gli interventi di miglioramento e ripristino ambientale necessari. Solo sulla base di tali dati si potrà elaborare una strategia di conservazione degli uccelli che preveda l'aggiornamento di IBA e ZPS e la redazione di una efficace rete ecologica regionale. La scarsa applicazione della Valutazione d'incidenza, in particolare sui Piani, rende Natura 2000 poco efficace nella tutela degli uccelli; nessuno dei Piani Faunistico-Venatori Provinciali è stato sottoposto a tale valutazione, così come i piani urbanistici e di settore.

Ringraziamenti - Si ringrazia Giacchini Paolo.

Bibliografia - Boitani L *et al.* 2002. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio • Brunner A *et al.* 2002. LIPU-BirdLife International • Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2005. Banche dati Natura 2000 (http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/scn/rete_natura2000/banche_dati/banche_dati.asp).

Aree importanti per l'avifauna nel fiume Arno (Firenze): individuazione delle emergenze e prospettive di tutela

MICHELE GIUNTI, PAOLO SPOSIMO

c/o Nemo srl, via Giotto 33, I-50121 Firenze (giunti@nemoambiente.com)

I dati raccolti nell'ambito di un Progetto Atlante quali-quantitativo dell'avifauna svernante e nidificante nel fiume Arno nella Provincia di Firenze, svolto nel periodo 2001-2003 e coordinato dalla LIPU Toscana con finanziamento della Provincia di Firenze, sono stati elaborati allo scopo di individuare le emergenze avifaunistiche e le aree di maggior pregio.

Area di studio e metodi - L'area di studio coincide con il corso del fiume Arno all'interno della provincia di Firenze, per una lunghezza complessiva di oltre 90 km (46 tratti di circa 2 km). I censimenti dell'avifauna hanno interessato l'alveo e il lato interno degli argini adiacenti; in ciascun tratto sono state effettuate due visite durante il periodo riproduttivo e due durante quello invernale, secondo le metodologie ampiamente utilizzate negli atlanti semiquantitativi (cfr. Gibbons 2001).

Al fine di individuare le aree di maggior pregio è stato calcolato un valore avifaunistico, relativamente a ogni tratto indagato, utilizzando il parametro della ricchezza specifica (separando quella invernale da quella primaverile) unitamente a quello derivante dal livello di rarità, valutato a scala regionale, italiana e continentale. Il risultato ottenuto è un valore tra 0 e 3, come somma dei tre parametri di seguito elencati:

Ricchezza specifica svernanti. Il valore è un numero compreso tra 0 (attribuito al tratto con il minor numero di specie) e 1 (tratto con il maggior numero di specie). I valori intermedi sono stati poi normalizzati all'interno del suddetto intervallo.

Ricchezza specifica nidificanti. Il valore è un numero compreso tra 0 e 1 ed è calcolato con la stessa modalità del precedente.

Lista rossa nidificanti. Il valore è un numero compreso tra 0 e 1 e si ottiene dalla somma di tre indici parziali, ciascuno dei quali compreso fra 0 e 0.33, derivanti dall'inserimento o meno di una specie all'interno delle seguenti liste rosse: 1) Lista Rossa Toscana (Sposimo e Tellini 1995), 2) Lista Rossa Italiana (Bulgarini *et al.* 1998), 3) European Threatened Species e Species of European Conservation Concern (Tucker e Heath 1994).

Al fine di individuare le aree di maggiore interesse per la conservazione dell'avifauna, sono state selezionate alcune "specie obiettivo", scelte in base alla rarità e alla ristrettezza delle esigenze ambientali: Ardeidi nidificanti, picchi e altre specie corticicole nidificanti, corriere piccolo *Charadrius*

dubius, topino *Riparia riparia*, cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus* e cannaieccione *Acrocephalus arundinaceus*, nitticora *Nycticorax nycticorax* svernante.

Risultati e discussione - La distribuzione della somma dei 3 indici nei tratti analizzati evidenzia la tendenza del valore avifaunistico a scendere da monte verso valle del corso fluviale. L'andamento non è chiaramente uniforme, con oscillazioni dovute all'alternanza di tratti fortemente degradati (in corrispondenza dei centri urbani) e tratti meglio conservati e diversificati; tuttavia sembra che le zone a monte di Pontassieve ospitino comunità ornitiche più ricche e comprendenti alcune delle specie più esigenti quanto a maturità, naturalità ed estensione dell'habitat. Questa differenza risulta più marcata se si esamina la sola comunità nidificante. Questo potrebbe dipendere dal fatto che durante la stagione invernale la quota di specie acquatiche sul complesso della comunità ornitica incide maggiormente rispetto a quanto si verifica durante la stagione riproduttiva, e nel periodo invernale molti tratti del settore più occidentale dell'Arno (basso Val d'Arno) ospitano significative popolazioni di specie acquatiche (soprattutto Ardeidi e Rallidi).

In seguito all'analisi effettuata e sulla base di considerazioni relative all'importanza di alcune specie rilevate, sono state individuate alcune aree di particolare interesse per la conservazione dell'avifauna. Per ogni tratto è stata analizzata l'abbondanza relativa delle "specie obiettivo" e sono state perciò evidenziate le aree a maggior concentrazione di emergenze.

Sono state così individuate 31 aree, di varia estensione, importanti per l'avifauna. La perimetrazione di queste aree ha permesso l'inserimento di tali ambiti geografici in un archivio informatizzato associato ad una carta della vegetazione di dettaglio (scala 1:2.000) eseguita dalla Facoltà di Agraria dell'Università di Firenze nel febbraio 2005 (S. Bologna e G. Chirici ined.). La predisposizione di un database georeferenziato contenente informazioni di carattere naturalistico (emergenze faunistiche e vegetazionali), idraulico e infrastrutturale consentirà, a breve, di ottenere uno strumento finalizzato alla corretta gestione della vegetazione in alveo.

Bibliografia - Bulgarini F *et al.* 1998. WWF Italia, Roma • Gibbons DW 1991. Sitta 5: 11-18 • Sposimo P, Tellini G 1995. Riv. ital. Orn., 64: 131-140 • Tucker GM, Heath MF 1994. Cambridge, UK: BirdLife International.

I centri di recupero come indicatori dell'impatto dell'attività venatoria sulle specie protette: il caso dei Ciconiformi, dei rapaci diurni e notturni

MARCO GUSTIN

LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, I-43100 Parma (marco.gustin@lipu.it)

I Centri di Recupero hanno contribuito a raccogliere una importante quantità di dati, utilizzati per ricerche di tipo comportamentale (Csermely 1994), veterinario (Del Bue e Mezzatesta 1987), parassitologico (Agrimi *et al.* 1996) e prettamente ornitologico (Cerasoli e Penteriani 1991, Chieco 1993, Dinetti *et al.* 1995, Fraissinet *et al.* 1999). Più sporadiche sono state le indagini riguardanti l'impatto dell'attività venatoria sulle specie protette (Cerasoli e Penteriani 1990).

Materiali e metodi - I dati sono stati raccolti in 12 Centri di Recupero LIPU, esclusivamente durante il periodo 1° settembre 2002 - 31 gennaio 2003, per verificare l'impatto dell'attività venatoria sulle specie che in Italia, secondo la legge 157/92, risultano protette o particolarmente protette. E' stato esaminato il numero totale dei soggetti affidati ai Centri di recupero e fra questi, quelli che risultano feriti da armi da caccia ("impallinati"). Sono stati presi in considerazione esclusivamente i soggetti appartenenti agli Ordini dei Ciconiformi, Falconiformi e Strigiformi. Per determinare la presenza di pallini da caccia, nei tessuti degli individui giunti nei Centri di Recupero, ogni singolo soggetto è stato controllato con una radiografia.

Risultati e discussione - Nel periodo considerato sono giunti nei Centri di Recupero LIPU 813 individui appartenenti a

38 specie di cui 12 Ciconiformi, 19 Falconiformi e 7 Strigiformi (Tab. 1). Complessivamente 361 individui (44.4%) sono risultati impallinati.

Le specie appartenenti all'Ordine dei Falconiformi risultano quelle maggiormente "impallinate" nel periodo dell'attività venatoria (61%), rispetto ai Ciconiformi (36.4%) e Strigiformi (16.5%). Poiana *Buteo buteo* (60%), sparviere *Accipiter nisus* (56%) e gheppio *Falco tinnunculus* (54%), specie molto diffuse in inverno, hanno una percentuale consistente di impallinati sul totale pervenuto ai Centri.

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti i responsabili dei Centri di Recupero LIPU che hanno contribuito alla stesura di questo lavoro: L. Borghi, A. Brutti, N. Caselli, A. Damiano, F. de Leo, L. Frasson, G. Giardina, M. Lombardo, D. Marzi e la Delegazione LIPU di Asti e Latina.

Bibliografia - Agrimi U *et al.* 1996. Suppl. Ric. Biol. Selv. 24: 689-694 • Cerasoli M, Penteriani V 1990. Riv. Ital. Orn. 60: 162-167 • Cerasoli M, Penteriani V 1991. Suppl. Ric. Biol. Selv. 18: 299-307 • Chieco C 1993. Atti I Conv. faunisti Veneti: 117-119 • Csermely D 1994. Avocetta 18: 63-67 • Del Bue M, Mezzatesta F 1987. Suppl. Ric. Biol. Selv. 12: 87-91 • Dinetti M *et al.* 1995. Suppl. Ric. Biol. Selv. 22: 379-381 • Fraissinet M *et al.* 1999. Picus 25: 27-34.

Tabella 1 – Riepilogo di tutti gli individui affidati ai CRR LIPU dal 1° settembre 2002 al 31 gennaio 2003, appartenenti all'Ordine dei Ciconiformi, Falconiformi e Strigiformi (A = Affidati; I = Impallinati). È indicata la provincia in cui si trova ogni Centro.

Famiglie	CRR AT		CRR MI		CRR TV		CRR BO		CRR RE		CRR FE		CRR LI		CRR FI		CRR Roma		CRR CH		CRR LT		CRR PA		Tot		%
	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	A	I	
Ardeidae	4	0	8	1	4	0	7	2	1	0	1	0	6	0	0	0	8	3	1	1	3	2	17	13	60	22	37%
Ciconiidae	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	4	1	25%
Phoenicopteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	1	50%
Pandionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	50%
Accipitridae	5	3	39	17	49	12	18	10	5	2	16	2	28	21	39	39	30	20	12	6	4	3	40	32	285	167	59%
Falconidae	3	0	24	14	10	2	13	4	6	0	9	0	26	22	36	36	52	22	1	0	11	10	39	26	230	136	59%
Tytonidae	-	-	4	0	2	0	3	0	3	0	3	0	19	5	15	0	10	2	1	0	3	1	5	1	68	9	15%
Strigidae	7	0	19	1	20	1	9	2	5	0	5	0	21	6	23	0	35	6	2	0	3	0	10	6	159	22	14%
Totale generale	19	3	94	33	87	16	53	18	20	2	34	2	103	56	114	76	135	53	17	7	24	16	113	79	813	361	44.4%
% Impallinati	15.8%		35.1%		18.4%		34%		10%		5.9%		54.4%		66.7%		39.2%		41.2%		66.7%		69.9%		44.4%		

Censimento della cicogna bianca *Ciconia ciconia* nidificante in Italia nel 2004

MARCO GUSTIN, GIULIANO TALLONE

LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, I-43100 Parma (marco.gustin@lipu.it)

La cicogna bianca *Ciconia ciconia* è considerata SPEC 2 (specie concentrata in Europa e con uno status di conservazione sfavorevole, Tucker e Heath 1994, BirdLife International 2004), in declino negli ultimi venti anni soprattutto in Europa orientale (BirdLife International 2004).

In Italia la nidificazione della cicogna bianca è stata recentemente documentata da un punto di vista storico (Aimassi 2002); il primo caso di nidificazione in epoca moderna nel nostro paese è da collocare nella seconda metà del XX secolo (Brichetti e Fracasso 2003), con un significativo aumento negli ultimi 20 anni, ad iniziare dalle regioni settentrionali. Dapprima occasionalmente (Capalbo 1993, Ciaccio e Priolo 1997, Ghiurmino *et al.* 1999, Gustin *et al.* 1995, Sottile 2003), poi più diffusamente, la specie ha iniziato a colonizzare anche il sud d'Italia (Fracasso e Brichetti 2003).

Materiali e metodi - Nel 2004 è stato effettuato il VI censimento internazionale della specie, coordinato dalla NABU (BirdLife Germany) e la LIPU ha organizzato il censimento delle coppie nidificanti in Italia (Gustin 2005). L'ultimo censimento risale a 10 anni fa (Biber *et al.* 1995). Sono stati individuati dei coordinatori per singola regione ed i dati sul campo sono stati raccolti, in una apposita scheda, dalla metà di aprile alla fine di luglio, effettuando su ogni nido individuato almeno 3-5 controlli. I principali parametri considerati sono stati: i) numero di coppie nidificanti; ii) numero di coppie con giovani involati, iii) numero medio di giovani involati per le coppie nidificanti con successo. In questo censimento non sono state considerate le coppie nidificanti nei centri di allevamento, ad eccezione delle coppie miste nella provincia di Cuneo.

Risultati e discussione - Il numero delle coppie censite in attività riproduttiva in Italia nel 2004 è risultato complessivamente 70, ma di queste soltanto 44 (62.8%) si sono riprodotte con successo (Tab. 1). Il numero di giovani involati nel 2004 è stato 121. Le coppie nidificanti in Italia settentrionale hanno avuto un successo riproduttivo del 55.5%, mentre quelle dell'Italia meridionale dell'83%. Tale differenza è risultata significativa ($\chi^2 = 6,10$, $gl = 1$, $P < 0.02$).

Il censimento della cicogna bianca effettuato a livello nazionale nel 2004, conferma il sostanziale consolidamento della popolazione italiana rispetto agli anni '80-90 (Lui 2005). L'aumento del numero di coppie nidificanti nel no-

stro paese, è però sostanzialmente dovuto all'incremento della popolazione meridionale che non risulta legata alla presenza di centri cicogne. Al contrario, la popolazione settentrionale, nonostante sia stata condizionata negli ultimi venti anni dalla presenza di centri cicogne, risulta fluttuante (Piemonte, Alessandria *et al.* 2002) o in parziale regresso (Lombardia, Canziani e Palumbo 2004).

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti i collaboratori del censimento nazionale sulla Cicogna bianca: Gabriella Vaschetti, Giuseppe Rangi, Marcello Ginella, Giancarlo Rognoni, Angela Tortelli, Paola Balboni, Carlo Giannella, Roberto Santopaolo, Vincenzo Rizzi, Andrea Corso, Nino Provenza e Giuseppe Rannisi.

Bibliografia - Aimassi G 2002. Riv. Ital. Orn. 72: 3-17 • Alessandria *et al.* 2004. Riv. Piem. St. Nat. 25: 391-430 • Biber *et al.* (eds) 1995. Proced. Int. Symp. On the White Stork, Basel 1994 • BirdLife International 2004. BirdLife Conservation Series n. 12 • Brichetti P, Fracasso G 2003. Onitologia Italiana, vol. I, Alberto Perdisa Editore • Canziani M, Palumbo G 2004. In: La Conservazione degli uccelli in Italia, Perdisa Editore, pp: 547-572 • Capalbo P 1993. Riv. Ital. Orn. 63: 108-109 • Ciaccio A, Priolo A 1997. Natur. Sicil. 21: 309-413 • Ghiurmino *et al.* 1999. Avocetta 23: 128 • Gustin M *et al.* 1995. Riv. Ital. Orn. 64: 171-172 • Gustin M 2005. Picus 58: 140 • Lui F 2005. Picus 58: 136-139 • Sottile F 2003. Riv. Ital. Orn. 73: 92-93 • Tucker GM, Heath MF, 1994. BirdLife Conservation Series n. 3.

Tabella 1 – Censimento della Cicogna bianca in Italia nel 2004. Le coppie si riferiscono soltanto alle coppie selvatiche o miste (provincia di Cuneo).

Regione	N coppie presenti	N coppie nidificanti	N juv. involati
Piemonte	38	21	49
Lombardia	5	2	4
Emilia-Romagna	2	2	5
Puglia	1	1	5
Calabria	1	1	4
Sicilia	23	17	54
Totale	70	44	121

La reintroduzione del grifone *Gyps fulvus* in Sicilia: osservazioni e prime nidificazioni

MARIO LO VALVO¹, MARCO SCALISI²

¹ Dipartimento di Biologia animale, Università di Palermo, via Archirafi 18, I-90123 Palermo (mlovalvo@unipa.it); ² I.E.Zo.A, via M. Scoto 2, I-90135 Palermo

La Sicilia è la regione in cui, negli ultimi due secoli, si sono estinte il maggior numero di specie di vertebrati terrestri, con un tasso medio di estinzione, tra mammiferi e uccelli, pari a una specie ogni 5.7 anni tra il 1820 ed il 1970. Il grifone *Gyps fulvus* è una di queste specie e la sua scomparsa è avvenuta in tempi relativamente recenti. La sua ultima nidificazione nell'isola risale alla metà degli anni '60 e la causa della sua definitiva scomparsa venne attribuita alla presenza di bocconi avvelenati, usati in maniera indiscriminata per eliminare specie che, in quegli anni, venivano considerate "nocive" (Priolo 1967). Nell'ambito di un intervento di ripristino ambientale, nel 1999 è iniziato un progetto di reintroduzione di questo avvoltoio in Sicilia, con soggetti di origine spagnola. Il progetto, dalla durata prevista di 5 anni e del quale parte dei risultati sono stati riportati da Lo Valvo e Scalisi (2004), aveva tra gli obiettivi principali, oltre quello di rilasciare in natura i grifoni, quello di riuscire ad ottenere le prime nidificazioni in almeno uno dei siti di rilascio, non appena i grifoni rilasciati avessero raggiunto la maturità sessuale. In questo contributo vengono aggiornati i risultati finora ottenuti.

Area di intervento e metodi - La reintroduzione del grifone ha interessato contemporaneamente un sito all'interno del parco delle Madonie ed uno nei Nebrodi, distanti tra loro circa 60 km in linea d'aria e dove sono state realizzate delle voliere di ambientamento. Durante gli anni del progetto si sono succedute importazioni e rilasci di grifoni e sono state effettuate continue osservazioni degli individui ormai liberi, anche con l'ausilio della radiotelemetria.

Risultati e discussione - Il progetto di reintroduzione, iniziato con i primi rilasci nel maggio 2000 nelle Madonie e nel maggio 2001 nei Nebrodi, ha visto fino a dicembre 2003 la liberazione di 29 individui quasi tutti subadulti (Lo Valvo e Scalisi 2004). Durante questi anni i diversi gruppi di grifoni liberati sulle Madonie, dopo qualche mese di permanenza nell'area, nonostante la regolare presenza di un punto di ali-

mentazione, si sono aggregati definitivamente al nucleo presente sui Nebrodi, che ha invece sempre mantenuto una costante presenza nel sito prescelto sin dal rilascio dei primi individui. Nel 2004 sono state effettuate ulteriori rilasci e nel 2005, tutti i soggetti presenti ormai allo stato selvatico risultano essere almeno al loro sesto anno di età ed il 25 febbraio è stata accertata la nidificazione di almeno quattro coppie, dopo circa 40 anni dalla loro ultima riproduzione in Sicilia. Gli accoppiamenti sono stati osservati durante due visite di controllo, il 3 ed il 17 gennaio tra le 12.30 e le 16, sempre in prossimità dei nidi. In particolare, durante la seconda visita, abbiamo osservato, a distanza di circa un'ora l'uno dall'altro, l'accoppiamento di un maschio con due femmine posate ad una ventina di metri l'una dall'altra. Il 16 marzo, ad un successivo controllo, uno dei nidi era vuoto ed abbandonato, mentre nei rimanenti erano ancora presenti individui in cova. Nella stessa giornata sono stati osservati contemporaneamente sette grifoni alimentarsi su una carcassa di vacca. Se si considera che nel mese di dicembre 2004 erano presenti almeno 17 individui, tutti in età adulta (tra 5 e 6 anni), e considerata la difficoltà di individuare i siti di nidificazione, riteniamo probabile che vi possa essere ancora qualche altra coppia impegnata nell'attività di cova. Tra la fine di marzo e la prima metà di aprile sono nati tre nidiacei, uno per nido, tutti involati tra la seconda e la quarta settimana di agosto. Con la nidificazione di queste prime coppie è stato fatto un notevole passo avanti nel progetto di reintroduzione. Adesso è auspicabile che gli Enti preposti alla tutela della fauna selvatica sappiano intervenire anche con interventi di restocking, evitando di rendere vano questo importante risultato oggi raggiunto.

Ringraziamenti - Si ringraziano il GREFA (Spagna) per avere donato i grifoni e tutti coloro che in maniera diversa hanno contribuito alla realizzazione del progetto.

Bibliografia - Lo Valvo M, Scalisi M 2004. Naturalista sicil. 28: 605-613 • Priolo A 1967. Riv. Ital. Orn. 37: 7-11.

Densità riproduttiva del nibbio reale *Milvus milvus* in un'area del Parco di Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane

EGIDIO MALLIA¹, CRISTINA RUGGE¹, MARCO DELORENZO²¹ Parco Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane, località Palazzo I-75100 Accettura (MT) (info@parcogallipolicognato.it); ² via T. Livio 94, I-73020 Cavallino (LE)

Le popolazioni italiane nidificanti di nibbio reale *Milvus milvus* risultano concentrate nelle regioni centro-meridionali ed insulari, distribuite in maniera discontinua, con densità variabili ed altamente frammentate (Brichetti e Fracasso 2003). La Basilicata, con 100–150 coppie (Sigismondi *et al.* 2003) su 315–400 stimate in Italia (Allavena 2001), ospita la popolazione riproduttiva più consistente e svolge un ruolo importante nella conservazione della specie in Italia. In questo lavoro si riportano i dati relativi alla distribuzione e densità riproduttive del nibbio reale riscontrati nella primavera 2004, in un'area del Parco di Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane.

Area di studio e metodi - Le indagini sono state svolte all'interno del Parco Regionale di Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane, esteso su circa 27000 ha al centro della Regione Basilicata, ricadente nei confini delle province di Matera e Potenza. Per la ricerca dei siti di nidificazione, è stata presa in considerazione un'area di circa 50 km², di forma quadrangolare, avente come confini il fondovalle del torrente Salandrella ad est, località Serra Antica a nord, la strada provinciale Oliveto Lucano-Caserna Palazzo ad ovest, la strada provinciale Caserna Palazzo-fondovalle Salandrella a sud. L'area indagata, compresa tra 600-800 m s.l.m., include al suo interno il centro urbano di Oliveto Lucano (MT), con meno di 500 abitanti, vaste zone montuose boscate caratterizzate dalla presenza di forti pendenze ed intervallate a zone aperte di media e bassa collina, adibite a pascolo e seminativi. La ricerca dei siti, iniziata nell'autunno 2003, è stata condotta tramite escursioni nell'intera area e censimento a vista dei nidi (mediante l'uso di binocoli 10x42 e cannocchiali fino a 45x) ed utilizzando le preziose segnalazioni degli abitanti del luogo. Il censimento si è svolto essenzialmente in due fasi: 1) ricerca ed ubicazione precisa in tavolette IGM 1:25000 dei nidi, durante il periodo invernale prima del periodo di deposizione/parate nuziali/voli territoriali, quando, le specie forestali, prive di foglie, rendono ben visibili i vecchi nidi; 2) escursioni durante i mesi di maggio-giugno per confermare:

utilizzo del nido, specie d'appartenenza, comportamenti territoriali, trasporto del cibo, ecc. Per ottenere la densità della popolazione nidificante si è rapportato il numero dei nidi utilizzati alla superficie complessiva dell'area di studio, calcolando inoltre, la distanza minima tra nidi adiacenti e la media di tali distanze minime.

Risultati e discussione - Nell'area in studio sono stati localizzati 16 nidi di coppie riproduttive certe con una densità media pari a 0.32 nido/km². In linea d'aria, la distanza minima riscontrata tra due nidi è risultata di 526 m, mentre la distanza massima è risultata 2192 m. La dispersione dei nidi nell'area di studio non è risultata uniforme, mostrando una maggiore concentrazione in prossimità della periferia del piccolo centro urbano.

I dati disponibili in letteratura riguardanti le densità riproduttive della specie in Italia risultano estremamente variabili, come riportato in Tab. 1. Le elevate densità dei nidi riscontrate nell'area di studio, risultano le più alte in Italia, includendo a differenza dei siti citati in Tab.1, habitat favorevoli all'interno di un piccolo territorio. Tale dato conferma l'importanza dell'ambiente naturale della Basilicata nella conservazione del nibbio reale. Dall'analisi della distribuzione dei siti e delle relative distanze minime, si evince, inoltre, che la specie utilizza per la nidificazione soprattutto aree boschive poco distanti dai piccoli centri urbani, facendo ipotizzare che nell'area, il mantenimento delle attività antropiche tradizionali legate in particolare alla presenza di un gran numero di piccoli allevamenti rurali e di aree aperte per l'agricoltura, svolga un ruolo importante nel mantenimento di alte densità riproduttive della specie.

Bibliografia - Allavena S *et al.* 2001. IV Eur. Cong. on Raptors. Seville-Spain • Brichetti P, Fracasso G 2003. Onitologia Italiana, Vol. I, Perdisa Ed. • Manzi A *et al.* 1989. Suppl. Ric. Biol. Selv. 16: 363-366 • Massa B 1980. Naturalista sicil. 4: 59-72 • Petretti A *et al.* 1981. Gerfaut 71: 143-156 • Sigismondi A *et al.* 2003. Avocetta 27: 43.

Tabella 1 – Densità riproduttive di nibbio reale *Milvus milvus* in Italia.

Regione	Area di Studio km ²	Densità km ² /coppia	Fonte
Lazio	850	212.5-283.2	Petretti <i>et al.</i> 1981
Sicilia	450	20.4-25	Massa 1980
Abruzzo	739	46.2-61.6	Manzi <i>et al.</i> 1989

Aggiornamento dello status del falco di palude *Circus aeruginosus* in Italia

DARIO MARTELLI¹, LORENZO RIGACCI²

¹ via Piave 39, I-40133 Bologna (dariomartelli@libero.it); ² G.P.L. Da Palestrina 18, I-40141 Bologna

Si fornisce la stima aggiornata a livello nazionale della popolazione nidificante di falco di palude *Circus aeruginosus* espressa ad un maggior livello di dettaglio rispetto a quanto proposto da Brichetti e Fracasso (2003). Il quadro così ottenuto viene inoltre confrontato con quello disponibile per gli anni '80.

Area di studio e metodi - L'indagine comprende l'intero territorio nazionale. I risultati derivano dalla consultazione delle più recenti fonti bibliografiche e dalle notizie inedite ottenute da un'inchiesta rivolta a referenti locali. Per l'Emilia-Romagna sono stati utilizzati anche i dati di campo raccolti in tre stagioni riproduttive dal 2002 al 2004.

Risultati e discussione - I risultati sono riportati nella Tabella 1 e si riferiscono al numero di coppie. L'andamento fluttuante delle presenze a livello locale si traduce, su scala più ampia, in evidenti oscillazione dei valori di consistenza, esprimibili quindi attraverso ampi intervalli di variazione. La popolazione nazionale rientra attualmente nell'ordine delle 2-300 coppie. Nell'ultimo ventennio si è registrato un evidente incremento della consistenza totale, apparentemente non accompagnata da rilevanti modificazioni dell'areale (cfr. Brichetti *et al.* 1992). È verosimile che tale tendenza derivi soprattutto dalla diminuzione delle uccisioni illegali con conseguente incremento stabile delle densità locali, piuttosto che da interventi gestionali indirizzati agli ecosistemi di ambiente umido. Si ritiene infatti che l'abbattimento diretto rappresenti ancora la causa principale della man-

canza di nidificazione in alcune regioni del centro-sud (cfr. Fraticelli e Brutti 2003). Comunque, in accordo con la flessibilità distributiva e demografica del genere *Circus* (Newton 1979), sono prevedibili nidificazioni irregolari od occasionali al di fuori dei siti abituali.

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti coloro che, citati nel testo, hanno fornito dati inediti. Un particolare ringraziamento a Massimiliano Costa, Angelo Nardo, Alessio Quaglierini, Francesco Scarton, Paolo Taranto e Emiliano Verza per le indispensabili informazioni. Si ringrazia inoltre il personale del Corpo della Polizia provinciale di Bologna per l'aiuto nella ricerca di campo.

Bibliografia - Alessandria G *et al.* 1997. Riv. ital. Orn. 67: 192-194 • Bencivenga G *et al.* 1995. Uccelli d'Italia 21: 60-69 • Boano A *et al.* 1995. Alula (1-2) • Bon M *et al.* 2004. Provincia di Venezia • Borella S *et al.* 1985. Atti III Conv. ital. Orn.: 242-244 • Brichetti P, Fasola M 1990. Ed. Ramperto, Brescia • Brichetti P *et al.* 1992. Ed. Calderini, Bologna • Brichetti P, Fracasso G 2003. Alberto Perdisa Ed., Bologna • Chiavetta M 1981. Rizzoli Ed., Milano • Ciaccio A, Priolo A 1997. Naturalista Siciliano 21: 309-413 • Fabbrizzi F *et al.* 2003. Avocetta 27: 28 • Fracasso G *et al.* 2003. Provincia di Rovigo • Guzzon C, Utmar P 1999. Avocetta 23: 87 • Fraticelli F, Brutti A 2003. Avocetta 27: 112 • Liberatori F *et al.* 1991. Avocetta 15: 51-54 • Magrini M, Gambaro C 1997. Regione dell'Umbria • Massa B 1985. Naturalista Siciliano 9: 1-276 • Newton I 1979. T&AD Poyser, Berkhamsted • Quaglierini A 2003. Avocetta 27: 93 • Mingozzi T *et al.* 1988. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino • Sigismondi A *et al.* 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 22: 707-710 • Toso S *et al.* 1998. Regione Emilia-Romagna.

Tabella 1 – Numero di coppie di *Circus aeruginosus* presenti in Italia, suddivise per regioni.

Regione	Stato attuale	Fonte	Anni '80	Fonte
Piemonte	2-4	Alessandria <i>et al.</i> 1997	0-1	Mingozzi <i>et al.</i> 1988
Lombardia	20-30	Brichetti e Fracasso 2003	12-15	Brichetti e Fasola 1990
Friuli	34-39	Guzzon e Utmar 1999	>20	Brichetti <i>et al.</i> 1992
Veneto	60-80	Fracasso <i>et al.</i> 2003		
		Bon <i>et al.</i> 2004	dati incompleti	cfr. Borella <i>et al.</i> 1985
Emilia-Romagna	35-52	Toso <i>et al.</i> 1998		
		presente studio	10-15	Brichetti <i>et al.</i> 1992
Toscana	33-37	Fabbrizzi <i>et al.</i> 2003		
Quaglierini 2003	16-18	Liberatori <i>et al.</i> 1991		
Umbria	non nidificante	Bencivenga <i>et al.</i> 1995	non nidificante	Magrini e Gambaro 1997
Lazio	non nidificante	M. Brunelli, com. pers.	non nidificante	Boano <i>et al.</i> 1995
Puglia	non nidificante	V. Rizzi, com. pers.	non nidificante	Sigismondi <i>et al.</i> 1995
Basilicata	non nidificante	V. Rizzi, com. pers.	non nidificante	Sigismondi <i>et al.</i> 1995
Sicilia	nidificante occasionale	Ciaccio e Priolo 1997	non nidificante	Massa 1985
Sardegna	30-40	Brichetti e Fracasso 2003	15-20	Chiavetta 1981
Restante area	0-5	presente studio	dati assenti	
Totali	214-287		>73-89	

Il gipeto *Gypaetus barbatus* nel Parco Nazionale dello Stelvio

LUCIA MORICONI¹, LUCA PEDROTTI¹, HANSPETER GUNSCH¹, ALBERTO RICCI², ANDREA PIROVANO¹

¹ Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio, via Roma 26, I-23032 Bormio (SO) (scientifico.lo@stelviopark.it); ² Corpo Forestale dello Stato, CTA di Bormio, via Monte Braulio 58, I-23032 Bormio (SO)

Dal 1986 è in corso un ambizioso progetto di reintroduzione del gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi, catena montuosa dalla quale la specie scomparve agli inizi del secolo XX a causa, tra l'altro, della persecuzione dell'uomo (Terrasse 2001). Il Parco dello Stelvio gioca un ruolo fondamentale in tale progetto: qui si sono infatti stabilite tre delle cinque coppie che si sono riprodotte nel corso del 2004 sull'intera catena alpina. Dal 1998, anno dell'involto di "Stelvio", primo gipeto nato in natura in Italia dall'inizio del progetto, sono ben 11 i piccoli che hanno preso il volo dall'Alta Valtellina, su un totale di 20 dell'intero arco alpino (Moriconi *et al.* 2004). Dal 2000, il Parco è diventato anche uno dei siti di rilascio, in cui, ad anni alterni con la confinante Svizzera, vengono liberati due giovani di gipeto mediante la tecnica dell'*hacking* (Framarin e Genero- 1995). Le tre coppie stabilmente presenti nel settore lombardo vengono monitorate giornalmente per stabilire le interazioni con altre specie, le modalità di cambio al nido nonché le date relative ai momenti salienti delle nidificazioni. Il monitoraggio viene esteso a tutto il territorio del Parco in occasione dei censimenti in contemporanea organizzati dal personale addetto al progetto.

Area di studio e metodi - Il Parco Nazionale dello Stelvio, istituito nel 1935 e poi ampliato nel 1977, occupa una superficie di poco più di 133000 ha che lo confermano come una delle aree protette italiane più estese. È ubicato su parte delle province di Sondrio, Brescia, Trento e Bolzano, quindi a cavallo delle regioni Lombardia e Trentino-Alto Adige e si estende per la maggior parte al di sopra dei 2000 m di quota.

I gipeti vengono rilasciati in natura con la tecnica dell'*hacking*: all'età di circa tre mesi, a trenta giorni dall'involto, i piccoli vengono deposti in cavità simili a quelle utilizzate dalle specie per la deposizione delle uova. Vengono poi nutriti, evitando ogni contatto visivo con l'uomo, fino al momento dell'involto. I due censimenti in contemporanea nell'area del Parco sono stati organizzati in periodo pre-

post- riproduttivo del gipeto: ogni punto di osservazione è stato individuato considerando sia l'accessibilità della località che la visuale che la distanza da quelli attigui.

Risultati e discussione - A partire dalla prima nidificazione con successo nel Parco dello Stelvio, nel 1998, i nidi occupati dalle coppie di gipeto presenti sono stati monitorati con grado diverso a seconda del possibile disturbo ai nidi valutato in relazione all'accessibilità degli stessi. Per questo motivo i dati a disposizione per l'elaborazione sono diversi a seconda degli anni considerati. In linea generale è possibile indicare gli orari in cui avvengono i cambi al nido durante il periodo di cova e di allevamento del piccolo nonché le specie che interagiscono con l'attività al nido tipo aquila reale *Aquila chrysaetos*, corvo imperiale *Corvus corax* ecc. Durante i censimenti in contemporanea sull'intero territorio del Parco, organizzati nel mese di dicembre 2004 e nel marzo 2005, sono stati coinvolti circa una settantina di osservatori: i gipeti osservati sono stati 7, tutti nel settore lombardo, ossia gli individui che formano le tre coppie stabili presenti più un subadulto osservato prima nella zona della Val del Braulio (la prima valle interessata da nidificazione nel Parco) e poi nella zona di Sondalo.

Ringraziamenti - Uno speciale ringraziamento alle guardie forestali del CTA di Bormio, alle guardie delle province di Sondrio, Trento e Bolzano e a tutti i volontari che hanno collaborato nell'ambito delle contemporanee organizzate.

Bibliografia - Framarin F, Genero F 1995. Il gipeto e le alpi. Storia di un ritorno. Musumeci ed., Aosta • Moriconi L et al. 2004. Status e conservazione del Gipeto nel Parco Nazionale dello Stelvio. In: Ricerca Ornitologica in Italia Settentrionale: attori e strategie per la conservazione della biodiversità: 20 • Terrasse J-F 2001. Le gypaète barbu: description, moeurs, observation, réintroduction, mythologie. Delachaux et Niestlé Service Promotion.

La riproduzione della moretta tabaccata *Aythya nyroca* nella Riserva Naturale dello Stato "Cratere degli Astroni"

STEFANO PICIOCCHI

Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale - ONLUS, C.P. 253, I-80046 San Giorgio a Cremano (NA)

La moretta tabaccata *Aythya nyroca* è una specie a corologia euroturanica con areale alquanto frammentato. La specie è ritenuta globalmente minacciata (Collar *et al.* 1994), vulnerabile dal IUCN (Baille e Groombridge 1996), SPEC1 da BirdLife International (2004), in pericolo in modo critico nella nuova Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia (Calvario *et al.* 1998). Negli ultimi anni si è avuto un incremento della popolazione nidificante passata da una stima di 25-50 coppie (Bricchetti e Gariboldi 1997) a 78-107 coppie (Melega 2003).

Area di studio e metodi - La Riserva "Cratere degli Astroni" ha una superficie di 247 ha e si trova all'interno di un cratere spento situato nei Campi Flegrei (NA). È ricoperta da una ricca copertura boschiva che risulta influenzata dal fenomeno dell'inversione vegetazionale, per cui sul fondo del cratere, praticamente al livello del mare, prevale un bosco misto deciduo, normalmente presente in zone di bassa montagna. Sul fondo sono presenti tre specchi d'acqua, il più grande dei quali ha una superficie di circa 20000 m². Quest'ultimo è in parte ricoperto da vegetazione costituita da *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Carex* sp., *Nimphaea alba*, *Ceratophyllum* sp. Dal 1992 sono stati effettuati periodici monitoraggi per censire le specie ornitiche e in particolare per seguire la popolazione di moretta tabaccata introdotta a seguito del progetto anatre del WWF Italia.

Risultati e discussione - Nell'ottobre del 1992 sono state liberate nel Lago Grande 5 coppie di moretta tabaccata. Que-

sto gruppo ha dato origine ad una piccola popolazione ormai stabile, con una presenza invernale di notevole interesse (16 individui nel 2002). Già nell'aprile del 1993 si è avuta la prima nidificazione, con una seconda nel maggio successivo. Negli anni seguenti si sono verificate complessivamente 20 nidificazioni (massimo 3 nel 2000) e si è avuta la nascita di 108 piccoli. Purtroppo il successo riproduttivo è stato piuttosto basso (14-15 involati) con una percentuale del 13.9% a causa di un'elevata mortalità verificatasi soprattutto nei primi giorni e dovuta, probabilmente, a varie cause che sono da ricercare nell'abbassamento della temperatura notturna (le nascite avvenendo tutte fra il 24 aprile e il 10 maggio), a predazioni e a mancanza totale della *Lemna minor*, pianticella essenziale per il nutrimento dei piccoli. Pur tuttavia, la presenza e la nidificazione della moretta tabaccata nella Riserva è un dato di grande rilevanza essendo questo, insieme al Lago Matese (Fraissinet, com. pers.), gli unici siti di nidificazione in Campania. È altresì da rimarcare che dal 2000 non è stato più osservato alcun esemplare con anello di plastica colorato, cioè proveniente dalla originaria popolazione introdotta.

Bibliografia - Baille JE, Groombridge B 1996. IUCN Red List of Threatened Animals • BirdLife International 2004. BirdLife Cambridge • Bricchetti P, Gariboldi A 1997. Manuale pratico di Ornitologia. Edagricole, Bologna • Bulgarini F *et al.* 1998. WWF Italia Roma • Collar NJ *et al.* 1994. Birdlife Conservation Series 4 • Melega L 2003. Avocetta 27: 136.

Struttura delle foreste e comunità ornitiche: gli uccelli nidificanti nelle cavità degli alberi

ANDREA PIROVANO^{1,2}, GIOVANNI ZECCA³

¹ Progetto Natura - Cascinello Mako, I-20087 Robecco S/N (MI) (andrea.pirovano@iol.it); ² Wildlife Research and Management Unit, Center for Life Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Am Hochanger 13, D-85354 Freising; ³ via Borelli 12, 20146 Milano

La *guild* degli uccelli nidificanti in cavità raggruppa specie che per riprodursi utilizzano le cavità degli alberi; in particolare si possono definire come nidificanti in cavità primari quegli uccelli in grado di costruirsi autonomamente dei nidi nei tronchi (Picidi), e secondari quelli legati per la nidificazione a cavità preesistenti, spesso dovute proprio all'azione dei nidificanti primari (Sandström 1992). Le pratiche selvicolturali, qualora prevedano l'asportazione di alberi vecchi o morti ancora in piedi (*snags*), possono ridurre notevolmente presenza e densità di queste specie di uccelli rispetto a quanto accade in foreste poco gestite (Sandström 1992). Scopo di questa ricerca è indagare quali variabili ambientali influenzino presenza e abbondanza relativa delle specie nidificanti in cavità nel Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi.

Area di studio e metodi - L'area di studio è compresa all'interno del Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi (Valtellina SO) ed è estesa 49000 ha.

La ricchezza e l'abbondanza relativa delle specie nidificanti in cavità è stata censita in 31 siti all'interno di fustaie. Due conteggi di 10 minuti sono stati compiuti in ogni sito, tra il 2 maggio e il 31 giugno 2002, utilizzando anche il metodo del *playback* per il censimento di *Glaucidium passerinum* e *Dendrocopos major*. Le specie di uccelli sono state raggruppate in due categorie: "Ubiquisti" (*Parus major*, *Parus ater*, *Parus cristatus*, *Dendrocopos major*), che non presentano preferenze di quota e si trovano in tutti gli ambienti idonei dal fondovalle al limite degli alberi e "Specialisti montani" (*Dryocopus martius*, *Parus montanus*, *Certhia familiaris*, *Glaucidium passerinum*), specie distribuite maggiormente nella fascia sub-alpina al di sopra circa dei 1000 m (Suter *et al.* 2002). Una analisi di regressione lineare multipla (metodo *stepwise*) ha permesso di indagare la relazione intercorrente tra ricchezza specifica e abbondanza relativa dei nidificanti in cavità ed alcuni parametri forestali.

Risultati e discussione - Il numero di specie per sito è risultato associato positivamente alla presenza di *snags*, all'altezza media delle chiome degli alberi e al grado di copertura del sottobosco ($r = 0.702$, $R^2 = 0.492$, $P < 0.01$, $N = 31$). Da questi risultati emerge l'importanza del mantenimento degli *snags* quali elementi capaci di favorire la presenza delle

specie nidificanti in cavità. Questi alberi sono infatti ricchi di cavità naturali, fattore limitante per queste specie nelle foreste di conifere (Sandström 1992). Una maggiore altezza delle chiome e un sottobosco più sviluppato, indicano invece una maggiore stratificazione verticale della vegetazione nei siti più ricchi di specie, elemento che potrebbe influenzare positivamente la disponibilità di risorse trofiche.

Il numero di specie "montane" si è rivelato invece associato positivamente al diametro medio degli alberi (DBH = 1.30 m), alla presenza di *snags*, all'altezza media delle chiome degli alberi e negativamente alla loro area basimetrica ($r = 0.747$, $R^2 = 0.558$, $P < 0.01$, $N = 31$); il numero di individui di queste specie per sito è risultato correlato positivamente al diametro medio degli alberi e all'altezza media delle chiome degli alberi ($r = 0.614$, $R^2 = 0.377$, $P < 0.05$, $N = 31$). *Dryocopus martius* si è rivelato associato positivamente all'altezza media delle chiome degli alberi, al loro diametro medio e al volume di legna morta a terra, mentre negativamente all'area basimetrica degli alberi ($r = 0.792$, $R^2 = 0.627$, $P < 0.01$, $N = 31$). *Certhia familiaris* è risultato legato positivamente all'altezza media delle chiome, alla presenza di *snags* e al grado di copertura del sottobosco ($r = 0.584$, $R^2 = 0.341$, $P < 0.01$, $N = 31$), mentre *Parus montanus* positivamente alla diversità specifica arborea ($r = 0.365$, $R^2 = 0.133$, $P < 0.05$, $N = 31$).

Le specie appartenenti al gruppo degli "uccelli montani", che presentano un maggior grado di specializzazione per le foreste di conifere alpine, risultano quindi essere associate in modo chiaro a variabili ambientali che, nel loro insieme, caratterizzano tratti di foresta matura e poco utilizzata. Alberi grandi e vecchi, diversa composizione specifica degli alberi, complessità strutturale e la presenza di legna morta, a terra e in piedi, variabili importanti per il mantenimento della biodiversità, risultano scarse o assenti nella maggior parte delle foreste europee (Angelstam *et al.* 1997).

Bibliografia - Angelstam P *et al.* 1997. Wildlife Society Bulletin 25: 38-48 • Sandström A 1992. Licentiate dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Rapport 23, Uppsala • Suter W *et al.* 2002. Conservation Biology 16: 778-788.

Analisi di tre tipologie forestali utilizzate come sito riproduttivo dal nibbio reale *Milvus milvus* nel Parco Naturale Regionale di Gallipoli Cognato e Piccole Dolomiti Lucane (MT)

CRISTINA RUGGE¹, EGIDIO MALLIA², MARCO DELORENZO²

¹ via T. Livio 94, I-73020 Cavallino (LE) (cristinarugge@libero.it); ² Parco Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane, (MT)

Si analizzano le principali caratteristiche vegetazionali di tre tipologie forestali utilizzate dal nibbio reale *Milvus milvus* come sito di riproduzione, nonché i possibili interventi di gestione degli habitat agro-silvo-pastorali per la conservazione della popolazione di nibbio reale nel Parco.

Area di studio e metodi - Il Parco Naturale Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane, esteso circa 27000 ha, in un'area del centro della Basilicata, è caratterizzato da comunità di sclerofille sempreverdi, dominate dal leccio *Quercus ilex*, ed estesi querceti misti, a prevalenza di cerro *Quercus cerris*. L'azione antropica, riconoscibile solo in limitate zone di bassa collina, ha convertito parte delle foreste in colture agricole. Nelle zone di transizione tra boschi e zone aperte, sono stati individuati 3 siti di nidificazione del nibbio reale in diverse tipologie forestali: "Cugno della Troccola, Fosso del Prete, Alternosa".

Dal 5 maggio 2003 al 7 luglio 2004, all'interno del Parco sono state effettuate indagini mirate al censimento diretto dei siti di nidificazione di nibbio. Nel maggio 2004, sono stati selezionati tre siti, utilizzati con successo per la nidificazione del 2003 e dai quali anche nel luglio 2004 si sono involati i pulli con successo. Per ogni sito è stata individuata un'area di forma circolare, di $r = 20$ m per le fustaie ed $r = 15$ m per i cedui, in cui sono stati analizzati gli aspetti dendrometrici e compositivi riferiti allo strato arboreo (usando cavalletto dendrometrico per i 2 diametri ortogonali, ad 1.30 m da terra; ipsometro B-L per altezza dendrometrica e altezza nidi), quelli biometrici e compositivi, riferiti allo strato arbustivo ed erbaceo (Tab. 1).

Risultati e discussione. Ai tre siti di nidificazione corrispon-

devano tre diverse tipologie forestali: 1) fustaia transitoria a prevalenza di cerro *Quercus cerris*, caratterizzata da diffusione spontanea di un sottobosco di specie spinose; 2) ceduo invecchiato di cerro, con sorbo comune *Sorbus domestica* e sufficiente rinnovazione di latifoglie pregiate; 3) ceduo invecchiato di cerro, con diffusione spontanea di un sottobosco di sclerofille sempreverdi. Le tipologie forestali utilizzate, differenti per struttura e composizione specifica presentano caratteristiche simili quali: posizione del nido su crinali boscosi in prossimità di ecotoni con aree aperte, esposizione prevalente ad est, altitudine media di 5-600 m, altezza dei nidi di circa 13 m, su biforcazioni di grossi rami di cerro.

La presente indagine ha confermato, come osservato da Bricchetti e Fracasso (2003) e da Sigismondi *et al.* (2003), l'importanza dei biotopi analizzati; in particolare le zone di transizione tra bosco e zone aperte risultano di elevato valore ecologico perché utilizzate come siti trofici dal nibbio, che trova nelle aree forestali circostanti il suo habitat elettivo di nidificazione e frequenta durante il giorno le aree aperte per alimentarsi. La gestione delle zone marginali di media ed alta collina, per la conservazione delle idonee condizioni di nidificazione del nibbio reale, deve garantire la corretta fruizione del patrimonio forestale e la sua efficienza ecologica, prevedendo in corrispondenza di comprensori forestali chiusi, interventi mirati al mantenimento di piccole aree aperte nonché l'oculata gestione di radure e chiarie al fine di favorire la biodiversità e l'eterogeneità nei vari orizzonti vegetazionali.

Bibliografia - Bricchetti P e Fracasso G 2003. Ornitologia Italiana: 303 • Sigismondi A *et al.* 2003. Avocetta 27: 43.

Tabella 1 – Diametro degli alberi situati presso i siti di nidificazione.

Area di studio	Classe di diametro (cm)										Diametro medio (cm)	Numero totale alberi (N)
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50		
1	31	55	77	111	119	175	111	16	15	8	27.2	718
2	495	552	325	241	14	-	-	-	-	-	13.8	1627
3	71	241	184	312	142	14	-	-	-	-	18.0	964

Specie prioritarie per la conservazione in Canton Ticino, Svizzera

CHIARA SCANDOLARA, ROBERTO LARDELLI

Ficedula, 6852 CH-Genestrerio, Svizzera (ficedula@bluewin.ch)

Per la conservazione degli uccelli in Svizzera è stato utilizzato un approccio a tappe. Sono state individuate: (1) le specie minacciate (Keller *et al.* 2001), (2) le specie per le quali la Svizzera ha una particolare responsabilità nella conservazione (Keller e Bollmann 2001) e (3) le specie per le quali sono necessari dei piani d'azione specifici (Bollmann *et al.* 2002).

Il Ticino è il Cantone svizzero più peculiare. La sua posizione a sud delle Alpi fa sì che vi nidifichino oltre alle specie alpine anche alcune specie mediterranee che qui raggiungono il limite settentrionale del loro areale e altre particolarità avifaunistiche. Queste, presenti in Svizzera esclusivamente o per la gran parte in Ticino e qui chiamate "tipiche ticinesi", hanno a livello cantonale una grande importanza. Nell'ambito della realizzazione della "Strategia per la conservazione degli uccelli in Ticino" (Scandolara e Lardelli 2005) sono state individuate le priorità regionali.

Area di studio e metodi - L'area di studio comprende tutto il Canton Ticino, Svizzera. L'elenco delle specie prioritarie ticinesi è stato ottenuto attraverso un procedimento analogo a quello che ha portato all'elenco delle 50 specie prioritarie svizzere (Bollmann *et al.* 2002). In aggiunta si sono individuati criteri che tenessero conto anche delle specificità ticinesi. I passaggi effettuati sono riassunti in Fig. 1.

Risultati e discussione - Le specie particolarmente importanti in Ticino e che necessitano di interventi per la loro conservazione sono 60. Gli interventi per la loro conservazione devono essere di tre diversi tipi:

- Protezione degli ambienti: la specie necessita per la sua conservazione di interventi sugli habitat.
- Protezione dei comparti: la protezione di queste specie necessita la conservazione di comparti specifici.
- Protezione delle specie: specie che necessitano per la loro conservazione di ulteriori interventi mirati e specifici. Le specie che necessitano di interventi di questo tipo in Ticino sono 32. Tra queste sono incluse anche tre specie "tipiche ticinesi": rondone pallido *Apus pallidus*, passero solitario *Monticola solitarius* e balia dal collare *Ficedula albicollis*.

Il grado di priorità tra le 32 specie prioritarie regionali è stato determinato tenendo conto dell'urgenza della conservazione in Ticino. Due tra i piani d'azione nazionali, quelli per la civetta *Athene noctua* e per l'upupa *Upupa epops*, interessano anche il Ticino e sono già in fase di attuazione. La lista ticinese, come quella nazionale svizzera, è una lista dinamica. Verrà adattata ogni 10 anni circa per tenere conto dell'evoluzione dei dati di base. Essa deve servire per indirizzare l'utilizzo delle risorse a favore delle diverse specie a livello cantonale.

Ringraziamenti - Gli autori ringraziano il gruppo di lavoro: A. Foscati, W. Müller, N. Patocchi, P. Poggiati, U. Reisteiner, R. Spaar, U. Traversi e N. Zbinden.

Bibliografia - Bollmann K *et al.* 2002. Ornithol. Beob. 99: 301-320 • Keller V, Bollmann K 2001. Ornithol. Beob. 98: 323-340 • Keller V *et al.* 2001. UFAFP e Stazione Ornitologica Svizzera, Sempach • Scandolara C, Lardelli L 2005. Ufficio protezione natura, Bellinzona.

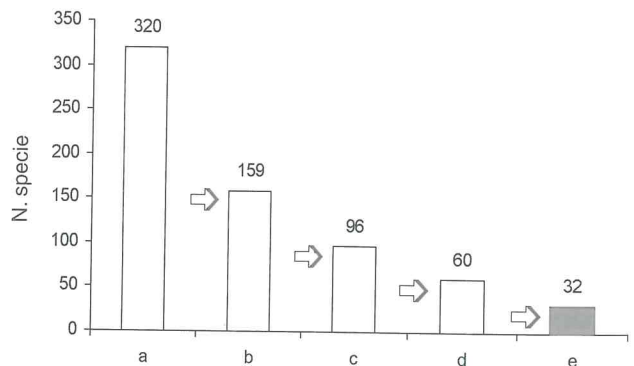


Figura 1 - Sintesi del procedimento che ha portato all'identificazione delle 32 specie prioritarie regionali. Colonna a: 320 specie della check-list ticinese (aggiornata al 31/12/2004); b: 159 specie per le quali la nidificazione o la territorialità è stata accertata; c: 96 specie per le quali il Ticino ha una particolare responsabilità per la conservazione; d: 60 specie particolarmente importanti che necessitano di interventi di diverso tipo; e: 32 specie prioritarie regionali che necessitano di piani d'azione (per i dettagli cfr. Scandolara e Lardelli 2005).

Contributo alla conoscenza dello status del gufo reale *Bubo bubo* in Puglia e Basilicata

ANTONIO SIGISMONDI¹, MATTEO CALDARELLA², NICOLA CILLO¹, MARISA LATERZA¹, MAURIZIO MARRESE², SERENA SCORRANO¹
¹ A.L.T.U.R.A., Puglia e Basilicata, via Leone XIII 33, I-70021 Acquaviva delle Fonti (BA) (sigismondi@tin.it); ² Centro Studi Naturalistici via Spalato 11, I-71100 Foggia

Pochissimi sono i dati relativi allo status del gufo reale *Bubo bubo* nelle regioni centro meridionali, con il presente lavoro si fornisce un contributo sullo status della specie in due regioni meridionali.

Area di studio e metodi - A partire dalla scoperta in Puglia della prima nidificazione della specie nel 1984 (Sigismondi 1986), si sono raccolti i dati relativamente alla presenza della specie nelle regioni Puglia e Basilicata. La specie, in funzione della sua eco-etologia, appare come una delle più difficili da censire, pertanto i dati presentati riassumono le informazioni raccolte in 20 anni, a partire dal 1984. Fondamentalmente si sono utilizzate le metodologie consuete: analisi storica, individuazione cartografica delle aree rupestri, ascolto sistematico, metodo del *playback*, ricerca dei segni di presenza (spiumate, borre, escrementi, ecc). A queste si sono aggiunti i dati raccolti tramite avvistamenti casuali, informazioni raccolte da terzi ed opportunamente valutate, monitoraggio degli individui giunti nei centri di recupero della fauna selvatica (CRAS). In Basilicata tra il 1997 e il 1998, si è svolto un censimento specifico della specie, attraverso il metodo dell'ascolto sistematico associato al *playback*, in 33 stazioni di ascolto scelte in siti potenzialmente adatti alla specie. Tra gennaio 2004 e marzo 2005 si è svolto un censimento nella provincia di Foggia, attraverso il metodo dell'ascolto sistematico associato al *playback*, in 75 stazioni di ascolto scelte in siti potenzialmente adatti alla specie. Due aree di accertata nidificazione della specie, posti al confine delle due regioni, sono state monitorate con costanza nel corso degli ultimi 20 anni, attraverso il metodo dell'ascolto sistematico associato al *playback*.

Risultati e discussione - In Puglia si è accertata la presenza della specie in 5 potenziali siti riproduttivi. Per due l'osservazione risulta occasionale senza riproduzione accertata, in uno la specie è stata censita due volte, in un altro la presenza è stata confermata in quattro occasioni senza prova certa di nidificazione, per un altro si può confermare con continuità la nidificazione negli ultimi 20 anni. Oltre a questi dati rac-

colti direttamente esistono, inoltre, almeno altre 6 segnalazioni di individui arrivati presso i CRAS o rinvenuti morti, relative ad altri siti. L'unica area certa di nidificazione è quella delle Gravine nella provincia di Taranto. Per il Gargano, sito storico di presenza (Di Carlo 1965), si segnala una sola osservazione occasionale diretta, oltre a 2-3 segnalazioni di terzi, non certe. Per la Basilicata si è accertata in un sito la presenza e nidificazione della specie a partire dal 1987, questo sito risulta frequentato con continuità da almeno due coppie. Durante il censimento effettuato con metodologia standardizzata, negli anni 1997-98, su 33 stazioni di ascolto relative ad 11 aree geografiche, si sono avute 5 risposte positive, in 5 diverse aree geografiche. Nel corso degli anni si è accertata la nidificazione, in tre distinte aree geografiche, oltre ad altre 7-8 osservazioni occasionali.

Sulla base dei dati raccolti si può affermare che la specie nidifica in entrambe le regioni da almeno 20 anni in un'area a cavallo delle due regioni, quella delle Gravine. In Puglia si stima la presenza di 2-3 coppie relativamente all'area delle Gravine, altra potenziale area di nidificazione è il Gargano dove però, al momento, il censimento effettuato nel corso del 2004/2005 con 60 stazioni di ascolto non ha dato nessun esito positivo. In Basilicata si stima la presenza di 5-12 coppie in 5 distinte aree geografiche. Rispetto ad altre aree dell'Italia settentrionale si rileva, in accordo con Penteriani (1998), almeno per l'area delle Gravine, un certo anticipo del ciclo riproduttivo, in quanto la deposizione sembra avvenire tra metà e fine febbraio. In 7 casi si è potuto accertare l'involo sempre di due giovani. Tra le cause di mortalità sono conosciuti i seguenti casi: due individui morti per elettrocuzione, due colpiti da arma da fuoco, uno rimasto impigliato in un filo spinato e uno probabilmente investito da un autoveicolo.

Bibliografia - Di Carlo EA 1965. Riv. Ital. Orn. 35 • Penteriani V 1998. Edagricole, Bologna • Rigacci L 1993. Serie scientifica n° 1. WWF Toscana. Editori dell'Acero • Sigismondi A 1987. Umanesimo della Pietra Verde 2: 37-42.

*Metodi di indagine
ornitologica*



Stress, hormones and parental effort in birds

OLIVIER CHASTEL

C.E.B.C. / C.N.R.S. 79360 Villiers en Bois, France (chastel@cebc.cnrs.fr)

A central issue of life history theory is how animals balance their investment in current reproduction against their own chance to survive and reproduce in the future. The general reproductive effort model based on the cost of reproduction, predicts an adaptive trade-off that allow individuals to allocate resources into the current reproductive episode or alternatively into their own survival, that is future reproduction. In pelagic seabirds, breeding ground and food patches are often very distant and during breeding adults will have to alternate foraging episodes at sea with periods of fasting on the nest. This latter point sets a major constraint on foraging decision because foraging success and hence mass gain at sea will have a profound impact on the ability of a bird to fast and incubate successfully. Accordingly, several studies have shown that in pelagic seabirds, foraging decisions are linked to variations in adult body condition. However, the comprehension of the proximal mechanisms underlying such allocation processes, particularly endocrine ones, remains poorly understood.

Hormones have multiple targets and diverse effects and might provide mechanistic explanations to the existence of life history trade-off. Two hormones are believed to play a key role in the regulation of avian parental effort: 1) prolactin which is involved in the expression of parental behaviour, and 2) corticosterone which plasma levels often mirror changes in body condition and provisioning effort.

One of the central predictions of life history theory is that reproductive effort should increase with age. Although the improvement of breeding performance in long-lived organisms, such as seabirds, has been often reported and linked to variations in adult body condition, almost no data exist on parallel age-related changes in body condition and hormone levels. In this talk, I will show correlative data on body condition, prolactin and corticosterone levels in relation to age and breeding experience, and present results of experimental investigations of the role of body condition and hormones in the regulation of parental effort in seabirds.

Do nestlings fine-tune their physiology to prevailing conditions? Early food rationing affects adult resting metabolic rate in great tits *Parus major*

CLAUDIO CARERE, TON G.G. GROOTHUIS, HENK VISSER

Department of Animal Behaviour, University of Groningen, POB 14, Haren, NL-9750 AA, The Netherlands (c.carere@ulg.ac.be)

Despite being measured in highly standardized conditions, and being indicative of an essential basal level of subsistence processes, basal/resting metabolic rate displays a high inter-individual variability, which remains essentially unexplained. It is well known that conditions experienced during development can exert relevant and persistent outcomes on behaviour and physiology later in life, but ontogenetic studies on metabolic measurements in a functional context are lacking. On the hypothesis that rearing conditions during ontogeny provide a forecast to the environment a bird should be physiologically prepared to, we conducted an experiment manipulating food availability in great tit *Parus major* nestlings hatched in the field, brought into the lab the age of 12 days, and hand-reared until independence. We assessed resting metabolic rate (RMR) two years later. The manipulation produced an overall impairment in the growth of the experimental nestlings within the natural range of variability, which was eventually compensated after a few months of *ad*

libitum food. Food rationed nestlings also begged significantly more than control nestlings. During adulthood, all birds were tested for 24 hrs in a respiration chamber equipped to measure O₂ consumption and CO₂ production under thermo-neutral conditions. RMR at night was significantly lower in experimental than in control birds. The pattern was reversed during the light period, though the groups did not differ significantly. The estimated difference between the night and day RMRs was significantly higher in the experimental than in the control birds. We suggest that experiencing adverse conditions in terms of food availability and hunger may program the organism to minimize energy expenditure during night time. Thus, environmental factors during ontogeny can shape and adjust the avian metabolic rates with long term effects, depending on prevailing conditions. Such results provide at the same time a functional explanation to the observed within species variation in basal metabolic rates.

Effetti materni nella starna *Perdix perdix*: l'assunzione di carotenoidi influenza le condizioni corporee, la qualità delle uova e lo stato di salute degli adulti e dei giovani

BEATRICE GUASCO, MARCO CUCCO, ROBERTA OTTONELLI, GIORGIO MALACARNE

Università del Piemonte Orientale, DISAV, via Bellini 25, I-15100 Alessandria (beatrice.guasco@unipmn.it)

Attraverso l'allocazione dei contenuti energetici, vitaminici e ormonali nelle uova, le femmine degli uccelli possono influenzare le prospettive di sopravvivenza della prole. I carotenoidi, sostanze che devono essere acquisite con la dieta, per la loro importanza metabolica (principalmente attività anti-ossidante e immuno-stimolatrice) sono soggetti ideali nello studio degli effetti materni in un'ottica di allocazione ottimale (Blount *et al.* 2000). In questo lavoro abbiamo esaminato questa problematica nella starna *Perdix perdix*, una specie prolifica con prole atta a schiusa sincrona. In particolare abbiamo voluto verificare, tramite somministrazioni nella dieta, l'effetto di un apporto differenziale di β -carotene sia nelle femmine riproduttrici che nei pulcini. Tramite test utilizzati per verificare le condizioni corporee degli adulti e dei giovani, abbiamo analizzato quanto l'assunzione di carotenoidi possano influenzare le condizioni corporee e il loro stato di salute.

Materiali e metodi - Lo studio è stato condotto negli anni 2002 e 2003 presso l'allevamento "I Gelsi" (S. Giuliano AL) su 128 individui adulti e relativa prole. Sono stati condotti test con somministrazione alimentare di due diete standard, con differente concentrazione di β -carotene: dieta β +, contenente 27 mg/kg, oppure β -, contenente 2.7 mg/kg di β -carotene. Il trattamento agli adulti è durato per tutto il periodo riproduttivo; le coppie erano mantenute in singole voliere. Si sono raccolte tutte le uova deposte, per un totale di 1040 nell'anno 2002 e 1037 nell'anno 2003. I pulcini, in analogia alle coppie di riproduttori, sono stati alimentati con diete differenti nella concentrazione di β -carotene (22 oppure 2.2 mg/kg). Oltre alla biometria (tarso e peso sia di adulti che di giovani all'età di 1, 10, 21 giorni) è stata misurata la reazione immunitaria con il test della fitoemoagglutinina PHA (Lochmiller *et al.* 1993) e alcuni parametri ematici degli adulti (ematocrito e VES) all'inizio e alla fine del periodo riproduttivo. Di tutte le uova deposte sono state misurate le dimensioni e il peso. In un campione di 200 uova è stato valutato il contenuto di proteine e lipidi, la concentrazione di carotenoidi totali (dosati mediante spettrofotometro) e il β -carotene

nel tuorlo (tramite cromatografia liquida HPLC). Inoltre, nell'albume è stata valutata una componente dell'immunità innata mediante il dosaggio del lisozima, un enzima ad attività litica antibatterica. Tutti i valori dei test statistici utilizzati sono riportati in Ottonelli (2005).

Risultati e discussione - L'arricchimento di β -carotene nella dieta somministrata agli adulti in fase di deposizione ha prodotto un significativo aumento della risposta immunitaria (stimata tramite PHA-test) nelle femmine. Nei maschi trattati invece questa reazione non differisce statisticamente da quelli alimentati con la dieta contenente una minore concentrazione di β -carotene. Le ragioni di questo dimorfismo immunitario sono discusse alla luce del costo energetico della riproduzione nei due sessi. La dieta arricchita di β -carotene non ha indotto un significativo incremento di tale sostanza nelle uova, mentre ha migliorato la qualità (intesa come contenuto antibatterico) delle uova prodotte, il loro tasso di schiusa e la sopravvivenza dei pulcini. Nei pulcini, la dieta arricchita ha prodotto un significativo aumento della risposta immunitaria e un incremento del peso al decimo giorno di vita. È interessante osservare che in questa specie, a differenza di altre (Tanvez 2004), la femmina pur avendo a disposizione due concentrazioni diverse di carotenoidi nella dieta, non li trasferisce in quantità differenti nell'uovo. Questo risultato è discusso alla luce dell'ipotesi che queste sostanze, oltre a benefici, presentino dei costi metabolici che inducono la femmina a un controllo attivo nella loro trasmissione nelle uova. In questo studio è stato osservato, per la prima volta, che i carotenoidi possono esercitare effetti materni in via indiretta determinando un aumento della concentrazione di lisozima (immunità innata) e perciò migliorando la qualità delle uova.

Bibliografia - Lochmiller R *et al.* 1993. Auk 110: 503-51 • Blount JD *et al.* 2000. Trends Ecol Evol • Ottonelli R 2005. Tesi di dottorato, Università del Piemonte Orientale, Alessandria • Tanvez A 2004. Thèse de doctorat, Université Paris X Auxerre.

Indagini sulle emoparassitosi come metodo di studio delle dinamiche di popolazioni degli uccelli selvatici

GABRIELLA VASCHETTI¹, MAURO GIAMMARINO²

¹ Centro Cicogne e Anatidi, via Stramiano 30, I-12035 Racconigi (CN) (gvaschetti@tiscali.it); ² ASL 17 Fossano-Saluzzo-Savigliano, via Lancimano 39, I-12045 Fossano (CN)

Gli uccelli selvatici vivono in una situazione ambientale caratterizzata dalla presenza di parassiti con i quali stabiliscono un equilibrio il cui mantenimento provoca loro un continuo dispendio energetico. Le emoparassitosi, in particolare, influenzano la fitness (Merino *et al.* 2000, Yorkins e Atkinson 2000), aumentano la suscettibilità dell'ospite ad altri rischi di mortalità, come la predazione e la collisione contro veicoli, e causano gravi patologie e mortalità in Galliformi domestici, uccelli acquatici, rapaci e tordi (van Riper *et al.* 1986). L'emoparassitemia può fungere, inoltre, da indicatore dello stato di salute individuale, perché strettamente correlata alla immunocompetenza (Ots *et al.* 1998).

Si vuole proporre il monitoraggio delle emoparassitosi come studio integrativo delle attività di inanellamento, al fine di ampliare le conoscenze sulle dinamiche di popolazioni degli uccelli selvatici.

Area di studio e metodi - Si illustrano i risultati di una ricerca condotta al Bosco del Gerbasso, Carmagnola TO (395750E - 4969690N), incluso nel sistema delle Aree Protette del Parco Fluviale del Po tratto torinese. La ricerca è stata condotta nel periodo 3 ottobre 2003 - 28 settembre 2004, durante le periodiche operazioni di inanellamento. Gli uccelli sono stati sottoposti a prelievo tramite puntura della vena brachiale. Mediante un vetrino copri-oggetto è stata raccolta una goccia di sangue con cui è stato allestito uno striscio su un vetrino porta-oggetto. Essiccati all'aria, gli strisci sono stati fissati sul campo in metanolo a 100° e, in laboratorio, colorati con DIP *quickly* STAIN. I vetrini sono stati esaminati per circa 25 minuti al microscopio ottico, dapprima a basso ingrandimento (100x) per constatare la presenza di microfilaria e, quindi, ad alti ingrandimenti (400x) per *Trypanosoma* e ad immersione in olio (1000x) per gli Haematozoa.

Risultati e discussione - I 303 strisci collezionati hanno presentato una prevalenza del 17.8%. Il valore è intermedio fra quelli segnalati in analoghe ricerche da Gallazzi *et al.* (1994) e da Prigioni e Sacchi (1984) (rispettivamente 15.8%

e 19.5%). La specie che ha presentato la più alta percentuale di infezione è la capinera *Sylvia atricapilla*, in cui si è registrato un valore di parassitemia significativamente più elevato nelle femmine rispetto ai maschi ($\chi^2 = 4.62$, $P < 0.05$), seguita dal merlo *Turdus merula*.

Dall'analisi dell'andamento della parassitemia negli uccelli ricatturati, si ipotizza che questo tipo di indagine sia poco sensibile nei confronti delle infezioni in studio: infatti, due merli, negativi ad un primo esame, sono risultati positivi alla ricattura, pur non essendosi intercalato un periodo favorevole alla presenza dei vettori, mentre altri due soggetti, positivi al primo controllo, a distanza di un mese sono risultati negativi. Probabilmente il limite della tecnica è dovuto al ben noto fenomeno di latenza che si manifesta nella patogenesi delle infezioni emoparassitarie e, pertanto, si può concludere che la prevalenza degli Haematozoa sia superiore a quella riscontrata.

Diversi studi scientifici hanno dimostrato che le popolazioni di uccelli selvatici si evolvono nelle caratteristiche fisiche, quale lo sviluppo dei caratteri sessuali secondari, nella scelta dei luoghi di nidificazione e svernamento, nella maturazione dell'immunocompetenza, modulando l'equilibrio con i parassiti presenti costantemente nel loro ambiente. Qualsiasi approccio nello studio delle dinamiche di popolazioni deve considerare, almeno a livello teorico, la possibilità di rottura dell'equilibrio ospite-parassita. Il monitoraggio delle emoparassitosi può contribuire a verificare questa eventualità e va considerato come uno strumento di ricerca complementare all'inanellamento.

Ringraziamenti - Un sentito ringraziamento a tutti i collaboratori e, in particolare, a Giovanni Boano e Alberto Tamietti.

Bibliografia - Prigioni C, Sacchi L 1984. Avocetta 8: 11-17 • Van Riper C III *et al.* 1986. Ecological Monographs 56: 327-344 • Gallazzi D *et al.* 1994. Atti XIII Conv. Naz. Patol. Selvaggina: 53-64 • Ots I *et al.* 1998. Funct. Ecol. 12: 700-707 • Merino S *et al.* 2000. Proc. R. Soc. London 267: 1-4 • Yorkins N, Atkinson CT 2000. Auk 117: 731-738.

Uccelli selvatici quali ospiti di zecche Ixodidae: indagini in Piemonte sud-orientale

PIER GIUSEPPE MENEGUZ¹, LAURA TOMASSONE¹, ANNALISA PARODI¹, SILVIO SPANÒ², FABRIZIO SILVANO³, DANIELE DE MENEGHI³

¹ Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia, Università di Torino, I-10095 Grugliasco (TO) (piergiusseppe.meneguz@unito.it); ² Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, corso Europa 26, I-16132 Genova;

³ Museo Civico di Storia Naturale di Stazzano, via Umberto I 62, I-15060 Stazzano (AL)

Gli uccelli selvatici sono considerati importanti ospiti di zecche Ixodidae in molti paesi e sono studiati per il ruolo che possono svolgere nel veicolare a distanza questi parassiti e, di conseguenza, le malattie che essi possono trasmettere.

Area di studio e metodi - In questo lavoro riportiamo i dati del secondo anno di ricerca di un progetto biennale iniziato nel 2001 e condotto nella stazione di inanellamento di Villalvernia (AL) sul torrente Scrivia. Nel 2002 durante 17 sessioni (1 in febbraio, marzo, aprile, settembre, ottobre, e 3 in maggio, giugno, luglio e agosto), sono stati catturati 1239 uccelli appartenenti a 53 specie. Ogni uccello è stato sottoposto alla ricerca di zecche intorno agli occhi, alla base del becco, sul sottogola, sulla fronte e ai margini del padiglione auricolare. Le zecche raccolte sono state conservate in alcol 70% sino alla loro identificazione, alla quale è seguita la determinazione per ogni zecca dell'indice di ingorgamento, inteso come rapporto tra lunghezza totale del corpo (distanza fra bordo anteriore dello *scutum* e estremità posteriore dell'opistosoma) e larghezza massima dello *scutum*. L'infestazione viene espressa come prevalenza (per stagione e specie) e come intensità (numero medio di zecche per ospite).

Risultati e discussione - Zecche ($N = 955$) sono state trovate su 124 uccelli (10% del totale) appartenenti a 10 specie (18.9% di quelle catturate): merlo *Turdus merula* (123 catturati/75 parassitati; 61%), usignolo *Luscinia megarhynchos* (150/23; 15.3%), capinera *Sylvia atricapilla* (122/4; 3.3%), pettirosso *Erithacus rubecula* (114/8; 7%), cinciallegra *Parus major* (84/3; 3.6%), canapino comune *Hippolais polyglotta* (64/1; 1.5%), storno *Sturnus vulgaris* (62/6; 9.7%), sterpazzola *Sylvia communis* (44/2; 4.5%), tordo bottaccio *Turdus philomelos* (7/1; 14.3%), canapino maggiore *Hippolais icterina* (4/1; 25%). Tutte le zecche raccolte (318 larve, 636 ninfe, 1 adulto ?) appartenevano alla specie *Ixodes ricinus*.

Ottocento delle 955 zecche raccolte (83.8%), provenivano da 75 merli ed erano rappresentate da 607 ninfe, 192 larve e 1 adulto. I merli hanno mostrato una intensità d'infestazione di 9.7 ninfe (± 16.5), valore superiore a quello osservato negli usignoli (1.3 ± 0.8), negli storni (2.5 ± 2.4) e nelle cinciallegre (2.0 ± 1.4). Anche l'intensità d'infestazione da larve osservata nel merlo (5.5 ± 10.3) è risultata superiore a quella di usignolo (3.6 ± 3.0), pettirosso (3.7 ± 2.4), storno (2.0 ± 1.4) e cinciallegra (4.3 ± 3.1). L'ingorgamento medio delle larve e delle ninfe che si erano nutrite sui merli era rispettivamente di 2.78 ± 0.91 e 2.95 ± 0.8 ; questo indice cal-

colato sull'insieme delle larve e delle ninfe raccolte nelle altre quattro specie era di 2.72 ± 0.61 e di 3.22 ± 0.87 . La prevalenza mensile degli *I. ricinus* immaturi su merlo era caratterizzata da un picco delle ninfe in primavera, mentre le larve erano più abbondanti in estate (Fig. 1).

In un analogo studio effettuato nella stessa area nel 2001 (Meneguz *et al.* 2002), erano stati catturati 1206 uccelli, il 14.4% dei quali erano infestati da *I. ricinus* ($N = 888$). Anche in questo caso il merlo risultava essere la specie più parassitata (90.5% delle zecche), ma l'intensità d'infestazione era minore (4 ± 7.8 ninfe e 1.6 ± 4.9 larve) rispetto al 2002, mentre l'andamento mensile della prevalenza nei due anni era sovrapponibile. Il 58.3% delle larve con indice di ingorgamento uguale o superiore a 3, che sono state raccolte dal merlo nel 2001, sono risultate positive per *Borrelia burgdorferi* sensu lato (76.2% per *B. garinii* e 23.8% per *B. valaisiana*), mentre sono risultate negative le larve raccolte sugli altri Passeriformi (Mannelli *et al.* 2005). Nella nostra area di studio il merlo, uno dei Passeriformi attualmente più diffusi in Italia (Macchio *et al.* 1999), risulta essere la specie, fra quelle esaminate, più parassitata da forme immature di *I. ricinus* e sembra poter giocare un ruolo primario quale serbatoio di *B. garinii*. Future ricerche in altre località italiane sono necessarie per chiarire il ruolo di altri uccelli quali ospiti di *I. ricinus* e quali serbatoi di *B. burgdorferi* s.l. Queste indagini andranno condotte non solo sui Passeriformi, ma dovranno estendersi anche ai fasianidi per i quali in Europa è già stato dimostrato il ruolo di serbatoi competenti di *B. garinii* e di *B. valaisiana* (Kurtenbach *et al.* 1998).

Bibliografia - Kurtenbach K *et al.* 1998. Appl. Environ. Microbiol. 64: 1169-1174 • Macchio S *et al.* 1999. Biol. Cons. Fauna 103: 1-276 • Mannelli A *et al.* 2005. Journal of Medical Entomology 42: 168-175 • Meneguz PG *et al.* 2002. Parassitologia 44 (suppl.1): 110.

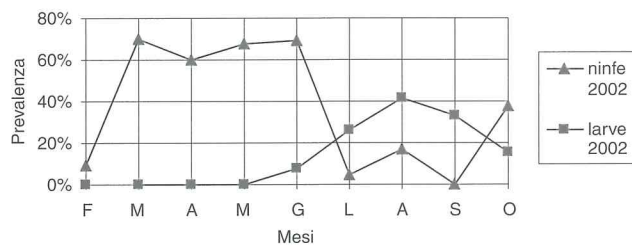


Figura 1 – Prevalenza di infestazione da immaturi di *I. ricinus* nei merli catturati nel 2002 a Villalvernia (AL).

How to study accession to reproduction in nature?

ROGER PRADEL

CEFE/CNRS, 1919 route de Mende, BP 5051, F-34293 Montpellier (roger.pradel@cefe.cnrs.fr)

Age of first breeding is one of the life history traits potentially most influential on fitness and an important parameter for population diagnosis and conservation. Its study in natural conditions supposes that marked individuals are followed. However, the observation of marked birds is almost always not exhaustive so that when inferences are derived by observations only, the age of first breeding is generally over-estimated. I discuss different approaches to the analysis of this

trait, notably those based on Nichols *et al.* (1994) and Pradel *et al.* (1997) published in *Ecology*. I then discuss the new looming perspectives of capture-recapture analyses. This will be illustrated with real examples.

Bibliografia - Nichols JD *et al.* 1994. *Ecology* 75: 2052-2065 • Pradel R *et al.* 1997. *Ecology* 78: 1431-1445.

Quanti sono gli Ardeidi svernanti nell'area risicola piemontese? Vantaggi del metodo "distance" per le stime di popolazione su aree vaste e problemi di applicazione

GIOVANNI BOANO^{1,2}, FRANCO CARPEGNA², CINZIA FIORINO³

¹ Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola, c.na Vigna, I-10022 Carmagnola (TO) (g.boano@gmail.com); ² Gruppo Piemontese Studi Ornitologici c/o Mus. Civ. St. Nat. Carmagnola; ³ c/o Parco Regionale Lame del Sesia, via XX Settembre 12, I-13030 Albano (VC)

La popolazione di Ardeidi nidificanti nelle risaie piemontesi è seguita da anni e la sua abbondanza è nota con sufficiente precisione (Fasola *et al.* 2005). Per contro, le conoscenze relative alla consistenza delle specie di Ardeidi svernanti sono insufficienti e limitate ai dati raccolti sui corpi idrici durante i censimenti internazionali degli uccelli acquatici (GPSO ined.) ed ai conteggi presso alcuni dormitori di airone bianco maggiore *Casmerodius albus* (Carpegna *et al.* 1999). Questi ultimi, stimolati dal repentino aumento di questa specie nella regione, hanno evidenziato come gli stessi siti siano anche frequentati da un considerevole numero di garzette *Egretta garzetta* e di aironi guardabuoi *Bubulcus ibis* (Cucco *et al.* 1996). Se a ciò si aggiunge l'evidente aumento dei contingenti svernanti di airone cenerino *Ardea cinerea*, risulta palese che la popolazione di Ardeidi svernante ha anch'essa un notevole interesse da punto di vista ecologico e conservazionistico.

Pertanto si sono avviati rilevamenti con diversi metodi al fine di giungere a una stima delle popolazioni di Ardeidi svernanti su un'ampia parte delle pianure piemontesi, con particolare attenzione all'area risicola, dove si osservano le maggiori densità.

Area di studio e metodi - Si sono presi in considerazione dati raccolti con tre differenti metodi e relativi a tutte le zone idonee della regione piemontese. Alcuni settori delle risaie vercellesi e novaresi sono stati indagati più in dettaglio, soprattutto per quanto riguarda la ricerca dei dormitori e con il metodo dei transetti. Il periodo stagionale considerato include i mesi da dicembre a febbraio. In primo luogo si sono considerati i censimenti degli uccelli acquatici svernanti condotti a metà gennaio in tutto il Piemonte nell'ambito dell'International Waterfowl Census (IWC). Durante questi censimenti, condotti quasi esclusivamente su corpi idrici (bacini e tratti fluviali), gli Ardeidi, dapprima trascurati, sono stati presi in considerazione più frequentemente e regolarmente a partire da metà degli anni '90. I conteggi ai dormitori sono stati effettuati dall'inverno 1989/1990 ad oggi, contando tutti gli individui in arrivo serale: il rientro tardivo di alcuni individui e talvolta le condizioni atmosferiche (nebbia) hanno certamente influito sulla completezza di tali conteggi, che vanno considerati stime per difetto. A questo si deve aggiungere che non si ha la certezza di aver individuato tutti i siti

usati nemmeno nell'area indagata più approfonditamente, anche perché nuovi dormitori si formano con l'aumentare della popolazione svernante (Carpegna *et al.* 1999). I transetti sono stati effettuati con il metodo del transetto lineare con stima delle distanze (Buckland *et al.* 1993), rilevando cioè, durante il percorso, la distanza perpendicolare degli individui (o gruppi) osservati dalla linea del transetto, percorsa in auto a velocità di 15-35 km/h. I transetti, per una lunghezza totale di 693 km, sono stati svolti negli inverni 2003/04 (km 338) e nel 2004/05 (km 360) in due aree campione ubicate una ad est e una ad ovest del Sesia. Le assunzioni fondamentali di questo metodo sono ampiamente descritte da Buckland *et al.* (1993), e trattate da Boano e Toffoli (2002) in relazione alle stesse aree interessate dalla presente indagine. I calcoli della densità sono stati eseguiti con il software DISTANCE (Thomas *et al.* 1998).

Risultati e discussione - I censimenti IWC distribuiti su tutte le principali zone umide del Piemonte hanno consentito di registrare cifre variabili di animali, con massimi di 470 aironi cenerini e 157 aironi bianchi maggiori nel gennaio 2004 e 263 garzette nel 1998. Nei dormitori delle risaie a W del Sesia si è invece censito un numero crescente di aironi bianchi maggiori, fino ad un massimo di 394 individui nell'inverno 2003/2004. I dati raccolti con transetti lineari nei due inverni considerati consentono invece di stimare la presenza, sull'intera area risicola (ca 1500 km²), di circa 2300 aironi cenerini (CV 5%) e 800 aironi bianchi maggiori (CV 18%). Per quanto riguarda le due specie minori (airone guardabuoi e garzetta) le stime indicano la presenza di alcune centinaia di individui, ma presentano una forte varianza e vanno considerate con cautela. Il metodo sembra adattarsi bene alle specie meno gregarie e le risaie piemontesi, con il loro ambiente uniforme ed il fitto reticolo stradale, costituiscono un territorio particolarmente adatto alla sua applicazione.

Bibliografia - Boano G, Toffoli R 2002. J. Rapt. Res. 36: 128-135 • Buckland ST *et al.* 1993. Distance sampling. Chapman & Hall • Carpegna F *et al.* 1999. Riv. ital. Orn. 69: 169-179 • Cucco M *et al.* 1996. Monogr. XIX Mus. Reg. Sci. Nat. Torino • Fasola M *et al.* 2005. Avocetta 29: 53 • Thomas L *et al.* 1998. DISTANCE 3.5 Res. Unit Wildl. Pop. Assess., Univ. St. Andrews UK.

Metodi per la demografia del pinguino di Adelia *Pygoscelis adeliae*: undici anni di osservazioni e riosservazioni in Antartide

FRANCESCO PEZZO, TOSCA BALLERINI, SILVIA OLMASTRONI, SILVANO FOCARDI

Dipartimento di Scienze ambientali, Università di Siena, via Mattioli 4, I-53100 Siena (pezzo@unisi.it)

Il pinguino di Adelia *Pygoscelis adeliae* ha cominciato ad essere studiato in Antartide a partire dagli anni '50 e da allora numerose popolazioni sono state marcate mediante bande alari metalliche (Sladen 1952). Questo metodo ha permesso di sviluppare tutte le conoscenze sulla dinamica di popolazione della specie note fino ad oggi (Ainley 2003). Tuttavia esso ha subito anche critiche (Jackson e Wilson 2002) in quanto le bande alari, oltre ad interferire in una certa misura con la dinamica del nuoto, possono talvolta ferire l'ala, specialmente durante le fasi della muta del piumaggio. Questi fattori possono alterare negativamente il tasso di sopravvivenza ed il successo riproduttivo.

La ricerca di un metodo di marcatura alternativo ha portato agli inizi degli anni '90 allo sviluppo di sistemi di monitoraggio basati sull'utilizzo di transponders magnetici sottocutanei (Kerry 1993). I transponders magnetici presentano vantaggi e svantaggi rispetto alla marcatura tradizionale; il loro utilizzo non comporta infatti particolari rischi per la salute degli animali e, se utilizzati insieme a sistemi di lettura automatici, possono essere letti anche in assenza di operatori. Purtroppo però i transponders non permettono l'identificazione visiva e quindi non permettono la riosservazione di un soggetto marcato al di fuori dell'area di studio. Questo rappresenta un forte limite per la valutazione di eventuali flussi di emigrazione.

Nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartica (PNRA), nel 1994 è iniziato uno studio a lungo termine sulla biologia del pinguino di Adelia presso la colonia di Edmonson Point (74°21'S, 165°10'E) sulla costa set-

tentrionale della Terra di Vittoria. Questo progetto è stato svolto nell'ambito del sistema di monitoraggio (CEMP) della commissione per lo studio delle risorse marine antartiche (CCAMLR). Edmonson Point è stata inserita all'interno di una rete di località, distribuite in tutto l'Antartide, al fine di raccogliere dati standardizzati sul pinguino di Adelia che è considerata una specie indicatrice delle variazioni delle catene trofiche dell'Oceano Meridionale. Lo studio è iniziato in collaborazione con L'Australian Antarctic Division e si è avvalso di un sistema di marcatura con transponder sottocutanei TIRIS (Texas Instruments Remote Identification System) e di un sistema di rilevamento automatico APMS (Automatic Penguin Monitoring System) sviluppato nelle basi antartiche australiane.

Durante nove spedizioni tra le estati australi 1994/95 e 2004/05 sono stati marcati 1301 pinguini: 581 adulti (età > 4 anni) e 720 pulcini. Tramite l'analisi delle storie individuali si è potuto stimare la probabilità di sopravvivenza in funzione dell'età e dell'anno. La probabilità di sopravvivenza adulta media degli individui riproduttori è 0.86, corrispondente ad una longevità di circa 6-7 anni dopo la maturità sessuale. Si presentano inoltre i risultati relativi al successo di riproduzione della colonia nei diversi anni di studio.

Bibliografia - Ainley DG 2003. Columbia University Press, New York; Kerry K et al. 1993. Polar Biology 6: 62-75 • Jackson S, Wilson RP 2002. Functional Ecology 16: 141-148 • Sladen WJL 1952. Ibis 94: 541-543.

La gestione di *Larus michahellis* nell'area urbana di Trieste: primi risultati relativi ai metodi di contenimento delle coppie nidificanti

ENRICO BENUSSI

Immagine Natura Research, via della Ginnastica 73, I-34142 Trieste (enrico.benussi@jumpy.it)

Negli ultimi decenni il gabbiano reale *Larus michahellis* è aumentato in tutto il Mediterraneo, soprattutto a causa dell'incremento di sostanze alimentari messe a disposizione, direttamente o indirettamente, dalle attività umane, dall'eutrofizzazione dell'ambiente marino e dalla protezione accordata dalle leggi (Blokpoel e Spaans 1990); nell'alto Adriatico l'incremento è avvenuto non solo negli habitat tipici ma anche in aree fortemente antropizzate (Benussi e Brichetti 1999).

Area di studio e metodi - Dal 1987, anno in cui si sono registrati i primi casi di nidificazione a Trieste (Benussi *et al.* 1994), la popolazione urbana di gabbiani è stata costantemente monitorata. Per i censimenti delle coppie e la localizzazione dei siti sono state sperimentate metodologie che prevedono conteggi diretti di adulti in cova da luoghi sopraelevati della città, verifiche tramite il conteggio degli adulti in allarme sfruttando l'aggregazione di individui causata da rilievi contemporanei effettuati su siti opportunamente individuati e spazati nell'ambito della colonia, e il coinvolgimento del pubblico tramite i mezzi di informazione (Benussi e Bembich 1998). Negli anni 1999, 2000, 2001 e 2004 si sono sperimentate alcune metodologie per il controllo delle nascite, quali l'utilizzo di sostanze antifecondative, la distruzione dei nidi e la foratura delle uova, quest'ultima già attuata in altri paesi (Raven e Coulson 1997) con alterni risultati. Il fine, oltre a limitare il disturbo nelle ore notturne e l'aggressività presso i nidi, è stato di contenere l'espandersi della colonia con l'apporto di quei giovani la cui fedeltà al sito di nascita è stata descritta anche da Spaans (1971) e Leone (1998).

Risultati e discussione - Nel 2004 le coppie nidificanti sono state 336. Dal 1996 l'incremento medio annuo è stato del 10.4%. La somministrazione di esche trattate con antifecondativo "GLISOL-T" (1999) ha evidenziato difficoltà nella preparazione e dosaggio delle esche, difficoltà nella distribuzione e controllo dell'assunzione bilanciata e costi elevati. Su 6 coppie campione, 4 (66.6%) non hanno avuto successo riproduttivo, mentre 2 (33.4%) si sono riprodotte regolar-

mente (assunzione assente o insufficiente del farmaco). L'asportazione delle uova e la distruzione del nido (2000, 2001, 2004) non hanno fornito esito positivo. Su 30 coppie campione, 28 (93.3%) hanno rideposto entro 15 giorni nello stesso sito, evidenziando un'alta percentuale di rimpiazzo della covata e uno spiccato attaccamento al sito. Per quanto riguarda la foratura delle uova (2000, 2001, 2004), su 60 coppie campione (20% del censito nel 2004), 29 coppie (48.1%) hanno continuato la cova oltre il periodo e non si sono riprodotte, 26 (44.4%) hanno abbandonato la cova dopo alcuni giorni senza rideporre e 5 (7.4%) hanno rideposto su un nuovo nido portando a termine la riproduzione. Pertanto, il 92.5% delle coppie non ha avuto successo riproduttivo. La foratura delle uova ha dato quindi esito soddisfacente, essendo bassa la proporzione delle coppie testate di cui è stata accertata la rideposizione. Il contenimento tramite la riduzione delle nascite potrebbe rappresentare una risposta efficace in grado di rallentare il processo di crescita della popolazione urbana, riducendone l'incremento annuo ed evitando interventi più drastici (es. soppressione di pulli ed adulti). Fondamentale importanza assumono azioni combinate che prevedano la riduzione drastica delle fonti trofiche disponibili di origine antropica quali discariche, cassonetti di rifiuti e cibo fornito direttamente dall'uomo. Risulta tuttavia difficile ipotizzare l'evoluzione futura della colonia di Trieste per le difficoltà di quantificare le reali capacità portanti dell'ecosistema urbano; un ulteriore limite è provocato dall'impossibilità di prevedere l'immigrazione di altri individui provenienti da territori circostanti. Si sottolinea infine come la gestione di una popolazione caratterizzata da una spiccata dinamicità come quella di gabbiano reale deve prevedere azioni continuative nel tempo (4-9 anni).

Bibliografia - Benussi E *et al.* 1994. Avocetta 18: 21-27 • Benussi E, Bembich L 1998. Annales 13: 67-74 • Benussi E, Brichetti P 1999. Avocetta 23: 72 • Blokpoel H, Spaans AL 1990. Acta XX Congr. Inter. Ornitologici, Christchurch, pp. 2361-2364 • Leone L 1998. Tesi laurea. Univ. di Pisa • Raven SJ, Coulson JC 1997. Bird Study 44: 13-34 • Spaans AL 1971. Ardea 59: 73-188.

Tecniche di censimento delle popolazioni di colombo urbano *Columba livia f. domestica*

NATALE EMILIO BALDACCINI, VALENTINA GAGGINI, DIMITRI GIUNCHI

Dipartimento di Etologia Ecologia Evoluzione, Università di Pisa, via A. Volta 6, I-56126 Pisa (e.baldaccini@deee.unipi.it)

Gli interventi di controllo demografico sugli uccelli sinantropi ed in particolare sul colombo urbano sono tema di grande attualità, soprattutto in relazione alle differenti problematiche causate da questi animali in campi quali la salute pubblica, l'igiene ed il decoro urbano, la difesa dei luoghi di commercializzazione, produzione o lavorazione di derrate alimentari. Per mitigare tali conseguenze negative sia Amministrazioni pubbliche che privati cittadini hanno più volte messo in atto vari interventi che si sono tuttavia spesso contraddistinti per il loro carattere episodico e per una scarsa efficacia. Uno dei motivi di questi esiti negativi è da ricercare nelle evidenti lacune presenti durante la fase di valutazione e quantificazione del problema. Il presente lavoro vuole dare un contributo alla definizione di efficaci protocolli di intervento, attraverso la messa a punto di tecniche di censimento dei colombi sufficientemente accurate e precise, utili sia preventivamente per una opportuna quantificazione del problema, sia per il monitoraggio degli interventi realizzati.

Area di studio e metodi - All'interno dell'agglomerato urbano della città di Pisa è stata condotta un'indagine comparativa con due differenti tecniche di conteggio degli animali, ovvero il Metodo dei Quadrati (*MQ*) ed il "Distance Sampling" applicato al Metodo del Transetto Lineare (*MTL*). I conteggi sono stati condotti nel periodo invernale (*P1*, gennaio-febbraio) ed in quello tardo autunnale (*P2*, novembre), corrispondenti rispettivamente a momenti di minimo e di massimo della popolazione in esame. Per quel che concerne *MQ* sono stati considerati 40 quadrati di 250 m di lato, mentre per *MTL* i conteggi sono stati condotti lungo 40 percorsi stradali di ca. 300 m di lunghezza. La scelta delle unità campionarie è stata condotta secondo un protocollo di campionamento casuale di tipo stratificato, suddividendo l'area di studio in 2 strati (centro storico = 2.6 km²; periferia = 7.7 km²) ed allocando le unità in maniera proporzionale all'area degli strati medesimi.

I due metodi sono stati valutati in base: (1) alla comparabilità delle stime ottenute; (2) alla sensibilità nel rilevare decrementi demografici conseguenti ad eventuali interventi di controllo, attraverso l'utilizzo del software TRENDS (Gerrodette 1987, 1993).

Risultati e discussione - I risultati ottenuti mostrano che: le stime ottenute con *MQ* sono considerevolmente inferiori a quelle ottenute con *MTL*.

MTL e *MQ* corretto attraverso l'utilizzo di un fattore di moltiplicazione pari a 3.5, sostanzialmente intermedio rispetto a quelli suggeriti in letteratura per far fronte alla ridotta contattabilità dei colombi (Senar e Sol 1991, Barbieri e De Andreis 1991, Barbieri 1996, Sacchi *et al.* 2002), producono stime assolutamente comparabili nel periodo *P2*, mentre si registra una discrepanza piuttosto rilevante in *P1*. È comunque evidente una notevole sovrapposizione degli intervalli di confidenza al 95% anche in quest'ultimo periodo, che sottolinea comunque come i risultati siano comparabili.

L'andamento della consistenza della popolazione nei due periodi, sebbene non significativo da un punto di vista statistico, è in linea con l'atteso nel caso di *MTL* (maggiore numero di animali presenti in novembre), mentre è di segno opposto nel caso di *MQ*.

La precisione dei due metodi è risultata tale da consentire di permettere di rilevare un decremento annuale uguale o superiore al 10%-20% della popolazione in seguito ad un protocollo di monitoraggio della durata di 5 anni con censimenti condotti con cadenza annuale.

Nel complesso *MTL* si è dimostrato utilmente applicabile per il monitoraggio delle popolazioni di colombo urbano, producendo stime della popolazione sufficientemente replicabili. La possibilità di quantificare la probabilità di individuazione dei soggetti permette di far fronte ai problemi di contattabilità dei colombi più volte rilevati nell'ambito dei censimenti in ambito urbano, consentendo quindi una quantificazione della popolazione più verosimile e meno viziata da assunzioni difficilmente verificabili attraverso la semplice conta degli individui.

Bibliografia - Barbieri F 1996. In: Alleva E *et al.* (eds). I.S.S., Roma, pp. 50-51 • Barbieri F, De Andreis C 1991. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 17: 195-198 • Gerrodette T 1987. Ecology 68: 1364-1372 • Gerrodette T 1993. Wildl. Soc. Bull. 21: 515-516 • Sacchi R *et al.* 2002. Can. J. Zool. 80: 48-54 • Senar JC, Sol D 1991. Bull. GCA 8: 19-24.

Efficacia delle segnalazioni indirette per la localizzazione dei territori di gufo reale *Bubo bubo*

ENRICO BASSI¹, ROBERTO FACOETTI², ENRICO VIGANO², PAOLO GALEOTTI¹

¹ Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia (rxxbas@tin.it); ² Amministrazione Provinciale di Lecco, piazza L. Lombarda 3, I-23900 Lecco

A causa delle abitudini notturne e delle basse densità, il gufo reale *Bubo bubo* deve essere censito applicando metodiche combinate e specifiche. I metodi più utilizzati sono il *play-back*, l'ascolto sistematico del canto spontaneo degli adulti, l'ascolto dei richiami diurni e notturni dei giovani, la ricerca delle tracce di presenza, la raccolta di informazioni tramite interviste e il rinvenimento di individui morti o feriti. Alcuni autori hanno confrontato in termini di efficienza questi diversi metodi (Bergerhausen e Willems 1988, Pedrini 1989, Penteriani *et al.* 2000), dimostrando come essi debbono essere utilizzati in modo complementare. Tali confronti hanno però trascurato il metodo delle interviste. Il presente lavoro si propone pertanto di verificare l'efficacia metodologica che le notizie di avvistamento unite al recupero di soggetti morti o feriti possono rivestire per la localizzazione delle pareti di nidificazione del rapace (notizie indirette). L'utilizzo di tale metodo, considerata l'oggettiva difficoltà di censimento della specie e l'elevato sforzo di ricerca in termini di tempo e costi, può assumere pertanto notevole importanza applicativa.

Area di studio e metodi - L'area di studio intensiva (287.5 km²), posta in provincia di Bergamo, comprende la sponda occidentale del Lago di Iseo, la Val Cavallina e parti della Val Calepio e della Val Borlezza tra i 330 e i 1380 m s.l.m. In tale settore è stata verificata la presenza di 12 territori di gufo reale (Bassi *et al.* 2003). Oltre alla fase di ricerca attiva sul campo, sono state raccolte notizie indirette, tramite interviste, relative a recuperi di individui morti e feriti e a osservazioni effettuate casualmente. Tutti i siti di rinvenimento casuale ($N = 63$) sono stati cartografati tramite GIS ArcView in modo da poter procedere con l'analisi spaziale: sono state calcolate delle aree circolari (*buffer*) a distanza progressiva di 500 m dai nidi rilevati durante la fase intensiva di studio, fino ad una distanza massima di 8 km. Le segnalazioni digitalizzate sono state intersecate sui *buffer*, mediante *overlay* topologico, in modo da ottenere la frequenza percentuale dei rinvenimenti alle diverse distanze. La distribuzione di frequenza in funzione della distanza così ottenuta è stata utilizzata per realizzare una mappa di probabilità utilizzando un interpolatore *Kernel*, sulle localizzazioni dei ritrovamenti della restante porzione della provincia di Bergamo e quella di Lecco. Tramite l'analisi di 26 segnalazioni per cui era disponibile la data esatta del rinvenimento è stato inoltre possibile verificare la relazione tra la distanza dal nido e il periodo dell'anno.

Risultati e discussione - Dall'analisi puramente spaziale, emerge che il 59% delle segnalazioni ($N = 37$) si riferisce a siti entro i 2 km dal nido noto più vicino, il 27% a siti tra i 2.5 e i 4 km ($N = 17$) mentre il 14% a siti tra i 4.5-8.0 km ($N = 9$). Nessun individuo è stato rinvenuto a distanze superiori ai 6.5 km dal nido più vicino. Dall'analisi spazio-temporale dei rinvenimenti, si evidenzia che nella prima parte dell'anno (gennaio-giugno) l'88.8% dei rinvenimenti si verifica entro 1 km dal nido (8 su 9) mentre da luglio a dicembre questa percentuale si abbassa al 47% (8 su 17). In questo periodo infatti, aumenta notevolmente la distanza nido-sito rinvenimento (2.5-4.5 km), probabilmente a causa dell'inizio della dispersione giovanile. La distanza media dal nido dei siti di rinvenimento era di 777.8 m (666.7 DS) nel primo periodo e di 1823.5 m (1286.2 DS) nel secondo; tale differenza è risultata significativa ($U = 35.5$, $P = 0.019$, Test U di Mann-Whitney). Risulta dunque evidente che le segnalazioni raccolte nel periodo gennaio-giugno possono fornire precise indicazioni per la ricerca del sito di nidificazione permettendo di risparmiare una notevole quantità di tempo nella scelta delle aree da controllare. I rinvenimenti effettuati tra luglio e dicembre si rivelano invece meno utili per la localizzazione dei siti di nidificazione, in quanto si collocano a distanze nettamente maggiori (fino a 4.5 km dal nido). Le mappe di probabilità risultanti dall'interpolazione *Kernel* nelle aree di saggio (province di Bergamo e Lecco) evidenziano una buona sovrapposizione con alcuni siti riproduttivi noti o identificano pareti che potrebbero ospitare siti di nidificazione, da verificare utilizzando i metodi classici sopracitati. Alla luce di tali risultati, appare evidente che la raccolta circostanziata dei dati riferiti alle esatte località di rinvenimento di animali morti o feriti si rivela uno strumento funzionale per la localizzazione dei territori, da utilizzare sinergicamente alla ricerca sul campo.

Ringraziamenti - Si ringrazia P. Bonvicini per la fase di ricerca dei nidi in provincia di Bergamo.

Bibliografia - Bassi E *et al.* 2003. Avocetta 27: 97 • Bergerhausen W, Willems H 1988. Charadrius 24: 171-187 • Marchesi L *et al.* 2001. Avocetta 25: 130 • Marchesi L *et al.* 1999. Avocetta 23: 19-23 • Pedrini P 1989. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 16: 379-384 • Penteriani V *et al.* 2000. J. Raptor Res. 34: 232-235.

Indagine preliminare finalizzata all'individuazione di un efficace metodo di censimento del succiacapre *Caprimulgus europaeus* mediante *play-back*

MASSIMILIANO BIASIOLI, PAOLO FUMAGALLI, FRANCESCA SOTTI, SILVIA BALDO, CRISTIANA BARDINI, PAOLA FUSI
Gruppo Naturalistico Groane (*naturagroane@yahoo.it*)

La difficoltà di censire specie crepuscolari come il succiacapre *Caprimulgus europaeus* spesso porta a sottostimarne la densità. Questo primo lavoro esplorativo ha avuto lo scopo di mettere a punto un metodo di censimento efficace e di facile applicazione.

Area di studio - Il lavoro è stato effettuato in due diverse aree, ciascuna di 1 km², in cui era stata precedentemente accertata la presenza della specie (5 maschi cantori totali). La prima è situata all'interno del Parco delle Groane (MI) in un contesto fortemente antropizzato. Il bosco di latifoglie che caratterizza il Parco è dominato da farnie, pioppi e pino silvestre, con un fitto sottobosco costituito quasi esclusivamente da frangola. In alternanza al bosco vi sono ampi spazi aperti caratterizzati da prati stabili e lembi di brughiera in cui, oltre all'erica, si trova la molinia. La seconda area è situata sulle colline del Monferrato alessandrino, nel comune di Castelletto Merli, a 300 m s.l.m.. L'ambiente è composto da boschi di latifoglie, dominati da farnia, e da ampie radure (in corrispondenza di forti pendii o sulla cima dei rilievi) caratterizzate da vegetazione arbustiva piuttosto rada di rovo, prugnolo e ginestra.

Materiali e metodi - Il lavoro, effettuato utilizzando il metodo del *play-back*, è stato svolto da fine maggio a fine luglio 2004 effettuando due o tre uscite settimanali. Si è voluta dapprima indagare la fascia oraria compresa tra le 19 e le 23, facendo partire le registrazioni ogni 10 minuti per individuare l'ora in cui la specie iniziava a rispondere allo stimolo e quella in cui cessava di cantare. A partire dalla seconda metà di giugno, è stata utilizzata una sequenza ogni 20 minuti, che comprendeva 3 stimoli della durata di 1 minuto ciascuno, alternati a 1 minuto di silenzio, allo scopo di definire il picco dell'attività di canto. Infine si è cercato di definire un valore limite di distanza oltre il quale lo stimolo non avesse più effetto. I dati sono stati raccolti contemporaneamente, sincronizzando le uscite nelle due aree di studio, al fine di confrontare due realtà diverse dal punto di vista ambientale e di dis-

turbo antropico. Infine, il metodo è stato applicato in aree idonee alla specie in cui precedentemente non ne era stata riscontrata la presenza.

Risultati e discussione - All'inizio del periodo riproduttivo (metà maggio) la specie è risultata attiva, seppur non costantemente, già a partire dalla fascia oraria 19-20 (50% dei casi). Nei mesi successivi (fino a fine luglio) il picco di attività è stato registrato, in entrambe le aree di studio, nelle fasce orarie 21-22 e 22-23, in cui la specie è stata contattata durante tutte le uscite. Nella maggior parte dei casi la risposta è stata registrata dopo due-tre stimoli della durata di 1 minuto (82% dei casi). Le condizioni meteo sembrano influenzare l'attività canora della specie: è stata osservata un'interruzione dell'attività di canto in concomitanza di pioggia (nel 100% dei casi), mentre con vento o nuvolosità elevata la specie sembra rispondere allo stimolo in ore successive a quelle di maggiore attività riscontrate in altri giorni (inizio del canto a partire dalle 22.30). Dalla metà di luglio la specie non è mai stata contattata nelle fasce orarie 19-20 e 20-21; l'inizio del canto si è verificato a partire dalle 21.15 ed è continuato anche dopo le 23. La distanza oltre la quale lo stimolo sembra non avere più effetto è stimata intorno ai 500 m. Alcune zone, idonee alla specie e limitrofe alle aree di studio, sono state dapprima esplorate utilizzando un unico punto d'ascolto. Solo indagando nuovamente le zone da più punti d'ascolto, distanti tra loro 500 m, è stata rilevata la presenza di altri maschi cantori, in particolare 2 nel Parco delle Groane e 1 nel Monferrato.

In conclusione, il metodo più efficace per censire la specie prevede diverse sequenze di stimoli nelle fasce orarie di maggiore attività canora da punti d'ascolto che non si trovino a una distanza superiore ai 500 m dal potenziale territorio di un maschio cantore.

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti i partecipanti alle uscite: Massimiliano Basilico, Alessia Begua, Elisa Buraschi, Fabio Gnani, Paolo Grazioli, Fabrizio Orsini, Anna Vidus.

Hierarchical partitioning ed ecologia di specie ornitiche

MATTIA BRAMBILLA¹, DIEGO RUBOLINI²

¹Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26, I-20133 Milano (mattia.brambilla@uni-mi.it); ²Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia

L'analisi statistica dello "hierarchical partitioning" (HP; Chevan e Sutherland 1991) è ancora poco utilizzata negli studi di ecologia di uccelli, anche se il suo utilizzo accanto a tecniche più tradizionali può fornire un utile supporto, anche per eventuali decisioni gestionali.

Nei modelli generali lineari generalmente utilizzati per relazionare la presenza o abbondanza di una o più specie con un set di caratteristiche ambientali (Rushton *et al.* 2004), vi è il rischio che la collinearità tra le variabili "falsi" la loro inclusione nel modello rispetto alla loro reale importanza (Mac Nally 2000). Molti autori ricorrono all'analisi delle componenti principali (PCA) o all'esclusione di alcune tra le variabili chiaramente intercorrelate; tuttavia, questi approcci presentano notevoli controindicazioni (Mac Nally 2000). Inoltre, con una procedura di tipo *stepwise*, tale riduzione è superflua. Tuttavia, fattori più importanti in senso ecologico possono essere esclusi se altri spiegano meglio la variazione nella dipendente in termini puramente statistici. HP fornisce stime del potere (indipendente e congiunto agli altri fattori) per ogni variabile nello spiegare la variazione nella dipendente. HP considera tutti i possibili modelli in un set di regressioni e calcola il potere indipendente di ogni variabile come miglioramento medio della performance del modello attraverso l'inclusione della stessa nei modelli ottenuti attraverso tutte le possibili combinazioni delle altre variabili (Chevan e Sutherland 1991, Mac Nally 2000). Le variabili con il maggior potere indipendente rivestono verosimilmente un effetto causale sulla dipendente (Mac Nally 2000). HP deve essere preferibilmente utilizzato come supporto ad altre tecniche multivariate, ad es. per controllare i risultati di una selezione *stepwise* (Chevan and Sutherland 1991): se i risultati di HP concordano con quelli dell'approccio predittivo, probabilmente tra le variabili più importanti nel modello e la dipendente esiste una relazione causale (Mac Nally 2000). Tuttavia, HP non è utilizzabile per relazioni curvilinee (es. variabili polinomiali e interazioni tra variabili), peraltro comuni nel mondo biologico. Questi aspetti possono essere analizzati utilizzando la "variation partitioning" (Heikkinen *et al.* 2004).

Metodi - Consideriamo un semplice esempio riguardante le preferenze ambientali di *Gallinula chloropus*, considerando un nostro caso-studio (Brambilla e Rubolini 2003), dove 10 variabili ambientali (copertura proporzionale di acqua aperta, canneto, tifeto, prato umido, cespugli e alberi; altezza della vegetazione; indice di Shannon; distanza dei punti da ambienti asciutti e acque aperte) erano state misurate presso

34 nidi/baricentri di territori e 40 punti random. L'analisi esplorativa indicava come la presenza di acqua aperta (estensione e distanza da essa) fosse il principale elemento influenzante la presenza della specie. Proprio queste due variabili (distanza dall'acqua aperta ed estensione di acqua aperta) sono altamente intercorrelate ($r \sim 0.7$, $p < 0.001$): ci si può domandare se una delle due rivesta un ruolo particolarmente importante, dal momento che attraverso la bibliografia esistente non è possibile giungere ad alcuna conclusione in merito.

Risultati e discussione - Secondo il tradizionale screening univariato, una delle due, ad esempio distanza dall'acqua aperta (apparentemente meno influente sull'ambiente), deve essere esclusa, mentre attraverso la PCA non è più possibile distinguere l'effetto dei due fattori. Utilizzando invece una regressione logistica binaria (*stepwise forward*) si ottiene un modello che include solo la distanza dall'acqua aperta come determinante della presenza della specie; secondo HP, la distanza dall'acqua aperta è il fattore con il più elevato potere esplicativo, sia indipendente (ben il 49.6% del contributo indipendente complessivo) che totale, e pertanto rappresenta verosimilmente il principale determinante della presenza della specie; si ha quindi una conferma della validità del modello di regressione.

Altri casi di studio mostrano analogamente come HP possa fornire utili indicazioni sull'importanza relativa delle variabili selezionate da procedure di tipo *stepwise*, sia nel caso di ecologia di singole specie (es. *Climacteris affinis*, un passeriforme australiano; Radford e Bennett 2004) che di intere comunità ornitiche (es. avifauna di un mosaico di ambienti agricoli e forestali; Heikkinen *et al.* 2004): in questi studi, HP ha permesso di verificare la correttezza dei risultati delle analisi *stepwise* e di operare controlli e cambiamenti (supportati da evidenza statistica) nei procedimenti multivariati quando necessario. La possibilità di individuare le relazioni causali più verosimili costituisce un importante elemento per ottenere modelli ecologici aderenti alla realtà (e pertanto utilizzabili in caso di interventi gestionali volti a favorire la presenza di una determinata specie ornitica).

Bibliografia - Brambilla M, Rubolini D 2003. Avocetta 27: 152 • Chevan A, Sutherland M 1991. Am. Stat. 45: 90-96 • Heikkinen RK e al. 2004. J. Appl. Ecol. 41: 824-835 • Mac Nally R 2000. Biodiv. Conserv. 9: 655-671 • Radford JQ, Bennett AF 2004. Biol. Conserv. 117: 375-391 • Rushton SP et al. 2004. J. Appl. Ecol. 41: 193-200.

Modelli descrittivi e predittivi della presenza di alcune specie di uccelli nell'Oltrepo pavese

ANNA BRANGI¹, LAURA BONTARDELLI², DIEGO RUBOLINI², GIUSEPPE BOGLIANI²

¹ Amministrazione Provinciale di Pavia, Servizio Faunistico Naturalistico, viale Taramelli 2, I-27100 Pavia (anna.brangi@provincia.pv.it);

² Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia

La possibilità di applicare delle metodologie speditive per caratterizzare e misurare la distribuzione della biodiversità è un argomento estremamente attuale ancora in fase di sviluppo; si tratta di una sfida per riuscire ad affrontare i problemi di conservazione in una prospettiva non più frammentaria, legata alle esigenze delle singole specie. Con questa ricerca ci siamo proposti di applicare un metodo di uso pratico per l'individuazione delle variabili ambientali, a scale diverse, importanti nel prevedere la presenza di alcune specie di uccelli.

Area di studio e metodi - Nella porzione collinare e montana dell'Oltrepo pavese sono stati individuati 80 punti lungo due direttrici nord-sud, nei quali sono state condotte tre ripetizioni di censimenti al canto da punti di ascolto durante la stagione riproduttiva per rilevare la presenza di 37 specie di Columbiformi, Falconiformi, Cuculiformi, Piciformi e Passeriformi. I dati così ottenuti riguardavano la presenza/assenza delle specie; inoltre è stato possibile calcolare un indice di ricchezza specifica, pari alla somma delle specie contattate in ogni punto. Tramite ArcView 3.2 e relative estensioni, su cartografia tematica della Regione Lombardia, intorno a questi punti sono stati disegnati 3 tipi di buffer circolari di raggio crescente di 100, 300 e 500 m all'interno dei quali sono state misurate le variabili ambientali che descrivevano: a) l'uso del suolo, b) le relative metriche del paesaggio, c) lo sviluppo di siepi e filari, d) gli aspetti fisico-morfologici, e) il disturbo antropico e f) diversità e complessità.

All'interno del buffer di raggio 300 m le variabili ambientali sono state messe in relazione con l'abbondanza delle specie contattate tramite Analisi di Regressione Multipla (ARM) con stima di curve. Per tutti e tre i tipi di buffer invece sono state effettuate Analisi di Funzione Discriminante (AFD) e Analisi di Regressione Logistica (ARL) sulla presenza/assenza delle specie contattate, utilizzando per ciascuna di esse la dimensione del buffer che meglio si adattava all'home-range specifico, desunte dalla letteratura corrente.

I modelli ottenuti sono stati considerati statisticamente significativi quando i parametri relativi a ogni tipo di modello (% di casi classificati correttamente per ogni classe, nel caso della AFD e della ARL, e % di variabilità spiegata, nel caso della ARM) fossero pari o superiori a 50; nel caso entrambi i modelli formulati per la stessa specie risultassero significativi è stato scelto quello i cui parametri avessero i valori più elevati. Per ciascuna specie il modello prescelto è stato estrapolato a tutto il territorio dell'Oltrepo suddiviso in Unità di Campionamento di 100 ha (UC).

Risultati e discussione - La percentuale di seminativi (alla terza potenza), di boschi di conifere (al quadrato), di vigneti

e il valore dell'indice di diversità ambientale di Simpson (al quadrato) sono entrate con effetto positivo nel modello di ARM relativo al numero di specie contattate ($R^2 = 0.664$; $F = 15.146$; g.l. = 9; $P < 0.0001$); invece effetto negativo hanno mostrato la fascia altitudinale > 1200 m (alla terza potenza), la dimensione frattale dei poligoni a diverso uso del suolo (alla terza potenza), il rapporto perimetro/area degli stessi poligoni (alla terza potenza), la percentuale di prati e di boschi di conifere. Su 70 variabili misurate, quelle che più spesso sono entrate nei modelli formulati sulla presenza/assenza delle diverse specie sono risultate la % di boschi di latifoglie (entrata nel 27% dei modelli), la % di seminativi (entrata nel 24% dei modelli) (entrambe per lo più con effetto positivo sulle variabili dipendenti), la % di cespugliati arborei (per lo più con effetto negativo), incolti (con pari effetto) e vigneti (per lo più con effetto positivo) (entrate nel 22% dei modelli), la % di pascoli e la % di fascia altitudinale compresa tra 1000 e 1200 m (entrate nel 19% dei modelli) (entrambe per lo più con effetto negativo).

Il lavoro svolto risulta essere sicuramente una base utile per un ulteriore approfondimento delle relazioni tra la biodiversità e le caratteristiche ambientali e tra la biodiversità e le specie oggetto di analisi. Un ulteriore approfondimento della ricerca consisterà nel validare i modelli formulati tramite verifiche sul campo che accertino la veridicità della previsione della presenza/assenza delle specie considerate in un campione casuale di UC. In tal modo sarà possibile anche calcolare un eventuale errore insito nei modelli stessi da utilizzare per correggere le previsioni effettuate su tutte le UC.



Figura 1 – Valori di ricchezza specifica calcolati secondo il modello di ARM.

L'avifauna svernante in quattro aree mediterranee della Liguria di Ponente: risultati e confronto tra metodi

MARA CALVINI¹, ROBERTO TOFFOLI²

¹ via A. Canepa 87, I-18038 Sanremo (IM) (myotis@tin.it); ² via Tetto Mantello 13, I-12011 Borgo San Dalmazzo (CN)

Gli ecosistemi mediterranei hanno un ruolo importante nello svernamento degli uccelli europei. Nonostante ciò le informazioni disponibili per l'Italia sono piuttosto scarse e per quanto concerne la Liguria, i dati disponibili sono relativi alla sola distribuzione invernale delle diverse specie, mentre mancano ricerche sulle comunità di uccelli svernanti dal punto di vista quantitativo.

Area di studio e metodi - L'area di studio comprende quattro zone della provincia di Imperia nei comuni di Camposso, Sanremo e Pompeiana, ad un'altitudine compresa tra i 340 e 700 m s.l.m., caratterizzate da macchie a cisti, riferibili al *Rosmarino-Ericion* e formazioni arbustive, inquadrabili nei *Quercetea ilicis*, (erico-arbusteti e pistacio-ramneti) prevalentemente su substrati calcarei o calcareo-marnosi.

L'indagine si è svolta nel mese di gennaio 2005. Le metodologie utilizzate sono state quelle dei punti o stazioni di ascolto (*point counts*) (Hutto *et al.* 1986) della durata di 5' in base alle considerazioni di Fuller e Langslow (1984) e quella del transetto lineare (*line transect*) (Jarvinen e Vaisanen, 1976). Per ogni stazione puntiforme sono state annotate tutte le specie viste o sentite, senza limite di distanza. Sulla base dei risultati sono stati calcolati i seguenti indici di abbondanza: *f* (frequenza) e *n* (numero medio di individui per stazione). Per la descrizione del popolamento sono stati prodotti istogrammi specie/abbondanza e indici numerici di diversità. Per quanto riguarda i transetti è stato calcolato un indice chilometrico d'abbondanza (IKA) per ogni specie rilevata.

Risultati e discussione - Nelle quattro aree campione sono stati realizzati 56 punti e 6 transetti della lunghezza media di 2 km. Complessivamente sono state rilevate 48 specie di cui 43 con i punti e 41 con i transetti, di queste 7 sono non-Passeriformi e 41 Passeriformi. Le specie più abbondanti, rilevate con entrambi i metodi, sono in ordine decrescente fringuello *Fringilla coelebs* (*f* = 0.83; IKA = 9.91), occhiocotto *Sylvia melanocephala* (*f* = 0.69; IKA = 6.0) e pettirosso *Eri-thacus rubecula* (*f* = 0.64; IKA = 4.16). Nelle quattro aree il numero di specie è variato da un minimo di 24 in zona S. Romolo (23 con i punti e 23 con i transetti) a 36 a Pompeiana (32 con i punti e 27 con i transetti). Complessivamente le

specie più frequenti sono il fringuello, l'occhiocotto e il pettirosso ad esclusione dell'area di Pompeiana dove quest'ultimo è sostituito dal cardellino *Carduelis carduelis*. Il numero di specie rilevate appare piuttosto elevato a prova di una notevole diversificazione ambientale delle quattro aree di studio. Queste rappresentano il 44% delle specie svernanti in Liguria ad esclusione di quelle strettamente legate agli ambienti acquatici e i rapaci notturni (Spanò *et al.*, 1998). La presenza di specie di particolare interesse conservazionistico come tottavilla *Lullula arborea*, magnanina comune *Sylvia undata* e di numerosi Fringillidi e Turdidi (tordo bottaccio *Turdus philomelos* e merlo *Turdus merula*), confermano l'importanza degli ambienti mediterranei della Liguria di ponente per lo svernamento dell'avifauna.

Il confronto tra i due metodi non evidenzia differenze sostanziali: entrambi hanno permesso di censire un numero analogo di specie, tuttavia presentano una diversa efficacia a seconda del gruppo tassonomico. Per i Passeriformi l'efficienza può essere considerata equivalente avendo censito 35 specie su 41 coi transetti e 40 su 41 con i punti. I transetti sono più idonei nel caso dei non-Passeriformi, con 6 specie su 7 contro le 3 su 7 dei punti. Il confronto statistico del rapporto tra non-Passeriformi e Passeriformi rilevati con i due metodi, tuttavia, non evidenzia differenze significative ($\chi^2 = 1.29$; $P > 0.5$; g.l. = 1). Anche il confronto tra le singole zone censite non mostra differenze nel numero di specie censite con i due metodi ($\chi^2 = 0.46$; $P > 0.05$; g.l. = 3). Per quanto riguarda il rapporto costi/efficacia dei due metodi si può notare come il tetto delle 40 specie è stato ottenuto con 40 punti e con 5 transetti, impiegando rispettivamente circa 400 minuti con il primo e circa 300 con il secondo.

In conclusione i risultati ottenuti evidenziano come, in ambienti mediterranei, punti di ascolto e transetti possano essere utilizzati indifferentemente per il monitoraggio dell'avifauna svernante.

Bibliografia - Fuller RJ, Langslow DR 1984. Bird Study 31: 195-202 • Hutto RL *et al.* 1986. Auk 103: 593-602 • Jarvinen O, Vaisanen RA 1976 • Ornis Fenn. 53: 115-118 • Spanò S *et al.* 1998. Regione Liguria, Cat. Beni Cult. n. 3.

Sopravvivenza e fedeltà al sito di svernamento del cormorano *Phalacrocorax carbo* in Italia nord-occidentale

FRANCO CARPEGNA¹, ANNA BONARDI², MAURO DELLA TOFFOLA¹, GIOVANNI BOANO¹, ALESSANDRO RE³, GIANFRANCO ALESSANDRIA¹

¹ Gruppo Piemontese Studi Ornitologici, c/o Museo Civico di Storia Naturale, cascina Vigna, I-10022 Carmagnola (TO) (musnat@comune.carmagnola.it); ² c/o Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia; ³ Parco Naturale Lame del Sesia, via XX Settembre 12, I-13030 Albano (VC)

A partire dal 1987, in Piemonte, sono state effettuate numerose osservazioni di cormorani *Phalacrocorax carbo sinensis* marcati con anelli colorati, fatto che ha consentito di stabilirne la provenienza dalle colonie riproduttive danesi e, con percentuali nettamente inferiori, da quelle tedesche e olandesi (Della Toffola *et al.* 1997). I dati delle letture di questi anelli colorati sono qui utilizzati per stabilire la sopravvivenza "locale" della popolazione svernante.

Area di studio e metodi - Le letture degli anelli sono state effettuate in vari dormitori della pianura piemontese o lungo le rive del Po e del Sesia con cannocchiali (zoom fino a 60X), a distanze comprese tra 20 e 300 m. In questo lavoro sono state prese in considerazione le letture di anelli colorati di 163 individui (113 adulti e 50 giovani), per un totale di 583 letture effettuate nei mesi invernali (novembre-febbraio) dal 1987 al 2000. Sono state considerate come "catture" le prime osservazioni di ciascun individuo e come "ricatture" le successive riletture. In base a questi dati è stata analizzata la "sopravvivenza locale" della popolazione svernante in Piemonte. Va notato che gli studi di cattura-ricattura condotti a livello locale tendono a sottostimare la sopravvivenza reale: il termine "sopravvivenza locale" implica infatti che gli individui che pur sopravvivono, ma abbandonano definitivamente l'area di studio, non possono essere distinti da quelli deceduti. Il dato è tanto più vicino alla sopravvivenza reale quanto più gli individui sono fedeli all'area di studio; per contro un confronto dei risultati così ottenuti con la sopravvivenza reale della popolazione (ottenuta con analisi delle ricatture su vasta scala) consente di stimare, per differenza, la fedeltà della popolazione al sito di studio.

Test preliminari condotti con U-Care (Coquet *et al.* 2001) hanno evidenziato che nella popolazione in studio esistono individui adulti che vengono osservati una sola volta nell'area (*transients*). Per questo, utilizzando il programma MARK (White e Burnham 1999), i dati sono stati associati a modelli che forniscono due differenti stime di sopravvivenza, una che rappresenta quella dei residenti mista a quella dei *transients*, l'altra dei soli residenti; è questo secondo dato che viene considerato come stima accettabile della sopravvivenza della popolazione, in accordo con Pradel *et al.* (1997).

Risultati e discussione - I risultati evidenziano una sopravvivenza pari al 73% (ES 4%) per gli adulti ed una sopravvivenza giovanile del 59% (ES 9%). Fra le non numerose ricerche condotte sulla sopravvivenza del cormorano, il confronto più interessante è offerto dai risultati ottenuti in Danimarca nel periodo 1977-1997 da Frederiksen e Bregnballe

(2000a, 2000b) proprio sull'area di nidificazione della maggior parte (81%, Della Toffola *et al.* 1997) degli individui svernanti in Piemonte. Gli Autori citati hanno riscontrato una sopravvivenza media annua del 58% nei giovani e 88% negli adulti, evidenziando anche una tendenza al declino nel periodo considerato, in parallelo a quanto rilevato per la popolazione inglese (Wernham e Peach 1999).

Se la sopravvivenza reale quella calcolata in Danimarca, le ipotesi per spiegare il valore da noi trovato per gli adulti, inferiore del 15%, sono tre: 1) l'errore sistematico indotto da perdita o usura di anelli colorati, 2) una minor fedeltà al sito di svernamento rispetto a quello di riproduzione e 3) un sensibile declino della sopravvivenza negli anni più recenti, nonché, ovviamente, la possibile combinazione dei suddetti fattori.

La perdita di anelli colorati è stata messa in evidenza da Bregnballe *et al.* (1997), ma Frederiksen e Bregnballe (2000a), a differenza di noi, hanno potuto compensare tale perdita compiendo un'analisi congiunta delle letture di anelli colorati (distribuiti in tre categorie di persistenza) sul sito di nidificazione e delle ricatture su vasta scala (ritrovamenti di individui marcati con anelli di metallo). Si è anche osservato che una parte della popolazione abbandona di anno in anno l'area di svernamento: tale percentuale è stata calcolata nel 3% su aree vaste (Francia) e nel 10-15% su singoli siti (es. laghi) (Frederiksen *et al.* 2002); è quindi probabile che, su una regione dell'ampiezza del Piemonte, si possano osservare valori intermedi (5-10%) di soggetti che abbandonano l'area in cui hanno svernato per due o più anni. È noto infine che, in questi ultimi anni, sono aumentate non solo le azioni di disturbo, ma anche gli abbattimenti (legali ed illegali) in varie parti dell'areale europeo della specie.

La similitudine della sopravvivenza giovanile delle due stime è invece compatibile con la perdita del tutto trascurabile di anelli colorati nel primo anno di vita; tuttavia, va notato l'errore standard relativamente elevato del dato rilevato in Piemonte.

Bibliografia - Bregnballe T *et al.* 1997. Suppl. Ric. Biol. Selv. 26: 377-382 • Coquet R *et al.* 2001. U-Care Users Guide. CEFE/CNRS Montpellier • Della Toffola *et al.* Suppl. Ric. Biol. Selv. 26: 409-412 • Frederiksen M, Bregnballe T 2000a. J. Anim. Ecol. 69: 737-752 • Frederiksen M, Bregnballe T 2000b. J. Anim. Ecol. 69: 753-761 • Frederiksen *et al.* 2002. Wildl. Biol. 8: 241-250 • Pradel R *et al.* 1997. Biometrics 53: 60-72 • Wernham CV, Peach WJ 1999. Bird Study 46 (Suppl.): 189-197 • White GC, Burnham KP 1999. Bird Study 46: 120-139.

L'Atlante ornitologico georeferenziato della provincia di Varese

ALESSANDRA GAGLIARDI¹, WALTER GUENZANI², DAMIANO PREATONI¹, FABIO SAPORETTI², GUIDO TOSI¹

¹ Università dell'Insubria, Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali, via Dunant 3, I-21100 Varese (alessandra.gagliardi@uninsubria.it); ² Gruppo Insubrico di Ornitologia, Civico Museo Insubrico di Storia Naturale, piazza Giovanni XXIII 4, I-21056 Induno Olona (VA)

La necessità di disporre di informazioni aggiornate sulla distribuzione e status delle specie nidificanti nella provincia di Varese, a 15 anni dalla pubblicazione del precedente atlante (Guenzani e Saporetti 1988), e la disponibilità di nuove cartografie tematiche, rappresentano i principali fattori che hanno portato alla progettazione dell'Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Il progetto ha durata triennale, dal 2003 al 2005.

Area di studio e metodi - Il territorio della provincia, compreso nelle regioni biogeografiche alpina e continentale, è prevalentemente collinare (46%) con un mosaico di aree urbanizzate, coltivi e aree forestali, mentre la parte montana (32%) raggiunge un'altimetria massima di 1650 m s.l.m. ed è caratterizzata da un'estesa e compatta copertura forestale di latifoglie con piccoli nuclei suburbani; la parte pianeggiante, al di sotto dei 250 m di quota, comprende il 22% della superficie provinciale e risulta essere la parte maggiormente urbanizzata. Per i rilevamenti dell'avifauna nidificante è stata adottata una griglia cartografica di 1x1 km, sovrapposta alla Carta della Vegetazione recentemente elaborata (Cerabolini e Raimondi 2002) nell'ambito del Progetto Sit-Fauna. Il territorio provinciale è stato ripartito secondo 45 sezioni e 1249 quadrati di 1 km di lato, coerenti con la suddivisione della cartografia in scala 1:10000: entro ogni sezione è stato identificato un numero variabile di quadrati, rappresentativi delle caratteristiche fisiografiche e vegetazionali della sezione. A tali unità di rilevamento, in numero pari a 446 e denominate 'quadrati primari', è stata data la massima priorità nella pianificazione delle attività di rilievo. La scelta dei quadrati non è stata randomizzata, in quanto si è preferito concentrare lo sforzo di campionamento in unità ambientali rappresentative (quadrati primari), senza prealtro precludere la possibilità di coprire un'intera sezione. Ogni quadrato primario deve essere coperto da un minimo di due rilievi, in modo da poter censire sia i nidificanti precoci, sia le specie migratrici; le categorie di nidificazione adottate sono due, probabile e certa, secondo Gibbons *et al.* (1993). L'utilizzo della Carta della Vegetazione permette di classificare l'habitat delle specie nidificanti in 4 gruppi principali, costituiti da boschi (18 categorie), boscaglie ed arbusteti (5 categorie), vegetazione erbacea (5 categorie), vegetazione artificiale (4 categorie), oltre che da combinazioni di tali categorie. I dati raccolti, georeferenziati al km², sono archiviati e gestiti da un apposito *data-base* relazionato ad un Sistema Informativo Territoriale dell'Università dell'Insubria. L'elemento innovativo di questo atlante consiste proprio nell'impiego di un SIT dedicato, che rende possibile l'integrazione delle informazioni relative alla componente ornitica, raccolte attraverso le tradizionali metodologie, con quelle, già disponibili, di tipo

ambientale (categorie vegetazionali e ambientali, altitudine, ecc.). Questo consente di caratterizzare con un buon dettaglio le comunità ornitiche dei diversi ambienti presenti sul territorio provinciale e ottenere interessanti informazioni sulle esigenze ecologiche delle singole specie.

Risultati e discussione - Nel biennio 2003-2004 sono state rilevate 42 sezioni su 45, con un numero di specie per sezione variabile da 26 a 77 e valore medio di 49.9 (DS 12.3); sono state censite complessivamente 124 specie, di cui 54 non-Passeriformes e 70 Passeriformes. Le specie censite nell'Atlante precedente erano 108, di cui 38 non-Passeriformes e 70 Passeriformes. Nel 2003 è stata registrata la prima nidificazione di smergo maggiore *Mergus merganser* per la Lombardia, con 2 coppie nella parte settentrionale del Lago Maggiore, e la prima nidificazione di beccamoschino *Cisticola juncidis* per la provincia. In totale sono stati esaminati 389 km² primari, oltre a 116 km² non primari, con un numero medio di specie di 23.5 (DS = 7.6; minimo = 4; massimo = 47; N = 505). La Figura 1 riporta la distribuzione di frequenza della ricchezza S suddivisa in 5 classi di ampiezza con incremento di 10 unità per classe, per il campione di 389 quadrati primari; la Tabella 1 ne riporta i valori corrispondenti.

Bibliografia - Cerabolini B, Raimondi B 2002. Provincia di Varese, Settore Politiche per l'Agricoltura e Gestione Faunistica * Gibbons DW et al. 1993. T&AD Poyser, Caltón, UK * Guenzani W, Saporetti F 1988. Edizioni Lativa.

Tabella 1 – Distribuzione in classi dei valori di ricchezza S: numero di quadrati e relativa percentuale.

Classe	Intervallo di ricchezza S	N quadrati	%
1	0 - 10	23	5.9
2	11 - 20	113	29.0
3	21 - 30	183	47.0
4	31 - 40	66	17.0
5	41 - 50	4	1.0

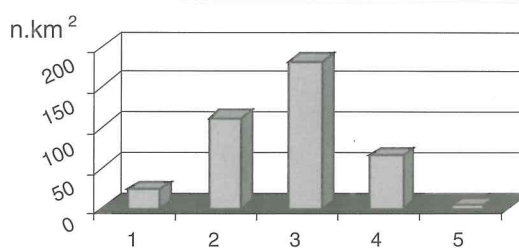


Figura 1 – Distribuzione dei valori di ricchezza S per il campione di 389 km², in 5 classi con incrementi di 10 unità.

Ornaments and armaments in the rock sparrow *Petronia petronia*

MATTEO GRIGGIO¹, LORENZO SERRA², DAVIDE LICHERI², ALESSIA MONTI², ANDREA PILASTRO¹

¹ Dipartimento di Biologia, Università di Padova, via U. Bassi 58/B, I-35131 Padova, Italy (matteo.griggio@unipd.it); ² Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, via Ca' Fornacetta 9, I-40064 Ozzano dell'Emilia, Bologna, Italy

Recent studies of male secondary characters have concentrated on carotenoid-based signals, because of their potential link with immune function, parasite resistance and condition, and because these pigments cannot be synthesized de novo and must ultimately be obtained through diet (Hill, 1999a). Carotenoids function as antioxidants and immunostimulants and it has therefore been hypothesized that a trade-off exists in carotenoid allocation between maintenance and ornamentation. The rationale behind is that males in better condition should necessitate fewer carotenoids for maintenance (i.e. immune function) and could therefore allocate a larger portion of their limited carotenoid stores to ornamental display, thereby signalling their superior condition (Lozano 1994). The honesty of the signal is guaranteed by the scarcity of carotenoids in the diet. The function of carotenoid ornaments in female choice has been studied in detail among birds (e.g. Hill 1999b, Faivre *et al.* 2003) and it has been demonstrated that the variation in circulating carotenoid levels directly causes variation in both immune function and sexual attractiveness (e.g. Blount *et al.* 2003), supporting this hypothesis.

Another, more general, mechanism has been proposed for the maintenance of the honesty of traits preferred by females: Berglund *et al.* (1996) summarized many examples in which male signals appear to serve both inter- and intra-sexual functions (but see Qvarnstrom and Forsgren 1998). Faking these traits is difficult, as they are constantly put to trial in male-male contests. Females subsequently utilize them as indicators of male phenotypic quality.

Several subsequent studies confirmed that the same trait is selected by both female choice and male-male competition (e.g. Alonso-Alvarez *et al.* 2004). However, studies investigating the role of carotenoid signals in both intra- and inter-sexual selection are less numerous. In most cases these

studies regards ornaments whose carotenoid content is subject to rapid changes (e.g. Bright *et al.* 2004).

In the rock sparrow *Petronia petronia* both sexes have a small carotenoid signal, a yellow breast badge, which has the major axis (width) of about 15 mm, and it is formed during the post-nuptial moult, i.e. several months before the next breeding season. Previous studies suggest that female breast patch may be sexually selected by males (Griggio *et al.* 2003, Griggio *et al.* in press).

We investigated the role in female choice and male competition of the yellow breast patch in the field and in the lab. We found that 1) males with larger patch were more likely to defend two nest boxes than males with small patch; 2) in controlled conditions of food deprivation, males with large badge accessed to food before males with small badge; 3) in an experiment with a dummy rock sparrow close to a feeder and whose patch was experimental manipulated, latency to feeder was positively correlated with dummy patch size; 4) in a dichotomous choice test, females showed a proximity preference for the male whose badge was experimentally enlarged. Altogether, these results suggest that the rock sparrow yellow patch has a dual function in intra- and inter-sexual selection.

References - Alonso-Alvarez *et al.* 2004. *Behav. Ecol.* 15: 805-809 • Berglund A *et al.* 1996. *Biol. J. Linn. Soc.* 58: 385-399 • Blount J *et al.* 2003. *Science* 300: 125-127 • Faivre B *et al.* 2003. *Science* 300: 103-103 • Griggio M *et al.* 2003. *Ethology* 109: 659-669 • Griggio M *et al.* (in press). *Animal Behaviour* • Hill GE 1999a. *Am. Nat.* 154: 589-595 • Hill GE 1999b. In: Adams N, Slotow R (eds.). *Proc. XXII Int. Ornithol. Congr. University of Natal, Durban*, pp. 1654-1668 • Lozano GA 1994. *Oikos* 70: 309-311 • Qvarnstrom A, Forsgren E 1998. *Trends Ecol. Evol.* 13: 498-501.

Un nuovo utilizzo dei dati di inanellamento per lo studio della selezione stagionale degli habitat da parte degli uccelli in Italia

STEFANO MACCHIO, FERNANDO SPINA

Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, via Cà Fornacetta 9, I-40064 Ozzano dell'Emilia (BO) (stefano.macchio@infs.it)

I dati di inanellamento derivano prevalentemente da attività esercitata a titolo gratuito da operatori volontari che agiscono principalmente sulla base di esigenze e preferenze personali. Ciò comporta una distorsione dovuta ad una scelta non casuale dell'habitat e del periodo dell'anno campionati. Viene illustrato un nuovo approccio metodologico all'utilizzo di dati di inanellamento raccolti su scala nazionale ai fini dell'analisi della dinamica stagionale nella selezione del macrohabitat a scala spaziale intermedia (Poiani e Richter, 1999) da parte degli uccelli. A titolo di esempio sono riportati i risultati relativi al paesaggio agricolo, con particolare riferimento agli oliveti, nel caso della capinera *Sylvia atricapilla*.

Materiali e metodi - Il territorio nazionale è stato suddiviso in un reticolo costituito da 77800 unità territoriali ("celle") di 2x2 km, di queste sono state considerate valide solo quelle con superficie maggiore di 2.5 km² ($N = 74736$). La caratterizzazione ambientale è stata effettuata sulla base delle informazioni derivanti dal Progetto "Corine" (*Coordination of information on the environment*), prendendo in considerazione 77 variabili. Un habitat è stato considerato effettivamente rappresentato quando la propria copertura ha superato il 5% della superficie totale della cella.

L'anno solare è stato suddiviso in 6 fasi stagionali caratterizzate da comunità ornitiche mediamente omogenee a livello nazionale (Macchio *et al.* 2002): migrazione autunnale precoce (MAP), migrazione autunnale tardiva (MAT), svernamento (SVE), migrazione primaverile precoce (MPP), migrazione primaverile tardiva (MPT), nidificazione (NID).

Gli inanellamenti trattati sono quelli che vanno dal 1982 al 1999 (oltre 3.5 milioni di uccelli di cui 165259 capinere). Sono state considerate come campionate dagli inanellatori solo quelle celle che hanno superato la soglia dei 10 Passeriformi inanellati per almeno 2 diverse specie (ad esclusione di Irundinidi e Corvidi) ed utilizzate dalla specie quelle in cui siano stati catturati almeno 10 capinere. Il numero complessivo di unità ritenute adeguatamente campionate è stato di 3783 celle.

Quale misura della selettività è stato utilizzato l'indice di Jacobs: $D = (r - p) / (r + p - 2rp)$, con $-1 \leq D \leq +1$, dove r e p sono rispettivamente la proporzione di risorsa utilizzata e la proporzione di risorsa disponibile (Loiselle e Blake, 1990). L'indice è stato utilizzato sia per misurare la selettività apparente mostrata dalla specie (cioè quella calcolata come se il campionamento non fosse distorto), sia per misurare la distorsione del campionamento. La somma dei due indici è stata presa a misura della selezione reale operata dalla specie.

Risultati e discussione - Nelle diverse fasi stagionali, la specie mostra di selezionare le unità territoriali sulla base della copertura delle tipologie ambientali in esse contenute con il seguente ordine:

MAP: 1) vigneti, 2) mosaico colturale, 3) colture con spazi naturali, 4) seminativi non irrigui, 5) prati stabili, 6) oliveti, 7) seminativi irrigui, 8) colture annuali e permanenti, 9) frutteti;

MAT: 1) mosaico colturale, 2) vigneti, 3) colture con spazi naturali, 4) prati stabili, 5) seminativi non irrigui, 6) seminativi irrigui, 7) oliveti, 8) colture annuali e permanenti, 9) frutteti;

SVE: 1) mosaico di coltivazioni, 2) oliveti, 3) vigneti, 4) seminativi irrigui, 5) colture alternate con vegetazione naturale, 6) seminativi non irrigui, 7) colture annuali e permanenti, 8) prati stabili, 9) frutteti;

MPP: 1) mosaico di coltivazioni, 2) seminativi non irrigui, 3) colture alternate con vegetazione naturale, 4) oliveti, 5) frutteti, 6) seminativi irrigui, 7) colture annuali e permanenti, 8) vigneti, 9) prati stabili;

MPT: 1) seminativi non irrigui, 2) colture con spazi naturali, 3) mosaico colturale, 4) vigneti, 5) prati stabili, 6) frutteti, 7) oliveti, 8) seminativi irrigui, 9) colture annuali e permanenti;

NID: 1) colture con spazi naturali, 2) prati stabili, 3) mosaico colturale e seminativi non irrigui, 4) vigneti, 5) oliveti, 6) seminativi irrigui, 7) colture annuali e permanenti, 8) frutteti;

Nel dettaglio, in corrispondenza delle fasi autunnali iniziali viene raggiunto il livello minimo di preferenza nei confronti degli oliveti. Il gradimento verso questa tipologia aumenta quindi sino allo SVE, dove viene raggiunto il picco positivo annuale, per poi calare progressivamente sino alla NID, dove la selezione risulta solo di poco superiore a quanto registrato durante la MAP. Questo andamento annuale risulta coerente con il periodo di potenziale disponibilità delle olive mature, e conferma l'efficacia del metodo nel descrivere la variabilità stagionale nell'utilizzo degli habitat disponibili su scala nazionale, quale strumento di valutazione e gestione ambientale.

Bibliografia - Loiselle BA, Blake JG 1990. *Studies in Avian Biology* 13: 91-103 • Macchio S. *et al.* 2002. *Biol. Cons. Fauna* 110: 1-596 • Poiani KA, Richter BD 1999. *Functional Landscapes and the Conservation of Biodiversity. Working Papers in Conservation Science* 1. Arlington, VA: The Nature Conservancy.

Censimento di passeri e storni mediante l'utilizzo del metodo Distance Sampling

FRANCESCO MEZZAVILLA, KATIA BETTIOL, SAVERIO LOMBARDO, ANDREA BARBON

Associazione Faunisti Veneti, c/o Museo Civico di Storia Naturale, S. Croce 1730, I-30135 Venezia (f.mezza@libero.it)

La passera d'Italia *Passer italiae*, la passera mattugia *Passer montanus* e lo storno *Sturnus vulgaris* sono tre specie la cui abbondanza nel territorio nazionale è quasi del tutto sconosciuta. Spesso sono state fatte stime di popolazione non fondate su campionamenti statistici; soltanto nell'Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia (Fornasari *et al.* 1992) si è ottenuta una stima degli individui svernanti mediante l'impiego del metodo dei punti di ascolto.

Mancando informazioni quantitative affidabili appare quindi difficile definire lo status delle popolazioni italiane di queste tre specie; nel contempo però arrivano diversi segnali di allarme che evidenziano un netto declino in molti paesi d'Europa. In particolare in Inghilterra ed in Germania i censimenti hanno messo in luce un forte calo, imputabile soprattutto alle modificazioni delle aree agrarie ed al grado di inquinamento delle città (Mitschke *et al.* 2000, Aebischer *et al.* 2000, Vickery *et al.* 2004). Per ovviare in parte a queste carenze, nell'anno 2004 è stato realizzato un censimento con il quale si è tentato di quantificare l'abbondanza di queste specie.

Area di studio e metodi - È stato considerato il territorio della provincia di Treviso posto al di sotto dei 200 m s.l.m. In particolare sono state indagate tre tipologie ambientali: i) SAU (superficie agricola utilizzata, 138500 ha) dominata da seminativi, vigneti, frutteti, prati permanenti, ii) aree di rispetto venatorio attorno le strade comunali (A.R.s.com., 126 500 ha), iii) aree urbanizzate (A.urb., 22500 ha). Si tratta di tre ambienti che rappresentano buona parte dell'habitat delle specie studiate.

Il censimento è stato svolto applicando il metodo dei transetti lineari con rilevamento della distanza "Distance Sampling" (Buckland *et al.* 2001). Sono stati individuati 80 transetti, lunghi 500 m, di cui 40 ricadenti entro la SAU, 20 nelle aree di rispetto delle strade comunali e 20 nelle aree urbanizzate. Sono state svolte due campagne di monitoraggio, nei mesi di maggio e di novembre. Il metodo è stato applicato secondo le indicazioni fornite da Buckland *et al.* (2001);

in particolare: i singoli individui o i gruppi di uccelli sono stati contati nel loro punto di osservazione iniziale, la distanza perpendicolare rispetto al transetto è stata misurata con un telemetro (Leica LRF 900), le osservazioni dubbie non sono state considerate, i transetti sono stati scelti sufficientemente distanti tra loro da evitare doppi conteggi. I dati sono stati elaborati mediante il software Distance 3.5 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>).

Risultati e discussione - In maggio e in novembre sono stati contati rispettivamente 1428 e 1182 individui di passera d'Italia, 80 e 97 di passera mattugia, 338 e 832 di storno (tot. 3957). Dal confronto dei dati raccolti nei due mesi, si è rilevata una differenza significativa solo per lo storno (Mann-Whitney U-test, $z = 3.02$, $P < 0.05$) mentre il numero di passeri contati è parso più stabile (*P. italiae*, $z = 0.15$, $P > 0.05$, *P. montanus*, $z = 1.39$, $P > 0.05$). Analogo risultato è stato ottenuto anche con l'applicazione del metodo Distance che ha permesso di stimare le densità riportate in Tab. 1.

Le densità della passera d'Italia sono risultate piuttosto elevate nelle aree antropizzate e simili nei due periodi. La passera mattugia ha evidenziato sempre densità molto basse ed una presenza legata quasi esclusivamente alle aree agrarie. Lo storno ha manifestato una densità maggiore nelle aree coltivate e in quelle urbane dove nidifica, trova ricovero e risorse trofiche; l'incremento autunnale è più evidente nelle aree antropizzate.

Ringraziamenti - L'Amministrazione provinciale di Treviso ha promosso e finanziato le indagini.

Bibliografia - Aebischer NJ *et al.* 2000. Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds, BOU • Buckland ST *et al.* 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press • Fornasari L *et al.* (Red.) 1992. Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia. Regione Lombardia, Università di Milano • Mitschke A *et al.* 2000. Vogelwelt 121: 155-164 • Vickery J *et al.* 2004. Ibis 146 (suppl.).

Tabella 1 – Stime delle densità (ind./ha). *Analisi non eseguibile dal software per scarsità di dati raccolti, tra parentesi si riporta il Coefficiente di Variazione.

Tipologie ambientali	passera d'Italia		passera mattugia		storno	
	maggio	novembre	maggio	novembre	maggio	novembre
SAU	0.94 (0.15)	0.59 (0.28)	0.91 (0.35)	0.17 (0.47)	1.31 (0.25)	0.21 (0.27)
A.R.s.com	5.75 (0.10)	6.29 (0.19)	*	*	0.18 (0.27)	0.55 (0.21)
A.urb.	6.66 (0.13)	6.66 (0.14)	*	*	1.08 (0.23)	1.68 (0.31)

Una mailing list come ausilio di ricerca ornitologica? Un'indagine retrospettiva in provincia di Verona

MAURIZIO SIGHELE

Via Lungolori 5a, I-37127 Verona (maudoc@maudoc.com)

L'avvento di internet ed in particolare di *mailing list* come EBN Italia, oltre a permettere agli appassionati di sapere in tempo reale quali siano le specie presenti nel proprio territorio, consente di conoscere cosa è stato visto in un determinato lasso di tempo in una data zona con tempi molto più brevi da quelli richiesti per un'eventuale pubblicazione scientifica. Indagare se questi dati siano esaustivi e se ciò valga anche in caso di una rete locale è lo scopo di questa ricerca.

Area di studio e metodi - Con l'istituzione della *mailing list* locale denominata Verona birdwatching (VR BW) si è avuta la possibilità di avere a disposizione dati ornitologici numerosi ed aggiornati sull'intero territorio provinciale. È stata effettuata una ricerca retrospettiva delle segnalazioni inviate a VR BW finalizzata a redigere una check-list provinciale aggiornata ed eventualmente a suggerire un calendario fenologico locale.

Sono stati considerati i messaggi apparsi su VR BW dal 4.11.01 (nascita della lista) al 31.3.05, per un periodo quindi di circa 3 anni e mezzo (41 mesi). I messaggi inviati sono stati oltre 1200, con una media di quasi 30 ogni mese. I birdwatcher e gli ornitologi che hanno mandato segnalazioni alla lista sono 31, a cui vanno aggiunti altri 18 osservatori che hanno inviato notizie in modo indiretto, non essendo forniti di collegamento internet. Tutte le segnalazioni sono state divise per mese. Per ognuno dei mesi considerati è stato assegnato valore 1 qualora la specie fosse stata osservata, 0 in caso contrario, per cui, riunendo gli anni, ogni mese ha assunto un valore tra 0 e 3 o tra 0 e 4 (calcolando che oltre a tre anni completi sono stati considerati due anni in modo parziale).

Risultati e discussione - Le specie segnalate sono state 241, oltre a 2 sottospecie (*Passer domesticus domesticus* e *Corvus corone corone*) e a 8 specie aufughe. Il totale di 241 si avvicina a quello di 247 specie ornitiche da ritenere regolari per il territorio veronese (Sighele 2004). Le sole differenze consistono nell'assenza di segnalazioni di alcuni rapaci notturni (*Tyto alba*, *Bubo bubo*, *Aegolius funereus*) e di una specie piuttosto elusiva come *Bonasa bonasia*.

Per quanto riguarda la possibile stesura di un calendario fenologico, la *mailing list* sembra fornire dati sovrapponibili ai pochi dati bibliografici locali (De Franceschi 1991) e a quelli nazionali (Dall'Antonia *et al.* 1996, Licheri e Spina

2002, Spina e Licheri 2003), con l'eccezione, anche in questo caso, dei rapaci notturni (*Strix aluco*, *Athene noctua*, *Otus scops*, *Asio otus*) e dei Galliformi (*Tetrao tetrix*, *Alectoris graeca*, *Perdix perdix*), a cui vanno aggiunte specie ornitiche molto localizzate come *Accipiter gentilis*, *Dryocopus martius*, *Calandrella brachydactyla*, *Cinclus cinclus*, *Locustella luscinioides*, *Sylvia nisoria*, *S. curruca*, *Panurus biarmicus*.

La specie che è stata osservata in modo più costante è stata *Buteo buteo* (in 40 dei 41 mesi di ricerca), seguita da *Anas platyrhynchos*, *Larus michahellis*, e *Corvus c. cornix* (38/41). È da rilevare che uccelli che non nidificano nel veronese come *Larus ridibundus* e *Aythya fuligula* (33/41) sono stati segnalati in misura maggiore di altri tipicamente presenti tutto l'anno come *Turdus merula* (32/41) o *Passer d. italiae* (30/41). Una ricerca finalizzata avrebbe sicuramente stimolato gli osservatori a segnalare maggiormente tutto quanto avessero osservato, mentre di solito sono riferite solo le specie ritenute più rilevanti; tuttavia, un periodo di oltre 40 mesi mette al riparo da questo tipo di difetto per le specie più comuni, che sussiste invece solo per quelle che frequentano habitat particolari come l'ambiente alpino o le specie notturne.

Talora è ritenuto dubbioso l'uso scientifico delle segnalazioni non verificabili come quelle provenienti da una *mailing list*. In realtà questo problema per la ricerca che ho portato a termine non sembra porsi: le osservazioni, proprio perché in tempo praticamente reale, sono spesso verificabili; le specie "difficili" sono poche e le relative segnalazioni sono state sempre verificate. Infine, negli oltre tre anni e mezzo di vita della lista, gli osservatori meno esperti si sono sempre dimostrati disponibili al confronto e quindi aperti ad eventuali critiche e correzioni. Per quanto esposto è quindi possibile considerare una *mailing list* locale come un valido ausilio per poter redigere, nell'arco di tre anni, un elenco dell'avifauna per una data zona e come osservatorio fenologico per una parte delle specie, con l'eccezione di quelle che richiedono ricerca specifica.

Bibliografia - Dall'Antonia P *et al.* 1996. Ric Biol Selvaggina 98: 1-72 • De Franceschi P 1991. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona 9 • Licheri D, Spina F 2002. Biol. Cons. Fauna 112: 1-208 • Sighele M 2004. Web: www.maudoc.com • Spina F, Licheri D 2003. Biol. Cons. Fauna 113: 1-180.

Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione di habitat

GUIDO TELLINI FLORENZANO¹, LIA BUVOLI², MARIA FILOMENA CALIENDO³, FRANCO RIZZOLLI⁴, LORENZO FORNASARI⁵

¹ Dipartimento di Biotecnologie Agrarie, Università di Firenze, via G. Borghi 70, I-52011 Bibbiena (AR) (tellini@dream-italia.it); ² Fauna-Viva, viale Sarca 78, I-20125 Milano; ³ Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli, via Mezzocannone 8, I-80134 Napoli; ⁴ Museo Tridentino di Scienze Naturali, via Calepina 14, I-38100 Trento; ⁵ DISAT, Università Milano Bicocca, piazza della Scienza 1, I-20126 Milano

Disporre di informazioni sull'ecologia delle specie a vasta scala è utile sia da un punto di vista teorico sia da un punto di vista applicativo. Essendo la selezione di habitat, per ciascuna specie, variabile tra zone diverse (Fasola 1985), risulta spesso impossibile estendere i risultati ottenuti per aree ristrette, né è spesso possibile inquadrare tali risultati in un contesto più ampio (Chamberlain *et al.* 2004). Per questi motivi, potendo disporre di informazioni riguardanti tutto il territorio nazionale, abbiamo provato a verificare la risposta a due fattori ambientali delle specie più diffuse, con l'intendimento di fornire uno strumento oggettivo di valutazione ecologica delle specie.

Area di studio e metodi - I dati raccolti riguardano l'intero territorio nazionale italiano, isole maggiori comprese. Alcuni dei dati riguardano anche isole minori (Arcipelago Toscano).

Abbiamo usato per le analisi parte dei dati del progetto MITO2000 (Fornasari *et al.* 2003), progetto che prevede stazioni puntiformi di ascolto, distribuite su tutto il territorio nazionale. Il rilievo prevede anche la raccolta di informazioni ambientali, secondo la codifica CORINE. I dati utilizzati riguardano 18329 punti (anni 2000-2003), per i quali, oltre ai dati ornitici, erano disponibili le informazioni ambientali. Le analisi presentate riguardano le specie rinvenute in almeno 50 punti ($N = 138$). A scopo sperimentale abbiamo selezionato due variabili: "boschi" (BO), corrispondenti a tutti i codici 3.1 CORINE; e "aree urbanizzate" (UR), corrispondenti a tutti i codici 1 CORINE. Per ciascuna delle due variabili (espressa come % di copertura del suolo entro 100 m dal punto), e per ciascuna specie, abbiamo elaborato un semplice modello descrittivo mediante regressione logistica, utilizzando tutti i punti di presenza della specie, posti a confronto con un ugual numero di punti di "non presenza", selezionati casualmente dall'insieme complessivo (Manel *et al.* 2001). Per ciascuna specie, e per ciascun fattore, abbiamo calcolato un indice di preferenza, utilizzando il coefficiente angolare della funzione logistica, (misura che esprime sinteticamente il grado di rispondenza della variabile indipendente, Hosmer e Lemeshow 1989). Questo coefficiente può assumere valori negativi o positivi, indicando selezione negativa o positiva. Per ottenere valori più immediatamente com-

prendibili, abbiamo standardizzato le deviazioni standard del coefficiente.

Risultati e discussione - Per quanto riguarda la variabile BO, 115 specie (su 138) hanno mostrato di rispondere significativamente alla presenza del bosco. Di queste, 73 hanno mostrato selezione negativa, le restanti 42 positiva. I valori dell'indice vanno da -3.125 a $+1.976$. Confrontando questi valori con quanto noto dalla letteratura (sia confrontando descrizioni d'habitat, es. Brichetti e Fracasso 2003, sia modelli ottenuti a livello locale, es. Tellini Florenzano 1996, Ambrosini *et al.* 2002), i risultati sembrano corrispondere bene all'atteso, permettendo di effettuare anche distinzioni relativamente sottili (ad esempio tra i Paridae). Analogamente, per la variabile UR, 116 specie rispondono significativamente; di queste, 91 negativamente, le restanti 25 positivamente. L'indice va da -8.622 a $+0.937$. Anche in questo caso la corrispondenza con i dati di letteratura è buona.

Il metodo proposto, pertanto, sembra permettere di assegnare alle specie un semplice punteggio relativo alla selezione per alcuni fattori ambientali "primari", quali bosco, seminativi, aree urbanizzate, ecc. che potrà essere usato in sede di valutazione oggettiva di specie e comunità, in luogo di valutazioni empiriche o di non sempre disponibili dati direttamente raccolti. Sarà possibile, ad esempio, comparare aree diverse, per valutare oggettivamente il grado di "boscosità" delle comunità presenti e quindi, indirettamente, il loro livello di integrità e di connettività.

Ringraziamenti - Siamo estremamente grati a tutti coloro che hanno reso possibile la creazione di una così complessa e completa banca dati, come quella del progetto MITO2000.

Bibliografia - Ambrosini R *et al.* 2002. *J. Appl. Ecol* 39: 524-534 • Brichetti P, Fracasso G 2003. *Ornitologia italiana*. Alberto Perdisa, Bologna • Chamberlain DE *et al.* 2004. *Agric. Ecosystems Environ*. 101: 1-8 • Fasola M 1985. *Avocetta* 9: 1-60 • Fornasari L *et al.* 2003. *Riv. Ital. Orn.* 72: 103-126 • Hosmer DW, Lemeshow S. 1989. *J. Wiley & Sons*, New York • Manel S *et al.* 2001. *J. Appl. Ecol.* 38: 921-931 • Tellini Florenzano G 1996. *Regione Toscana*, Firenze.

Raggruppamento obiettivo di serie spaziali e temporali di osservazioni ornitiche: esempi di utilizzo e loro efficacia

GUIDO TELLINI FLORENZANO¹, TOMMASO CAMPEDELLI²

¹ Dipartimento di Biotecnologie Agrarie, Università di Firenze, via G. Borghi 70, I-52011 Bibbiena (AR) (tellini@dream-italia.it); ² WWF Toscana, via S. Anna 3, I-50129 Firenze

L'utilizzo di metodi di raggruppamento e classificazione mediante tecniche oggettive, quali la *cluster analysis*, molto diffuso in fitosociologia, biologia marina, ed in altri settori di indagine sulle comunità viventi, è poco utilizzato in ornitologia (ma cfr. Pasinelli *et al.* 2001). In questo settore l'individuazione dei gruppi (spaziali o temporali) di osservazioni è generalmente affidata a criteri empirici. Presentiamo tre esempi di raggruppamento spaziale o temporale di dati ornitici mediante *cluster analysis*, commentandone l'efficienza e l'applicabilità generale.

Area di studio e metodi - I tre esempi presentati si riferiscono al Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi ("caso A"; cfr. Tellini Florenzano 2004), al comune di Capolona (AR; "caso B"; cfr. Lapini e Tellini Florenzano 2001) e all'invaso di Castelnuovo dei Sabbioni (Cavriglia, Arezzo; "caso C"; cfr. Campedelli 2003).

Le matrici analizzate comprendono, per il caso A, 175 stazioni puntiformi d'ascolto, visitate due volte all'anno per nove anni (180' di osservazione/stazione); per il caso B, 98 stazioni puntiformi d'ascolto, visitate due volte in un solo anno (30' di osservazione/stazione); per il caso C, 50 sessioni di censimento completo dell'avifauna acquatica, svolti in ogni stagione, nel corso di un biennio. In tutti e tre i casi abbiamo utilizzato tutti i dati raccolti, senza selezionare in alcun modo le specie. Per i dati di abbondanza abbiamo effettuato la trasformazione in $\log(x+1)$. Le classificazioni sono state effettuate mediante *cluster analysis*, con il metodo di Ward (1963), raccomandato per analisi di comunità (McCune e Grace 2002), applicato alle distanze euclidee. Il numero ottimale di cluster è stato individuato mediante analisi delle "specie indicatrici" (Dufréne e Legendre 1997).

Risultati e discussione - Nel caso A sono stati individuati sei gruppi di stazioni, che identificano sei tipologie di paesaggio ben riconoscibili sia da un punto di vista spaziale (le stazioni sono coerentemente raggruppate), sia ambientale (es. faggeta, mosaici di praterie montane, ecc.). Analizzando le tendenze demografiche delle specie a livello di gruppo, si

evidenziano tendenze differenziate, con specie che aumentano in alcuni sistemi, mentre diminuiscono in altri. Anche nel caso B, dove si individuano due gruppi di stazioni, il metodo pare in grado di identificare sistemi di paesaggio coerenti e riconoscibili (mosaico agrario "aperto" e "chiuso"). Nel caso C il metodo permette di individuare quattro "stagioni ornitologiche" (inverno, migrazione, nidificazione, dispersione post-nuziale). Le "stagioni" sono coerenti (ovvero i gruppi sono contigui nel tempo), e l'analisi comparata delle due annate conferma il pattern generale, con interessanti spostamenti collegabili a differenti andamenti meteorologici.

In tutti e tre i casi esaminati, il metodo è stato pertanto in grado di individuare raggruppamenti spaziali o temporali di significato ecologico/spaziale o cronologico coerente con le conoscenze disponibili. Rispetto ad un'individuazione empirica questo metodo permette di individuare gruppi coerenti anche in sistemi ambientali complessi, dove la percezione dei limiti è incerta, permettendo di stratificare i campioni e quindi di analizzare con maggior dettaglio processi e pattern. Nel caso delle "stagioni ornitologiche" il metodo risulta sensibile a variazioni interannuali, consentendo comparazioni più efficaci. Sulla scorta di alcune analisi preliminari (qui non presentate) sembra necessario, per utilizzare efficacemente questa procedura, disporre di unità campionarie sufficientemente rappresentative, ad esempio stazioni d'ascolto ripetute nel tempo ed aventi sufficiente durata, altrimenti il "rumore di fondo" della fluttuazione campionaria maschera i risultati. Se questi requisiti sono soddisfatti metodi di questo tipo appaiono assai efficaci anche in campo ornitologico.

Bibliografia - Campedelli T 2003. Tesi di Laurea, Università di Firenze • Dufréne M, Legendre P 1997. Ecol. Monogr. 67: 345-366 • Lapini L, Tellini Florenzano G 2001. Avocetta 25: 82 • McCune B, Grace JB 2002. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon USA • Pasinelli G *et al.* 2001. Global Ecol. Biogeogr. 10: 261-274 • Tellini Florenzano G 2004. Ital. J. Zool. 71: 317-324 • Ward JH 1963. J. Amer. Statist. Assoc. 58: 236-244.

La comunità ornitica di un bosco di rovere della Toscana

GUIDO TELLINI FLORENZANO

DREAM Italia, via dei Guazzi 31, I-52013 Poppi (AR) (tellini@dream-italia.it)

La conoscenza di base delle comunità di uccelli nidificanti nei sistemi ambientali è un requisito necessario per svolgere considerazioni ed analisi a scala vasta. A questo scopo sarebbero necessarie informazioni di carattere assoluto sulla composizione specifica, sulla struttura, ma soprattutto sulle densità effettive presenti. L'esecuzione di censimenti assoluti di uccelli nidificanti è una procedura complessa e onerosa, e pertanto poco praticata nel nostro paese. In particolare, sarebbe estremamente interessante disporre di informazioni confrontabili sulle comunità ornitiche presenti negli ambienti forestali. A questo riguardo, per i querceti dell'Italia centrale, esistono lavori di tipo semiquantitativo (cfr. Bernoni *et al.* 1985, 1989, Velatta 1992, Furlani 1995), ed alcuni censimenti per mappaggio (Fratellini e Sarrocco 1984, Pandolfi e Taferna 1991), che permettono solo un inquadramento generale di questi boschi, la cui diffusione ed importanza è notevole, anche alla luce dei cambiamenti che, almeno in alcune aree, stanno avvenendo (Papi *et al.* 1997).

Area di studio e metodi - Il bosco di Sargiano è un piccolo (10.53 ha) bosco di rovere (Vicini 1999), governato a ceduo fino a circa 30-40 anni fa, ed oggi in fase di evoluzione ed invecchiamento (con presenza di numerosi alberi morti o senescenti); situato nelle colline intorno ad Arezzo (300-400 m s.l.m., su un versante esposto a N), è inserito in un mosaico collinare di oliveti, coltivi, pinete. La comunità ornitica è stata censita con il metodo del mappaggio (Bibby *et al.* 2000), effettuando dieci uscite da aprile a giugno 2004.

Risultati e discussione - In Tab. 1 sono riportati i risultati del censimento. La densità complessiva appare rilevante e generalmente più alta di quella di altri boschi italiani ed europei, ma simile a quella riscontrata in situazioni suburbane (Fratellini e Sarrocco 1984). A differenza di quanto rilevato

in queste, però, la gran parte delle specie nidificanti a Sargiano è formata da uccelli forestali, mentre marginale è il contributo delle specie sinantropiche e dei coltivi. È da rilevare in particolare la presenza e l'elevata densità di entità specializzate per boschi maturi. Questa situazione sembra dipendere da numerosi fattori, tra i quali: 1) localizzazione del bosco in un paesaggio estremamente diversificato; 2) grado limitato di disturbo nell'area, che è interdotta al pubblico; 3) sviluppo in età del bosco, con notevole presenza di alberi morti o deperienti; 4) notevole sviluppo in senso verticale della vegetazione; 5) situazione favorevole del bosco da un punto di vista mesoclimatico.

Indagini di questo tipo, oltre ad avere significato conoscitivo locale, se effettuate in differenti situazioni ambientali, permetterebbero di individuare, a scala vasta, i pattern di densità delle specie ornitiche, che sembrano variare in modo cospicuo anche in sistemi ambientali apparentemente simili tra loro. Queste indagini fornirebbero pertanto elementi, non desumibili da censimenti relativi (stazioni d'ascolto, transetti), per la comprensione delle relazioni tra caratteristiche dei boschi (intrinseche ed estrinseche) e comunità di uccelli.

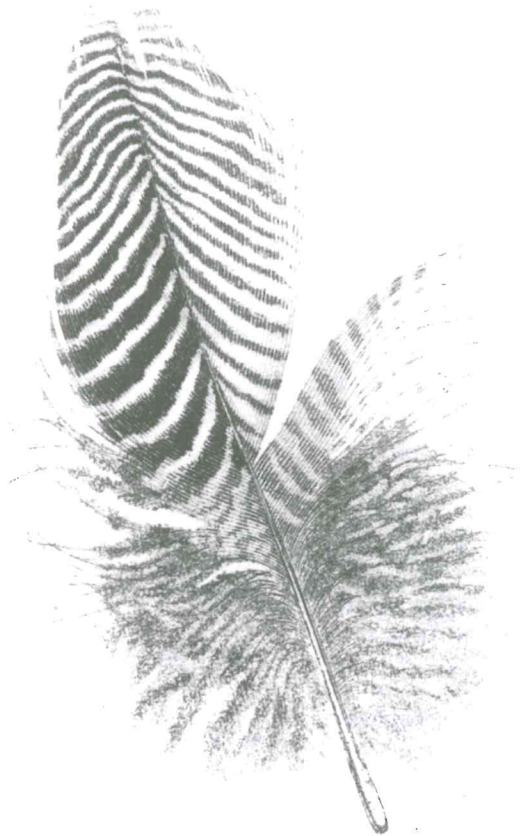
Ringraziamenti - Sono grato al Comune di Arezzo (in particolare ai dott. F. Puleri e E. Borghi), per il finanziamento di questa ricerca.

Bibliografia - Bernoni M *et al.* 1985. Atti III Conv. Ital. Orn: 147-148 • Bernoni M *et al.* 1989. Riv. Ital. Orn. 59: 223-228 • Bibby CJ *et al.* 2000. Academic Press, London • Fratellini F, Sarrocco S 1984. Avocetta 8: 91-98 • Furlani M 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 22: 637-639 • Pandolfi M, Taferna G 1991. Suppl Ric. Biol. Selvaggina 16: 375-378 • Papi R *et al.* 1997. Avocetta 21: 129 • Velatta F 1992. Riv. Ital. Orn. 62: 145-152 • Vicini D 1999. Monti e Boschi 1: 12-15.

Tabella 1 – Risultati del censimento con il metodo del mappaggio.

Specie	Totale territori	Specie	Totale territori
Pettirosso <i>Erithacus rubecula</i>	19.0	Picchio verde <i>Picus viridis</i>	2.0
Capinera <i>Sylvia atricapilla</i>	12.0	Picchio rosso minore <i>Dendrocopos minor</i>	1.5
Cinciarella <i>Parus caeruleus</i>	11.5	Cincia bigia <i>Parus palustris</i>	1.5
Cinciallegra <i>Parus major</i>	9.5	Ghiandaia <i>Garrulus glandarius</i>	1.5
Scricciolo <i>Troglodytes troglodytes</i>	9.0	Colombaccio <i>Columba palumbus</i>	1.0
Fiorrancino <i>Regulus ignicapilla</i>	9.0	Picchio rosso maggiore <i>Dendrocopos major</i>	1.0
Merlo <i>Turdus merula</i>	7.5	Codibugnolo <i>Aegithalos caudatus</i>	1.0
Fringuello <i>Fringilla coelebs</i>	7.0	Passero solitario <i>Monticola solitarius</i>	0.5
Picchio muratore <i>Sitta europaea</i>	6.0	Occhiocotto <i>Sylvia melanocephala</i>	0.5
Rampichino <i>Certhia brachydactyla</i>	5.0	Zigolo nero <i>Emberiza cirulus</i>	0.5

*Nuove frontiere
nell'identificazione degli uccelli*



91
15/05/05

Identificazione di gabbiano reale *Larus michahellis*, gabbiano pontico *Larus cachinnans* e gabbiano nordico *Larus argentatus* in Italia

MENOTTI PASSARELLA

Via E. Paesanti 14, I- 44020 Gorino (FE) (info@birdingitaly.com)

Fino ad una decina di anni fa le conoscenze sui gabbiani affini a *Larus argentatus* erano lacunose, in Italia come nel resto d'Europa. Ad esempio, i taxa *michahellis* e *cachinnans* erano ritenuti indistinguibili sul campo e considerati appartenenti alla stessa specie, da alcuni autori distinta da *argentatus*, ma da altri ivi ricompresa.

Area di studio e metodi - Nel 1997-2004 ho raccolto dati, effettuato ricerche bibliografiche ed ottenuto informazioni inedite, riferibili soprattutto all'Italia nord-orientale, per stabilire status, fenologia e caratteri distintivi di gabbiano reale *Larus michahellis*, gabbiano nordico *Larus argentatus* e gabbiano pontico *Larus cachinnans*. I risultati relativi a status e fenologia sono stati recentemente presentati (Passarella 2005), mentre in questa sede vengono affrontati i caratteri distintivi. Durante le uscite nel periodo di studio sono stati raccolti appunti e materiale fotografico che, uniti al confronto con le recenti acquisizioni bibliografiche (cfr. Olsen e Larsson 2004), hanno permesso di ricavare informazioni utili al riconoscimento sul campo delle tre specie.

Risultati e discussione - In Italia possono essere osservate tutte e tre le specie, ma un primo aiuto all'identificazione viene dalla fenologia, infatti, mentre il gabbiano reale è specie abbondante tutto l'anno in Italia in un gran numero di località ed ambienti, le altre due specie sono prettamente invernali, e praticamente assenti durante i mesi più caldi (Passarella 2005).

Adulti e immaturi. Come secondo criterio è da considerare la muta, che nelle tre specie si presenta in periodi diversi (per quanto in parte sovrapposti), col g. reale che assume per primo l'abito invernale ed il g. nordico per ultimo. Questo è un carattere da tenere in debito conto al fine del riconoscimento degli adulti, così come si deve tenere in considerazione che con la muta a fine estate, e per un periodo relativamente breve, il g. reale adulto assume un abito caratterizzato da striature talvolta molto evidenti come nel g. nordico. Per contro, il g. pontico non presenta mai striature pesanti sulla testa nemmeno in abiti da immaturo, ed in tutti gli abiti dalla fine dell'estate presenta invece un caratteristico semi-collare posteriore costituito da gocciolature scure che poi tende a scomparire per abrasione.

Sempre negli adulti, sono di grande aiuto le parti nude, con i g. reali sempre con zampe di tonalità gialle, mentre G. pontico e g. nordico le presentano di norma con tonalità rosa-grigio, con l'eccezione di una parte dei g. nordici con le caratteristiche zampe giallastre della forma "omissus". L'occhio, negli adulti, è di norma giallastro nel g. reale, biancastro nel g. nordico e scuro nel g. pontico, mentre il becco si

presenta in inverno abbastanza simile nella colorazione nelle tre specie, benchè di solito il g. reale presenti colori più vivi.

Le tonalità del mantello, per quanto vadano attentamente valutate, possono variare in modo evidente nel g. nordico (cfr. Olsen e Larsson 2004), con individui in prevalenza più chiari rispetto al g. reale, ma altri, osservati anche in Italia, con mantello analogo a quello del g. reale o addirittura più scuri. Le tonalità del mantello del g. reale, che possiamo definire "grigio medio" non presentano invece variazioni apprezzabili fra individui in tutto l'areale italiano e sono simili a quelle del g. pontico.

Il disegno formato dal bianco e dal nero delle cinque primarie esterne delle tre specie è un carattere fondamentale per il riconoscimento: il g. reale presenta la maggior estensione di zone nere, mentre il g. pontico la maggior estensione del bianco, con pochissimi casi di sovrapposizione

L'aspetto generale può essere utile una volta che si è acquisita una buona esperienza nell'osservazione di questi uccelli sia per riconoscere gli adulti sia gli immaturi, col g. reale il più elegante e bilanciato, che presenta petto arrotondato come il g. nordico. Per contro il g. pontico può molto spesso essere riconosciuto per il suo petto angolato, oltre che per le sue zampe lunghe e sottili, becco e testa affusolati e ali che spesso puntano verso il basso. Il g. nordico è spesso tozzo e compatto, con zampe robuste e corte.

Giovani/Primo inverno. Nell'abito del primo inverno, il G. nordico presenta sempre tonalità marroni non contrastate e talvolta un aspetto da juv. per via dell'assenza di muta, mentre g. reale e g. pontico, in condizioni normali, mutano sempre e presentano contrasto fra le parti mutate del mantello, grigiastre, e le copritrici marroni non mutate. Sempre in quest'abito, queste ultime due specie possono essere distinte fra loro dalle terziarie (sempre con evidenti bordi biancastri nel g. pontico) dalle copritrici (con disegni a barre ben definite nel g. pontico) e talvolta dal mantello, spesso più contrastato nel g. reale e con disegni più evidenti.

Ringraziamenti - Hanno reso possibile questo studio, a vario titolo, Giovanni Arveda, Maurizio Azzolini, Marco Basso, Nicola Baccetti, J. Betleja, Pierandrea Brichetti, Adriano de Favari, M. Faber, Alessio Farioli, Ugo Foscolo Foschi, Torben-Bach Fredriksen, Carlo Guzzon, R. Klein, Kajetan Kravos, Ariele Magnani, G. Neubauer, Angelo Nitti, Mario Pedrelli, Paolo Ronconi, Luca Sattin, Stefano Sava, Michele Scaffidi, Sergio Scebba, Cecilia Soldatini, Karol Tabarelli de Fatis, Adriano Talamelli, Roberto Tinarelli, Paolo Utmar e l'INFS.

Bibliografia - Olsen KM, Larsson H 2004. Gulls. Helm, London • Passarella M 2005. Atti Convegno "Avifauna acquatica: esperienze a confronto", Comacchio 2004: 100-109.

Quando la voce è tutto: l'identificazione delle sottospecie di sterpazzolina *Sylvia cantillans*

MATTIA BRAMBILLA, FRANCA GUIDALI

Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26, I-20133 Milano (mattia.brambilla@unimi.it)

La sterpazzolina *Sylvia cantillans* è una specie politipica, comprendente quattro sottospecie. Due di queste sono ben differenziate dalla forma nominale, e la loro tassonomia è tuttora oggetto di studio. Il carattere più importante per la distinzione di questi taxa è rappresentato dal verso di contatto/allarme, ben diverso tra le sottospecie (Shirihai *et al.* 2001). Femmine e giovani, infatti, sono quasi indistinguibili a livello sottospecifico, ad eccezione del verso di contatto. Con questo contributo vogliamo evidenziare potenzialità e limiti dell'utilizzo delle vocalizzazioni nell'identificazione sottospecifica delle sterpazzoline.

Area di studio e metodi - Durante uno studio più articolato sulla specie, abbiamo prestato particolare attenzione alle differenze delle vocalizzazioni (in particolare, dei versi di contatto) tra *S. c. cantillans* (Europa mediterranea occidentale), *S. c. moltonii* (Sardegna, Corsica, Italia centro-settentrionale; Festari *et al.* 2002) e *S. c. albistriata* (Europa mediterranea orientale). I tipici versi di contatto possono essere così riassunti: *cantillans* "tcec" (simile a *S. curruca*), *albistriata* "tret" (solitamente ripetuto due volte) e *moltonii* "trrrr" (simile al verso di *Troglodytes troglodytes*). Abbiamo considerato individui nidificanti delle tre sottospecie nelle seguenti aree: Piemonte, Lombardia, Emilia Romagna, Toscana, Marche, Puglia, Croazia. Nella maggior parte delle aree italiane visitate abbiamo registrato (microfono Shure SM89 e registratore DAT Sony TCD-D100) versi di contatto e canti di *S. c. cantillans* e *S. c. moltonii* (complessivamente circa 80 individui) e ricavato i relativi sonogrammi.

Risultati e discussione - Il verso di contatto è risultato sempre l'elemento più sicuro per l'identificazione sottospecifica. Infatti, femmine e giovani, sovente non identificabili in base a caratteri morfologici, sono stati attribuiti ad una particolare sottospecie grazie al verso di contatto. L'attribuzione ad una data sottospecie in base alla colorazione dei maschi adulti osservati in buone condizioni di luce è sempre stata coerente con quella basata sul verso di contatto. Individui maschi apparentemente intermedi tra *S. c. cantillans* e *S. c. albistriata* (Croazia) emettevano in proporzioni simili i versi

di contatto di entrambe le sottospecie e potrebbero quindi rappresentare degli ibridi (o back-crosses o individui intermedi) tra le due forme.

Ad eccezione di questi individui (complessivamente una ventina), non abbiamo mai udito versi di contatto/allarme intermedi tra i tre tipici sopra descritti, nemmeno in condizioni di sympatria. Ciò fa ritenere che essi possano costituire un metodo abbastanza sicuro per identificare le diverse sottospecie.

Potenziali fonti di errore sono rappresentate da versi di allarme utilizzati in particolari condizioni. *S. c. moltonii* può infatti emettere note riproducibili come "tac" o "tec" (generalmente suoni un po' più alti e più secchi del verso di contatto di *cantillans*) al termine di (lunghe) sequenze di "trrrr" oppure di "t-t-t-t". Inoltre, le vocalizzazioni di allarme emesse dagli adulti nei pressi del nido o in presenza di giovani appena involati sono abbastanza simili tra i tre taxa e possono portare ad errate conclusioni; infatti, tutte e tre le sottospecie possono emettere un verso assimilabile ad un "tr-tr-tr" (o "chr-chr-chr") nel primo caso (Shirihai *et al.* 2001 oss. pers.) o ad un "tzrii" o "tzret" ripetuto nel secondo (talvolta non molto dissimile dal richiamo classico di *S. c. albistriata*).

Anche i canti non costituiscono un sicuro metodo per l'identificazione, benché alcune differenze possano essere notate: in generale, il canto di *S. c. moltonii* e di *S. c. albistriata* è più corto e meno complesso di quello della sottospecie nominale; quello di *S. c. moltonii* è generalmente più secco, più veloce, con note più ravvicinate, e talvolta include note simili al verso di contatto; quello di *S. c. albistriata* comprende note tra loro discordanti ed è spesso più simile al canto di *Hippolais polyglotta*. Tuttavia, le variazioni geografiche e individuali sono molto marcate e al momento sembrano tali da non permettere una sicura distinzione qualitativa tra i canti. Pertanto, si consiglia di fare sempre affidamento al verso di contatto/allarme, facendo però attenzione a non considerare l'allarme emesso dagli adulti nei pressi del nido o in presenza di giovani appena involati.

Bibliografia - Festari I *et al.* 2002. Dutch Birding 24: 88-90 • Shirihai H *et al.* 2001. *Sylvia* warblers. Helm.

Notes on the field identification of adult Heuglin's gulls *Larus [fuscus] heuglini* in Italy

ANDREA CORSO¹, OTTAVIO JANNI²

¹ via Camastra 10, I-96100 Siracusa (voloeerrante@yahoo.it); ² via Monte Muto 29, I-81016 Piedimonte Matese (CE)

Recent advances in the field identification of large gulls have led to greatly increased knowledge on the distribution of previously poorly-known taxa (Garner and Quinn 1997, Rauste 1999, Malling Olsen and Larsson 2003). For example, caspian gull *Larus cachinnans*, unknown in Italy until the 1990's, is now known to be locally fairly common in migration and winter. This note discusses the field identification criteria for Heuglin's gulls in adult plumage observed in Italy since 2001, as an initial step towards establishing the phenology of this species in Italy. Interestingly, Heuglin's gulls *Larus [fuscus] heuglini* observed in Italy seem to show characteristics associated with the easternmost populations of this taxon.

Study area and methods - Studies on the field identification of large gulls were undertaken throughout Italy, with a particular concentration on south-eastern Sicily during the winter months, when large congregations of yellow-legged gulls *Larus michahellis*, lesser black-backed gulls *Larus fuscus* of several subspecies, and *L. cachinnans* can be observed, along with very small numbers of Heuglin's gulls in February 2001 (COI 2004), January 2002, December 2003, and January 2004.

Results and discussion - Heuglin's gulls in Italy can be identified through a combination of plumage, soft part colours, and structural features and moult timing. Structurally, the birds observed by the authors were intermediate in size between *L. michahellis* and *L. fuscus graellsii*, with a slightly more powerful build than the latter, with some individuals showing a more rounded head shape. The legs often looked distinctly longer than those of nearby *L. michahellis* and *L. fuscus*. Soft part colours also differed from those of *L. michahellis* and *L. fuscus*. Most Heuglin's gulls observed in Italy showed dull, grayish-flesh or grayish-pink legs, unlike the generally bright yellow legs of the former two species. Additionally, at a distance most Heuglin's gulls seemed to show dark irides, which upon closer examination proved to be yellow flecked with brown, differing from the typically clear yellow irides of *L. michahellis* and *L. fuscus*.

The two most distinctive plumage features for Heuglin's gulls in Italy were mantle colour and pattern of head streaking. Mantle colour was distinctly darker than that of *L. michahellis*, and slightly but noticeably paler than that of *L. f. graellsii*. The pattern of head streaking was also subtly different from that of typical *L. f. graellsii*, with the streaking (actually small and rather well defined dark spots) being concentrated on the nape, forming a half-necklace. Finally, and perhaps most importantly, the timing of the primary moult provides excellent clues. Heuglin's gulls observed in Italy in December, January, and February all showed active primary moult; individuals observed in the first half of January typically showed p7 or p8 still growing in. *L. michahellis* in southern Italy typically complete their primary moult by the end of October (pers. obs), while a small minority of *L. f. graellsii* can still show active primary moult in December-January.

Several questions emerge from these results. For one thing, some of the characters observed, especially soft-part coloration and mantle colour, are more typical of the eastern populations of Heuglin's gull (so-called 'taymirensis'), whose status in Europe is extremely poorly known. The presence of western populations of Heuglin's gulls in Italy still needs to be ascertained; birds resembling *L. f. graellsii*, but with a moult schedule more typical of Heuglin's gull have been observed in southern Italy, but their identification at this time remains uncertain. Any adult large gull with a mantle darker than *L. michahellis* and delayed primary moult seen in Italy should be closely scrutinised in order to learn more about the identification and occurrence of Heuglin's gull in Italy.

Acknowledgements - Thanks to Lars Jonsson, Hampus Lajon, Hans Larsson, and Michael Sammut with whom we shared some of our observations of Heuglin's gulls in Italy.

References - COI 2004. Avocetta 28: 41-44 • Garner M, Quinn D 1997. Brit. Birds 90: 25-63 • Malling Olsen K, Larsson H 2003. Christopher Helm, London • Rauste V 1999. Limicola 12: 105-128, 153-188.

Valutazione di indici biometrici proposti per l'identificazione di cannaiola verdognola *Acrocephalus palustris* e cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus*

SERGIO FASANO¹, ARIELE MAGNANI², LUCIO CALESINI³, ANDREA GALIMBERTI⁴, LUCIO PANZARIN⁵, MARCO PAVIA⁶

¹ Frazione San Bartolomeo 30, I-12062 Cherasco (CN) (gfasano@tin.it); ² AsOER (Associazione Ornitologi dell'Emilia Romagna), via Repubblica 1101, I-47843 Misano Adriatico (RN); ³ AsOER (Associazione Ornitologi dell'Emilia Romagna), via Piaggia 4, I-47836 Mondaino (RN); ⁴ via G. Puecher 18, I-20050 Sovico (MI); ⁵ via G. Leopardi 5, I-30020 Torre di Mosto (VE); ⁶ Università di Torino, Dipartimento di Scienze della Terra, via Accademia delle Scienze 5, I-10123 Torino

L'identificazione in base alle caratteristiche morfologiche e morfometriche di cannaiola verdognola *Acrocephalus palustris* e cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus* è tutt'altro che semplice ed immediata. A tal fine, nel corso di questi ultimi anni, sono stati proposti numerosi indici biometrici più o meno complessi, che, nel presente lavoro, vengono applicati ad un consistente campione italiano di cannaiole per valutarne l'efficacia nella discriminazione delle due specie durante le attività di inanellamento a scopo scientifico o lo studio di preparati museali.

Area di studio e metodi - Si è utilizzato un set iniziale di 1549 dati inediti raccolti dagli autori, tra il 2001 ed il 2004 durante le migrazioni ed in periodo riproduttivo, in 11 stazioni di inanellamento dislocate in Piemonte, Veneto, Emilia Romagna e Toscana. Ai fini del presente studio sono stati rilevati i seguenti parametri: età, corda massima, becco a cranio, larghezza becco, tarso, piede interno con unghie, piede totale con unghie, proiezione intaccatura seconda remigante primaria (*notch*), lunghezza notch, lunghezza unghia posteriore, larghezza tarso e distanza punta ala-prima secondaria secondo le metodiche descritte da Svensson (1992) e Nisoria 2000. Si è quindi testata la bontà di queste variabili per la determinazione specifica, sia singolarmente che associate in indici. In particolare si sono considerati: i due indici suggeriti da Svensson (1992): lunghezza notch / corda massima e corda massima / becco al cranio; l'indice di Walinder *et al.* 1988: [becco a cranio - (larghezza becco / larghezza tarso)]; l'indice biometrico proposto in Wilson *et al.* 2001: (artiglio post. x lunghezza notch x becco al cranio) / (corda massima x distanza punta ala-prima secondaria x larghezza becco); il metodo di Kelly *et al.* 2001: (lunghezza notch x proiezione notch). Si è inoltre sperimentato un nuovo indice (IFM): (corda massima x distanza punta ala-prima secondaria) / (lunghezza notch x proiezione notch). Per testare la bontà dei singoli metodi proposti e definire i valori soglia utili a distinguere i due gruppi morfologici corrispondenti alle specie in oggetto, si è effettuata la *Linear Discriminant Function Analysis* (LDFA), descritta in dettaglio da Tabachnick e Fidell (1996) e già applicata in questo ambito da Wilson *et al.*

(2001). Tale metodologia ha il vantaggio di non essere influenzata dalla determinazione specifica del singolo soggetto effettuata sul campo, permettendo quindi un'oggettiva valutazione dei parametri considerati.

Risultati e discussione - Nessuna delle variabili morfometriche rilevate, se considerata singolarmente, è risultata utile per la separazione in due gruppi del campione. Analoghi risultati negativi si ottengono valutando i metodi suggeriti da Svensson (1992) e 'Walinder'. Una minore sovrapposizione si ottiene invece applicando 'Wilson', 'Kelly' e IFM; i cui risultati ottenuti sono riportati in Tab. 1, dove vengono indicati, per giovani ed adulti, i valori utili alla separazione dei due gruppi morfologici calcolati mediante LDFA, e la percentuale di individui determinabili attribuibili con certezza applicando tali valori. In base a ciò vediamo quindi come il metodo più affidabile sia 'Wilson', seguito da IFM; 'Kelly' è invece più aleatorio, soprattutto per i giovani. È indubbio però che avendo poco tempo a disposizione per i rilevamenti biometrici, il metodo 'Kelly' possa essere una buona scelta per identificare velocemente soggetti che non ricadano nel range di sovrapposizione; gli individui rimanenti potranno essere determinati applicando uno degli altri metodi. Il vantaggio dell'IFM è di risultare di più facile applicazione rispetto a 'Wilson', in quanto non richiede il rilevamento di biometrie che comportino un elevato margine di errore quali artiglio posteriore e larghezza becco.

Considerando però che nessuno dei metodi sino ad ora proposti permette di determinare la totalità degli individui esaminati si ritiene indispensabile un'ulteriore validazione mediante metodi indipendenti di determinazione, quali ad esempio analisi di popolazioni pure ed indagine genetica.

Bibliografia - Kelly D *et al.* 2001. Ringing & Migration 20: 289-291 • Nisoria 2000. Programma per inanellatori. Ozzano Emilia • Svensson L 1992. Identification Guide to European Passerines. IV ed. Svensson, Stockholm • Tabachnick BG e Fidell LS 1996. Using Multivariate Statistics. Harper Collins, New York • Walinder *et al.* 1988. Ringing & Migration 9: 55-62 • Wilson JD *et al.* 2001. Ringing & Migration 20: 224-232.

Tabella 1 – Valori utili alla determinazione specifica di *Acrocephalus palustris* e *Acrocephalus scirpaceus* calcolati mediante LDFA. Consistenza del campione (N) e percentuali di individui determinabili.

	<i>Acrocephalus palustris</i>		<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		N - % di ind. det.	
	Giovani (età 3)	Adulti (età 4)	Giovani (età 3)	Adulti (età 4)	Giovani (età 3)	Adulti (età 4)
"Wilson"	< 0.20	< 0.22	> 0.21	> 0.24	329 - 96.4%	360 - 97.5%
"Kelly"	< 66	< 83	> 86	> 94	93 - 55.9%	220 - 95.5%
IFM	> 18	> 16	< 16	< 15	64 - 84.4%	141 - 98.6%

Applicazione delle tecniche di analisi di immagine per lo studio e l'identificazione dei piumaggi degli uccelli: una proposta metodologica

PAOLO TARANTO

Via Calvart 10, I-40129 Bologna (raptorbiol@tiscali.it)

La tecnica dell'Analisi di Immagine (AI) consente di misurare parametri metrici, cromatici e morfologici che con altre tecniche sono difficilmente o troppo soggettivamente quantificabili (Taranto 2003). In particolar modo lo studio del colore rappresenta un importante strumento in ornitologia e vari autori si sono impegnati nello sviluppo di tecniche colorimetriche efficienti e oggettive, usando spettrofotometri portatili (Hill 1998) o misurando via software le coordinate RGB sulle immagini digitali (Villafructe et al. 1998, Fenoglio et al. 2003), avvicinandosi quindi alle vere tecniche di AI. Fino ad oggi esiste un solo lavoro con relativo database per l'identificazione microscopica delle penne (Prast et al. 1997) mentre non esistono a livello europeo dei database completi e consultabili per l'identificazione macroscopica delle penne, ma solo lavori parziali (come numero di penne o di specie incluse). Si descrive in questo articolo una delle potenziali applicazioni dell'AI per lo studio e l'identificazione macroscopica dei piumaggi degli uccelli.

Materiali e metodi - Poiché l'AI viene condotta su singole penne, è necessario avere la disponibilità di esemplari morti; la maggior parte delle analisi devono essere dunque eseguite su specie cacciabili o su cadaveri provenienti dai numerosi Centri Recupero Avifauna Selvatica sparsi sul territorio italiano, permettendo così di non sprecare materiale e dati scientifici che altrimenti finirebbero in inceneritore. In quest'ottica ci si propone di realizzare due database (DB1 e DB2) comprendenti una banca-dati fotografica digitale dei piumaggi (DB1) ed un database che raccolga i parametri misurati su ogni singola penna con le tecniche di AI (esempi in Tab. 1 e Fig. 1). Le penne che possono essere analizzate sono quelle del volo (timoniere, remiganti primarie, secondarie e terziarie e copritrici dell'ala) e vengono dunque escluse tutte le piume (petto, dorso, testa, ecc). L'archivio completo comprenderà i piumaggi di diversi individui per ogni popolazione, ssp, sesso e classe di età, e la sua realizzazione sarà possibile con la collaborazione di tutti i colleghi ornitologi. E' inoltre in fase di sviluppo una metodologia che permette di applicare la tecnica dell'AI al piumaggio *in loco* utilizzando fotografie digitali dell'ala intera, della coda, della testa, del dorso e del petto degli uccelli, e dunque utilizzabile anche *in vivo* o su esemplari museali (Eastham et al. 2002).

Risultati e discussione - La creazione dei DB basati sull'AI ha due obiettivi principali: 1) le misurazioni raccolte nel DB2 possono essere importate in software di identificazione dicotomica come il *Linnaeus II* o il *Taxis*, consentendo di giungere all'identificazione macroscopica semi-automatica di qualsiasi penna misurandone solo alcuni o tutti i parametri ed aiutandosi con le immagini digitali del DB1; 2) possono

essere quantificate la variabilità (individuale o popolazionale) e le differenze morfo-cromometriche tra categorie (i.e. tra sessi, tra classi di età, tra popolazioni, tra ssp o tra specie), anche utilizzando metodologie statistiche avanzate quali l'analisi multivariata.

Bibliografia - Bowers DE 1956. *Systematic Zool* 5: 147-160 • Eastham CP et al. 2002. *Biodiv. Conserv.* 11: 305-325 • Hill GF 1998. *J. Field. Orn.* 69: 353-363 • Prast W, Shamoun J 1997. *BRIS* (Cd-Rom) • Selander RK et al. 1964. *Condor* 66: 491-495 • Taranto P 2003. *Avocetta* 27: 137-140 • Villafructe R, Negro JJ 1998. *Ecology Letters* 1: 151-154 • Fenoglio S et al. 2003. *Avocetta* 27: 157.

Tabella 1 – Parametri misurabili su ciascun elemento del piumaggio usando le tecniche di AI.

Parametri metrici

Lunghezza del Calamo e del Rachide
Rapporto di lunghezza Calamo/Rachide
Diametro del Calamo all'attacco col Rachide
Larghezza massima del Vessillo
Punto y di larghezza massima del Vessillo (YLMV)
Perimetro del Vessillo
Area totale del Vessillo (con e senza Rachide incluso)
Indice di Simmetria del Vessillo
Conicità del Calamo-Rachide

Parametri morfologici

Indice di curvatura del Calamo-Rachide
Indice di Rotondità/Allungamento (Vessillo e penna intera)
Centroide
Equazioni di forma

Parametri cromatici

Istogrammi e parametri (Livelli di Grigio, HSB)
Altri parametri colorimetrici
Studio delle aree di colore (Color-Patches)

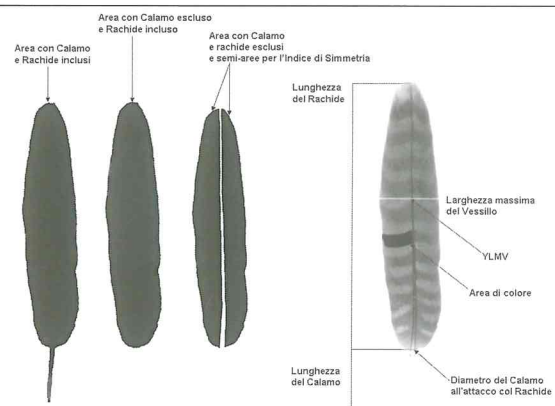


Figura 1 – Rappresentazione grafica di alcuni parametri misurabili sulle penne.

Determinazione del sesso nel merlo acquaiolo *Cinclus cinclus*: confronto fra metodi biometrici e genetici

LUCA GIRAUDO, JAMES BEAUCHAMP

Parco Naturale Alpi Marittime, piazza Regina Elena, 30 I-12010 Valdieri (CN) (parcalma.scientifico@tin.it)

Il merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* è specie politipica, a colorologia Olopaleartica con dimorfismo sessuale su base dimensionale, con i maschi tendenzialmente più grandi delle femmine (Tyler e Ormerod 1994). Tale differenza è percepibile rilevando le biometrie di animali catturati, ma esiste un intervallo di sovrapposizione nei due sessi. Con il presente lavoro ci si propone di contribuire alla determinazione del sesso di una popolazione delle Alpi occidentali, al di fuori del periodo riproduttivo.

Area di studio e metodi - L'area di studio corrisponde a un tratto di circa 6.5 km del torrente Gesso, affluente del fiume Stura di Demonte, interno al territorio del Parco Naturale Alpi Marittime (CN), ad una quota compresa fra i 1650 e i 940 m s.l.m. Dal punto di vista ecologico le acque ricadono nella zona a Salmonidi.

Lo studio è stato condotto con l'uso di reti mist-nets di lunghezza fra 6 e 12 m, a quattro tasche, con maglia di 19 mm, posizionate perpendicolarmente al corso d'acqua; le catture sono state effettuate da giugno 2001 a marzo 2005, nei mesi di marzo, giugno-luglio e novembre, per un totale di 40 uscite e 125 individui catturati, dei quali 64 identificati come maschi, 61 come femmine (sex ratio 1.04). Le misure biometriche dell'ala e il peso sono stati rilevati seguendo il protocollo Euring, con l'uso di righello graduato, terzometro e pesola a molla.

La determinazione del sesso tramite la placca incubatrice è stata possibile su una sola femmina catturata a giugno 2001, ma le proibitive condizioni della corrente in tale periodo dell'anno hanno consigliato lo svolgimento delle catture esclusivamente al di fuori del periodo riproduttivo, cioè quando i due sessi non presentano caratteristiche riconoscibili quali placca incubatrice e protuberanza cloacale. Per tale motivo si è fatto ricorso alla bibliografia, prendendo come riferimento Tasinazzo *et al.* (2000), Svensson (1992), e considerando maschi gli individui con misura della corda massima a partire da 94 mm, femmine con misura inferiore a 92 mm; per gli individui con corda compresa fra 92 e 94 mm si è fatto riferimento a Esteban *et al.* (2000), che indicano come discriminante la funzione $f(x+2y < > 243)$, dove x = peso in gr, y = corda massima in mm. In contemporanea con le catture si è effettuata l'analisi genetica per stabilire il sesso, grazie alla

collaborazione con il dott. F. Hourlay, Università de Liège, Institut de Zoologie, che ha utilizzato il metodo della PCR (Griffiths *et al.* 1998): nel periodo 20/06/01-03/12/04 a 41 individui è stato prelevato un campione di sangue dalla vena tarsale, tramite siringa monouso, miscelato subito con APS buffer; con questo metodo è stato possibile determinare il sesso di 32 individui, 20 maschi e 12 femmine.

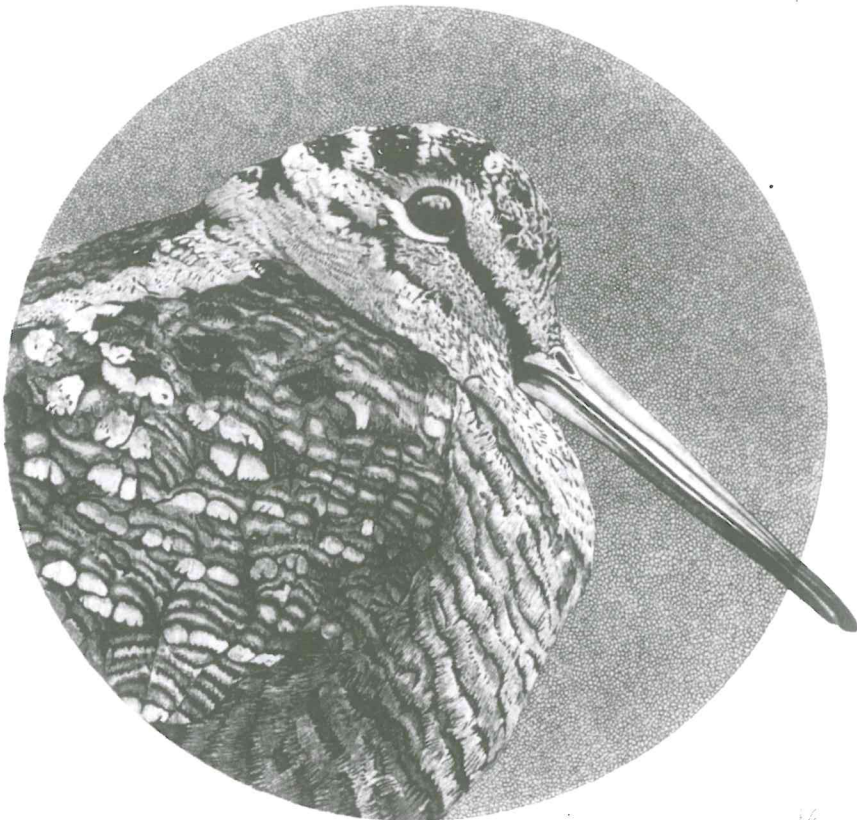
Risultati e discussione - In base al campione catturato ($N = 125$), si è potuta effettuare correttamente la determinazione del sesso con l'utilizzo della sola misura della corda massima (Svensson 1992) nel 98.4% dei casi, valore che scende a 89.6% con la misura della terza remigante, poiché nell'intervallo di sovrapposizione, che va da 65 a 68 mm, ricadono molti più individui di entrambi i sessi ($N = 13$). Utilizzando insieme le misure della corda massima e del peso, la cui correlazione è altamente significativa ($r = 0.616$, $N = 125$, $P < 0.001$), si è potuto determinare il sesso nel 100% dei casi (Esteban *et al.* 2000). Il confronto su 32 individui fra metodo biometrico e genetico avvalorava questi risultati e, seppure le biometrie della popolazione spagnola siano leggermente diverse da quelle rilevate nella nostra popolazione, la funzione proposta da Esteban *et al.* (2000) sembra applicabile correttamente anche nella nostra area di studio.

Per quanto riguarda terza remigante e peso ($r = 0.554$, $N = 125$, $P < 0.001$) la percentuale di determinazione corretta è pari al 93.9% rispetto al metodo genetico, a causa della più ampia sovrapposizione nelle misure della penna rispetto a quelle dell'ala.

Ringraziamenti - Questo studio è stato realizzato con il contributo insostituibile di: Arrò L., Blangetti F., Borgna V., Cozzo M., De Amicis B., Delpiano F., Dogliotti M., Fissore M., Giraudo S., Giuliano E., Grillo M., Maurino L., Pognart G., Popault J., Qualich A., Quaranta S., Riboni B., Spanu A., Tozzi S., Vita A. e tutto i colleghi del PNAM. Un grazie anche a Boano G. per l'indispensabile apporto nella revisione dei testi.

Bibliografia - Esteban L *et al.* 2000. Ringing & Migration 20: 9-14 • Griffiths R *et al.*, 1998. Molecular Ecology 7: 1071-1075 • Svensson L. 1992. Svensson, Stockolm • Tasinazzo S *et al.* 2000. Avocetta 24: 39-44 • Tyler SJ, Ormerod SJ 1994. Poyser, London. pp. 226.

Argomenti vari



K.

Studio di una popolazione di starna *Perdix perdix* in provincia di Alessandria

CAMILLA ACQUARONE¹, MARCO CUCCO¹, GIORGIO MALACARNE¹, SABRINA CAROLFI², SALVATORE IANDOLINO²

¹Università del Piemonte Orientale, DISAV, via Bellini 25, I-15100 Alessandria (acquaron@unipmn.it); ²Provincia di Alessandria, Assessorato Ambiente, via Galimberti 4, I-15100 Alessandria

A partire dagli anni '50 si è assistito ad un graduale declino delle popolazioni di starna in tutta Europa (Potts 1986). Anche in Italia una serie di fattori ha provocato dei mutamenti all'ambiente che è così diventato sempre meno rispondente alle esigenze ecologiche della specie. Questo ha comportato un forte calo della densità di popolazione, alla quale si è aggiunto negli anni '60-'70 un notevole aumento della pressione venatoria. Al fine di arginare il declino della specie si è ricorsi ad interventi di ripopolamento, che prevedevano l'introduzione di esemplari di cattura provenienti da altri Paesi europei, causando fenomeni di inquinamento genetico della forma autoctona *Perdix perdix italica* Hartert, 1917 (Violani *et al.* 1988). Esistono però alcune popolazioni che sembrano opporsi a questa tendenza di diminuzione generalizzata. Dal 1980, una popolazione di starna è stata segnalata come il nucleo più naturale dell'intero Piemonte (Spanò 1984): in questo lavoro sono presentati i dati relativi a tale popolazione, situata in Val Cerrina, provincia di Alessandria.

Area di studio e metodi - L'area di studio è una Zona di Ripopolamento e Cattura, attualmente di 1720 ha, creata nel 1994 dall'unione di 3 piccole aree disgiunte di rifugio. Si tratta di un ambiente collinare facente parte geograficamente del Basso Monferrato, con ridotta copertura forestale (rovere, castagno e robinia) e grande diffusione di vite e cereali. Da quasi 10 anni nella zona vengono attuati interventi gestionali mirati a favorire il mantenimento della popolazione (set aside, parziale controllo dei predatori, divieto di reintroduzioni). Particolare attenzione è stata rivolta all'utilizzo di diverse tecniche di censimento per stimare la densità della specie: il personale dell'Amministrazione Provinciale ha effettuato censimenti da punti fissi, su transetto lineare, con richiamo registrato e con l'ausilio di cani da ferma. Grazie all'impiego di foto aeree e di un Sistema Geografico Informativo, sono state analizzate le diverse tipologie ambientali della zona. Digitalizzando inoltre l'esatta posizione degli individui osservati, si sono ottenute indicazioni riguardanti le preferenze ambientali da parte della starna.

Risultati e discussione - I risultati ottenuti con le diverse tecniche di censimento confermano l'alta vocazionalità dell'area di studio. Nel 2004 la densità della starna nel periodo post-riproduttivo raggiunge valori di 25 individui/km² (censimento da 19 punti fissi considerando un raggio di 300 m; media = 7.1 ± 2.2 ind./punto, densità = 25.2 ind/km²), mentre nel periodo pre-riproduttivo sono state valutate 8.8 coppie/km² (censimento con stimolazione sonora in 32 punti; media = 5.0 ± 0.4 ind/punto, densità = 17.7 ind/km²). L'indice di preferenza ambientale (I.P.A. = habitat utilizzato (%) / habitat disponibile (%)) ha mostrato come in primavera le aree coltivate a grano, orzo, barbabietole da zucchero, mais e gli arativi vengano maggiormente preferiti; in autunno la selezione di pioppeti e girasoli (oltre che di coltivazioni erbacee e foraggere) sembra indicare una predilezione per quegli ambienti che offrono rifugio. Questo risultato è avvalorato anche dalla preferenza mostrata per aree con una considerevole presenza di siepi (35 m/ha) rispetto a zone non utilizzate caratterizzate da una minor presenza (11.7 m/ha).

I risultati hanno evidenziato come la particolarità dell'habitat (buona eterogeneità ambientale e coltivazioni non intensive) e i continui interventi gestionali da parte della Provincia di Alessandria abbiano favorito la sopravvivenza e l'automantenimento di una popolazione unica in Piemonte. Di fondamentale importanza sarà quindi proseguire l'attività di studio, continuando a monitorare lo status e la dinamica della starna in Val Cerrina e garantendo in questo modo dati utili al mantenimento delle condizioni ecologiche idonee per la specie.

Ringraziamenti - Desideriamo ringraziare l'Amministrazione Provinciale di Alessandria, il personale, le guardie provinciali, i volontari che hanno reso possibile questo studio.

Bibliografia - Potts GR 1986. Collins Professional Books, London • Spanò S 1988. In: Mingozzi T *et al.* 1988. Monografia VIII, Museo Reg. Sc. Nat., Torino • Violani C *et al.* 1988. Bull. Brit. Ornith. Club 108: 22-27.