Piano d'azione nazionale per l'Aquila di Bonelli (*Aquila fasciata*)

A cura di: Massimiliano Di Vittorio, Elisabetta Raganella Pelliccioni, Mario Lo Valvo e Fernando Spina

Hanno contribuito allo sviluppo del Piano: Alvarez Xusto E., Andreotti A., Cacopardi S., Catullo G., Ciaccio A., Cortone G., Di Lucia A., Di Trapani E., Falci A., Galàn M., Giordano Am., Giordano An., Grenci S., La Grua G., Loddo G., Lòpez-Lòpez P., Luiselli L., Manfrè S., Martìnez J., Merlino S., Pollutri A., Rannisi G., Restuccia V., Sabatino G., Sabbioni E., Salvo G., Scuderi A., F., Zafarana M.

Uno speciale ringraziamento al Gruppo Tutela Rapaci per il supporto in tutte le azioni di conservazione dell'Aquila di Bonelli in Sicilia e a tutto lo staff del progetto LIFE ConRaSi.

Piano realizzato nell'ambito del progetto LIFE NAT/IT/001017 LIFE ConRaSi – Conservazione dei Rapaci in Sicilia, progetto finanziato nell'ambito del programma comunitario LIFE.

Giugno 2021

Sommario

1. Tassonomia 6
2. Distribuzione e status a livello globale 6
3. Distribuzione e status in Europa ed in Italia 7
4. Ecologia della specie 10
4.1 Aspetti morfologici e morfometrici 10
4.2 Preferenze dell'habitat 11
4.3 Alimentazione 13
4.4 Dispersione e movimenti 15
4.5 Biologia riproduttiva 19
4.6 Demografia 21
4.7 Competizione intra ed interspecifica 23
5. Aspetti normativi 26
6. Pressioni e Minacce 26
6.1 Quantificazione e ordinamento delle pressioni 36
7. Misure di conservazione recenti in Sicilia 40
8. Scopi ed obiettivi generali del piano 42
9. Obiettivo generale: attuazione del piano d'azione 42
9.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dell'attuazione del piano 42
9.1.1 Azione: Costituzione del gruppo di lavoro e monitoraggio 43
10. Obiettivo generale: tutela e gestione dell'habitat 43
10.1 Obiettivo specifico: Mantenimento della fascia paesaggistica pseudosteppica 43
10.1.1 Azione: interventi per il mantenimento dell'assetto paesaggistico vocato alla specie 43
10.2 Obiettivo specifico: Adeguamento della rete Natura 2000 e del sistema di aree protette regionali alle esigenze di conservazione della specie 44
10.2.1 Azione: Creazione di un tavolo tecnico per l'adeguamento della Rete Natura 2000, delle aree protette regionali e dei relativi piani di gestione 45
10.2.2 Azione: aggiornamento delle aree, dei formulari standard e dei piani di gestione dei Siti Natura 2000 46
11. Obiettivo generale: riduzione dei fattori di mortalità 46
11.1 Obiettivo specifico: riduzione della persecuzione diretta 46
11.1.1 Azione: Creazione di un coordinamento operativo locale 46
11.2 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di avvelenamento 47
11.2.1 Azione: Analisi dell'inquinamento da fitofarmaci nelle aree di distribuzione della specie 47
11.2.2 Azione: Definizione di un programma per il superamento dell'uso di munizioni contenenti piombo 47
11.3 Obiettivo specifico: prevenire la mortalità da Trichomoniasi 47
11.3.1 Azione: analisi di fattibilità di interventi volti a contrastare la Trichomoniasi 48
11.4 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di elettrocuzione e collisione con impianti eolici e linee elettriche 48
11.4.1 Azione: analisi del rischio di mortalità legato alle linee elettriche 48

11.4.2 Azione: Definizione di un protocollo per la messa in sicurezza delle linee elettriche più pericolose e interventi urgenti..... 48

11.5 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di annegamento in laghetti di irrigazione o serbatoi 49

11.5.1 Azione: Interventi infrastrutturali per la riduzione del rischio di annegamento..... 49

11.5.2 Azione: stesura di linee guida per la costruzione ex novo o per la manutenzione straordinaria di strutture per la raccolta dell'acqua..... 49

12. Obiettivo generale: incremento della disponibilità trofica. 50

12.1 Obiettivo specifico: Conservazione delle popolazioni naturali di coniglio..... 50

12.1.1 Azione: Mantenimento ed incremento degli habitat vocati per il coniglio selvatico..... 50

12.1.2 Azione: tavolo tecnico per lo sviluppo di una gestione venatoria adattativa del Coniglio selvatico 50

12.1.3 Azione: interventi di alimentazione supplementare per l'Aquila di Bonelli 51

13. Obiettivo generale: aumento del successo riproduttivo della popolazione.....51

13.1 Obiettivo specifico: riduzione della depredazione dei nidi, cattura di esemplari e traffico illegale 51

13.1.1 Azione: Sorveglianza dei siti riproduttivi per evitare il saccheggio dei nidi..... 51

13.2 Obiettivo specifico: riduzione del disturbo antropico ai siti di nidificazione 52

13.2.1 Azione: Regolamentazione delle attività di manutenzione boschiva nelle aree di nidificazione della specie 52

13.2.2 Azione: Definizione di un regolamento per lo svolgimento di attività di fotografia naturalistica . 52

13.2.3 Azione: Regolamentazione delle attività di arrampicata e di volo a vela..... 53

14. Obiettivo generale: monitoraggio e ricerca 53

14.1 Obiettivo specifico: acquisizione dati sulla tendenza della popolazione e sul successo riproduttivo 53

14.1.1 Azione: Monitoraggio del successo riproduttivo 53

14.1.2 Azione: Monitoraggio demografico 54

14.2 Obiettivo specifico: monitoraggio della disponibilità trofica..... 54

14.2.1 Azione: Redazione e realizzazione di un piano di monitoraggio demografico del Coniglio selvatico e valutazione dello stato di conservazione..... 54

14.3 Obiettivo specifico: monitoraggio e analisi dei fattori di mortalità 55

14.3.1 Azione: cattura, marcaggio e trattamento dei pulli..... 55

14.3.2 Azione: Monitoraggio dell'incidenza della trichomoniasi presso i centri di recupero..... 55

14.3.3 Azione: elaborazione di un protocollo di monitoraggio delle linee elettriche nelle aree di presenza e dispersione della specie..... 56

14.3.4 Azione: Analisi ecotossicologiche dei rapaci ricoverati presso i centri di recupero e di specie acquatiche provenienti dalle aree frequentate da giovani aquile in dispersione 56

14.3.5 Azione: Mappatura dei pozzi e delle cisterne nelle aree di nidificazione ed elaborazione di un modello per la valutazione del rischio..... 56

14.4 Obiettivo specifico: prevenzione del prelievo illegale 57

14.4.1 Azione: Mantenimento ed implementazione della banca dati del DNA..... 57

14.4.2 Azione: Banca dati relativa agli esemplari di Aquila di Bonelli attualmente detenuti in cattività o presenti in collezioni private o museali..... 57

15. Obiettivo generale: ampliamento dell'areale della specie.....57

15.1 Obiettivo specifico: reintroduzione della specie 58

15.1.1 Azione: Analisi di fattibilità di interventi di reintroduzione in aree di presenza storica della specie 58

15.2 Obiettivo specifico: incremento dello stock riproduttivo in cattività 58
15.2.1 Azione: Supporto al progetto di captive breeding 59
16. Obiettivo generale: sensibilizzazione e disseminazione 59
16.1 Obiettivo specifico: sensibilizzazione e divulgazione 60
16.1.1 Azione: Realizzazione di attività di sensibilizzazione per limitare l'uso di prodotti chimici in agricoltura e sulla importanza delle aree agricole tradizionali 60
16.1.2 Azione: Campagna di informazione e sensibilizzazione per l'opinione pubblica e i fruitori degli ambienti naturali 60
16.1.3 Azione: attività di sensibilizzazione sul pericolo legato al traffico delle specie protette e sull'uso dei rapaci per spettacoli ed attività divulgative o didattiche 61
17. Bibliografia 62
Allegato 1. Accorgimenti per la riduzione del rischio di annegamento 95
Allegato 2. Le attività di cattura e marcatura svolte nell'ambito del progetto LIFE ConRaSi 97
Allegato 3. LIFE CONRASI: Azioni di sensibilizzazione e disseminazione 101

English Summary

Purpose: The purpose of this action is to develop The Action Plan for the Conservation of Bonelli's Eagle in Sicily.

Outcomes: The document provides detailed updated information on the ecology of the species and a comprehensive assessment of the key threats: habitat loss, illegal killing, taking of chicks and eggs from the nest, lead and other chemicals, electrocution and impacts with power lines, trichomoniasis. Finally, in 2021 the document was revised and approved by both the Environmental Ministry and the Sicilian Region.

Results: The Action Plan provides a deep assessment of the actions necessary to improve the conservation status of the species.

Conclusion: The Action Plan will allow to increase the efforts for the species conservation in the only region where the species breeds in Italy.

1. Tassonomia

L'Aquila di Bonelli (*Aquila fasciata,* ordine Accipitridiformi, famiglia Accipitridi) fu descritta nel 1822 dal naturalista francese Jean Pierre Vieillot. Il suo nome volgare le fu attribuito in onore di Franco Andrea Bonelli (1784-1830), professore di zoologia dell'Università di Torino. Questa specie, fino al decennio passato, era considerata afferente al genere *Hieraaetus* (dal greco *Hierax* falco e *aetos* aquila, che ben rendeva le sue peculiarità di volo) e solo recentemente, sulla base di studi effettuati sul DNA nucleare e mitocondriale (Helbig et al., 2005; Lerner e Mindell, 2005; Jiguet et al., 2007) è stata attribuita al genere *Aquila*.

L'Aquila di Bonelli forma una superspecie con l'Aquila africana, *Aquila spilogaster* (Bonaparte, 1850), con la quale spesso è stata considerata conspecifica (Cheylan, 1978).

Ad oggi, vengono riconosciute due forme sottospecifiche: *A. f. fasciata* (Vieillot, 1822) e *A. f. renschi* (Stresemann, 1932). La prima sottospecie è diffusa dal NW dell'Africa e dalla Penisola iberica attraverso la regione circum-mediterranea, dall'Asia sud-occidentale all'Afghanistan, dal Pakistan e dall'India e, attraverso l'Indocina settentrionale, fino alla Cina meridionale, mentre la seconda è diffusa in Indonesia (Sumbawa, Timor, Wetar, Luang e probabilmente Isole Flores). Quest'ultima, di dimensioni minori rispetto alla forma nominale, è poco studiata e potrebbe probabilmente rappresentare una specie separata.

2. Distribuzione e status a livello globale

La specie ha una distribuzione Paleartico-paleotropicale (Boano e Brichetti, 1989 - Fig. 1). Nella Regione Paleartica è presente la forma nominale, *A. fasciata*, con un'areale geografico che dalla Cina occidentale e dall'India attraverso il Medio Oriente arriva fino al Mediterraneo occidentale.

La popolazione del Paleartico occidentale è distribuita in tutta l'area circum-mediterranea, compresi i paesi del nord Africa (Marocco, Algeria e Libia) e del sud Europa (Portogallo, Spagna, Francia meridionale e l'Italia) (Ferguson-Lees e Christie, 2001).

Nel 2001, Ferguson-Lees e Christies stimavano la sola popolazione asiatica (la più grande dell'areale) tra le 18.000 e le 35.000 coppie, dato successivamente confermato da Ponchon (2011). Nel Maghreb studi non recenti stimano la popolazione tra 740 e 1.250 coppie (Moali e Isenman 2000; Thevenot et al., 2003; Isenman et al., 2005), ma Heim de Balsac e Mayaud (1962) consideravano questa popolazione più abbondante in passato. In Algeria sono stimate circa 200 coppie e circa 40-50 in Tunisia (Ponchon, 2011).

Da una review condotta da Ponchon (2011) si riportano le seguenti informazioni: la specie è abbastanza ben distribuita nella Penisola araba. Si stimano 220 coppie in Arabia Saudita, 220 in Yemen e 50 in Oman. La specie è in declino negli Emirati Arabi Uniti – la cui popolazione consta di circa 10 coppie ed in Israele e nei territori palestinesi (9 coppie nel 2009, rispetto a 50 nel 1989). A Cipro si stimano tra le 40 e le 50 coppie. In Grecia la popolazione è stabile (100-140 coppie nel 2009). In Turchia sono stimate da 50 a 100 coppie. Nei paesi dell'Est Europa la popolazione è in forte calo e sono stimate circa 30 coppie. Un censimento condotto in Portogallo

nel 2009 ha riportato 105-115 coppie, con una dinamica complessiva piuttosto positiva rispetto al passato. In Francia si stima la presenza di circa 30 coppie (Burger et al., 2013).

Figura 1. Mappa della distribuzione di Aquila di Bonelli, con le due sottospecie distinte, Aquila fasciata fasciata (in verde chiaro) e Aquila fasciata renschi (in arancione). In verde scuro l'area di svernamento di Aquila fasciata fasciata (Tratto da Rollan 2016

3. Distribuzione e status in Europa ed in Italia

A partire dalla metà del XX secolo, la dimensione della popolazione dell'Aquila di Bonelli è diminuita drasticamente in tutto il suo areale europeo, principalmente a causa delle modifiche dell'habitat e dell'elevata mortalità innaturale, dovuta alla persecuzione diretta (caccia, bracconaggio, avvelenamento), all'elettrocuzione e alle collisioni con le linee elettriche (Ferguson-Lees e Christie, 2001; Barov e Derhé, 2011; Birdlife International, 2016).

È a partire dagli anni '60 che si colloca l'inizio del suo forte decremento in tutto il Paleartico occidentale (Cramp e Simmons, 1980; Real et al.,1991; Cugnasse et al. in Real et al., 1996), mentre il declino della popolazione nella regione mediterranea è iniziato soprattutto negli anni '80 (Arroyo e Garza, 1995; Real e Mañosa, 1997; Real, 2004). Per tale ragione, in Spagna, sua tradizionale roccaforte, la specie è stata inclusa nella categoria IUCN *Endangered* (Real, 2004).

Nella porzione mediterranea dell'areale europeo, la specie raggiunge una maggiore densità nel settore occidentale, dove si stimano tra le 838 e le 883 coppie (Riegel et al., 2007; Dubois et al., 2008; Ponchon, 2011). In Portogallo, tra il 1992 e il 2009, si è riscontrata una marcata variazione nella scelta dell'habitat riproduttivo con relativa espansione d'areale e incremento del numero di coppie (Palma et al., 2011; Ponchon, 2011; Scher e Lecacheur, 2011).

Oggi, la popolazione europea di questa specie è stimata in 1.100-1.200 coppie di cui almeno l'80% vive nella penisola Iberica (Real, 2004; Del Moral, 2006; Birdlife International, 2015; Real et al. 2015; Rollan et al., 2016) e circa il 66% nella sola Spagna (Rollan et al., 2016).

La popolazione iberica mostra ancora oggi tendenze diverse a seconda dell'area geografica. Mentre le sottopopolazioni situate nelle regioni meridionali e orientali sembrano aumentare o essere stabili, le sottopopolazioni dell'altopiano centrale, del nord-est del Portogallo e della Spagna settentrionale hanno invece mostrato nel passato una tendenza alla riduzione (Balbontín et al., 2003; Real, 2004; Del Moral, 2006). In Catalogna le popolazioni continuano a decrescere e la specie è considerata *Critically Endangered* (Anton et al., 2013).

Nonostante un generale miglioramento e la stabilizzazione delle popolazioni (Birdlife International, 2015; Rollan et al., 2016), la sua rarefazione è confermata in tutto il suo areale (Cugnasse, 1984; Palma et al., 1984; Hallmann, 1985; Blanco e Gonzalez, 1992; Arroyo et al., 1995; Garza e Arroyo, 1996; Real et al., 1996; Gil-Sànchez, 1999; Real, 2004; Ponchon, 2011; Rollan et al., 2016). La sua rarefazione, iniziata negli anni '60, e i problemi legati alla sua conservazione sono stati, in passato, alla base del suo inserimento nella lista rossa europea prima nella categoria *Critically Endangered* (Tucker e Heath, 1994; Bulgarini et al., 1998; LIPU-WWF, 1999), in quanto in sensibile diminuzione in tutto l'areale Europeo (Rocamora, 1994), successivamente nella categoria *Endangered* (Birdlife International, 2004), anche in Spagna (Real, 2004). Più recentemente, a livello europeo, le popolazioni di questo rapace si sono stabilizzate, tuttavia, a causa del pregresso declino e delle problematiche di conservazione ad essa connesse, la specie è stata considerata "quasi minacciata" (*Near Threatened*, Birdlife International, 2015). Attualmente, a livello globale, la specie è classificata *Least Concern* (a preoccupazione minima, Birdlife International 2016), poiché presenta un range di distribuzione molto ampio e la contrazione demografica, benché in atto, non è ritenuta sufficientemente rapida (i.e. declino superiore al 30% in dieci anni o in tre generazioni) da poter classificare la specie come vulnerabile.

In Italia, secondo Arrigoni degli Oddi (1929) la specie era discretamente abbondante in Sardegna, numericamente più scarsa in Sicilia e accidentale nelle altre parti della penisola (forse stanziale in Sila), dato confermato da Cortone e Mirabelli (1987) e da Hagemeijer e Blair (1997). A partire dagli anni '60, in Sardegna, la specie ha iniziato a diminuire in modo drastico (Lo Valvo e Massa, 1992): alla fine degli anni '70, venivano segnalate solo 3-4 coppie e, attualmente, non vi è alcuna prova certa della sua presenza (Lòpez-Lòpez et al., 2012). Nel 2017, è iniziato un progetto europeo che prevede la reintroduzione della specie in Sardegna, con pulli provenienti dai centri di captive breeding spagnoli e francesi, nonché con individui provenienti da interventi di recupero di soggetti in difficoltà in Spagna.[1]

[1] per gli sviluppi recenti si veda: https://aquila-a-life.org

https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/biodiversita-1/aquila-a-life

Negli anni ‘70 per l'Italia era stimata una popolazione di circa 40 coppie (Massa, 1976). Attualmente non esistono prove di nidificazione nelle aree continentali del sud Italia, in cui occasionalmente sono state registrate delle osservazioni (Di Vittorio et al., 2012).

In Sicilia, la presenza della specie era storicamente nota (Benoit, 1840; Doderlein 1869-74; Giglioli, 1907; Priolo, 1954; Massa e Schenk, 1983). Nel 1960, la specie scomparve dalla Sicilia sud-orientale a causa della forte persecuzione umana (Lo Valvo e Massa, 1992; López-López et al., 2012). Nella metà degli anni ‘80 venivano censite 17 coppie (Massa, 1985) e stimate 15-20 coppie (Lo Valvo e Salvo, 1991; Lo Valvo e Massa, 1992). Un censimento condotto a metà degli anni 2000, ha indicato lo status della popolazione in almeno 22-25 coppie nidificanti (Di Vittorio, 2007; Di Vittorio et al., 2012; López-López et al., 2012).

Oggi, l’Isola rappresenta l’unico territorio italiano in cui è accertata la nidificazione della specie, ospitando di fatto l’intera popolazione italiana (Di Vittorio et al., 2012, Lòpez- Lòpez et al., 2012).

I più recenti censimenti effettuati dal Gruppo Tutela Rapaci e dai tecnici del Progetto LIFE ConRaSi hanno permesso di accertare la presenza di almeno 49 coppie (Di Vittorio et al., 2018 e LIFE ConRaSi, dati inediti) distribuite in tutto il territorio regionale, ma con maggiori densità nelle provincie di Agrigento e Caltanissetta.

In Italia la specie è attualmente considerata come *Endangered* (Gustin et al., 2019) in relazione alle ridotte dimensioni della popolazione e della distribuzione irregolare.

Box 1: Il progetto Aquila a-LIFE

Il progetto “Aquila a-LIFE” ha come finalità l’incremento dell’areale dell’Aquila di Bonelli Aquila fasciata nel Mediterraneo occidentale ed il recupero della specie oggi classificata, in Italia, in pericolo di estinzione. Coordinato da GREFA, una ONG spagnola che si occupa di conservazione della natura anche attraverso il recupero di fauna in difficoltà e programmi di captive breeding, il progetto è iniziato ad ottobre del 2017, ha una durata di 5 anni e coinvolge, insieme all’Istituto Superiore di Protezione e Ricerca Ambientale ISPRA, altri partner spagnoli e francesi.

Le azioni previste in Italia prevedono la reintroduzione della specie in Sardegna - dove l’estinzione risale probabilmente agli anni novanta - mediante hacking. Si tratta di una modalità messa a punto, per questa specie, in Spagna ed adottata anche per proseguire, nell’ambito del medesimo progetto, gli interventi di reintroduzione a Madrid, Alava e Navarra. I pulcini reintrodotti provengono dai centri di captive breeding di Grefa e della LPO (Vandée, Francia) nonché da prelievi in natura effettuati, da nidi con due pulcini, nell’ambito della densa popolazione presente

https://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/cartella-progetti-in-corso/biodiversita-1/aquila-a-life

in Andalusia, in base ad un piano che garantisce la sostenibilità di tale prelievo. Analogamente, nel 2019, grazie ad una sinergia con il Life Conrasi, è stato possibile il rilascio, in Sardegna, di un pulcino nato in Sicilia.

Nell'ambito del progetto, è affrontato anche il problema dell'elettrocuzione e delle misure per la sua attenuazione, con azioni concrete previste soprattutto in Spagna.

Il progetto ha avuto il supporto della Regione Sardegna e si avvale della collaborazione di Fo.Re.S.T.A.S. La reintroduzione dell'Aquila di Bonelli in Sardegna rappresenta una grande opportunità per la conservazione della specie anche attraverso il ripristino della continuità di areale nel Mediterraneo centro-occidentale.

4. Ecologia della specie

4.1 Aspetti morfologici e morfometrici

L'Aquila di Bonelli è un rapace di medie dimensioni (lunghezza totale 650-720 mm; apertura alare 1450-1750 mm; peso: maschio 1500-2160 g, femmina 2000-2500 g; da Brichetti e Fracasso, 2003; Morvan, 2010) che mostra un accentuato dimorfismo sessuale, con la femmina di dimensioni vistosamente maggiori del maschio.

L'età degli individui, il cui rilevamento è indispensabile per valutare i tassi di sopravvivenza e per la creazione di modelli demografici, viene suddivisa in base ai piumaggi in diverse categorie (Parellada e Villadoms, 1984a; Blasco Zumeda, 2014):

- Giovani (ossia individui nati nella stagione precedente) con segni iniziali di una muta.
- Immaturi (con ritenute di mute giovanili e segni della prima muta).
- Sub-adulti (con ritenute giovanili e segni della seconda muta).
- Adulti a tutti gli effetti (con assenti o scarse ritenute di muta giovanile).

L'Aquila di Bonelli, infatti, presenta un piumaggio variabile secondo le classi di età ed è possibile, in base al calendario di muta (considerando che dalla nascita al 31 dicembre successivo si compie il primo anno di calendario), distinguere le seguenti classi (Parellada e Villadoms, 1984a; Ferguson-Lees e Christie, 2001; Garcìa et al., 2013, vedi Figure 2, 3, 4, 5 tratte da Blasco Zumeda e Heinze, 2006 e Blasco Zumeda, 2014):

1. *Giovane* (1°- 3° calendario): Parti superiori uniformemente di colore bruno scuro, quelle inferiori fulvo – castano, tendente al cannella più o meno intenso, debolmente e non sempre striate di scuro. Presenza di piccole bande marroni sulle ali, su uno sfondo color cannella o marrone chiaro che spezzano con il colore scuro delle primarie e secondarie; osservate da sotto, le ali presentano, altresì, un'evidente e regolare barratura sottile in contrasto con una colorazione marcatamente più scura delle remiganti primarie. Tacca carpale poco estesa o del tutto assente. La coda, osservata da sotto, presenta delle

barrature regolari e distanziate, senza barra terminale che compare nel terzo anno di calendario. Iride bruna.

2. *Subadulto* (4° calendario): simile all'adulto, ma con la porzione ventrale barrata di macchie color scuro più ampie che negli adulti.
3. *Adulto:* (5° calendario): Superiormente marrone scuro (raramente ardesia grigia) con, a livello dorsale, una macchia bianca irregolare di ampiezza variabile; coda grigio scuro con sottili barrature e porzione sub-terminale più ampia di colore scuro; ventre bianco con macchie marroni o nere; "calzari" di colore scuro. Di solito i maschi si presentano meno macchiati e le femmine presentano i calzoni scuri e dello stesso colore della porzione posteriore (carattere meno ampio o assente nei maschi). Coda di forma squadrata con colorazione grigiastra inferiormente e con banda terminale scura; inferiormente, le ali presentano una larga banda diagonale nera, dovuta alla colorazione molto scura delle grandi copritrici, la quale si allarga formando una "tacca carpale" di dimensioni estese, che divide la porzione del braccio biancastro (piccole e medie copritrici), con striature scure come nel resto del corpo, dalle remiganti con colorazione grigiastra. L'iride presenta una colorazione da giallastra ad ambrata; becco grigio con punta più scura; cera e zampe gialle. Con l'avanzare dell'età esiste una certa tendenza alla variazione dei pattern di piumaggio, che evidenzia una distinzione tra i "giovani" adulti e individui più "anziani" sulla base della colorazione del sottoala ed in particolare dalla colorazione delle remiganti che perdono, con il passare del tempo, la fine barratura a partire da quelle della parte prossimale dell'ala verso l'esterno divenendo progressivamente di un grigio uniforme; tale variazione interessa anche le grandi copritrici che da biancastre, con fine marcatura scura, tendono a diventare omogeneamente scure o nere.

Esiste comunque un dimorfismo sessuale legato anche a dettagliate differenze di piumaggio (Garcìa et al., 2013). La maturità sessuale viene raggiunta tra il 2° ed il 4° anno per le femmine ed il 3° ed il 5° anni per i maschi (GTR dati inediti; Cramp e Simmons, 1980; Madroño et al., 2004; Ferrer, 2007).

4.2 Preferenze dell'habitat

Aquila fasciata fasciata in Europa è distribuita principalmente dal livello del mare fino a 1.500 metri, nel nord ovest dell'Africa, fino a 2.000 metri, e in Asia, fino a 3.750 metri (Rollan et al., 2016); la sottospecie *A. f. renschi* vive, invece, in foreste tropicali umide dal livello del mare fino a circa 2.000 metri nell'arcipelago della Sonda (Orta et al., 2015).

L'Aquila di Bonelli è legata alla presenza di aree aperte (Cramp e Simmons, 1980; Carrete et al., 2002), caratterizzate da una commistione tra habitat naturali, in particolare macchia bassa e praterie, anche intervallate da aree boscate di modeste superfici, ed ambienti agricoli xerici, in particolar modo da formazioni cerealicole estensive (Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Gil-Sànchez et al., 2004; Lòpez Lòpez et al., 2006; Di Vittorio 2007 e 2011; Di Vittorio et al., 2012). Questi tipi

di habitat sono legati all'abbondanza e disponibilità delle più importanti specie preda del rapace (Lòpez Lòpez e Urios, 2010).

Questi habitat, nella loro interazione, danno origine ad una formazione paesaggistica caratteristica degli ambienti mediterranei, la pseudo-steppa, tra gli ambienti a maggiore biodiversità e, purtroppo, in Europa in forte contrazione (Hoogeveen et al., 2004; Onrubia e Andres, 2005; Bota et al., 2005; Sanderson et al., 2005; De la Concha, 2005; Wolff, 2005; European Commission, 2006; Di Vittorio, 2011; Di Vittorio et al., 2012). Fondamentale è, all'interno dei territori occupati, la presenza di pareti rocciose idonee alla costruzione dei nidi (a volte anche di modesta altezza), correlata alla complessità orografica (Carrete et al., 2000, Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Balbontìn, 2005; Romàn Muňoz et al., 2005; Lòpez Lòpez et al., 2006).

L'Aquila di Bonelli è una specie termofila (Di Vittorio, 2007 e 2011; Di Vittorio et al., 2012, Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Romàn Munòz et al., 2005) e in Sicilia frequenta ambienti tipicamente mediterranei, preferendo ambienti caldi e asciutti con presenza di pareti rocciose, zone aperte naturali ed agricole miste a macchia e boschetti e incolti e pascoli erbosi, ambienti che favoriscono la ricerca e la cattura delle specie preda principali (Lòpez Lòpez e Urios, 2010). Questa specie riesce a tollerare un certo grado di presenza umana (Gil-Sànchez et al., 1996; Carrete et al., 2002; Lòpez Lòpez et al., 2004; 2006, 2007b) tuttavia, l'insorgere di fonti di disturbo antropico nella delicata fase della riproduzione può essere causa del fallimento delle nidificazioni (Rollan et al., 2016) per cui tale fattore deve essere tenuto in considerazione per la gestione dei territori occupati dalla specie, in particolar modo se si tratta di aree protette. Infatti, nonostante sia piuttosto tollerante a moderate forme di disturbo antropico (Gil-Sànchez et al., 1996; Carrete et al., 2002; Lòpez Lòpez et al., 2004, 2006, 2007b; Di Vittorio et al., 2012), l'Aquila di Bonelli può risentire di parossistici interventi territoriali, quali realizzazione di strade ed infrastrutture analoghe.

I risultati dell'analisi di preferenza dell'habitat condotte in Sicilia, esplicati in dettaglio nell'obiettivo generale "Tutela e gestione degli habitat", confermano la preferenza della specie per habitat derivanti dalla commistione di aree agricole estensive ed aree naturali e per ambienti secchi e aridi, aperti e con scarsa copertura arborea e l'effetto negativo dell'intensificazione agricola (Carrete et al., 2002).

L'habitat idoneo per la specie si estende su tutta la Sicilia, in particolare nelle aree meridionali e centrali di bassa montagna. L'area a maggiore idoneità include circa il 18% della superficie totale della Sicilia. Al contrario, l'area di bassa idoneità copre circa il 13% della Sicilia e l'area di medio-alta idoneità copre il 69% della superficie dell'isola (Di Vittorio, 2011).

I risultati dei modelli di idoneità ambientale, da considerare soltanto preliminarmente perché da integrare con i dati derivanti dalla telemetria satellitare, evidenziano che, nonostante i profondi cambiamenti ambientali occorsi in Sicilia negli ultimi decenni (Sarà e Di Vittorio, 2003; Di Vittorio, 2007; Sarà et al., 2009; Di Vittorio, 2011; Di Vittorio e Lòpez Lòpez, 2014), a fronte di una riduzione del 12 % della superficie agricola cerealicola ed un aumento del 13% della superficie

interessata da agricoltura intensiva (1990-2000, ISTAT, 2000), il territorio siciliano ha mantenuto delle buone potenzialità per l'Aquila di Bonelli.

4.3 Alimentazione

Gli studi sulla dieta degli uccelli sono importanti per poter esplorare diversi aspetti della loro ecologia quali, ad esempio, la relazione con i cambiamenti nei pattern demografici nel tempo, le oscillazioni dei parametri riproduttivi, la densità di popolazione e la selezione degli habitat (Donázar e Ceballos, 1988; Korpimaki e Norrdahl, 1991; Simmons et al., 1991; Litvaitis, 2000; Zuberogoitia et al*.,* 2002; Sonerud et al*.,* 2002; Lewis et al., 2004; López López et al*.,* 2009; López López e Urios, 2010, López López et al., 2014c; Di Vittorio et al., 2017c). Inoltre, nel caso dei rapaci, la disponibilità di stime accurate sulla composizione della dieta consente una maggiore comprensione dei meccanismi di predazione e selezione delle prede, di quelli energetici che ne condizionano la biologia, di competizione con specie ad ecologia similare (Redpath et al., 2001), nonché di quelli alla base della distribuzione spaziale (Moleòn et al., 2009a e b).

L'alimentazione dell'Aquila di Bonelli è stata ampiamente studiata, soprattutto nel periodo riproduttivo, a partire dagli anni '60, specialmente nelle popolazioni francesi e spagnole (si vedano, ad esempio, Blondel et al., 1969; Cheylan, 1977; Clouet e Goar, 1984; Real, 1987; 1996; Iborra et al., 1990; Martinez et al., 1994; Gil-Sànchez et al., 1994; Sànchez-Zapata, 1997; Moreno e Villafuerte, 1995; Palomares e Delibes, 1997; Simeòn e Wilhelm, 1988; Ontiveros e Pleguezuelos, 2000; Di Vittorio et al., 2001; Balbontín et al., 2003; Ontiveros et al., 2005; Moleòn et al., 2009a e b; López López e Urios, 2010; Moleón et al., 2012a e b; Resano, 2014; Resano-Mayor et al., 2016).

La composizione dello spettro trofico è risultata condizionata dall'abbondanza relativa e dalla diversità delle specie preda, dagli ambienti frequentati (Cheylan, 1977; Cramp e Simmons, 1980; Simeon e Wilhelm, 1988; Rollan et al., 2016), nonché dal periodo di rilevamento. che coincide essenzialmente con la riproduzione (Cheylan, 1977).

L'Aquila di Bonelli ha un ampio spettro alimentare che comprende mammiferi di medio-piccole dimensioni, uccelli e rettili, anche se esiste una certa eterogeneità nella dieta tra le diverse popolazioni (Resano-Mayor et al., 2016); la specie è comunque principalmente ornitofaga (Clouet e Goar, 1984; Real, 1987; Ontiveros e Pleguezuelos, 2000; Di Vittorio, 2001; Iezekiel et al., 2004).

Nella penisola iberica la dieta è molto varia e composta da conigli (28,5%), piccioni (24,0%), pernici (15,3%), altri uccelli (11,6%), altri mammiferi (7,1%), corvidi (7,0%) e rettili (6,4%) (Moleón et al., 2009). La dieta dei giovani nelle aree di dispersione è caratterizzata da un consumo più elevato di conigli rispetto alle aree riproduttive (Moleón et al., 2009). L'analisi dello spettro trofico durante il periodo di dispersione in Andalusia, infatti, evidenzia un elevata presenza di coniglio (67,5%), seguito da piccioni (14,1%), pernice rossa (13,3%), lepre (1,5%), passeriformi non identificati (1,5%), serpenti (0,7%), Alaudidae (0,7%) e mammiferi non identificati (0,7%) (Caro et al., 2011).

In Sicilia, la dieta, in termini di frequenza e biomassa, sembra essere costituita principalmente dal Coniglio selvatico, dal Piccione (*Columbia livia*) e dal Colombaccio (*Columba palumbus),* che insieme rappresentano più del 60% delle prede consumate (Di Vittorio et al., 2001; Di Vittorio, 2007; Di Vittorio et al., 2019), confermando quanto riportato anche da altri studi per la Sicilia (Massa, 1981; Salvo, 1988, 1989) e in altre aree geografiche (vedi ad esempio Ontiveros e Pleguezuelos, 2000; Gil-Sànchez, 2000; Carrete et al., 2002; Moleón et al., 2007a, 2009a e b; Caro et al., 2011; Moleón et al., 2011, 2012 a e b; Resano, 2014; Resano-Mayor et al., 2016). La scarsa presenza della Coturnice di Sicilia (*Alectoris graeca whitakeri*) nello spettro alimentare della specie potrebbe essere legata alle cattive condizioni di conservazione della popolazione di questa specie in Sicilia (AA.VV., 2008).

Uno studio recente (Di Vittorio et al., 2019) condotto tra il 2011 e il 2017 conferma l'importanza del Coniglio selvatico nella dieta del rapace, sia in termini di frequenza che di biomassa, nonché quella degli uccelli, che costituiscono le prede consumate con maggiore frequenza, seguiti dai mammiferi, mentre i rettili rappresentano una componente residuale della dieta. Tuttavia, la comparazione con i dati pregressi (Di Vittorio et al. 2001) evidenzia una variazione della dieta che interessa la frequenza e biomassa del Coniglio selvatico e quella degli Uccelli e una variazione significativa nella diversità trofica che attualmente comprende un numero più elevato di specie e di ordini. Questi risultati potrebbero essere determinati da una riduzione del Coniglio selvatico che ne ha diminuito la disponibilità in Sicilia (Lo Valvo et al., 2014, 2017), in particolar modo negli ultimi 5 anni, a causa di una elevata mortalità dovuta ad una nuova forma di malattia emorragica virale legata al virus MEV/RHDV2 (Camarda et al., 2014).

Questa diminuzione ha portato ad un cambiamento nella dieta di questo rapace, con un aumento del consumo di prede meno favorevoli (Moleón et al., 2009b e 2012a; Resano-Mayor et al., 2014a e b; 2016; Rollan et al., 2016) e un ampliamento dello spettro trofico.

È importante sottolineare come l'aumento della diversità della dieta, legato in particolare alla riduzione della frequenza del lagomorfo, può avere conseguenze di tipo demografico incidendo negativamente su produttività e tassi di sopravvivenza (Ontiveros e Pleguezuelos, 2000; Moleòn et al., 2009b; Moleòn et al., 2012a e b; Rollan et al., 2016; Resano-Mayot et al., 2016), forse come conseguenza del consumo più elevato di una varietà di prede sub-ottimali determinato dalla scarsità di prede preferite. Esisterebbe, quindi, una relazione tra la demografia del rapace e le cicliche epidemie di mixomatosi (Cheylan, 1981; Real et al., 1991; Beltràn, 1991; Villafuerte e Moreno, 1991; Villafuerte et al., 1994; Balbontin et al., 2003) che, facendo diminuire in alcune aree la densità del lagomorfo, finiscono con abbassare la produttività del rapace ed aumentarne la mortalità, soprattutto delle classi giovanili (Real et al., 1991; Carrete et al., 2002; Balbontín et al., 2003; Resano-Mayor et al., 2014a e b, 2016). Inoltre, nonostante sembri che la specie sia in grado di adattare la propria dieta in base alla disponibilità delle prede più abbondanti (Simeon e Wilhelm, 1988) emergerebbe una relazione tra parametri quali la distribuzione e la densità delle popolazioni, il valore della produttività e il successo riproduttivo (Cheylan, 1981; Cugnasse, 1984, 1989; Real, 1987, 1991, 1996; Iborra et al., 1990; Fernàndez et al., 1993; Ontiveros e

Pleguezuelos, 2000; Gil-Sànchez, 2000; Carrete et al., 2002; Balbontín et al., 2003; Resano-Mayor et al., 2014a e b, 2016) e la frequenza del Coniglio selvatico nella sua dieta, e ciò potrebbe essere coerente con quanto rilevato per la Sicilia (Di Vittorio et al., 2000; Di Vittorio et al., 2001), dove esistono differenze di densità del coniglio tra aree occupate e disertate dalla specie (Gil-Sànchez et al.,1994; Ontiveros e Plaguezuelos, 2000).

In presenza di scarsa disponibilità delle prede elettive, potrebbe inoltre determinarsi l'aumento del consumo di piccioni domestici semi-selvatici con conseguenze sull'incidenza di *Trichomonas gallinae* (Cooper e Petty, 1988; Boal et al., 1998, vedi sezione specifica), un patogeno che causa l'insorgere di una grave patologia in molte specie di uccelli (Stabler, 1951; Locke e James, 1962), con ripercussioni negative sulla sopravvivenza giovanile pre e post involo (Palma et al., 1984; Cugnasse, 1989; Real, 1991; Real e Mañosa, 1997; Real et al., 2000; Martìnez Herrero et al., 2014, 2016): in Sicilia, in 5 anni, in corrispondenza di una riduzione del Coniglio selvatico nella dieta del rapace, sono stati registrati almeno 7 casi di insorgenza di trichomoniasi. In Sicilia è documentata la cattura di Poiane (Buteo buteo) da parte di giovani ed immaturi (Merlino S., osservazioni personali) durante il periodo di dispersione. Le osservazioni sono state raccolte mediante verifiche sul campo di esemplari dotati di trasmettitore satellitare GPS/GSM nell'ambito del progetto Life ConRaSi.

La specie caccia soprattutto in due modi differenti: 1) l'agguato, ossia il rapace si posiziona su un posatoio (albero o roccia) in attesa di scorgere un movimento della preda per tentarne la cattura; 2) il volo esplorativo, con cui perlustra il territorio, volando a volte a poca distanza dal suolo, per sorprendere le prede e catturarle. Tuttavia, non è difficile osservare l'Aquila di Bonelli catturare uccelli al volo con rapide picchiate o veloci inseguimenti. Comune è anche la caccia di coppia, con cooperazione attiva da parte dei partners. Solitamente, l'area di caccia si sviluppa per un raggio di 5-6 km attorno al sito riproduttivo, ma sono note predazioni effettuate a più di 25 km di distanza da questo (Glutz et al., 1971).

4.4 Dispersione e movimenti

La dispersione è un processo ecologico che ha importanti implicazioni sulla struttura spaziale delle popolazioni, sulla loro sopravvivenza e flusso genico intra-popolazionale influenzando, quindi, l'evoluzione e la conservazione delle specie (Clobert et al., 2001; Bullock et al., 2002).

Molti vertebrati sono caratterizzati dall'avere una maturazione differita che si traduce in uno stadio non riproduttivo relativamente lungo all'inizio della loro vita, come nel caso degli uccelli da preda (Greenwood e Harvey, 1982; González et al., 1989a; Cugnasse e Cramm, 1990; Ferrer, 1993a; Real e Mañosa, 2001; González et al., 2006b; Balbontìn e Ferrer, 2009). Come è stato dimostrato in altre specie di uccelli, i movimenti giovanili differiscono fortemente da quelli degli adulti territoriali (Ferrer, 1993a; Ferrer e Harte, 1997; Balbontìn, 2004; Cadahía et al., 2005; Soutullo et al., 2008a e b). Durante questa fase i giovani si allontanano dall'area natale alla ricerca di nuovi siti da occupare (Clobert et al., 2001; Wiens, 2001), alternando fasi di esplorazione a fasi di sosta temporanea territoriale e ritorno presso le aree natali (Balbontìn e Ferrer; 2009). I giovani

possono disperdersi per distanze anche superiori a 200 km e alcuni individui, occasionalmente, possono compiere movimenti erratici lungo le rotte migratorie chiave presenti nella loro area di distribuzione geografica (Birdlife International 2013; Orta et al., 2015; Rollan et al., 2016).

Come altri grandi specie di rapaci territoriali, nell'Aquila di Bonelli la fase erratica transitoria (cioè un vero e proprio periodo di dispersione) inizia subito dopo il periodo di dipendenza post-involo, prima che si manifesti il comportamento territoriale, tra i tre ed i quattro anni di età (Cramp e Simmons, 1980; Madroño et al., 2004; Ferrer, 2007).

L'Aquila di Bonelli è una specie caratterizzata da un periodo di dispersione relativamente lungo (Newton, 1979; Del Hoyo et al., 1994; Real e Mañosa, 1997).

Approssimativamente, la dispersione giovanile può essere suddivisa in tre fasi distinte (Cadahía et al., 2010): una prima fase caratterizzata da movimenti limitati attorno al sito di nascita durante il terzo e il quarto mese di vita (periodo di dipendenza), seguita da una seconda fase, caratterizzata da un rapido aumento della distanza percorsa rispetto all'area natale (inizio della dispersione) e, infine, un periodo di assestamento dei movimenti che avviene solitamente dal settimo mese successivo all'involo.

I primi movimenti di dispersione, indipendentemente dal sesso dei giovani, iniziano all'età di 5 mesi (Arroyo et al., 1992; Real et al., 1998; Balbontìn et al., 2000; Alcántara et al., 2001; Mínguez et al., 2001; Balbontìn et al., 2003; Cadahía et al., 2005, 2008; Balbontin e Ferrer, 2009; Cadahía et al., 2010), in linea con quanto emerso dai risultati preliminari del progetto LIFE ConRasi in Sicilia. I maschi del II calendario sembrano muoversi per distanze maggiori rispetto alle femmine coetanee, spinti probabilmente dalla ricerca di territori liberi o di partners, anche se esistono marcate differenze individuali (Balbontìn e Ferrer, 2009).

Un analisi condotta in seno al Progetto LIFE BONELLI (LIFE 12NAT/ES/000701) in Spagna, che prevede la reintroduzione di esemplari giovani attraverso la tecnica dell'hacking e il marcaggio di giovani selvatici al nido, su un campione di 71 esemplari dotati di trasmettitori GPS (n = 52 rilasciati; n = 19 marcati al nido), non sono state evidenziate differenze significative sia tra gli esemplari rilasciati e selvatici ($F = 0.15$, $p = 0.70$) che riguardo la data di inizio della dispersione tra maschi e femmine ($F = 0{,}0015$, $p = 0{,}97$, Iglesias et al., 2018).

L'analisi dei patterns di dispersione dei giovani rilasciati, ha evidenziato differenze significative soltanto nelle distanze massime percorse: i risultati indicherebbero che le femmine nella loro dispersione durante il primo anno si spostano su distanze maggiori rispetto al sito di nascita e usano aree di insediamento temporaneo leggermente più grandi. Le analisi non hanno invece evidenziato differenze nella distanza percorsa quotidianamente o durante l'intero anno

I primi "insediamenti temporanei territoriali" tendono ad avvenire nei mesi di novembre-dicembre successivi all'involo, senza differenze tra maschi e femmine; al compimento del primo anno di età o successivamente (González et al., 1989a; Walls e Kenward, 1994), i giovani tendono a tornare presso le aree natali, anche se con marcate differenze individuali (Balbontìn e Ferrer, 2009).

Real e Mañosa (2001) hanno evidenziato che i maschi tendono a stabilirsi più vicino alle aree natali, esibendo un comportamento maggiormente filopatrico, con differenze tra le diverse popolazioni studiate (Balbontìn e Ferrer, 2009; Hernández-Matías et al., 2010).

Potrebbe esistere una certa competizione inter ed intraspecifica per le aree di insediamento temporaneo che verrebbero probabilmente abbandonate al diminuire del successo di cattura delle prede e delle densità delle stesse (Balbontìn e Ferrer, 2009).

La distanza di dispersione dalle aree natali varia notevolmente, da circa 50 km (Balbontìn e Ferrer, 2009) ad un valore compreso tra i circa 90 e 550 Km (Alcántara et al., 2001; Real e Mañosa, 2001; Cadahía et al., 2005; Cadahía et al., 2009; Hernández-Matías et al., 2010; Cadahía et al., 2010); queste differenze potrebbero essere legate a diversi fattori, sia ecologici (qualità dell'area, ampiezza della scala di indagine, abbondanza di prede) che metodologici (ossia relativi alle tecniche utilizzate per lo studio della dispersione, come marcature alari, telemetria tradizionale, telemetria satellitare) (Balbontìn e Ferrer, 2009; Moleón et al., 2009b).

I movimenti medi giornalieri hanno un'ampiezza di circa 20 km.; nei giorni immediatamente successivi all'inizio della fase di dispersione si verificano movimenti giornalieri di maggiore entità, in termini di distanze percorse (Cadahía et al., 2007) principalmente nella fase pomeridiana della giornata (Cadahía et al., 2007), probabilmente per la maggiore presenza di termiche (Ballam, 1984; Ferrer, 2001; Sarasola e Negro, 2005; Cadahía et al., 2007), che, alternate al volo a vela, avvantaggiano spostamenti su notevoli distanze (Pennycuick, 1998).

Solitamente, come già accennato, la fine della fase di dispersione avviene al compimento del IV anno di vita, quando gli individui entrano a far parte della popolazione riproduttiva (Cadahía et al., 2009).

Le aree di dispersione e di sosta temporanea, solitamente esterne alle aree riproduttive della specie (Real e Mañosa, 2001; Cadahía et al., 2010, Orta et al., 2015; Rollan et al. 2016), sono caratterizzate da percentuali significative di aree aperte, con coperture arbustive, pascoli, habitat ecotonali (Balbontìn et al., 2000; Balbontin, 2005) ed aree aperte coltivate non irrigate, specie a colture erbacee (Cadahía et al., 2010), dove sembrerebbe esserci una maggiore abbondanza di specie preda e un maggior successo di caccia, in particolare di Coniglio selvatico (Tjernberg, 1983; Moreno e Villafuerte, 1995; Marzluff et al., 1997; McGrady et al., 1997; Palomares e Delibes, 1997; Mañosa et al., 1998; Balbontín, 2005; Ontiveros et al., 2005; Rollan et al., 2016). Ad esempio, le aree di insediamento temporaneo sono caratterizzate da superficie ecotonali tra colture non irrigue, garighe e pascoli, considerati come ottimali ambienti di caccia (Sánchez-Zapata e Calvo, 1999; Carrete et al., 2000; Sergio et al., 2005), sono solitamente situate lontano da nuclei abitati e strade e questo sembrerebbe indicare una tendenza da parte dei giovani in dispersione ad evitare le aree antropizzate (Balbontín, 2005). Gli adulti, come noto, tendono ad occupare aree caratterizzate da una certa pendenza cui è correlata l'abbondanza di pareti (Carrete et al., 2002; Balbontin, 2005). Questo fattore sembrerebbe non essere fondamentale per gli esemplari in dispersione che, invece, frequentano aree caratterizzate anche da modeste altitudini e pendenze (Balbontín, 2005). Infine, il rapporto lunghezza alare-dimensioni del corpo

(Janes, 1984; Parellada et al., 1984b) sembrerebbe rendere questa specie dipendente dalle termiche e dalle correnti più di altre specie di rapaci (Balbontín, 2005). Quindi, la selezione delle aree di dispersione sembrerebbe essere condizionata principalmente dalle aree aperte e dall'abbondanza di prede (Mañosa et al., 1998; Balbontín, 2005; Cadahía et al., 2005, 2010).

Tuttavia, le aree di dispersione, così come quelle di nidificazione, sono spesso caratterizzate da fattori di minaccia che influenzano direttamente la sopravvivenza di questo rapace, principalmente persecuzione diretta, elettrocuzione e avvelenamento, quest'ultimo soprattutto nei pressi di riserve di caccia o di aree sottoposte ad attività venatoria (Real e Maňosa, 2001; Mateo et al., 2004; Real, 2004; Cadahía et al., 2005), nonché predazione (Real e Mañosa, 1990). Queste minacce sono diventate particolarmente acute dopo la diffusione della malattia emorragica virale del coniglio e della mixomatosi che hanno provocato una variazione nei pattern di distribuzione della specie verso aree più antropizzate incrementando, di conseguenza, il rischio di mortalità giovanile per cause connesse alla presenza umana (Moleón et al., 2009a).

Le principali aree di dispersione note nella penisola iberica (Real e Mañosa, 2001; Real, 2004, Balbontín, 2005; Cadahía et al., 2010) hanno evidenziato che anche aree relativamente piccole ma ricche di prede e situate nelle vicinanze di territori occupati possono essere interessate da presenze regolari ed importanti di *floaters*. Inoltre, le aree di dispersione possono essere condivise da individui di diverse popolazioni e, di conseguenza, le azioni di conservazione in queste aree possono influire positivamente non solo sulle popolazioni locali ma anche su quelle adiacenti e distanti.

Al di fuori dell'areale riproduttivo, sono noti ampi movimenti dispersivi che interessano gli immaturi (Cugnasse e Cramm, 1990; Cheylan et al., 1996; Cadahía et al., 2005; Hernández-Matías et al., 2010). La specie è, inoltre, regolarmente osservata nelle aree prossime alle zone riproduttive, come in Camargue e in Crau (Géroudet, 2000), mentre sono da segnalare irregolari osservazioni su importanti direttrici migratorie quali gli stretti di Gibilterra, Bosforo e Messina (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp e Simmons, 1980; Blondel e Isenmann, 1981; Cheylan et al., 1996; Géroudet, 2000; Corso, 2005; Dubois et al., 2008), in aree molto al di fuori del range riproduttivo, ad esempio in Olanda, (Dijksen, 1996; van den Berg e Bosmann, 1999), Danimarca (Maumary et al., 2007), Finlandia e Svezia (Glutz von Blotzheim et al., 1971).

Numerose segnalazioni di individui erratici, specialmente immaturi, sono avvenute in periodi storici e recenti nell'Italia Nord Occidentale (cfr. Alessandria e Boano, 2011), probabilmente provenienti da aree francesi (Cugnasse e Cramm, 1990; Alessandria e Boano, 2011) e spagnole (Rete osservatori Liguri, 2015**)** e indicano che le Alpi non costituiscono una barriera per questa specie, ma soltanto un'area non idonea e non vocata alla sua presenza stabile.

Inoltre, uno studio recente condotto in Francia (Lieury et al., 2016) ha dimostrato che l'incremento della popolazione francese degli ultimi anni è stato determinato da un costante movimento di emigrazione da parte della popolazione spagnola.

I dati attualmente disponibili per la popolazione siciliana confermano quanto già noto in letteratura, sia per quanto concerne il periodo di inizio della fase di dispersione, che per l'ampiezza degli spostamenti.

Riguardo alle tipologie ambientali utilizzate, le giovani aquile in dispersione sembrerebbero frequentare habitat aperti e caratterizzati da aree agricole estensive, non necessariamente rocciosi e spesso pianeggianti e collinari. Tuttavia, emergerebbe una certa importanza delle aree umide, in particolare dei bacini artificiali, anche di modeste entità, dove probabilmente vi è una maggiore disponibilità e probabilità di catturare prede (Hernández-Matías et al., 2015; Rollan et al., 2016) come piccioni o uccelli acquatici, confermando che la disponibilità di prede potrebbe essere considerata come tra i più rilevanti in termini di influenza dei comportamenti e dei pattern di dispersione giovanile della specie.

4.5 Biologia riproduttiva

L'Aquila di Bonelli è una specie monogama e fortemente territoriale, legata per la riproduzione principalmente agli ambienti rupicoli, come in Sicilia, dove nidifica quasi esclusivamente su pareti rocciose. Infatti, in Europa occidentale nidifica principalmente in pareti, ma nel sud del Portogallo più del 70% delle coppie nidificano sugli alberi, in particolare pini e grossi eucalipti (Palma, 2011).

Un forte legame di coppia porta i due partner a rimanere nel territorio riproduttivo durante tutto l'anno, anche al di fuori del periodo della riproduzione. In dicembre inizia la stagione riproduttiva, con l'avvento dei voli nuziali, spettacolari e talvolta acrobatici, con cui la coppia rafforza il proprio legame e segnala ai conspecifici l'occupazione del territorio.

L'Aquila di Bonelli è una specie molto aggressiva nei confronti dei conspecifici e degli altri rapaci (Cramp e Simmons, 1980), alcuni dei quali vengono comunemente catturati come il Gheppio (*Falco tinnunculus)*, il Grillaio (*Falco naumanni*), altri meno frequentemente (Di Vittorio osservazioni personali), come il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) e la Poiana (*Buteo buteo*) e, addirittura, il Gufo reale (*Bubo bubo*, Lòpez Lòpez et al., 2016a). Molto legata al sito di nidificazione, manifesta il comportamento territoriale a partire da due mesi prima dell'inizio della stagione riproduttiva (che comincia solitamente in dicembre-gennaio) con voli nuziali, accompagnati sovente da vocalizzazioni e caratterizzati da acrobazie ed evoluzioni aeree (*looping*) che culminano con un tipico volo, il festone, con il quale gli esemplari raggiungono una certa quota per poi lasciarsi precipitare fino a pochi metri dal suolo e risalire per inerzia. Contemporaneamente avviene l'apporto di nuovo materiale ai nidi, con frequenza più elevata rispetto ad altre specie, come ad esempio l'Aquila reale. Infatti, in Sicilia, è stata documentata la costruzione di nidi ex novo che in poche settimane assumevano un'altezza maggiore al mezzo metro (Tutela Rapaci e Progetto LIFE ConRaSi, dati inediti).

Tra la seconda metà di dicembre e gli inizi di gennaio inizia il restauro dei nidi con rami e materiale vegetale vario. L'apporto di materiale al nido continuerà durante tutta la stagione riproduttiva, in particolare dopo un evento di fallimento riproduttivo (Gruppo Tutela Rapaci e progetto LIFE ConRaSi, dati inediti). Ogni territorio contiene generalmente più nidi, solitamente da 3 a 5 (Lo

Valvo e Massa, 1992) utilizzati a rotazione durante le successive stagioni riproduttive. In Sicilia si registrano in media 3,28 nidi/coppia (Di Vittorio et al., 2000). Il nido è una struttura imponente, con diametro superiore ai due metri; talvolta è talmente pesante da crollare (Tutela Rapaci e Progetto LIFE ConRaSi). L'Aquila di Bonelli può condividere la stessa parete rocciosa con altre specie di rapaci, come il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*), il Lanario (*Falco biarmicus*), soprattutto in aree con carenza di affioramenti rocciosi, anche se, generalmente, le interazioni tendono ad essere continue ed aggressive (Cramp e Simmons, 1980).

La specie, al di fuori del territorio italiano, costruisce anche nidi su albero (Palma et al., 1984; Bergier e De Naurois, 1985; Paz, 1987; Palma, 2011) o su strutture artificiali, quali piloni delle linee elettriche (Simeòn et al., 1982). In Sicilia è noto un solo nido costruito sul pilone di un ponte stradale (Mascara, 2010).

La deposizione avviene principalmente tra i mesi di febbraio e marzo (Blondel et al., 1969; Suetens e Groenendael, 1969; Cheylan, 1972; Real, 1982; Paz, 1987; Lo Valvo e Massa, 1992; Arroyo et al., 1995), anche se sono note deposizioni tardive o di sostituzione anche fino al mese di aprile (Tutela Rapaci e Progetto LIFE ConRaSi, dati inediti). La data di deposizione varia in funzione della latitudine: ad esempio in Marocco inizia a partire da dicembre (Bergier e De Naurois, 1985).

In circa due-tre giorni la femmina depone solitamente 1 o 2 uova, raramente 3 (misure medie delle uova: 69,2 x 52,9 mm e 112 grammi di peso), (Cramp e Simmons, 1980), che vengono covate prevalentemente dalla femmina per 37 – 46 giorni (Arroyo et al., 1995).

Dopo la schiusa è ancora la femmina che, generalmente, continua a coprire e proteggere i *pulli* per la loro termoregolazione, mentre il maschio si occupa di procurare il cibo, che viene parzialmente consumato e poi lasciato al nido, dove la femmina si occupa di alimentare i giovani. Raggiunti i 15 giorni di età i giovani cominciano ad essere lasciati soli al nido e dopo 30 – 45 giorni sono in grado di alimentarsi autonomamente. L'involo avviene dopo circa 65 giorni dalla nascita (Suetens e Groenendael, 1969; Arroyo et al., 1976; Real et al., 1998; Mínguez et al., 2001). In Sicilia gli involi avvengono solitamente tra metà maggio e inizi giugno (Massa, 1976; Lo Valvo e Massa, 1992; Di Vittorio, 2007), anche se sono noti casi di involi alla metà di luglio (Gruppo Tutela Rapaci, dati inediti).

In Sicilia, come in altre parti dell'areale (Rivoire, 1979), è stata riscontrata un'elevata frequenza di nidiate con due pulcini, ma sono note anche covate di tre uova, con successivo involo di tutti i pulcini allevati (Lo Valvo e Massa, 1992; Salvo G., com. personale). Dopo l'involo, i giovani restano per alcune settimane insieme ai genitori, i quali provvedono a procacciare il cibo e ad insegnare progressivamente le tecniche di caccia.

Durante le recenti attività di ricerca e monitoraggio (Gruppo Tutela Rapaci e Progetto LIFE ConRaSi) è stato inoltre rilevato che, in almeno il 35% dei siti controllati, le coppie risultano essere miste, ossia uno degli individui risulta essere immaturo o subadulto, fenomeno che potrebbe evidenziare un problema demografico da riferire ad un alto tasso di mortalità adulta,

stimata per la Sicilia in 10-20% annuo (Di Vittorio, 2007; Lòpez Lòpez et al., 2012), simile a quello rilevato in altri studi riguardanti la specie in aree con simili problematiche di conservazione.

Anche se già dal II anno sono noti comportamenti riproduttivi (Gruppo Tutela Rapaci dati inediti), tentativi di riproduzione da parte di immaturi solo di rado hanno esiti positivi (Glutz von Blotzheimet al., 1971).

Nella specie è noto il cainismo, il comportamento che porta l'aquilotto che nasce per primo a provocare (direttamente, attraverso l'attacco al fratello o indirettamente, non permettendone l'alimentazione) la morte del secondo nato (Newton, 1979; Mock e Parker, 1997; Real et al., 2000; Morandini e Ferrer, 2015; Hernández-Matías et al., 2016). Questo fenomeno sembra essere più frequente in presenza di schiuse molto asincrone che, quindi, determinano notevoli differenze di taglia tra i pulcini (Real, 1987). Nonostante in passato venisse considerato un comportamento comune per la specie (Chiavetta, 1981), esso non ha una forte incidenza (Dementiev e Gladkov, 1951; Leshem, 1976, 1977; Blondel et al., 1969; Real et al., 2000; Pande et al., 2004). Infatti, in Sicilia, più del 45% delle nidificazioni riuscite ha portato all'involo di 2 giovani (Tutela Rapaci e Progetto LIFE ConRaSi, dati inediti).

4.6 Demografia

La stima dei parametri demografici è fortemente condizionata dalla tendenza delle popolazioni oggetto di indagine. Tuttavia, benché su valori differenti, nell'Aquila di Bonelli la sopravvivenza tende ad aumentare con l'età (Soutullo et al., 2008a; Lòpez Lòpez et al., 2012; Hernandez-Matìas et al., 2013). Analisi di sensitività hanno dimostrato che i parametri che hanno maggior effetto sulla crescita della popolazione sono la sopravvivenza degli adulti e dei pre-adulti ed il successo riproduttivo associato alla mortalità giovanile e immatura (Soutullo et al., 2008a; Lòpez Lòpez et al., 2012; Hernandez-Matìas et al., 2013). Aumenti anche di poca entità (ad esempio 5%) della mortalità tendono ad avere effetti molto significativi sulla persistenza delle popolazioni, mentre il successo riproduttivo influenzerebbe la persistenza della popolazione in modo meno incisivo.

I tassi di sopravvivenza pre-adulta ottenuti finora per la Sicilia dai dati di telemetria satellitare (superiori al 75%, LIFE ConRaSi, inediti) indicherebbero dei valori superiori a quanto noto in letteratura per Francia e Spagna (I anno: 0,11-0,69; II anno 0,22-0,72; III anno 0,63-0,915: Soutullo et al. 2008a; Hernandes Mathìas et al., 2011a, b, c, e 2013; Chevallier et al., 2015; Lieury et al., 2016).

Per quanto attiene gli adulti, alti tassi di mortalità in questa classe determinano alti tassi di sostituzione (Balbontín et al., 2005), ossia un incremento degli ingressi di individui non adulti nella popolazione riproduttiva, con conseguenze demografiche negative (Ferrer et al., 2003). È dimostrato infatti che le coppie formate da almeno un individuo subadulto sono meno produttive rispetto a quelle formate da individui adulti (Sánchez-Zapata et al., 2000; Boal 2001; Balbontín et al., 2003).

Relativamente all'areale italiano, i dati disponibili si riferiscono unicamente alla popolazione siciliana e derivano dal monitoraggio di 563 nidificazioni, dal 1990 al 2019 (Di Vittorio et al., 2018 e LIFE ConRaSi inediti).

Per il periodo analizzato, la produttività (numero di giovani involati/nidificazioni seguite o coppie territoriali) è pari a 0,87 (±0,32), mentre il tasso d'involo (numero di giovani involati/coppie con riproduzione avvenuta con esito positivo) ammonta a 1,48 (±0,22), valori in linea - o di poco minori - con quelli riscontrati in alcune popolazioni spagnole (Carrete et al., 2002; Balbontín et al., 2003; Penteriani et al., 2003; Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Lòpez Lòpez et al., 2007c; Martìnez et al., 2008; Moleòn et al., 2011; Hernández-Matías et al., 2011a e b; Resano-Mayor et al., 2014b, Rollan et al., 2016) ed in accordo con quanto emerso in altri studi per la Sicilia (Salvo, 1989; Lo Valvo e Massa, 1992; Di Vittorio et al., 2000; Di Vittorio, 2007).

Il successo riproduttivo (coppie nidificanti con esiti positivi / coppie seguite x 100) pari al 58% non risulta invece molto alto rispetto ad altre popolazioni (Clouet e Goar, 1984; Bergier e De Naurois, 1985; Lòpez Lòpez et al., 2007c; Soutullo et al., 2008a; Rollan et al., 2016). Molto probabilmente questo risultato potrebbe essere legato alle numerose interruzioni di nidificazioni causate da un eccessivo disturbo presso i siti riproduttivi legato alle attività umane (Gil-Sànchez et al., 1994; Carrete et al., 2002; Ontiveros et al., 2003; Roman-Muñoz e Real, 2013) in Sicilia, principalmente costruzione di piste di penetrazione o lavori di manutenzione forestale (Di Vittorio et al., 2012), ma soprattutto al forte prelievo di giovani e uova al nido (Lòpez Lòpez et al., 2012; Di Vittorio et al., 2015a e 2018). Quest'ultimo fattore sembrerebbe avere condizionato in passato la tendenza negativa della popolazione siciliana, dal momento che, in seguito all'avvio della sorveglianza ai nidi che ha drasticamente ridotto il prelievo dei *pulli*, la popolazione ha mostrato sensibili e significativi segni di ripresa (Di Vittorio et al., 2018).

Non si può inoltre escludere che questo basso valore del successo riproduttivo riscontrato negli ultimi anni possa essere dipeso anche dalle particolari condizioni climatiche, caratterizzate da una elevata piovosità primaverile (durante il periodo di deposizione e cova) che potrebbe aver determinato il fallimento di diverse nidificazioni (Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Balbontìn e Ferrer, 2005a e b; Roman-Muñoz et al., 2005; Carrascal e Soane, 2008; Roman-Muñoz e Real, 2013).

Per ottenere informazioni sui tassi di ricambio e quindi sulla mortalità è importante analizzare ogni anno l'età e il sesso degli individui territoriali che compongono le coppie riproduttive, ottenuti dal rilevamento di eventuali differenze di dimensioni (ad esempio femmine più grandi dei maschi) e di piumaggio tra sessi e classi di età (Baker, 1993; Ferguson-Lees e Christie, 2006; Forsman, 2007; García et al., 2013). Il tasso di turnover (correlato al tasso di sopravvivenza) viene così calcolato per ciascun territorio come il numero totale di individui che scompaiono dal territorio da un anno all'altro (e quindi possono essere potenzialmente deceduti) o sono sostituiti da un individuo di una diversa fascia di età in rapporto al numero totale di individui e agli anni considerati. In Sicilia, è stato in tal modo calcolato un tasso di mortalità adulta pari al 10,20%

annuo, molto simile a quanto riscontrato nella vicina popolazione francese (Di Vittorio, 2007; Lòpez Lòpez et al., 2012).

4.7 Competizione intra ed interspecifica

La competizione intra ed interspecifica è uno dei paradigmi più acclamati dell'ecologia delle comunità contemporanea, in quanto è tra i concetti fondamentali alla base della coesistenza o della segregazione di specie con nicchie ecologiche simili (Pulliam, 2000).

In ecologia classica si intende, per competizione, una richiesta eccessiva e combinata di risorse tra la stessa specie o tra specie diverse. In molte specie animali la competizione, soprattutto interspecifica, avviene soprattutto attraverso interazioni dirette tra individui, dando vita alla cosiddetta interferenza. Tanto più simili sono le caratteristiche ecologiche di due specie, tanto maggiore sarà la loro competizione, fino al caso limite della scomparsa di una di queste (principio di esclusione competitiva, Gause, 1934).

Gli uccelli da preda possono essere considerati un ottimo modello per lo studio delle interazioni competitive: il loro "armamento" implica che eventuali interazioni dirette possano essere pericolose o addirittura letali, per cui l'evitamento dello scontro potrebbe essere massimizzato attraverso l'esistenza di gradienti spaziali, temporali o di differenziazione degli habitat preferiti (es. Sergio e Hiraldo, 2008). Di conseguenza, la competizione interspecifica è stata tradizionalmente considerata come una fonte importante di segregazione nei rapaci (Newton, 1979). Tuttavia, alcuni fattori possono facilitare la coesistenza tra specie potenzialmente competitive, tra cui ad esempio l'eterogeneità degli habitat o la disponibilità di spazi liberi sufficientemente distanti dal più vicino territorio occupato da un competitore (ad esempio Chesson, 1985; Hakkarainen e Korpimäki, 1996; Sergio et al., 2003).

In ecologia, nei casi di competizione tra specie con ecologia simile, solitamente la specie di dimensione maggiore scalza la minore (Odger, 1975; Newton, 1979; Manzi e Perna, 1992; Masterov, 1995) e, in effetti, laddove è stata constatata l'esistenza di una certa competizione per le risorse, l'Aquila reale, sembrerebbe essere dominante sull'Aquila di Bonelli, con casi di usurpazione del sito riproduttivo (Cheylan, 1973; Jordano, 1981; Clouet e Goar, 1984; Fernàndez e Insausti, 1986, 1990; Bourski e Forsmeier, 2000), soprattutto dove la disponibilità di siti di nidificazione è un fattore limitante (Arroyo et al., 1995; Parellada et al*.,* 1996). Non sono noti in letteratura casi di siti di Aquila reale usurpati dall'Aquila di Bonelli (Carrete et al*.,* 2002).

L'Aquila reale e l'Aquila di Bonelli coesistono nel Paleartico occidentale in una ristretta area che approssimativamente abbraccia tutta la conca mediterranea, in Spagna e Francia meridionale, nord Africa e area Balcanica (Cramp e Simmons, 1980). Tra i territori che sono caratterizzati dalla sintopia delle due specie è inclusa anche la Sicilia.

Nonostante il declino dell'Aquila di Bonelli sia stato messo, in molte parti del suo areale, in relazione ad una riduzione del tasso di sopravvivenza e del successo riproduttivo (Real e Mañosa, 1997; Rico et al., 1999; Real et al., 2001; Carrete et al., 2002; Penteriani et al., 2003; Moleón et al., 2007b) riconducibile a fattori di tipo antropico (Carrete et al. 2005; Balbontín, 2005; Martínez

et al., 2007; Bosch et al., 2010), anche la competizione interspecifica con l'Aquila reale per il sito riproduttivo e per il territorio è stata chiamata in causa (Fernàndez e Insausti, 1990; Fernández et al., 1998; López-López et al., 2004; Balbontín, 2005; Carrete et al., 2005 e 2006; Martínez et al., 2007; Bosch et al., 2007 e 2010). La similitudine delle due specie dal punto di vista bio-ecologico, che si traduce in una parziale sovrapposizione nella nicchia ecologica, potrebbe determinare infatti un certo grado competizione interspecifica (vedi, ad esempio, Real e Mañosa, 1997; Gil-Sànchez, 1998 e 1999; Rico et al., 1999; Carrete et al., 2002**;** Gil-Sànchez et al*.,* 2004).

L'Aquila reale e l'Aquila di Bonelli sono due specie potenzialmente in competizione considerato che: i) sono simili nella dimensione; ii) condividono habitat di nidificazione simili (pareti rocciose); ii) hanno una dieta spesso dominata da specie simili (come il Coniglio selvatico); iii) vivono in simpatria in grandi porzioni del loro areale, come nella maggior parte del Mediterraneo occidentale (Gil-Sánchez et al., 1994; del Hoyo et al., 1994; Martí e del Moral, 2003).

In particolare, è stato addirittura supposto che la presenza dell'Aquila reale, più grande e dominante, influisca negativamente sulla presenza e sulla fitness dell'Aquila di Bonelli (Gil-Sànchez et al., 1996; Real, 2004, ma si veda anche Carrete et al., 2002). Tuttavia, ricerche effettuate nella Spagna meridionale, dove le Aquile di Bonelli sono ancora abbondanti, hanno suggerito che l'effetto dell'Aquila reale sulla dinamica complessiva delle popolazioni di Aquila di Bonelli sia alquanto bassa e densità dipendente (Carrete et al., 2005). Tenuto conto di questa premessa, è importante esaminare quali fattori possano contribuire alla coesistenza di queste due specie nelle aree di simpatria e quali sono i meccanismi di segregazione, al fine di avere un quadro globale sulla loro interazione (Thompson, 2006).

Una ricerca ancora in corso in Sicilia (Di Vittorio et al., in preparazione) ha analizzato una possibile interazione competitiva tra le due specie a due diverse scale di indagine, nonostante siano stati considerati degli indizi di interazione non acuta (Di Vittorio et al., 2012).

I risultati, preliminarmente, tenderebbero infatti a mettere in rilievo come l'Aquila reale sembrerebbe preferire, rispetto all'Aquila di Bonelli, aree a maggiore altitudine (e quindi più fredde) e caratterizzate da ampie porzioni di macchia, prateria e superfici boscate, con più elevata diversità vegetazionale. L'Aquila di Bonelli preferirebbe invece territori con un intervallo altimetrico minore, caratterizzati da ambiente secco e xerico, con ampie superfici occupate da seminativi, e quindi da habitat di tipo pseudosteppico. La probabilità di compresenza delle due specie è elevata nei territori che presentano per questi parametri dei valori intermedi. I modelli hanno inoltre evidenziato che la probabilità di occupazione di un quadrante o di un territorio da parte di Aquila di Bonelli tenderebbe ad essere maggiore all'aumentare della distanza dal più vicino sito di Aquila reale.

Per quanto attiene l'alimentazione, l'Aquila reale mostra una maggiore teriofagia (Fasce e Fasce, 1984, 1992; Huboux, 1984, 1988; Watson et al., 1989; Iborra et al*.,* 1990; Watson, 1997; Cramp e Simmons, 1980; Pedrini e Sergio, 2001a) rispetto all'Aquila di Bonelli; di contro, la dieta di quest'ultima mostra una maggiore presenza di uccelli, nonostante la maggiore biomassa

consumata sia costituita dal Coniglio selvatico (per la Sicilia cfr. Di Vittorio, et al., 2001; Di Vittorio, 2007)

Un'analisi comparativa tra le diete dei due rapaci in Sicilia (Di Vittorio et al., in preparazione e inediti) ha evidenziato che, nonostante una certa similarità di tipo qualitativo, le due specie tenderebbero a differire significativamente nella composizione della dieta. In particolare, l'Aquila di Bonelli ha una dieta caratterizzata da un'elevata frequenza di Coniglio selvatico e Piccione rispetto alla dieta dell'Aquila reale, caratterizzata invece da una maggiore frequenza di Lepre italica (*Lepus corsicanus*), ungulati domestici, Volpe (*Vulpes vulpes*) ed ofidi. Questo è coerente con quanto emerso in uno studio accurato (Clouet e Goar, 1984) sulle caratteristiche morfologiche dei due rapaci, secondo il quale la particolare anatomia dell'Aquila di Bonelli (in particolare la lunghezza del tarso, del dito medio e degli artigli) favorisce la cattura al volo degli uccelli, mentre l'Aquila reale risulta più adatta alla cattura di mammiferi al suolo.

Esisterebbe, inoltre, una certa differenza relativa alle classi predate e al peso delle prede (Di Vittorio, 2007) che rifletterebbe la differenza dimensionale delle due specie (Cheylan, 1977).

Tuttavia, l'importanza che nella dieta di entrambe le due specie assume il Coniglio selvatico potrebbe far pensare ad una competizione diretta in alcune zone di sintropia, dove la specie preda risulti o diventi poco abbondante.

La sovrapposizione di nicchia trofica potrebbe essere particolarmente rilevante durante il periodo riproduttivo. Tuttavia, uno sfasamento di circa un mese nel periodo riproduttivo di queste specie (gli involi nell'Aquila reale e nella Bonelli avvengono solitamente nella prima decade di luglio (Di Vittorio, 2007) e tra metà maggio e inizi di giugno rispettivamente (Di Vittorio, 2007 e Gruppo Tutela Rapaci, dati inediti) ridurrebbe di molto la competizione per le risorse (Jordano, 1981) proprio nella fase di maggior richiesta alimentare.

Infine, a livello del sito riproduttivo, l'Aquila di Bonelli dimostra una maggiore tolleranza al disturbo antropico rispetto all'Aquila reale (Parellada et al*.,* 1984b; Real, 1989; Arroyo et al., 1990, 1995; Gonzàlez, 1991; Gil-Sànchez et al*.,* 1996). Questo fattore potrebbe di certo ammortizzare l'effetto della competizione fra le due specie, poiché la Bonelli potrebbe occupare territori non altrimenti selezionati dall'Aquila reale, in quanto "disturbati" (Parellada et al*.,* 1984b; Gil-Sànchez et al., 1994; Gil-Sànchez et al*.,* 2000; Carrete et al., 2002).

Nonostante esista dunque una certa sovrapposizione di nicchia trofica e di habitat fra le due specie, il risultato della competizione interspecifica potrebbe comportare un equilibrio stabile che supporta la coesistenza delle due specie, come di fatto avviene in gran parte dell'areale, equilibrio in cui la proporzione di habitat occupato è determinato da meccanismi demografici di ciascuna specie (Carrete et al., 2005). Tuttavia, bisogna tener conto che in presenza di un declino della popolazione di Aquila di Bonelli, l'Aquila reale tende ad occupare i territori precedentemente occupati dalla Bonelli (vedi ad esempio Fernàndez e Insausti, 1986, 1990; Bourski e Forsmeier, 2000). In questo caso una nuova occupazione da parte dell'Aquila di Bonelli potrebbe essere alquanto difficoltosa.

La coesistenza delle due specie in Sicilia è possibile nelle aree in cui esiste una commistione tra l'agricoltura tradizionale estensiva e le aree naturali aperte caratterizzate dalla presenza di macchia e prateria (Di Vittorio et al., 2012, 2014). L'eterogeneità creata dalla presenza di aree agricole, in particolare le terre coltivate non irrigate, tipiche dei paesaggi mediterranei e caratterizzati dalla presenza di grandi aree aperte, permette la presenza di entrambe le specie. Queste associazioni di habitat sono probabilmente legate alla disponibilità di prede (Watson, 1992, 2010; Pedrini e Sergio, 2001b; Sergio et al., 2006; Tapia et al., 2007) come il coniglio e la lepre (Massa e La Mantia, 2007) che costituiscono la preda principale rispettivamente dell'Aquila di Bonelli e dell'Aquila reale in Sicilia (Di Vittorio, 2007, 2011), prede che raggiungono le loro densità più elevate in habitat eterogenei. Un'elevata diversità ambientale ed un'alta densità di prede dovrebbero favorire una riduzione della competizione interspecifica (cfr. Haddad et al., 2001), sostenendo così la coesistenza di queste due specie (Chesson, 1985; Delibes-Mateos et al., 2007; Rueda et al., 2009).

5. Aspetti normativi

L'Aquila di Bonelli è inserita nell'allegato II della Convenzione sulle specie migratrici (CMS), della CITES (Convenzione sul commercio internazionale delle specie minacciate di estinzione) e della Convenzione di Berna (Convenzione per la conservazione della vita selvatica e dei suoi biotopi in Europa). È inoltre inserita nell'allegato I della Direttiva Uccelli (Direttiva 2009/147/EC) e nei diversi regolamenti europei di recepimento delle citate convenzioni internazionali.

Per quanto attiene la normativa nazionale, la specie è inserita fra quelle oggetto di tutela dall'Art. 2, c. 1 lettera b) della Legge Nazionale 157/92, ove si estende esplicitamente la tutela a tutte le specie di rapaci diurni (Accipitriformes e Falconiformes).

Oltre allo status di specie protetta, l'inserimento nelle diverse convenzioni comporta la necessità di porre in atto misure in grado di migliorarne lo stato di conservazione anche attraverso una regolamentazione del commercio e/o del trasferimento di individui o parti di essi.

La specie rientra nelle otto specie prioritarie di uccelli per le quali è stato redatto un piano di azione europeo (Arroyo e Ferreiro, 1997, 2001), benché oramai datato.

6. Pressioni e Minacce

L'Aquila di Bonelli, così come tante altre specie di grandi rapaci, è attualmente soggetta ad una vasta gamma di pressioni e minacce legate alle attività umane, che presentano diversi gradi di intensità e reversibilità. Uno degli obiettivi del piano d'azione è proporre, sulla base di parametri oggettivi, un rating delle minacce a cui il piano dovrebbe rispondere con strumenti per la

mitigazione o la rimozione dei fattori di rischio. La classificazione delle pressioni e delle minacce di seguito descritte e la loro gerarchizzazione sono riportati alla fine del paragrafo (Tab. 2).

Perdita di habitat

Abbandono terreni e intensificazione colturale

La corretta tutela e la razionale gestione degli habitat, soprattutto di quelli maggiormente vocati per la sopravvivenza dell'Aquila di Bonelli, rappresenta un primo, importante e propedeutico passo per la salvaguardia delle popolazioni di questa specie. L'eccessiva antropizzazione, la trasformazione ambientale e lo sviluppo di attività agricole intensive nelle aree destinate a pascolo o a seminativo cerealicolo, possono facilmente compromettere la sopravvivenza della specie. A ciò si aggiunge anche la sottrazione di habitat legata alla realizzazione di infrastrutture (ad es. parchi eolici) in ambienti elettivi per la specie, che potrebbe comportare anche l'ulteriore introduzione di fattori di rischio per la sopravvivenza degli individui.

La conoscenza dei meccanismi e dei pattern di selezione degli habitat operati dalla specie consentono di evidenziare le ecostrutture alla base della sua distribuzione, che ne sostengono la *fitness* e quindi la conservazione (Channell e Lomolino, 2000; Whitfield, 2005; Roman-Muñoz et al., 2005). I risultati dell'analisi di preferenza dell'habitat in Sicilia (Di Vittorio et al., 2012) evidenziano, in linea con la letteratura sulla specie (Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Gil-Sànchez et al., 2004; Lòpez-Lòpez et al., 2006), l'importanza degli ambienti pseudosteppici derivanti dalla coevoluzione e commistione di aree agricole estensive ed aree naturali (Blondel e Aronson, 1999), ricche di specie preda per il rapace (Lòpez-Lòpez e Urios, 2010), la preferenza per ambienti secchi e aridi (Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Roman Muňoz et al., 2005) e per le aree aperte con scarsa copertura arborea (Carrete et al., 2002), evidenziando al contempo l'effetto negativo delle aree ad agricoltura intensiva, come i vigneti (Carrete et al., 2002; Di Vittorio, 2011; Di Vittorio et al., 2012).

Persecuzione diretta: abbattimento illegale e furto di pulli e uova

In Europa la persecuzione diretta da parte dell'uomo rappresenta un grosso problema per la conservazione dei rapaci (vedi, ad esempio Ontiveros, 2000, 2001, 2014; Dobado-Berrios et al., 2001; Arroyo e Ferreiro, 2001; Real et al., 2001; Whitfield et al., 2004; Moleón et al., 2007b, 2008; Bosch et al., 2010; Burger et al., 2013; Donázar et al., 2016; Rollan et al., 2016; Birdlife International, 2016; Di Vittorio et al., 2018; Gil-Sánchez et al., 2018). Real et al. (2001) evidenziano che la persecuzione diretta è responsabile del 26% dei casi di mortalità (60% e 25%, rispettivamente per individui adulti e non adulti) registrati su un campione di 377 casi complessivi; di tale forma di mortalità il 21% è dovuto ad abbattimento con armi da fuoco, il 3% ad ingestione di veleno ed il 2% è legato al trappolamento. La persecuzione diretta (abbattimento, trappolamento, avvelenamento etc.) è infatti stata evidenziata come la seconda

principale causa di mortalità (dopo l'elettrocuzione) nella Spagna occidentale e settentrionale (rispettivamente con il 52% e il 43% dei casi registrati), in linea con quanto riscontrato in Catalogna da Real et al. (2015).

Per la Sicilia l'abbattimento costituisce una delle principali cause di mortalità delle Aquile di Bonelli adulte e giovani, con almeno 17 casi registrati negli ultimi 20 anni (Lòpez-Lòpez et al., 2012 e inediti). Tale forma di mortalità, esercitata sia sugli adulti sia sui giovani, unitamente alla depredazione dei nidi, rappresenta a tutt'oggi un rischio concreto per la permanenza della specie nel lungo termine. Il furto di *pulli* o uova, che alimenta ed è quindi strettamente connesso con il traffico illegale di specie selvatiche, ha avuto e continua ad avere un profondo impatto sulla conservazione della biodiversità, in quanto fonte di estinzione o rarefazione di specie, introduzione di specie aliene, spesso invasive, e propagazione di patologie (Baker et al., 2013).

Come già evidenziato per il Falco sacro (*Falco cherrug*) nell'Europa centrale ed orientale, il depredamento dei nidi per il mercato nero legato alla falconeria (Horák, 2000; Moseikin, 2000; Bailey et al., 2001; Galushin et al., 2001, Karyakin, 2001, 2005, 2008; Fox, 2002; ERWDA, 2003; Kenward et al., 2007; Levin et al., 2010; Saker Falcon Task Force, 2014; Shobrak, 2015) può essere indicato come una delle concause, insieme alla perdita di habitat e ad altre forme di persecuzione, della rarefazione di molte specie minacciate (Iankov e Gradinarov, 2012).

A livello nazionale tale ampia problematica è stata affrontata con la redazione del "Piano d'azione nazionale per il contrasto degli illeciti contro gli uccelli selvatici", promossa nel 2015 dal Ministero dell'Ambiente e che recepisce il Piano d'Azione di Tunisi 2020 (TAP, Convenzione di Berna). Il piano nazionale, redatto da ISPRA, è stato approvato dalla Conferenza Stato-Regioni il 30 marzo 2017 e successivamente pubblicato in GU.

Rischio di avvelenamento

Lotta ai nocivi, uso di sostanze velenose, intossicazione da piombo.

In quanto opportunista dal punto di vista trofico, anche se di rado, l'Aquila di Bonelli può consumare carcasse (Blondel et al., 1969; Cheylan, 1977; Avella, 1978; Moleón et al., 2009a; Zorilla et al., 2014) e questo la espone al rischio di avvelenamento diretto.

Infatti, un'abbondante letteratura indica l'avvelenamento come causa di mortalità per questa specie (Arroyo et al., 1995; Sánchez-Zapata et al., 1995; Ramia-Blasco e GER, 1996; Real et al., 1996; Sánchez-Zapata, 1997; Real e Mañosa, 1997; Iezekiel, 2001; Real et al, 2001; Vaassen, 2001; Del Moral, 2006; Birdlife International, 2016; Rollan et al., 2016), benché non particolarmente rilevante. In uno studio specifico condotto in Spagna (Real et al., 2001) soltanto il 3% dei decessi (su 377 analizzati) appare riconducibile ad avvelenamento; tale valore è peraltro in linea con quanto rilevato da Rollan et al. (2016). Probabilmente, il fatto che sia un predatore attivo e che, come già citato, consumi soltanto di rado carcasse, rende questa specie non particolarmente soggetta a questa tipologia di mortalità (Arroyo e Ferreiro, 2001; Del Moral, 2006; Rollan et al., 2016).

Più rilevante appare invece il rischio di avvelenamento ed intossicazione da piombo. Benché i più esposti a questa fonte di avvelenamento siano gli uccelli necrofagi, il fenomeno coinvolge anche specie che cacciano solo prede vive (García-Fernández, 2004; García-Fernández et al., 2005b, 2008; Henny e Elliot, 2007; Rollan et al., 2016; Andreotti et al., 2018a), come l'Aquila di Bonelli.

Gli effetti tossici del piombo (saturnismo) sono noti e materia di notevole interesse scientifico e conservazionistico, anche per le sue implicazioni legate alla salute umana (per una *review* della problematica si veda Andreotti e Borghesi, 2012). Nel caso di elevata esposizione, gli effetti sono rapidi ed evidenti e causa di fenomeni di intossicazione acuta, che può facilmente condurre alla morte. Molto più difficili da rilevare sono invece gli effetti legati alle basse esposizioni protratte per lunghi periodi, poiché anche in questi casi l'organismo può subire danni rilevanti, senza manifestare una chiara e definita sintomatologia (intossicazione cronica o sub-clinica). In quest'ultimo caso, il calo progressivo delle normali capacità e prestazioni aumenta la probabilità che gli animali incorrano in eventi traumatici fatali (ad esempio impatti con cavi sospesi, pale eoliche etc.) o siano vittima di predatori e cacciatori (Helander et al., 2009; Andreotti e Borghesi, 2012).

Le munizioni da caccia sono la fonte più rilevante di avvelenamento da piombo nei rapaci (García-Fernández, 2014; Haig et al., 2014; Gil-Sànchez et al., 2018). Gli uccelli da preda sono soggetti principalmente ad assunzione secondaria (Andreotti e Borghesi, 2012), qualora consumino animali feriti da arma da fuoco e non recuperati (Mateo, 2009; Mateo et al., 2014). In questi casi, il piombo resta all'interno del corpo delle prede (*embedding*) ed è inghiottito dal rapace insieme alla carne e agli altri tessuti. Nel caso degli uccelli acquatici, che rientrano tra le prede dell'Aquila di Bonelli, la percentuale di individui che presenta pallini nel corpo è di norma molto elevata (Scheuhammer e Norris, 1996; Eisler, 1998; Miller et al., 2000; Andreotti et al., 2018b).

Non sorprende che l'ingestione di piombo e l'avvelenamento siano stati documentati in numerose specie di rapaci in Spagna (Cerradelo et al., 1992; Hernández, 1995; Mateo et al., 1997, 1999, 2001, 2003, 2007; García-Fernández et al., 2005a e b; Gangoso et al., 2009). La principale origine del piombo ingerito dall'Aquila di Bonelli in Spagna è attribuita al consumo di Coniglio selvatico e di Pernice rossa (*Alectoris rufa*), (Gil-Sànchez et al., 2018). Un'altra fonte non trascurabile di piombo è legata al consumo di piccioni, anche essi importante frazione della dieta dell'Aquila di Bonelli, che possono ingerire i pallini di piombo direttamente dal suolo (Mateo, 2009; Gil-Sànchez et al., 2018).

Riguardo alla Sicilia, le informazioni su casi di bioaccumulo sono tuttora scarse. Tuttavia, pallini di piombo sono stati rinvenuti all'interno di un numero non trascurabile di borre di Aquila di Bonelli nei territori siciliani. Inoltre, i dati fino a questo momento raccolti attraverso la telemetria satellitare hanno evidenziato l'importanza delle aree umide per la specie, in particolar modo bacini artificiali, frequentati in modo significativo dai giovani in dispersione, circostanza che le esporrebbe al rischio di intossicazione da piombo.

Per quanto attiene la problematica delle munizioni contenenti piombo, il Decreto 17 ottobre 2007 - Criteri minimi uniformi per la definizione di misure di conservazione relative a Zone

Speciali di Conservazione (ZSC) e a Zone di Protezione Speciale (ZPS) – ha istituito il divieto dell'uso di munizioni contenenti piombo nelle zone umide designate ZPS e ZSC. Questa misura, tuttavia, non è sufficiente a prevenire il saturnismo negli uccelli da preda. Come di recente è stato evidenziato dall'ECHA (2018), sarebbe necessario superare l'uso del piombo per tutte le forme di caccia. Questa misura permetterebbe di dare attuazione alla risoluzione 11.15 approvata dalla CMS nel 2014 e che ha previsto l'eliminazione delle munizioni contenenti piombo entro il 2017.

L'ingestione di prede contaminate rappresenta la via principale di accumulo di contaminanti chimici per i predatori e quindi uno dei principali rischi di intossicazione (Henny e Elliot, 2007). I composti organoclorurati (OC) e i metalli sono i maggiori contaminanti delle catene alimentari dei rapaci. Gli OC vengono rilasciati nell'ambiente principalmente attraverso le attività industriali (ma anche attraverso gli insetticidi organoclorurati o le attività minerarie) e, a causa della loro capacità di persistenza, possono ancora essere presenti in concentrazioni elevate anche nelle aree agricole lontane dai poli industriali. Al momento, l'accumulo di tali sostanze non è ritenuto una minaccia grave per le popolazioni di Aquila di Bonelli. Tuttavia, per la maggior parte delle popolazioni di questa specie mancano informazioni dettagliate relative a questa tipologia di potenziale minaccia. Infatti, informazioni sugli effetti dell'esposizione a inquinanti persistenti, come i composti organoclorurati (OC) e metalli, sulla specie sono tuttora abbastanza scarse (Rollan et al., 2016) e si riferiscono principalmente ai nidiacei (Palma et al., 2005; Ortiz-Santaliestra et al., 2015, ma anche Mateo et al., 2003; Van Drooge et al., 2008; Figueira et al., 2009), che nelle aree industrializzate dell'Europa occidentale accumulano le più alte concentrazioni di PCB e arsenico. Questi composti, come il DDT, possono condizionare in modo significativo la fisiologia dei pulcini (Ortiz-Santaliestra et al., 2015) e quindi interferire negativamente con il successo riproduttivo.

Trichomoniasi

La Trichomoniasi è una malattia provocata dal protozoo parassita *Trichomonas gallinae,* che colpisce molte specie di rapaci, in diverse zone del mondo (vedi, ad esempio, Boal et al., 1998; Real et al., 2000; Krone et al., 2005); le informazioni sulla sua incidenza sono ancora limitate e non esaustive (Boal et al., 1998; Real et al., 2000), anche se si ipotizzano effetti demografici seri (Cooper e Petty, 1988; Boal et al., 1998; Paviour, 2013).

I principali ospiti primari del parassita sono i columbiformi ed in particolare i piccioni (*Columba livia*), (vedi Palma et al., 1984; Muñoz, 1995; Boal et al., 1998; Real et al., 2000). Una percentuale compresa tra l'80% e il 97% dei piccioni è portatore asintomatico della malattia (Marmasse, 1998a, 1998b; Real et al. 2001), la quale sembra colpire in modo minore, ma pur sempre elevato (circa il 50%, vedi Muňoz, 1995), anche il Colombaccio. Benché sia stato evidenziato che alcune specie, e talvolta anche i pulcini di Aquila di Bonelli, possano sviluppare una sorta di immunità alla trichomoniasi (Stabler, 1969; Honigberg, 1970; Samour et al., 1995; Boal et al., 1998), questa parassitosi incide significativamente sulla mortalità dei nidiacei in alcune aree di presenza della specie (tra il 6% ed il 22% in Spagna, 14% in Portogallo, vedi Real et al., 2000; Real et al., 2001) e

sembra colpire maggiormente gli immaturi rispetto agli adulti, poiché i primi predano i piccioni con maggior frequenza rispetto ai secondi (Real et al., 2001).

L'Aquila di Bonelli appare particolarmente esposta alla trichomonisasi anche per la selezione di aree di nidificazione e di caccia vicino alle aree urbane, dove i Columbiformi, importante preda di questa specie, sono molto abbondanti (Boal et al., 1998; Boal e Mannan, 1999; Palma et al., 2001; Carrete et al., 2002; Krone et al., 2005; Palma et al., 2006; Roman-Muňoz e Real, 2013; Martìnez-Miranzo et al., 2016a e b). In particolare, negli ultimi decenni, a causa della riduzione del Coniglio selvatico e dell'aumento demografico dei piccioni (Real, 1991; Del Hoyo et al., 1994), la frequenza di questi ultimi nella dieta del rapace è aumentata (Resano-Mayor et al., 2016; Di Vittorio et al. 2019) e questo fattore ha incrementato la probabilità di insorgenza della patologia, specialmente nei nidiacei, meno resistenti (Real et al., 2000), determinando il declino numerico di alcune popolazioni (Cugnasse, 1989; Real, 1991; Fernàndez et al., 1998). Questa causa di mortalità può spesso essere sottostimata per la difficoltà di trovare animali morti per questa patologia (Marmasse, 1998a), specie se non marcati.

In Sicilia, attualmente, le informazioni sull'incidenza della trichomoniasi sulla popolazione di Aquila di Bonelli sono scarse e frammentarie. Tuttavia, dal 2012, sono noti almeno sette casi di trichomoniasi nei pulcini: in cinque di questi, essa ne ha causato la morte ed in due il ricovero e successivo rilascio (LIFE ConRaSi inediti). La sua reale incidenza tuttavia potrebbe essere sottostimata, poiché molte nidificazioni si interrompono a causa dell'inaspettata morte dei pulcini, per i quali non vengono effettuati il prelievo e gli esami autoptici. Basti pensare che durante la campagna di marcaggio del 2018, ben 9 giovani su 11 mostravano segni di questa patologia (LIFE ConRasi dati inediti), dato che ne farebbe supporre un'elevata incidenza. Questo fattore è di estrema importanza poiché, visto il forte consumo di columbiformi anche da parte del Lanario (Grenci e Di Vittorio, 2004), la trichomoniasi potrebbe essere una delle cause della riduzione del successo riproduttivo di questa specie e, di conseguenza, del declino della sua popolazione (Di Vittorio et al., 2015b, 2017b)

Elettrocuzione e rischio di collisione con strutture aeree (cavi, impianti eolici ecc.)

Il problema dell'elettrocuzione è ben noto a livello europeo e interessa una molteplicità di specie ornitiche. Riguarda principalmente uccelli di taglia media o grande (Mañosa, 2001; Moleón et al., 2007b; Tintó et al., 2010; Ponce et al., 2010; Guil et al., 2015; Real et al., 2015), come l'Aquila di Bonelli, che usano i tralicci elettrici come posatoi, per lo più lungo linee di media tensione.

In Spagna, la mortalità dell'Aquila di Bonelli riconducibile ad elettrocuzione assume valori consistenti (fra il 49,71% ed il 56,72% dei casi, N=85 e N=72, in due aree distinte della penisola, Real et al., 2015), mentre in Francia meridionale le linee elettriche sono responsabili del 56% dei casi di mortalità dei giovani, del 51% degli immaturi e del 13% degli adulti, prima della messa in sicurezza delle linee elettriche, con cui la mortalità si è ridotta rispettivamente al 14%, al 27% e allo 0% (Chevallier et al., 2015).

In seno al progetto LIFE Bonelli realizzato in Spagna sono state analizzate le cause di mortalità (n=66) degli esemplari reintrodotti con il metodo dell'hacking (n = 66). I risultati evidenziano che la principale causa di mortalità è l'elettrocuzione, (41% dei decessi). Un'analisi di mortalità condotta per classi di età ha evidenziato che l'elettrocuzione è stata la principale causa di morte per gli individui del primo anno (33%, n=36, Iglesias et al., 2018).

Nel contesto nazionale, i risultati del monitoraggio condotto da Rubolini et al. (2005) evidenziano che il 16,8% dei decessi rilevati sia dovuto a folgorazione, con una frequenza variabile tra 2,1 e 20,5 uccelli morti per km di linea/anno.

Il rischio di elettrocuzione è strettamente correlato alla struttura dei piloni e tralicci (Mañosa, 2001), al materiale in cui sono realizzati (Sergio et al., 2004; Rollan et al., 2016), nonché alle caratteristiche degli isolatori e alla loro configurazione (Mañosa, 2001; Tintó et al., 2010; Guil et al., 2011) e alla loro localizzazione. I piloni posti in posizioni dominanti nel paesaggio, in aree planiziali o collinari, circondati da una bassa copertura vegetale ed in assenza di posatoi naturali, come alberi ad alto fusto, sono caratterizzati da un rischio di elettrocuzione particolarmente elevato (Sergio et al., 2004; Tintó et al., 2010; Guil et al., 2015; Real et al., 2015).

Inoltre, e questo è di massima importanza per l'Aquila di Bonelli, esisterebbe una correlazione tra rischio di elettrocuzione e densità di coniglio (Tintó et al. 2010; Guil et al., 2011, 2015), in quanto le aree più vocate per il lagomorfo sono caratterizzate da ambienti aperti con scarsa copertura arborea in cui quindi i piloni sono i principali (se non gli unici) posatoi sopraelevati, e questo influenza la pericolosità delle linee elettriche associate a queste aree.

Esiste una vasta letteratura inerente alle misure di correzione delle linee elettriche finalizzate a limitare l'impatto di queste strutture sulle popolazioni di rapaci. L'adozione di misure correttive anche solo per il 20% dei piloni più pericolosi potrebbe ridurre la mortalità degli uccelli fino all'80% (Tintó et al., 2010). La mortalità di individui non territoriali e territoriali ha un forte impatto negativo sulla dinamica delle popolazioni e si pensa che sia la causa principale del declino delle popolazioni europee (Real, 2004; Hernández-Matías et al., 2015). La mortalità di individui non territoriali (di solito immaturi), in particolare, riduce la frazione della popolazione in grado di ricolonizzare territori abbandonati o sostituire individui territoriali deceduti. Nel caso degli adulti, la mortalità è tra i principali parametri demografici che modellano le dinamiche delle popolazioni (Hernández-Matías et al., 2013) e, inoltre, la morte di un individuo durante la stagione riproduttiva comporta, solitamente, una produttività nulla anche nell'anno successivo. Se questo si verificasse ripetutamente in uno stesso territorio, potrebbe finire per causarne l'abbandono. Pertanto, l'applicazione di misure per mitigare tale forma di mortalità è cruciale per la conservazione di questa specie.

Fig. 2. Giovane di Aquila di Bonelli che utilizza un traliccio come posatoio (foto Jacobo Ramos da Real et al., 2015)

Per quanto riguarda la collisione con strutture aeree, in particolare con i cavi elettrici, i casi di mortalità sono solitamente sottostimati rispetto ai casi di elettrocuzione (Mañosa e Real, 2001; Real et al., 2001; Rollan et al., 2010, 2016), a causa del difficile rilevamento delle carcasse negli habitat ove solitamente si sviluppano le linee dell'alta tensione. La mortalità dovuta a collisioni con linee elettriche o con turbine eoliche è una fonte di preoccupazione dovuta all'elevata densità di linee elettriche nelle aree di presenza di specie con problemi di conservazione ed all'enorme sviluppo dei parchi eolici in ambito nazionale. Nonostante l'entità della mortalità associata alle collisioni con le strutture aeree non sia ancora ben nota, questo ulteriore rischio di mortalità potrebbe avere pesanti impatti sulla demografia di specie delicate come l'Aquila di Bonelli (Drewitt e Langston, 2008; Martínez et al., 2010; European Commission, 2011).

Riguardo alla Sicilia, i dati a disposizione sono pochi e frammentari. Sono stati recuperati almeno tre Grifoni (*Gyps fulvus*) morti per collisione con una linea nei pressi del sito riproduttivo dei Monti Nebrodi (Lo Valvo e Scalisi, 2004). Di recente (2017), è stato recuperato, sotto una linea elettrica in Provincia di Trapani, un esemplare giovane di Aquila di Bonelli dotato di trasmettitore satellitare con l'ala fratturata. Una ricognizione accurata ha permesso di trovare, sotto la stessa linea, i resti di ulteriori due carcasse di Cicogna bianca (*Ciconia ciconia*). Sempre nel 2017 è stato recuperato un esemplare giovane di Aquila reale ferito per l'impatto con dei cavi elettrici in un'area delle Madonie.

Questi dati fanno stimare come alto il rischio legato alla collisione con le linee elettriche e rendono indispensabile l'attuazione immediata di un piano di interventi.

In Sicilia (Comitato Linee Elettriche Sicure per l'Avifauna "C.L.E.S.A.", Zafarana et al. 2018 e dati inediti), sono noti ben 156 casi di mortalità di cui il 56% per elettrocuzione, il 44% per impatto

con cavi elettrici che hanno interessato almeno 20 specie diverse di uccelli (il 55% delle quali di interesse comunitario). Il rischio risulta più elevato in vicinanza di discariche (Zafarana e Barbera, 2016), vallate fluviali o bacini artificiali.

Rischio di annegamento

Strutture per raccolta d'acqua (invasi, cisterne)

I laghetti per l'irrigazione, i serbatoi per uso civile, gli abbeveratoi e i serbatoi d'acqua per la prevenzione degli incendi possono costituire delle vere e proprie trappole mortali per molte specie di uccelli rapaci quindi, anche per le Aquile di Bonelli (Rollan et al., 2016). Nonostante non sia ancora completamente quantificata l'entità del problema, è considerata la quarta causa più importante della mortalità dell'Aquila di Bonelli in Catalogna (Hernández-Matías et al., 2015).

Le Aquile di Bonelli frequentano solitamente aree umide o dighe fluviali e, nelle zone aride, anche laghetti di irrigazione e serbatoi, in prossimità dai quali catturano le proprie prede come uccelli acquatici (Hernández-Matías et al., 2015; Rollan et al., 2016) o altre specie che vanno in queste strutture per bere o fare il bagno, come i piccioni (Di Vittorio, oss. pers.). Vasche di profondità anche non elevata, ma con pareti verticali rendono impossibile l'uscita e quindi la fuga degli animali che vi entrano o vi cadono accidentalmente. Per la Sicilia sono noti 3 casi di recupero di giovani Aquile di Bonelli intrappolate in cisterne per la raccolta dell'acqua ed un caso che ha riguardato un'Aquila reale, ma l'assenza di un piano di monitoraggio ad hoc di queste strutture non consente di caratterizzare la portata del problema.

L'assidua frequentazione di queste strutture rilevata dall'analisi dei tracciati satellitari delle giovani Aquile di Bonelli in dispersione dotate di trasmettitori GSM/GPS (LIFE ConRaSi) evidenzia come il rischio legato a questa possibile forma di mortalità non sia trascurabile.

Diminuzione della disponibilità trofica

Numerosi studi confermano che una riduzione della disponibilità del Coniglio selvatico ha come effetto un incremento della frequenza degli uccelli nella dieta dell'Aquila di Bonelli (Suetens e Groenendael, 1969; Garcìa, 1976; Real, 1987; Ontiveros e Pleguezuelos, 2000; Moleòn et al., 2008, 2009a e 2009b, 2012a, 2012b). Il Coniglio selvatico rappresenta senza dubbio una specie chiave per la conservazione della specie (Stephens e Krebs, 1986; Martinez *et al.,* 1994; Moreno e Villafuerte, 1995; Palomares e Delibes, 1997; Gil-Sánchez, 1998; Carrete *et al.,* 2002; Palma et al., 2006; Moleòn et al., 2007a; 2009a e 2009b; 2011, 2012a e 2012b; Resano-Mayor et al., 2014a e b e 2016).

Numerosi studi hanno evidenziato che l'abbondanza del Coniglio selvatico condiziona la distribuzione, la produttività e la sopravvivenza di questo rapace (Cheylan, 1981; Real et al., 1991; Carrete et al., 2002; Arroyo et al., 1995; Balbontín et al., 2003; Caro et al., 2011; Resano-Mayor

et al., 2014a e b e 2016; Rollan et al., 2016). In Sicilia, il Coniglio selvatico rappresenta un importante frazione della biomassa consumata, confermando i risultati di studi pregressi (Massa, 1981; Salvo, 1988; Di Vittorio et al., 2001), anche se è stata evidenziata una riduzione nella frequenza nella dieta negli ultimi sei anni (Di Vittorio et al., 2019).

Molti autori hanno proposto diverse metodologie per aumentare la disponibilità di prede per la conservazione dell'Aquila di Bonelli (Blanco e Gonzàlez, 1992; Fernàndez et al., 1993; Real e Manòsa, 1997; Resano-Mayor et al., 2014a e b), tra cui misure per incrementare o mantenere densità ottimali di coniglio, interventi di habitat management inerente il paesaggio ottimale per il lagomorfo (Catalán et al., 2008; Caro et al., 2011) così da ottenere un miglioramento del successo riproduttivo del rapace (Ontiveros et al., 2004; Rollan et al., 2016; Ferrer et al., 2017).

Disturbo antropico

Attività ricreative (arrampicata, riprese foto-video, volo a vela); viabilità rurale, traffico veicolare, uso di macchinari, lavori di manutenzione forestale.

Nonostante la specie sia abbastanza tollerante alla presenza umana rispetto ad altri rapaci di grandi dimensioni, il disturbo antropico condiziona negativamente il suo successo riproduttivo (Gil-Sánchez et al., 1996; Ontiveros, 1997, 2000, 2001, 2014; Dobado-Berrios et al., 2001; Carrete et al., 2002; Ontiveros e Pleguezuelos, 2003; Di Vittorio et al., 2012; Burger et al., 2013; Rollan et al., 2016).

Diverse attività ricreative (arrampicata, escursionismo, fuoristrada, parapendii e deltaplani, nonché l'utilizzo della sentieristica per percorsi in mountain bike e la caccia) e la gestione forestale (che implica una pesante presenza umana in aree sensibili), in particolare quando interessano i siti riproduttivi (Bosch et al., 2010; Martìnez-Miranzo et al., 2016 a e b; Rollan et al., 2016) sono fonte di pesante disturbo per la specie, così come la presenza di bird-watchers e/o fotografi naturalisti che spesso operano ad una distanza ridotta dai siti riproduttivi provocando, a volte, la perdita delle nidificazioni (Rollan et al., 2016; Di Vittorio, inediti).

Particolarmente dannosa appare l'apertura di nuove piste e strade, attività che in Sicilia ha avuto un notevole sviluppo negli ultimi decenni (Di Vittorio et al., 2012). Queste infrastrutture viarie comportano un disturbo molto elevato, specialmente nelle fasi di realizzazione e vanno considerate alla stregua di attività umane ad elevato impatto (Maurer, 1996; Summers et al., 2011; Roman-Muňoz e Real, 2013).

In Sicilia, il problema del disturbo ai siti di nidificazione ha una portata più generale ed è senza dubbio serio, in quanto causa di abbandono di siti riproduttivi o di fallimenti di nidificazioni per diverse specie di uccelli da preda in stato di conservazione critico (Andreotti e Leonardi, 2007; 2009; Sarà e Di Vittorio, 2003; Di Vittorio et al., 2015b, 2017a). La tematica ha rilevanza anche per l'Aquila di Bonelli per la quale, in Sicilia, sono noti almeno 20 casi di fallimento di nidificazioni

e frequenti spostamenti del sito di nidificazione da ascrivere al disturbo (Di Vittorio et al., 2012 e inediti).

6.1 Quantificazione e ordinamento delle pressioni

Ai fini della determinazione della priorità delle minacce è stata applicata una procedura di valutazione e successivo ordinamento per importanza decrescente di tutti i fattori di minaccia individuati per la specie e per il contesto preso in considerazione. La valutazione è stata realizzata sulla base dei giudizi degli estensori del piano.

La comparazione delle pressioni attuali (e minacce future) permette, come detto, l'identificazione delle priorità per le quali attuare le strategie di conservazione in condizioni di risorse economiche, personale e tempo generalmente limitati.

Il processo di valutazione, comparazione ed ordinamento è iniziato con la scelta dei criteri (variabili del regime dei fattori di minaccia) per l'analisi delle pressioni. Il gruppo di lavoro ha deciso di valutare la Portata (ovvero la frazione di popolazione di Aquila di Bonelli influenzata dalle singole pressioni), la Gravità (ovvero la misura del danno inferto alla frazione di popolazione influenzata dalle singole pressioni) e l'Irreversibilità (ovvero una previsione dell'eventuale recupero in caso di cessazione della pressione). Ogni criterio è stato soppesato definendo per ognuno di essi delle soglie percentuali collegate a una scala di valutazione (Bassa, Media, Alta, Molto Alta – Tab.1).

	Bassa	Media	Alta	Molto alta
PORTATA	La pressione sarebbe di portata molto limitata, colpendo la specie per una piccola proporzione (1-10%) della sua popolazione	La pressione sarebbe di portata limitata, colpendo la specie per una proporzione contenuta (11-30%) della sua popolazione	La pressione sarebbe di ampia portata, influenzando consistentemente (31-70%) la popolazione della specie	La pressione sarebbe pervasiva, colpendo tutta, o quasi tutta, (71-100%) la popolazione della specie.
GRAVITÀ	Internamente alla stimata Portata, la pressione ridurrebbe leggermente (1-10%) la popolazione pressappoco nell'arco di tre generazioni	Internamente alla stimata Portata, la pressione ridurrebbe moderatamente (11-30%) la popolazione pressappoco nell'arco di tre generazioni	All'interno della stimata Portata la pressione ridurrebbe seriamente (31-70%) la popolazione della specie pressappoco nell'arco di tre generazioni	All'interno della stimata Portata la pressione eliminerebbe o ridurrebbe enormemente (71-100%) la popolazione pressappoco nell'arco di tre generazioni
IRREVERSIBILITÀ	L'impatto della pressione è facilmente reversibile e la popolazione colpita può recuperare facilmente pressappoco entro 1-2 generazioni	L'impatto della pressione è reversibile e la popolazione colpita può recuperare pressappoco entro 3-4 generazioni	L'impatto della pressione potrebbe essere reversibile e la popolazione colpita recuperata, ma ci vorrebbe un tempo non inferiore a 6-7 generazioni	L'impatto della pressione sarebbe irreversibile e la popolazione colpita non sarebbe più naturalmente recuperabile

***Tab. 1** Scale di valutazione dei criteri Portata, Gravità e Irreversibilità*

Definiti i criteri, questi sono stati sistematicamente applicati alle pressioni, con un processo di analisi criterio per criterio, iniziato quindi con la **Portata** e concluso con l'**Irreversibilità**. **Portata** e **Gravità** sono state inoltre valutate tenendo conto non solo degli impatti attuali delle pressioni, ma anche gli impatti ipotizzabili nel corso di tre generazioni circa, ipotizzando la permanenza delle attuali condizioni e tendenze.

I punteggi assegnati ai criteri sono tra loro uguali, sia per ampiezza del range (da 1 a 4) sia per il peso assegnato ad ogni score (ovvero si è assunto che il peso di un punteggio per un criterio sia comparabile al peso di un punteggio per un altro criterio).

Si è assunto che i due più importanti criteri per la valutazione, costituiti da **Portata** e **Gravità**, assieme, forniscano una robusta indicazione di massima del livello di impatto complessivo della pressione. Pertanto, nell'assegnazione dei punteggi complessivi la somma ottenuta da questi due

criteri è stata moltiplicata per due, riconoscendo ad essi un peso maggiore rispetto alla **Irreversibilità**. Il punteggio complessivo (Tab. 2) è così ottenuto, per ogni pressione dalla semplice equazione: 2*(**Portata+Gravità**) + **Irreversibilità**.

Pressione	**Portata**	**Gravità**	**Irreversibilità**	**Valutazione complessiva**
Attività ricreative (arrampicata, riprese foto-video, volo a vela)	Bassa	Media	Bassa	Bassa
Viabilità rurale. Traffico veicolare, Uso di macchinari, lavorazioni forestali	Media	Bassa	Bassa	Bassa
Opere per raccolta di acqua (invasi, cisterne)	Alta	Media	Media	Media
Abbattimenti con armi da fuoco	Alta	Media	Media	Media
Lotta ai nocivi/Uso di sostanze velenose	Alta	Media	Alta	Alta
Furto di pulli e uova	Alta	Alta	Media	Alta
Tricomoniasi nei giovani	Molto alta	Media	Alta	Alta
Abbandono terreni e intensificazione colturale	Alta	Alta	Alta	Alta
Ridotta disponibilità trofica Coniglio selvatico	Molto alta	Alta	Media	Alta
Linee elettriche	Molto alta	Alta	Alta	Molto Alta

Tab. 2 *Quadro di sintesi delle pressioni e delle minacce e relativa classificazione*

Al fine di consentire la comparazione in ambito internazionale si riporta di seguito una tabella delle categorie utilizzate nel presente piano e quelle utilizzate nell'ambito delle attività di reporting previste dall'articolo 17 della Direttiva Habitat.

Titolo	Pressione/Minaccia	Codice	Denominazione
Abbandono terreni e intensificazione colturale	Pressione	A03	Conversion from mixed farming and agroforestry systems to specialised (e.g. single crop) production
	Pressione	A06	Abandonment of grassland management (e.g. cessation of grazing or of mowing)
	Pressione e Minaccia	D01	Wind, wave and tidal power, including infrastructure
Persecuzione diretta: abbattimento illegale e furto di pulli e uova	Pressione	G09	Harvesting or collecting of other wild plants and animals (excluding hunting and leisure fishing)
	Pressione	G10	Illegal shooting/killing
Rischio di avvelenamento	Pressione	G13	Poisoning of animals (excluding lead poisoning)
	Pressione	G14	Use of lead ammunitions or fishing weights
Trichomoniasi	Pressione	L06	Interspecific faunal and floral relations (competition, predation, parasitism, pathogens)
Elettrocuzione e rischio di collisione con strutture aeree (cavi, impianti eolici ecc.)	Pressione e Minaccia	D06	Transmission of electricity and communications (cables)
Rischio di annegamento: strutture per raccolta d'acqua (invasi, cisterne)	Pressione	A36	Agriculture activities not referred to above
Diminuzione della disponibilità trofica	Pressione	L06	Includes for example lack of pollinators or lack of prey, changes in the synchrony of bloom and pollinators breaks of due to change of climate.
Disturbo antropico	Pressione	E01	Roads, paths railroads and related infrastructure (e.g. bridges, viaducts, tunnels)
	Pressione	F07	Sports, tourism and leisure activities

***Tab. 3** Raffronto tra le pressioni e delle minacce utilizzate nel presente piano e le categorie di pressione e minaccia utilizzate per il reporting sensu Art. 17 della Direttiva Habitat*

7. Misure di conservazione recenti in Sicilia

Le più recenti misure di conservazione concreta nonché di sensibilizzazione hanno trovato un'applicazione sistematica e continuativa nell'ambito del progetto LIFE14 NAT/IT/001017 ConRaSi – "*Measures for the conservation of Bonelli's Eagle, Egyptian Vulture and Lanner*", iniziato nel 2015 sulla base delle attività condotte nell'isola dal Gruppo Tutela Rapaci e con risultati pressoché immediati sulla ripresa della popolazione.

Una delle azioni più rilevanti in tal senso è stata la sorveglianza dei siti di nidificazione al fine di contrastare il furto di *pulli* e/o uova, già avviata dal 2010 su iniziativa del Gruppo Tutela Rapaci[2]. Le attività, a cui hanno contribuito anche il Corpo Forestale della Regione Siciliana, la Guardia di Finanza e la Polizia Provinciale di Agrigento, sono confluite nel 2015 nel Progetto LIFE ConRaSi che le ha ulteriormente rafforzate, ampliando la sorveglianza ed il monitoraggio intensivo ad un maggior numero di siti.

L'attività di sorveglianza e monitoraggio intensivo ha interessato numerosi siti coinvolgendo, oltre che i tecnici del Gruppo Tutela Rapaci e del Progetto ConRaSi, anche più di 400 volontari provenienti da diversi paesi d'Europa; la sorveglianza, svolta durante il periodo riproduttivo e dall'alba al tramonto, ha interessato i siti a più elevato rischio di prelievo (ossia quelli di cui si avevano notizie certe di avvenuti prelievi e quelli più facilmente accessibili) e si è avvalsa anche di fototrappole GPRS e Webcam. In questo modo, è venuto alla luce un fiorente traffico illegale di esemplari di Aquila di Bonelli e di altre specie minacciate, tra cui il Lanario ed il Capovaccaio (*Neophron percnopterus*) (Gruppo Tutela Rapaci; Di Vittorio et al., 2015, 2017b, 2018), che iniziava dal prelievo seriale di nidiacei e uova (ed in qualche caso di adulti) successivamente venduti al mercato nero, legato a falconeria e collezionismo. Il prelievo di *pulli* e uova ha interessato un elevato numero di siti di Aquila di Bonelli (almeno 9 di cui si hanno informazioni certe) incidendo sensibilmente sulla popolazione siciliana di questa specie (Di Vittorio et al., 2018), nonché sullo stato di conservazione del Lanario (Di Vittorio et al., 2017b). La scoperta ha dato avvio ad indagini condotte dai Carabinieri Forestali e dal Corpo Forestale della Regione Siciliana che hanno portato alla denuncia di diverse persone ed al sequestro di numerosi esemplari di Aquila di Bonelli e di altre specie.

Il risultato di queste attività è stata una netta riduzione dei casi di prelievo e, di conseguenza, un incremento della popolazione di questa specie (Di Vittorio et al., 2018). Nel 2017 nessun sito di

---

2 Il Gruppo Tutela Rapaci si è formato nel 2010, per iniziativa di un gruppo di volontari e tecnici e con il contributo di diverse associazioni nazionali ed internazionali (WWF: World Wildlife Fund, LIPU: Lega Italiana Protezione Uccelli, MAN: Mediterranean Association for the Nature, CABS: Commitee Against Bird Slaughter, FIR: Fond d'intervention pur les Rapaces, EBN Italia: Euro Bird Net, SPA: Stiftung pro Artenvielfalt, Fondo Siciliano per la Natura)

Aquila di Bonelli è stato oggetto di prelievo, nonostante in diverse località siano stati osservati individui sospetti o persone già note alle forze dell'ordine o denunciate all'autorità giudiziaria per reati connessi al commercio illegale di rapaci. Tale criticità comunque è ben lungi dall'essere risolta, considerato che la richiesta di esemplari dal mondo della falconeria e del collezionismo rimane alta.

Nell'ambito del medesimo Life, è anche iniziato il trattamento della tricomoniasi nei *pulli* (21 *pulli* di Aquila di Bonelli trattati dal 2017 al 2019), incidendo su un'importante causa di mortalità dei nuovi nati ed aumentando quindi il successo riproduttivo di questa specie.

Per quanto attiene l'incremento della disponibilità trofica e considerato il ruolo chiave del Coniglio selvatico nella dieta del rapace, il Progetto LIFE ConRasi ha proposto un'azione finalizzata all'incremento della disponibilità del coniglio attraverso la realizzazione di strutture-conigliere a basso impatto ambientale in territori strategici del *range* dell'Aquila di Bonelli, come già fatto in altre nazioni per altre specie (*Aquila adalberti*, Blanco, 2006; González et al., 2006a; Ferrer e Penteriani, 2007; Ferrer et al., 2013, 2017; *Aquila heliaca,* Demerdzhiev et al., 2011). Queste strutture (5 conigliere a diversa priorità di realizzazione in tutto il territorio regionale) sono costituite da aree recintate di modesta entità provviste di accorgimenti antintrusione, dove sono state costruite delle aree rifugio adatte alla riproduzione del lagomorfo (Blanco e Villafuerte, 1993; Villafuerte et al., 1998; Cotilla e Villafuerte, 2007). I conigli utilizzati dovranno provenire da ceppi geneticamente idonei (Guerrero-Casado et al., 2013; Lo Valvo et al., 2017) e dovranno essere preventivamente vaccinati contro la mixomatosi con vaccino eterologo o omologo (nel primo caso l'immunoresistenza è del 70%, ma gli effetti collaterali sono minori, Calvete, 2006) contro l'EHV, "malattia emorragica virale" (vaccino inattivato, con pochi effetti collaterali e efficacia del 80-90%) e la RHDV2. Queste strutture saranno operative per tempi limitati (ad esempio 5 anni). Al raggiungimento delle densità ottimali al loro interno si favorirà la dispersione naturale dei conigli nell'area attraverso l'apertura di appositi varchi secondo protocolli e modalità specifici (Cotilla e Villafuerte, 2003, 2007; Silvestre et al., 2004; Castro e Villafuerte, 2008; San Miguel, 2014).

Le aree selezionate dovranno avere caratteristiche che le rendano compatibili con l'intervento, come indicato da studi specifici (vedi Blanco e Villafuerte, 1993). Verranno quindi selezionate le aree con componenti ambientali idonee, quelle aree dove il coniglio è scomparso recentemente o dove la densità risulta bassa (San Miguel, 2014). L'applicazione di questi interventi potrebbe consentire l'aumento demografico del coniglio nelle aree di intervento (Cabezas e Moreno, 2007; Delibes-Mateos et al., 2008 e 2009; Calvete e Estrada, 2004; Fernandez-Olalla et al., 2010; Guerrero-Casado et al., 2013; Guil et al., 2014, GREFA, 2015) incidendo in tal modo positivamente sulla conservazione dell'Aquila di Bonelli.

8. Scopi ed obiettivi generali del piano

Scopo principale del piano è elencare degli interventi in grado di rimuovere o mitigare i fattori di rischio che attualmente condizionano lo stato di conservazione di questa specie e la sua permanenza nel lungo termine. Il piano si articola secondo obiettivi generali ed obiettivi specifici, rispondenti alle minacce identificate per la specie e che ne identificano gli ambiti di intervento, e le corrispondenti azioni. Parte integrante del piano è la conoscenza della popolazione e dei parametri che la caratterizzano nonché azioni di sensibilizzazione, per lo più mirate a tematiche specifiche.

Il contesto territoriale di applicazione è, al momento della redazione del Piano, quello della Regione Sicilia, che di fatto ospita l'unica popolazione riproduttiva di Aquila di Bonelli in Italia. Tuttavia, in caso di espansione dell'areale di questa specie, l'applicazione del piano deve intendersi estesa anche a questi altri ambiti territoriali (e quindi a questi contestualizzata).

9. Obiettivo generale: attuazione del piano d'azione

La mancata applicazione, così come l'applicazione non coordinata o scorretta delle azioni previste dal piano durante tutto il suo periodo di validità, potrebbe rendere vani, se non controproducenti, gli sforzi fino ad oggi intrapresi per la conservazione della specie. Appare quindi indispensabile che la concreta attuazione del piano ed i progressi realizzati, in particolare per le aree interessate dalla presenza della specie o per quelle altamente vocate, siano valutati in modo sinergico dagli enti a diverso titolo coinvolti nella conservazione della specie. Questo vale sia per la regione Sicilia, dove la specie ha attualmente la sua roccaforte, sia la Sardegna, dove la specie è in via di reintroduzione. In quest'ultima regione, dove la reintroduzione della specie è iniziata nel 2018, le azioni previste dal piano saranno attuate quando nell'isola sarà accertata la prima coppia riproduttiva. Nell'isola si prevede l'attuazione fin da subito di misure finalizzate alla riduzione della mortalità per elettrocuzione, anche facendo ricorso a strumenti di finanziamento europei.

9.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dell'attuazione del piano

Per monitorare l'attuazione del piano è indispensabile l'istituzione di un organismo di lavoro e monitoraggio che si occupi di verificare e valutare costantemente l'efficacia del piano durante gli anni della sua applicazione, permettendo, nel caso dovessero verificarsi in itinere eventi imprevisti con effetti negativi sulla popolazione, di poter intervenire efficacemente e tempestivamente applicando eventuali misure correttive. L'istituzione di un gruppo di lavoro e monitoraggio risponde a questa necessità.

9.1.1 Azione: Costituzione del gruppo di lavoro e monitoraggio

Priorità: alta.

Tempi: inizio entro 6 mesi dall'approvazione del piano; durata 5 anni;

Responsabile: Amministrazione regionale.

Programma: formale istituzione del gruppo di monitoraggio composto da un responsabile dell'ISPRA, da esperti (Regione Siciliana, Università, Associazioni ambientaliste) e da tecnici con comprovata esperienza sull'ecologia della specie. La Regione Siciliana si farà carico di mantenere il coordinamento del gruppo nonché di organizzare incontri periodici (almeno due volte per anno).

Gli incontri saranno estesi agli enti gestori delle aree interessate dalle problematiche legate alla conservazione della specie. Le riunioni serviranno per verificare costantemente la corretta applicazione e l'efficacia del piano, il livello di applicazione delle azioni proposte e l'attualità delle indicazioni gestionali. Dalle riunioni dovranno anche emergere le eventuali difficoltà riscontrate durante l'attuazione del Piano d'azione e le eventuali indicazioni necessarie per correggere e aggiornare lo stesso. Infine, il gruppo si occuperà di redigere relazioni periodiche sulle risultanze degli incontri e parteciperà alla stesura di una relazione finale sullo status e sulla gestione dell'Aquila di Bonelli in Italia, aggiornata alla scadenza naturale del piano. Sarebbe opportuno che il gruppo di lavoro prestasse particolare attenzione alle azioni del presente piano previste anche in piani d'azione di altre specie, in modo tale da garantire che l'attuazione del piano sia il più possibile integrata anche con le necessità di conservazione di altre specie. Il Gruppo di Monitoraggio si farà carico di revisionare criticamente tutti gli elaborati prodotti nell'ambito del piano.

Costi: trascurabili, da individuarsi nei costi ordinari degli enti interessati

10. Obiettivo generale: tutela e gestione dell'habitat

10.1 Obiettivo specifico: Mantenimento della fascia paesaggistica pseudosteppica

Alla luce dei risultati delle analisi di distribuzione e di preferenza dell'habitat per la conservazione della specie nelle aree di distribuzione attuale e pregressa è indispensabile e prioritario il mantenimento degli habitat vocati, in particolar modo degli assetti pseudo steppici, favorendo sia le forme tradizionali di agricoltura estensiva sia l'eterogeneità ambientale.

10.1.1 Azione: interventi per il mantenimento dell'assetto paesaggistico vocato alla specie

Priorità: alta.

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione Regionale, enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000.

Programma: mantenimento ed incentivazione dei sistemi agricoli tradizionali; riconversione dei sistemi intensivi; favorire il mantenimento dell'assetto paesaggistico tradizionale del territorio che origina gli habitat pseudosteppici; limitare la costruzione di infrastrutture nei territori occupati o vocati per le specie valutandone caso per caso l'eventuale impatto, anche al di fuori della Rete Natura 2000; pianificazione degli interventi di riforestazione.

Costi: variabili, da definire in base alla tipologia di intervento.

10.2 Obiettivo specifico: Adeguamento della rete Natura 2000 e del sistema di aree protette regionali alle esigenze di conservazione della specie

I Siti Natura2000 sono stati istituiti per assicurare un ottimale stato di conservazione delle specie minacciate ed incluse nell'allegato I della Direttiva Uccelli, tra le quali l'Aquila di Bonelli.

Per verificare l'efficacia della copertura della Rete Natura 2000 sono stati controllati tutti i territori storicamente o attualmente interessati dalla presenza dell'Aquila di Bonelli, dei quali attualmente almeno 49 certamente occupati (LIFE ConRaSi 2019, dati inediti). Attualmente, in Sicilia, le provincie di Agrigento, Caltanissetta, Catania, Palermo e Trapani ospitano la maggiore percentuale di territori occupati, soltanto in minima parte ricadenti in Siti Natura 2000 (Tab. 3 e Tab. 4). Nel territorio siciliano complessivamente sono interessati dalla presenza della specie 5 ZPS e 19 ZSC.

Province	*%*	*N. territori*
Agrigento	34,7	17
Caltanissetta	18,4	9
Catania	8,2	4
Enna	6,1	3
Palermo	16,3	8
Siracusa	4,1	2
Messina	2,0	1
Trapani	10,2	5

Tab. 3. Distribuzione percentuale delle coppie per provincia

Siti Natura 2000	*n.*
Copie interne a ZSC	19
Coppie interne a ZPS	12
ZSC occupate	19
ZPS occupate	5

Tab. 4. Numero di coppie ricadenti in Siti Natura 2000

Da sottolineare che soltanto 5 ZPS (Zone Protezione Speciale, il 15,62% del totale delle ZPS siciliane) sono interessate dalla presenza di territori occupati dalla specie, con diverse coppie ricadenti all'interno dello stesso sito. Lievemente migliore la sovrapposizione tra territori occupati dalla specie e i Siti di Importanza Comunitaria e le Zone Speciali di Conservazione, in quanto rispettivamente 18 (il 7,86% del totale delle ZCS siciliane) e 19 (il 9,18 % del totale delle ZSC siciliane) di questi ospitano al loro interno coppie di Aquila di Bonelli.

Pertanto, i siti della rete Natura 2000 non hanno attualmente un assetto ottimale per garantire la conservazione della specie e degli habitat vocati (infatti una importante frazione della popolazione è esterna alla rete Natura 2000 o ad aree a vario titolo protette); inoltre, i complessi territoriali a maggiore vocazione sono esterni alla rete Natura 2000 (ad esempio in provincia di Agrigento sono presenti 17 coppie, ossia quasi il 35% dell'intera popolazione, ma soltanto una ricade all'interno di ZPS e soltanto tre all'interno di ZSC; lo stesso vale per la provincia di Caltanissetta, che ha al suo interno ben 9 coppie, di cui soltanto una interna a ZPS e 2 interne a ZSC).

Nell'ambito di un'azione dedicata (A7), il progetto LIFE ConRaSi prevede la definizione di nuovi siti di Natura 2000 e l'adeguamento dei piani di gestione di quelli già esistenti; i risultati di tale azione potrebbero dunque rappresentare un buon punto di partenza e fornire all'Amministrazione Regionale ed al proposto gruppo di lavoro le indicazioni per ottenere risultati efficaci.

Anche il sistema regionale di aree protette dovrebbe essere analizzato in funzione delle necessità di conservazione degli habitat e della specie prevedendo un'eventuale variazione dei confini attuali.

10.2.1 Azione: Creazione di un tavolo tecnico per l'adeguamento della Rete Natura 2000, delle aree protette regionali e dei relativi piani di gestione

Priorità: alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione Regionale, che si avvarrà del supporto del Gruppo di monitoraggio, Enti Gestori dei siti Natura 2000 e delle aree protette; Ricercatori esperti nell'Aquila di Bonelli.

Programma: Analisi delle proposte di adeguamento della rete Natura2000 e delle aree protette regionali nonché dei rispettivi piani di gestione alle esigenze di conservazione della specie, a partire dalla documentazione prodotta nell'ambito del Life ConRaSi; valutazione della fattibilità di creazione di nuovi siti Natura 2000 nelle aree interessate dalla presenza della specie, in particolar modo nelle province di Caltanissetta ed Agrigento.

Costi: nessun costo a carico del piano.

10.2.2 Azione: aggiornamento delle aree, dei formulari standard e dei piani di gestione dei Siti Natura 2000

Priorità: alta.

Tempi: inizio entro un anno.

Responsabili: Amministrazione Regionale con il supporto degli Enti gestori dei Siti Natura 2000.

Programma: Appropriata riorganizzazione della rete Natura 2000 e delle aree protette regionali in funzione delle esigenze di conservazione della specie, adeguamento dei Piani di gestione dei siti Natura 2000/aree protette regionali in funzione delle necessità di conservazione della specie.

Costi: da definire.

11. Obiettivo generale: riduzione dei fattori di mortalità

11.1 Obiettivo specifico: riduzione della persecuzione diretta

Il problema della persecuzione diretta, ed in particolare quello del prelievo illegale, è stato ampiamente trattato dal corrispondente Piano d'Azione Nazionale per il Contrasto degli Illeciti Contro gli Uccelli Selvatici, che include anche valutazioni a scala regionale. Le azioni afferenti a tale obiettivo dovranno pertanto osservare una stretta sinergia con il Piano d'azione Regionale.

11.1.1 Azione: Creazione di un coordinamento operativo locale

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione Regionale in collaborazione con Cufa e Corpo Forestale della Regione Sicilia.

Programma: L'azione è inclusa nel Piano Nazionale per il Contrasto degli Illeciti Contro gli Uccelli Selvatici e prevede la creazione di un coordinamento tra i diversi corpi di vigilanza per garantire un impiego ottimale delle forze disponibili. Il coordinamento deve anche avere lo scopo di favorire lo scambio di informazioni e l'utilizzo ottimale del personale impegnato nella repressione degli illeciti contro la fauna selvatica. Dall'implementazione dell'azione ci si attende un'intensificazione dei controlli antibracconaggio nelle aree di presenza e di dispersione della specie.

Costi: nessun costo a carico del piano.

11.2 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di avvelenamento

Mentre il rischio di intossicazione da piombo è stato ben descritto in letteratura, gli effetti dell'esposizione a fitofarmaci non sono adeguatamente caratterizzati e non si conosce la portata e l'incidenza del fenomeno nelle aree di frequentazione della specie. Le azioni riconducibili al presente obiettivo specifico sono pertanto finalizzate a comprendere la dimensione delle problematiche legate ai fitofarmaci e a incentivare il superamento delle munizioni contenenti piombo nell'attività venatoria.

11.2.1 Azione: Analisi dell'inquinamento da fitofarmaci nelle aree di distribuzione della specie

Priorità: Media

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, ARPA regionale.

Programma: Valutazione risultati relativi all'applicazione, nelle aree frequentate dalla specie, del "Piano di Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari", in attuazione della Direttiva 2009/128/CE e adottato con DM 35/2014.

Costi: da definirsi, in relazione alle specificità esistenti nei diversi contesti.

11.2.2 Azione: Definizione di un programma per il superamento dell'uso di munizioni contenenti piombo

Priorità: Alta.

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione Regionale

Programma: definizione di un processo utile a determinare il bando delle munizioni contenenti piombo per tutte le forme di caccia.

Costi: 25.000 € per la realizzazione di campagne di sensibilizzazione ad hoc.

11.3 Obiettivo specifico: prevenire la mortalità da Trichomoniasi

Questa patologia è responsabile della morte dei pulli di aquila di Bonelli, così come di altre specie. È necessario, pertanto, valutare la fattibilità di interventi mirati a ridurre la sua disponibilità nell'ambiente intervento sulle popolazioni di Columbiformi. Nell'ambito del Life ConRaSi il trattamento dei pulli al momento della cattura si è dimostrato un intervento rilevante al fine di contrastare la mortalità dei nuovi nati.

11.3.1 Azione: analisi di fattibilità di interventi volti a contrastare la Trichomoniasi

Priorità: alta.

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione Regionale

Programma: analisi di fattibilità ed efficacia di interventi di profilassi mirati a contrastare la diffusione della trichomoniasi.

Costi: 15.000 € per il coinvolgimento di un tecnico esperto.

11.4 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di elettrocuzione e collisione con impianti eolici e linee elettriche

Per ridurre il rischio di elettrocuzione e collisione è necessario individuare i sostegni a rischio e provvedere alla loro messa in sicurezza, intervenendo al contempo sulla progettazione di nuovi impianti affinché siano realizzati adottando tutte le misure utili a ridurne la pericolosità ed evitando la loro istallazione in aree sensibili.

11.4.1 Azione: analisi del rischio di mortalità legato alle linee elettriche.

Priorità: molto alta

Durata: 1 anno

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, gestori delle linee elettriche (ENEL e Terna).

Programma: Realizzazione di una cartografia di dettaglio delle linee elettriche più a rischio attraverso l'elaborazione di modelli predittivi e dei risultati dei monitoraggi. Realizzazione di una mappatura integrale di elevato dettaglio delle reti elettriche, a partire dalle aree di presenza e dispersione della specie.

Costi: 20.000 euro per il coinvolgimento di un analista GIS.

11.4.2 Azione: Definizione di un protocollo per la messa in sicurezza delle linee elettriche più pericolose e interventi urgenti.

Priorità: molto alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, gestori delle linee elettriche (ENEL e Terna).

Programma: Realizzazione di un protocollo per la correzione e messa in sicurezza delle linee elettriche più a rischio come rilevato dai modelli analitici, tenendo in debito conto esperienze analoghe maturate in Europa sulla specie (ad esempio Life Bonelli, Life Aquila a-Life). Realizzazione di immediate misure di messa in sicurezza delle linee a rischio più elevato.

Costi: da definire, tenendo conto che il costo medio della messa in sicurezza per sostegno è di circa 1500 euro (1000-3000 euro in base alla tipologia di sostegno). Si ritiene necessario il coinvolgimento di un tecnico esperto per il quinquennio di validità del piano (costo complessivo previsto 55.000 €)

11.5 Obiettivo specifico: Riduzione del rischio di annegamento in laghetti di irrigazione o serbatoi

L' incidenza legata a questa forma di minaccia non è ancora quantificabile, ma la distribuzione e abbondanza di queste strutture nelle aree frequentate dall'Aquila di Bonelli e i casi noti in Sicilia rendono necessario il loro monitoraggio nei territori occupati nonché l'attuazione di interventi strutturali, a volte di semplice realizzazione, per ridurre il rischio di mortalità ad esse legato.

11.5.1 Azione: Interventi infrastrutturali per la riduzione del rischio di annegamento.

Priorità: medio-alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 con il supporto delle associazioni di settore (agricoltura ed allevamento).

Programma: Definizione di linee guida per la realizzazione di nuove strutture. Installazione di appropriati dispositivi atti a ridurre il rischio di annegamento raccolte (Allegato 1). Tali dispositivi offrono un sostegno per la risalita degli animali, consentendone quindi l'involo.

Costi: 40.000 €, considerando i costi per la realizzazione e installazione dei dispositivi e la localizzazione delle infrastrutture ad elevato rischio.

11.5.2 Azione: stesura di linee guida per la costruzione ex novo o per la manutenzione straordinaria di strutture per la raccolta dell'acqua

Priorità: medio-alta

Durata: 1 anno

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 con il supporto delle associazioni di settore (agricoltura ed allevamento), esperti sulla ecologia dell'Aquila di Bonelli e del Gruppo di Monitoraggio.

Programma: realizzazione di linee guida esplicative dei sistemi di mitigazione del rischio di annegamento da applicare per la realizzazione *ex novo* di laghetti, abbeveratoi e cisterne nelle aree di presenza e dispersione della specie (misure “anti annegamento”).

Costi: 10.000 euro (tecnico esperto per la redazione di linee guida).

12. Obiettivo generale: incremento della disponibilità trofica.

12.1 Obiettivo specifico: Conservazione delle popolazioni naturali di coniglio

É ampiamente nota in letteratura l'importanza del Coniglio selvatico per l'ecologia dell'Aquila di Bonelli, in quanto è tra le specie preda preferite e condiziona il successo riproduttivo e la sopravvivenza delle popolazioni di questo rapace. Assicurare la persistenza di questa preda è quindi necessario per favorire la conservazione di questo rapace.

12.1.1 Azione: Mantenimento ed incremento degli habitat vocati per il coniglio selvatico

Priorità: alta.

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione regionale con il contributo degli Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000.

Programma: definizione e realizzazione di un piano di interventi territoriali finalizzati a mantenere o incrementare le tipologie di habitat vocate al lagomorfo.

Costi: da definire, variabili in base al tipo di intervento previsto.

12.1.2 Azione: tavolo tecnico per lo sviluppo di una gestione venatoria adattativa del Coniglio selvatico

Priorità: molto alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione Regionale con il supporto delle Ripartizioni Faunistico Venatorie, Enti gestori dei Siti Natura 2000 in collaborazione con le associazioni venatorie e ambientaliste, esperti di comprovata esperienza nella gestione dei Lagomorfi allo stato naturale.

Programma: realizzazione di un tavolo tecnico per operare una efficace revisione della gestione venatoria della specie, finalizzata al prelievo sostenibile ed adattativo del Coniglio selvatico volto a garantire il mantenimento di adeguate densità di coniglio in modo particolare in corrispondenza dei periodi di aumentato fabbisogno energetico dell’Aquila di Bonelli.

Costi: 15.000 euro.

12.1.3 Azione: interventi di alimentazione supplementare per l'Aquila di Bonelli

Priorità: molto alta

Durata: almeno 5 anni

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, associazioni ambientaliste, associazioni venatorie, esperti di comprovata esperienza nella gestione di Lagomorfi allo stato naturale.

Programma: gestione delle stazioni di alimentazione supplementare (rabbit farms) istituite dal LIFE ConRaSi e progettazione di nuove strutture nelle aree di presenza e dispersione dell'Aquila di Bonelli.

Costi: attualmente sostenuti dal Progetto LIFE ConRaSi per la Sicilia. 12.000 € / anno per il post-LIFE (manutenzione, monitoraggio ed eventuale progettazione di nuove strutture).

13. Obiettivo generale: aumento del successo riproduttivo della popolazione

13.1 Obiettivo specifico: riduzione della depredazione dei nidi, cattura di esemplari e traffico illegale

Una delle più incisive azioni del progetto LIFE ConRasi è stata quella finalizzata a ridurre il rischio di prelievo di uova e nidiacei attraverso attività di sorveglianza e monitoraggio intensivo dei siti più a rischio durante il periodo riproduttivo. Tali attività hanno prodotto un significativo miglioramento dello status della popolazione siciliana (Di Vittorio et al., 2018).

13.1.1 Azione: Sorveglianza dei siti riproduttivi per evitare il saccheggio dei nidi

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, Polizia Provinciale, Corpo Forestale delle Regione Siciliana, Carabinieri Forestali in collaborazione con Associazioni ambientaliste e tecnici del Gruppo Tutela Rapaci.

Programma: pianificazione, organizzazione e realizzazione di attività di sorveglianza (campi e controllo con apparati di videosorveglianza) per i siti a maggiore rischio di saccheggio.

Costi: 40.000 € l'anno (attivazione e gestione campi di sorveglianza; acquisto-gestione apparati di videosorveglianza).

13.2 Obiettivo specifico: riduzione del disturbo antropico ai siti di nidificazione

Nonostante l'Aquila di Bonelli sia abbastanza tollerante alle attività umane, l'eccesivo disturbo antropico può causare l'abbandono del sito riproduttivo e condizionare negativamente il successo riproduttivo di questa specie. Misure volte a ridurre il disturbo nelle aree occupate, in particolare durante il periodo riproduttivo, possono costituire un importante strumento di conservazione.

13.2.1 Azione: Regolamentazione delle attività di manutenzione boschiva nelle aree di nidificazione della specie

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Gruppo di monitoraggio, Amministrazioni regionali, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, Università, con il supporto del Gruppo di Monitoraggio.

Programma: redazione di un protocollo e di un cronogramma finalizzato a ridurre l'incidenza del disturbo arrecato dalle attività di manutenzione forestale al successo riproduttivo della specie, con particolare riguardo ai siti/periodo riproduttivo della specie.

Costi: 15.000 € per il coinvolgimento di un tecnico esperto per la redazione del protocollo e del cronoprogramma).

13.2.2 Azione: Definizione di un regolamento per lo svolgimento di attività di fotografia naturalistica

Priorità: alta

Durata: 1 anno

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 con il supporto di Gruppo di monitoraggio, associazioni ambientaliste, Associazione Italiana Fotografi Naturalisti.

Programma: redazione di un protocollo deontologico inerente la fotografia naturalistica che preveda prescrizioni mirate a limitare il disturbo alla specie causato da questa attività ed a vietare la pubblicazione fotografie relative a nidi o a momenti dell'attività riproduttiva dell'Aquila di Bonelli e più in generale dei rapaci a rischio.

Costi: 5.000 euro

13.2.3 Azione: Regolamentazione delle attività di arrampicata e di volo a vela

Priorità: media

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione Regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 in collaborazione con Gruppo di monitoraggio, Gruppi sportivi specialistici nelle attività predette, associazioni ambientaliste.

Programma: realizzazione di un regolamento finalizzato alla definizione delle aree e dei tempi che rendono compatibile questa attività con la conservazione della specie.

Costi: 5.000 euro.

14. Obiettivo generale: monitoraggio e ricerca

In tale obiettivo generale, confluiscono tutte le attività di monitoraggio, della popolazione e dei fattori di minaccia più rilevanti, utili da una parte ad incrementare le conoscenze sulla specie e sulla portata nel tempo dei fattori di minaccia, dall'altra a verificare l'appropriatezza delle azioni di conservazione messe in atto e ad intervenire in modo tempestivo in caso di necessità adottando le misure correttive più idonee.

14.1 Obiettivo specifico: acquisizione dati sulla tendenza della popolazione e sul successo riproduttivo.

Valutare la distribuzione di una specie, il successo riproduttivo e la dimensione della popolazione, in termini di numero di coppie nidificanti o territoriali, è indispensabile per la pianificazione di misure efficaci per la conservazione di ogni popolazione animale per tre motivi principali: (1) per comprendere ciò che è presente nell'area di interesse e il suo valore naturalistico in termini locali, regionali e globali; (2) per identificare eventuali variazioni delle popolazioni o della loro demografia nel tempo, prerequisito per comprendere i processi alla base di tali variazioni; (3) per valutare la reale efficacia delle azioni di gestione e conservazione messe in atto.

14.1.1 Azione: Monitoraggio del successo riproduttivo

Priorità: media

Durata: cinque anni.

Responsabili: Ricercatori; ISPRA.

Programma: Proseguimento del monitoraggio del successo riproduttivo della popolazione siciliana di Aquila di Bonelli, secondo le modalità già collaudate in Sicilia (LIFE CONRASI, 2016:

Protocollo Monitoraggio LIFE ConRaSi) e redazione di report annuali con analisi critica dei risultati.

Costi: 50.000 euro l'anno per il coinvolgimento di un team di tecnici esperti nella biologia dei rapaci.

14.1.2 Azione: Monitoraggio demografico

Priorità: alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Ricercatori; ISPRA.

Programma: monitoraggio della presenza e distribuzione della popolazione di Aquila di Bonelli secondo il protocollo redatto nell'ambito del Life Conrasi (LIFE CONRASI, 2016: Protocollo Monitoraggio LIFE ConRaSi).

Costi: 40.000 euro per anno (team di tecnici esperti e coordinatore; tecnico GIS).

14.2 Obiettivo specifico: monitoraggio della disponibilità trofica

Come indicato in letteratura, la disponibilità trofica è un elemento chiave per la conservazione della specie in quanto ne condiziona il successo riproduttivo, la distribuzione e la dispersione, nonché i tassi di sopravvivenza.

14.2.1 Azione: Redazione e realizzazione di un piano di monitoraggio demografico del Coniglio selvatico e valutazione dello stato di conservazione.

Priorità: molto alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 con la collaborazione delle associazioni venatorie, esperti di comprovata esperienza nella gestione dei Lagomorfi allo stato naturale.

Programma: redazione di un protocollo di monitoraggio della consistenza e della distribuzione del lagomorfo, da realizzarsi con particolare riguardo alle aree di presenza e dispersione dell'Aquila di Bonelli.

Costi: 20.000 € per anno (redazione ed applicazione del protocollo di monitoraggio).

14.3 Obiettivo specifico: monitoraggio e analisi dei fattori di mortalità

Per questa specie la letteratura indica che la mortalità (per tutte le classi di età) è il fattore chiave del mantenimento della popolazione nel lungo termine. Azioni finalizzate alla riduzione della mortalità sono indispensabili alla conservazione di questa specie.

14.3.1 Azione: cattura, marcaggio e trattamento dei *pulli*

Priorità: alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Tecnici locali, Amministrazione Regionale, Enti Gestori dei Siti Natura 2000 e delle aree protette, inanellatori autorizzati, Istituti Zooprofilattici con il supporto di ISPRA.

Programma: proseguimento delle operazioni di cattura e marcaggio dei giovani al nido con sistemi di riconoscimento individuale (anelli colorati) e trasmettitori satellitari, secondo protocolli applicati nell'ambito del Life Conrasi. Esecuzione di controlli veterinari sui *pulli* all'atto del marcaggio e realizzazione del trattamento o della profilassi per la Tricomoniasi o di altre patologie eventualmente evidenziate.

Costi: 50.000 euro per anno (team di esperti: rocciatori, marcatori, inanellatori, veterinari ecc. e spesi di viaggio, alloggio e vitto).

Note: Attualmente il Progetto LIFE ConRaSi sta volgendo attività di marcaggio della specie, e dal 2018 veterinari del GREFA, partner del progetto, eseguono il controllo dei *pulli* e se necessario somministrano farmaci specifici per questa patologia (si veda a tal proposito l'Allegato 2). Dopo la conclusione del progetto, è auspicabile che tale attività sia mantenuta.

14.3.2 Azione: Monitoraggio dell'incidenza della trichomoniasi presso i centri di recupero

Priorità: alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione Regionale in collaborazione con i Centri di recupero nel territorio nazionale e Istituti Zooprofilattici.

Programma: redazione di un protocollo operativo utile a registrare e quantificare l'incidenza della patologia nei rapaci ricoverati presso i centri di recupero, attraverso l'uso di indici *ad hoc* (ad es. n. esemplari malati/totale ricoverati per anno e mese), anche qualitativi (analisi per specie). Analisi dei risultati e definizione di un piano di interventi.

Costi: 15.000 € (tecnico esperto per la redazione del protocollo e l'analisi dei dati).

14.3.3 Azione: elaborazione di un protocollo di monitoraggio delle linee elettriche nelle aree di presenza e dispersione della specie.

Priorità: molto alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 in collaborazione con gestori delle linee elettriche (ENEL e Terna) e Associazioni ambientaliste.

Programma: Realizzazione di un protocollo di monitoraggio scientifico ex ante/ex post (in caso di realizzazione di interventi di correzione) delle linee elettriche nelle aree a maggior rischio, interessate dalla presenza stabile della specie o dalla dispersione giovanile.

Costi: 20.000 € (tecnico esperto per la redazione del protocollo di monitoraggio specifico per ogni area individuata).

14.3.4 Azione: Analisi ecotossicologiche dei rapaci ricoverati presso i centri di recupero e di specie acquatiche provenienti dalle aree frequentate da giovani aquile in dispersione.

Priorità: media

Durata: cinque anni

Responsabili: Amministrazione Regionale, Istituti Zooprofilattici, Centri di Recupero di Fauna.

Programma: definizione di un protocollo di analisi per la ricerca dei metalli pesanti e altri contaminanti da rendere obbligatorio per aquila, prede potenziali e per gli uccelli acquatici rinvenuti morti o ricoverati presso i centri di recupero.

Costi: da definire.

14.3.5 Azione: Mappatura dei pozzi e delle cisterne nelle aree di nidificazione ed elaborazione di un modello per la valutazione del rischio.

Priorità: medio-alta

Durata: 1 anno

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 con il supporto delle associazioni di settore (agricoltura e allevamento).

Programma: Realizzazione di una mappatura di elevato dettaglio delle diverse tipologie di raccolte artificiali di acqua almeno per le aree di presenza e dispersione della specie. Analisi del rischio in funzione delle componenti ambientali, della localizzazione e della tipologia di bacino.

Costi: 20.000 euro (tecnico esperto nell'ecologia della specie e tecnico GIS).

14.4 Obiettivo specifico: prevenzione del prelievo illegale

Attraverso la realizzazione di un archivio genetico della popolazione selvatica è possibile disporre di uno strumento oggettivo di confronto che consenta di accertare la lecita provenienza degli esemplari detenuti da collezionisti e falconieri.

14.4.1 Azione: Mantenimento ed implementazione della banca dati del DNA

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: ISPRA, CRAS, Amministrazione Regionale.

Programma: Grazie all'analisi genetica dei campioni ottenuti durante le operazioni di marcaggio o provenienti da individui ospitati presso i centri di recupero è possibile realizzare una banca dati relativa alla popolazione selvatica di Aquila di Bonelli ed evidenziarne i relativi marker. Tale banca dati, iniziata con sistematicità nell'ambito del Life Conrasi, offre la possibilità di accertare la reale provenienza degli esemplari in possesso di allevatori, collezionisti e falconieri; occorre pertanto garantirne il mantenimento e l'ampliamento con nuovi campioni.

Costi: 10.000 € per analisi campioni organici.

14.4.2 Azione: Banca dati relativa agli esemplari di Aquila di Bonelli attualmente detenuti in cattività o presenti in collezioni private o museali

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Carabinieri Forestali, Corpo Forestale delle Regioni a Statuto Speciale, Guardia di Finanza.

Programma: definizione di un programma di censimento, anche genetico, degli esemplari di Aquila di Bonelli detenuti presso allevatori, falconieri, collezionisti in ambito nazionale.

Costi: 30.000 € (tecnico esperto).

15. Obiettivo generale: ampliamento dell'areale della specie

Come già detto nella parte introduttiva, l'areale di distribuzione della specie in ambito nazionale era molto più ampio di quello attuale che consta, attualmente e con certezza, della sola popolazione siciliana. Nonostante osservazioni di individui erratici condotte in Italia settentrionale in passato (Baccetti et al., 1981; Boano e Mingozzi, 1985; Arcamone e Tellini, 1986; Spanò e Truffi, 1988; Boano, 2007), per lo più di immaturi, intensificate a partire dallo scorso

decennio (Alessandria e Boano, 2011; Rete osservatori Liguri 2015[3]) non sembra che sia in corso, almeno attualmente, una graduale ricolonizzazione naturale delle aree di pregressa presenza della specie. Nel caso specifico della popolazione siciliana, che potrebbe fungere da popolazione sorgente, solo un esemplare tra quelli marcati ha superato lo stretto di Messina ed è attualmente in Calabria (LIFE ConRaSi, dati inediti).

I risultati del progetto di reintroduzione in Sardegna, se positivi, potrebbero incoraggiare eventuali altri interventi analoghi in aree vocate dell'Italia centro meridionale.

15.1 Obiettivo specifico: reintroduzione della specie

La reintroduzione della specie è stata condotta con successo in alcune aree della Spagna nell'ultimo decennio mentre in Italia è attualmente in corso in Sardegna (Life Aquila a-Life). La pianificazione di qualsiasi eventuale progetto di reintroduzione della specie da effettuarsi nelle aree di presenza storica deve rispettare i criteri definiti dall'IUCN (2013), ai quali si rimanda.

15.1.1 **Azione: Analisi di fattibilità di interventi di reintroduzione in aree di presenza storica della specie**

Priorità: bassa

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazioni Regionali, Enti Gestori dei Siti Natura 2000 e delle aree protette con il supporto di ISPRA.

Programma: Redazione dello studio di fattibilità per la reintroduzione della specie in aree di presenza storica e in cui essa risulti localmente estinta.

Costi: da definire.

15.2 Obiettivo specifico: incremento dello stock riproduttivo in cattività

La riproduzione in cattività di specie minacciate, tra cui gli uccelli da preda, è una tecnica ormai consolidata ed utilizzata da diversi decenni per molte specie a rischio (vedi, ad esempio, review in Newton, 1998; Snyder e Snyder 2005; Naisbitt e Holz, 2004; Seddon et al., 2007; Williams et al., 2017).

Nel 1997 l'organizzazione non governativa GREFA (Madrid) ha avviato un programma di riproduzione in cattività della specie che ha fornito esemplari per numerosi progetti di reintroduzione realizzati in diverse aree della Spagna (Life Bonelli) e ultimamente in Italia

[3] https://reteosservatoriliguri.jimdo.com/notizie-flash/marzo-2015-aquila-di-bonelli/

(Sardegna, Life Aquila a-Life). Al momento GREFA ospita almeno 40 esemplari destinati alla riproduzione in cattività e provenienti da sequestri giudiziari presso allevatori e falconieri e/o recuperati in natura e non più idonei alla vita selvatica. Il Gruppo Tutela Rapaci, in accordo con l'Amministrazione Regionale e l'autorità CITES italiana e spagnola, ha contribuito negli ultimi 5 anni alla formazione ed al mantenimento di questo stock riproduttivo inviando al GREFA 3 esemplari di Aquila di Bonelli provenienti da sequestri giudiziari operati nel territorio italiano e dal recupero di individui prelevati illegalmente in natura in territorio siciliano.

Nonostante un intervento di *restocking* in Sicilia non sia prioritario (visto il recente miglioramento demografico della popolazione dell'isola) l'esistenza di un programma di *captive breeding* può rappresentare una garanzia per far fronte ad eventi stocastici in grado di compromettere la popolazione siciliana nonché per operazioni di reintroduzione nelle aree di presenza storica in Italia, come avvenuto per il progetto Aquila a-LIFE che, nel 2019, ha ricevuto un giovane nato da uno degli esemplari inviati a GREFA.

15.2.1 Azione: Supporto al progetto di captive breeding

Priorità: media

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione Regionale, GREFA.

Programma: recupero e spedizione di esemplari che non possono essere reimmessi in natura presso centri captive breeding come quello del GREFA a Madrid. Valutazione di un centro di captive breeding in Sicilia

Costi: 1.000 euro/individuo + costi realizzazione centro.

16. Obiettivo generale: sensibilizzazione e disseminazione

Le azioni di sensibilizzazione, eseguite da personale specializzato con buone capacità comunicative, devono interessare prioritariamente i contesti territoriali caratterizzati dalla presenza della specie e, in particolare, le aree più a rischio e coinvolgere le scuole ed i portatori di interesse a diverso titolo coinvolti nella sua conservazione (cacciatori, allevatori, associazioni ambientaliste, guardie venatorie, ecc.). Le azioni di sensibilizzazione e disseminazione che seguono rispondono alla necessità di aumentare la consapevolezza del pubblico e dei portatori di interesse rispetto alle principali minacce riconosciute per la specie.

Le azioni di sensibilizzazione dovrebbero essere finalizzate a colmare le lacune evidenziate durante le indagini condotte nell'ambito del Life Conrasi (Allegato 3) ed a rispondere agli interrogativi emersi durante le campagne svolte dallo staff del progetto.

16.1 Obiettivo specifico: sensibilizzazione e divulgazione

La sensibilizzazione dell'opinione pubblica e la divulgazione sono alla base di qualsiasi attività finalizzata alla conservazione, in quanto consentono di accrescere la conoscenza delle singole persone sulle problematiche delle specie a rischio e di divenire parte attiva per il rispetto dell'ambiente delle risorse e delle ricchezze del proprio territorio.

16.1.1 Azione: Realizzazione di attività di sensibilizzazione per limitare l'uso di prodotti chimici in agricoltura e sulla importanza delle aree agricole tradizionali

Priorità: alta

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 in collaborazione con le Associazioni di settore (Agricoltura e di allevamento) e Associazioni ambientaliste.

Programma: Organizzazione di incontri e seminari a tema nelle aree interessate dalla specie aventi come target i principali portatori di interesse territoriali, associazioni di settore dell'agricoltura e dell'allevamento sugli effetti deleteri per l'ecosistema e la salute umana derivanti dall'utilizzo dei prodotti chimici in agricoltura e, in particolare nelle aree occupate o vocate per la specie, sull'importanza del mantenimento del paesaggio agricolo tradizionale per la conservazione delle specie a rischio e della biodiversità in ambiente mediterraneo. Gli incontri dovranno essere un'occasione per presentare anche forme di agricoltura alternative (ad es. biologica) e informare in merito agli incentivi corrispondenti.

Costi: 15.000 € per anno (spese personale e produzione di materiale didattico esplicativo).

16.1.2 Azione: Campagna di informazione e sensibilizzazione per l'opinione pubblica e i fruitori degli ambienti naturali

Priorità: alta

Durata: 5 anni

Responsabili: Amministrazione Regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000 in collaborazione con associazioni ambientaliste, associazioni venatorie, Associazioni Agricole e di allevamento.

Programma: realizzazione di incontri seminariali e distribuzione di materiale divulgativo rivolti ai principali portatori di interesse (associazioni di trekking; gestori delle aree protette; scolaresche ecc.) e al pubblico in genere, volti ad incrementare e diffondere la conoscenza della specie ed i problemi connessi con la sua conservazione.

Costi: 15.000 € per anno (spese personale e produzione di materiale didattico esplicativo).

16.1.3 Azione: attività di sensibilizzazione sul pericolo legato al traffico delle specie protette e sull'uso dei rapaci per spettacoli ed attività divulgative o didattiche.

Priorità: *alta*

Durata: cinque anni.

Responsabili: Amministrazione regionale, Enti gestori delle Aree Protette e dei Siti Natura 2000, Associazioni ambientaliste.

Programma: realizzazione di incontri seminariali e distribuzione di materiale divulgativo per i diversi soggetti potenzialmente interessati (gestori di aeroporti, amministrazioni comunali, dirigenti scolastici e docenti, associazioni di guide naturalistiche ed educazione ambientale) volti ad incrementare la consapevolezza e conoscenza del problema. Questo avrebbe una immediata ricaduta specialmente riguardo agli spettacoli che prevedono l'utilizzo di rapaci, aumentando la consapevolezza dei fruitori (scuole, cittadini ecc.) e patrocinatori (amministrazioni comunali, Gestori di aree protette, Scuole ecc.) sul rischio di provenienza illegale degli esemplari utilizzati.

Costi: 15.000 € per anno (spese personale e produzione di materiale didattico esplicativo).

17. Bibliografia

-AA.VV. ARPA Sicilia 2008. Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati Terrestri. ARPA Sicilia, Palermo, Italy.

-Alcántara M., Ferreiro E., e Gardiazábal A., 2001. Dispersal of young Bonelli´s Eagle (*Hieraaetus fasciatus*): first results by satel- lite telemetry (Life Project b4-3200/97/252 Conservation Plan of Bonelli's Eagle in Sierra de Guara, Huesca, Aragón). Estación Biológica de Doñana, Raptor Research Foundation, 4th Eurasian Congress of Raptors. Sevilla, Spain.

-Alessandria G., Boano G., 2011. Le comparse dell'aquila di Bonelli *Aquila fasciata* in Italia nord-occidentale: eventi eccezionali o normale erratismo? Avocetta, 35: 3-12.

-Andreotti A., Leonardi G. (a cura di), 2007. Piano d'azione nazionale per il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*). Quad. Cons. Natura, 24, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

-Andreotti A., Borghesi F., 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. Rapporti ISPRA, 158/2012.

-Andreotti A., Frabbri I., Menotta S., Borghesi F., 2018a. Lead Gunshot ingestion by a Peregrine falcon. Ardeola, 65 DOI: 10.13157/arla.65.1.2018.sc1

-Andreotti A., Guberti V., Nardelli R., Pirrello S., Serra L., Volponi S., Green R.E., 2018b. Economic assessment of wild bird mortality induced by the use of lead gunshot in European wetlands. Science of the Total Environment, 610-611: 1505-1513.

-Anton M., Estrada J. & Herrando S., 2013. The Red List of Catalan breeding birds (NE Iberian Peninsula) 2012. Revista Catalana d'Ornitologia, 29: 1-19.

-Arcamone E,. Tellini G., 1986. Cronaca ornitologica toscana: 1985. Quaderni Museo Storia Naturale Livorno, 7: 105-118.

-Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia italiana. Hoepli, Milano, Italy.

-Arroyo B., Bueno J.M., Pèrez-Mellado V., 1976. Biologia de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. Doñana Acta Vertebrata, 3: 9-15.

-Arroyo, B., Ferreiro E., 1997. Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*). European Union Action Plans for Priority Birds Species. European Union, Brussels, Belgium.

-Arroyo B., Ferreiro E., 2001. Action Plan for the conservation of Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*). BirdLife International.

-Arroyo B., Ferreiro E., Garza V., 1990. Inventario de la poblacion Espanola de Aguila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* y sus areas de cria. ICONA,Madrid.

-Arroyo B., Ferreiro E., Garza V., 1992. Factores limitantes de la población de águila perdicera en España. Technical report ICONA. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

-Arroyo B., Ferreiro E., Garza V., 1995. El Aquila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Espaňa. Censo, reproducciòn y conservaciòn Serie Tècnica. ICONA, Madrid, Spain.

-Arroyo B., Garza V., 1995. Factores de regresión del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en España. Proceedings I Congreso Internacional de Rapaces del Holártico. Mérida, Spain. (in Spanish).

-Avella F.J., 1978. *Hieraaetus fasciatus* alimentándose de carroña. Ardeola, 24: 212–215.

-Baccetti N., Frugis S., Mongini E., Spina F., 1981. Rassegna aggiornata sull'avifauna dell'isola di Montecristo. Rivista Italiana di Ornitologia, 51: 191-240.

-Bailey T., Launay F., Sullivan T., 2001. Health issues of the international trade of falcons and bustards in the Middle East: the need for regional monitoring and regulation? In: Potapov S., Banzragch S., Fox N.,Barton N. (ed.), Saker Falcon in Mongolia: research and conservation (Proceedings of II International Conference on Saker Falcon and Houbara Bustard, Ulaanbaatar, Mongolia, 1-4 July 2000), pp. 185-195. Ministry of Nature and Environment, Ulaanbaatar.

-Baillie S.R., 2001. The contribution of ringing to the conservation and management of bird populations: a review. Ardea, 89: 167-184.

-Baker K., 1993. Identification Guide to European Non-Passerines. BTO Guide 24. British Trust for Ornithology, Thetford.

-Baker S.E., Cain R., Van Kesteren F., Zommers Z.A., D'cruze N., Macdonald D.W., 2013. Rough trade: animal welfare in the global wildlife trade. BioScience, 63: 928-938.

-Balbontìn J., 2004. El Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Andalucía: Ecología y dispersión juvenil. PhD thesis, University of Sevilla.

-Balbontìn J., 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue in halting its decline in Europe. Biological Conservation, 126: 74-83.

-Balbontìn J., Ferrer M., 2005a. Condition of large brood in Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. Bird Study, 52: 37-41.

-Balbontìn J., Ferrer M., 2005b. Factors affecting the length of the post-fledging dependence period in the Bonelli's Eagle *(Hieraaetus fasciatus*). Ardea, 93: 189-198.

-Balbontìn J., Ferrer M., 2009. Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. Bird Study, 56: 86-95. DOI 10.1080/00063650802648374

-Balbontìn J., Penteriani V., Ferrer M., 2000. El Águila perdicera en Andalucía: situación actual y tendencias en las áreas de reproduc- ción y de dispersión juvenil. Junta de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.), Sevilla, Spain.

-Balbontìn J., Penteriani V., Ferrer M., 2003. Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's eagle in Andalusia. Biological Conservation, 109: 417-423.

-Ballam J.M., 1984. The use of soaring by the Red-Tailed Hawk (*Buteo jamaicensis*). Auk, 101: 519-524.

-Barbosa A.M., Real R., Olivero J., Vargas J.M., 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. Biol. Conserv., 114: 377-387.

-Barov B., Derhé M., 2011. Review of the implementation of species action plans of threatened birds in the European Union (2004-2010). Final Report. BirdLife International. Available at: http://ec.europa.eu/environment/nature/conse
rvation/wildbirds/action_plans/docs/Final%20report%20Bird Life%20review%20SAPs.

-Barron D.G., Brawn J.D., Weatherhead P.J., 2010. Meta-analysis of transmitter effects on avian behaviour and ecology. Methods in Ecology and Evolution, 1: 180-187.

-Beltràn J.F., 1991. Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Donana,SW Spain. Mammalia, 55: 591-599.

-Benoit L., 1840. Ornitologia Siciliana. Stamperia G. Fiumara, Messina.

-Bergier P., De Naurois R., 1985. Note sur la reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Afrique du Nord-Ouest. Alauda, 53: 257-262.

-Beske A.E., 1978. Harrier radio-tagging techniques and local and migratory movements of radio-tagged juvenile harriers. Raptor Research, 16: 39-53.

-BirdLife International, 2004 - Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series n. 12, BirdLife International, Cambridge.

-BirdLife International, 2013. *Aquila fasciata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T22696076A40846782. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T22696076A40846782.en

-BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Luembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Downloaded from http://www.birdlife.org on 26/09/2015.

-BirdLife International, 2016. Species factsheet: *Aquila fasciata.* Downloaded from http://www.birdlife.org on 18/02/2016.

-Blanco G., 2006. Natural selection and the risks of artificial selection in the wild: Nestling quality or quantity from supplementary feeding in the Spanish imperiale agle. Ardeola, 53: 341-351.

-Blanco J.C., Gonzalez J.L. (Eds), 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de Espaňa. ICONA, Madrid.

-Blanco J.C., Villafuerte R. 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. ICONA. Informe inédito.

-Blasco Zumeda J., 2014. Guìa de Aves de Aragòn. (ISBN: 9788483214237): Avalaible a Laboratorio Virual Ibercajahttp://www.javierblasco.arrakis.es/ or www.ibercajala.net.

-Blasco Zumeda J., Heinze G.M., 2006. Atlas de idendtificaciòn de las aves de Aragòn. http://www.javierblasco.arrakis.es/

-Blondel J., Aronson J. 1999. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. Oford University Press, Oford, UK.

-Blondel J., Coulon L., Girerd B., Hortigue M., 1969. Deux cents heures d'observation auprès de l'aire de l'Aigle de Bonelli: *Hieraaëtus fasciatus*. Nos Oiseaux, 30: 37-60.

-Blondel J., Isenmann P., 1981. Guide des oiseaux de Camargue. Delachaux e Niestlé, Neuchàtel.

-Boal C.W., Mannan R.W., Hudelson K.S., 1998. Trichomoniasis in Cooper's Hawk from Arizona. Journal of Wildlife Diseases, 34: 590-593.

-Boal C., Mannan M., 1999. Comparative Breeding Ecology of Cooper's Hawks in Urban and Eurban Areas of Southeastern Arizona, 63: 77-84.

-Boano G, Mingozzi T., 1985. Gli uccelli di comparsa accidentale nella regione piemontese. Rivista Piemontese Storia Naturale, 6: 3-67.

-Boano G., 2007. Gli uccelli accidentali in Piemonte e Valle d'Aosta. Aggiornamento 2005. Rivista Piemontese Storia Naturale, 28: 305-366.

-Boano G., Brichetti P., 1989. Proposta di una classificazione corologica dell'avifauna italiana. I. Non passeriformi. Rivista Italiana di Ornitologia, 59: 141-158.

-Bosch R., Real J., Tinto, A., Zozaya E.L., 2007. An adult male Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) eaten by a subadult Golden eagle (*Aquila chrysaetos*). Journal of Raptor Research, 41: 338.

-Bosch R., Real J., Tinto A., Zozaya E.L., Castell C. 2010. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. Ibis, 152: 105-117.

-Bota G., Morales M.B., Mañosa S., Camprodon J. (Eds.), 2005. Ecology and conservation of steppe-land birds, Lynx Edicions and Centre Tecnologic Forestal de Catalunya. Barcelona, Spain.

-Bourski O.V., Forsmeier W., 2000. Does interspecific competition affect territorial distribution of birds? A long term study on Siberian *Phylloscopus warblers*. Oikos, 88: 341-350.

-Brander R.B., Cochran W.W., 1969. Radio location telemetry. In, R.H. Giles Jr. (Ed.): Wildlife Management Techniques, pp. 95-103. The Wildife Society. Washington DC.

-Brichetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana. Vol. 1 Gaviidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

-Bulgarini F.,Calvario E., Fraticelli F.,Petretti F., Sarrocco S. (Eds.),1998. Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati. WWF Italia, Roma, a cura del Ministero dell'Università, della Ricerca Scientifica e Tecnologica.

-Bullock J.M,. Kenward R.E., Hails.R.S. (eds), 2002. Dispersal ecology. Blackwell, Oford, UK.

-Burger J., 1993. Metals in Avian Feathers Bioindicators of Environmental Pollution. Reviews in Environ- mental Toxicology, 5: 203-311.

-Burger J., Hiessler N., Ponchon C., Vincent-Martin N., 2013. Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli – octobre 2013. Conservatoire d'espaces naturels du Languedoc-Roussillon.

-Burgman M.A., Fox J.C., 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. Animal Conservation, 6: 19-28. doi: 10.1017/S1367943003003044.

-Cabeza Arroyo A., de la Cruz Solìs C., 2011. Individual and seasonal variability in territory size of three adult Bonelli's eagles *Aquila fasciata* in Extremadura (SW Spain). Ardeola, 58: 165-173

-Cabezas S., Moreno S., 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. Animal Conservation, 10: 34-348. 8DOI10.1111/j.1469-1795.2007.00119.x

-Cadahía L., Urios V., Negro J.J., 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. Ibis, 147: 415-419.

-Cadahía L., Urios V., Negro J.J., 2007. Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. Bird Study, 54: 271-274. doi: 10.1080/00063650709461484.

-Cadahía L., López-López P., Urios V., Negro J.J., 2008. Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* tracked by satellite telemetry: a comparison among methods. Ibis, 150: v416-420.

-Cadahía L., López-López P., Urios V., Negro J.J., 2009. Natal dispersal and recruitment of two Bonelli's eagles *Aquila fasciata*: a fouryear satellite tracking study. Acta Ornithologica, 44: 193-198. doi:10.3161/000164509X482777.

-Cadahía L., López-López P., Urios V., Negro J.J., 2010. Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. European Journal of Wildlife Research, 56: 923-930. doi: 10.1007/s10344-010-0391-z.

-Calvete C., 2006. Modelling the Effect of Population Dynamics on the Impact of Rabbit Hemorrhagic Disease. Conservation biology, 20: 1232-1241. 10.1111/j.1523-1739.2006.00371.x.

-Calvete C., Estrada R., 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. Biol. Conserv., 120: 507-516. doi: 10.1016/j. Biocon.2004.03.023.

-Camarda, A., Pugliese, N., Cavadini, P., Circella, E., Capucci, L., Caroli, A., Legretto, M., Mallia, E., and Lavazza, A., 2014. Detection of the new emerging rabbit haemorrhagic disease type 2 virus (RHDV2) in Sicily from rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and Italian hare (*Lepus corsicanus*). Research in Veterinary Science 97, 642–645. doi:10.1016/j.rvsc. 2014.10.008

-Caro J., Ontiveros D., Pleguezuelos J.M., 2011. The feeding ecology of Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) floaters in Southern Spain: Implications for conservation. European Journal of Wildlife Research, 57: 729-736. doi: 10.1007/s103440100480z.

-Carrascal L.M., Soane J., 2008. Factors affecting large-scale distribution of the Bonelli's eagle *Aquila fasciata* in Spain. Ecol. Res., 24: 565-573 DOI 10.1007/s11284-008-0527-8.

-Carrete M., Sànchez-Zapata J.A., Calvo J.F., 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in south-eastern Spain. J. Raptor Res., 34: 48-52.

-Carrete M., Sànchez Zapata J.A., Martinez J.E., Sanchez M.A., Calvo J.F., 2002. Factors influencing the decline of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in southern Spain: demografy, habitat or competition? Biodiversity and Conservation, 11: 975-985.

-Carrete M., Sànchez-Zapata J.A., Calvo F., Lande R., 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. Oikos, 108: 125-136.

-Carrete M., Sánchez Zapata J.A., Tella J.L., Gil Sánchez J., Moleón M., 2006. Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density dependence. Oikos, 112: 680-690.

-Castro F., Villafuerte R., 2008. Transferencia de la investigación: el ejemplo de Los Melonares y su aplicación a la conservación del conejo de monte. En: Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Ed. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía (Spanish), pp. 211-226.

-Catalán I., Rodríguez-Hidalgo P., Tortosa F.S., 2008. Is habitat manage- ment an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? Eur J Wildl Res 54:449–453

-Cerradelo S., Muñoz E., To-Figueras J., Mateo R., Guitart R., 1992. Intoxicación por ingestión de perdigones de plomo en dos Águilas Reales. Doñana, Acta Vertebrata, 19: 122-127.

-Channell R., Lomolino M.V., 2000. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. Nature, 403: 84-86.

-Chesson P., 1985. Coexistence of competitors in spatially and temporally varying environments: a look a combined effects of different sorts of variability. Theor. Popul. Biol., 123: 263-287.

-Cheylan G., 1972. Le cycle annuel d'un couple d'Aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot). Alauda, 41: 214-234.

-Cheylan G., 1973. Notes sur la compètition entre l'Aigle royal, *Aquila chrysaetos* et l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*. Alauda, 41: 203-212.

-Cheylan G., 1977. La place trophique de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* dans les biocenoses mèditerranèennes. Alauda, 45: 1-15.

-Cheylan G., 1978. Première synthèse sur le statut actuel et passé du Vautour percnoptère *Neophron percnopterus* et de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Provence. Bulletin du C.R.O.P. (Faune de Provence) 1 : 4-16.

-Cheylan G., 1981. Sur le rôle déterminant de l'alimentation dans le succès de reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Provence. Rapaces Mèditerranèennes, Annales du C.R.O.P., Ai–en Provence, 2: 27-29.

-Cheylan G., Ravayrol A., Cugnasse J.M., Billet J.M., Joulot C., 1996. Dispersion des Aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* juvéniles bagués en France. Alauda, 64: 413-419.

-Chevallier, C., Hernandez-Matias, A., Real, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., Besnard, A., 2015. Retrofitting of Power Lines Effectively Reduces Mortality by Electrocution in Large Birds: An Example with the Endangered Bonelli's Eagle. J. Appl. Ecol., 52: 1465–1473.

-Chiavetta M., 1981. I Rapaci d'Italia e d'Europa. L'Ornitorinco, Rizzoli.

-Clobert J., Danchin E., Dhont A.A., Nichols J.D., 2001 Dispersal-causes, consequences and mechanisms of dispersal at the individual, population and community level. Oxford University Press, Oxford.

-Clouet M., Goar J.L., 1984. Relation morphologie-ecologie entre l'Aigle Royal (*Aquila chrysaetos*) et l'Aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*). Espèces sympatriques dans le midi de la France. Rapaces Mediterraneens, 2: 109-119.

-Cooper J., Petty S.J., 1988. Trichomoniasis in free living goshawks (*Accipiter gentilis*) from Great Britain. Journal of Wildlife Diseases, 24: 80-87.

-Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'EPOS, Palermo.

-Cortone P., Mirabelli P., 1987. Situazione dei rapaci in Calabria dal 1964 al 1984. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 12: 57-65.

-Cotilla I., Villafuerte R., 2003. Empleo de modelos para la mejora de los traslados de conejos. En C. Gortázar, P. Ferreras, G. Jordán, A. Boixo, y. A. Castro (Eds.) VI Jornadas españolas de conservación y estudio de los mamíferos. SECEM. Ciudad Real.

-Cotilla I., Villafuerte R., 2007. Rabbit conservation: models to evaluate the effects of timing of restocking on recipient and donor populations. Wildlife Research, 34: 247-252. doi: 10.1071/WR06154.

-Cramp S., Simmons K.E.L., 1980. The birds of Western Paleartic, Vol. II. Oford University Press. United Kingdom.

-Cugnasse J.M., 1984. L'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Languedoc-Roussillon. Nos Oiseau, 37: 223-232.

-Cugnasse J.M., 1989. Schutzstrategien fűr den Habichtsadler (*Hieraaetus fasciatus*) in Franzősischen Languedoc-Roussillon. Laufener Seminarbeitr., 1: 65-66.

-Cugnasse J.M., Cramm P., 1990. L'erratisme de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en France. Alauda, 58: 59-66.

-De la Concha I., 2005. The Common Agricultural policy and the role of rural development programmes in the conservation of steppe birds In Bota G., Morales M.B., Mañosa S. & Camprodon J. (eds), Ecology and conservation of steppe-land birds: 237-252. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnologic Forestal de Catalunya.

-Del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J., 1994. Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions. Barcelona. Spain.

-Del Moral J., 2006. El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid, Spain. (in Spanish).

-Delibes-Mateos M., Redpath S.M., Angulo E., Ferreras P., Villafuerte R., 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. Biol. Conser., 137: 149-156.

-Delibes-Mateos M., Fernández de Simon J., Villafuerte R., Ferreras P., 2008. Feeding responses of the red fo (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. Eur. J. Wildl. Res., 54: 71-78.

-Delibes-Mateos M., Ferreras P., Villafuerte R., 2009. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. Mamm. Rev., 39: 124-140.10.1111/j.1365-2907.2009.00140.x

-Dementiev G.P., Gladkon N.A., 1951. Birds of the Soviet Union. Moscow, Russia.

-Demerdzhiev D.A., Gradev G.Zh., Stoychev S.A., Ivanov I.I., Petrov T.Hr., Marin S.A., 2011. Increase of the population of the eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Bulgaria Acta zool. bulg., Suppl. 3, 2011: 41-54.

-Di Vittorio M., Grenci S., Campobello D., 2000. Status di Aquila reale e Aquila del Bonelli e Capovaccaio in Sicilia. Alula, 7: 57-63.

-Di Vittorio M., Seminara S., Campobello D., 2000. Aquila di Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, Status e biologia riproduttiva in Sicilia. Riv. Ital. Orn., Milano, 70 (2): 129-137.

-Di Vittorio M., Grenci S., Campobello D., 2001. Nuovi dati sulla biologia alimentare dell'aquila di Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durante il periodo riproduttivo. Rivista Italiana di Ornitologia, 1: 3-7.

-Di Vittorio M., 2007. Biologia e conservazione di cinque specie di uccelli rapaci in Sicilia. Ph.D. Thesis. Universita` degli Studi di Palermo, Sicily, Italy.

-Di Vittorio M., 2011. Raptors and biodiversity in Mediterranean pseudo-steppic habitat. Final report of post-doc research activity. University of Palermo, Department of Environmental Biology and Biodiversity. Palermo, Italy.

-Di Vittorio M., López-López P., Sarà M., 2012. Habitat preference of Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Sicily. Bird Study, 59: 207-217.

-Di Vittorio M., Lòpez Lòpez P. 2014. Spatial distribution and breeding performance of Golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. Acta Ornithologica, 49: 33-45.

-Di Vittorio M., Grenci S., La Grua G., Bucalo C., Scuderi A., Palazzolo F., Di Trapani E., Rannisi G., Giacalone G., Ciaccio A., Fiori M., Rocco M., 2015a. Release and re-adoption of a rescued nestling Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). J. Raptor Res., 49: 103-105.

-Di Vittorio M., Ciaccio A., Grenci S., Luiselli L., 2015b. Ecological 2015 modelling of the distribution of the Lanner falcon *Falco biarmicus feldeggii* in Sicily at two spatial scales: Ardeola, 62: 81-94.

-Di Vittorio M., Di Trapani E., Cacopardi S., Rannisi G., Falci A., Ciaccio A., Sarto A., Merlino S., Zafarana M., Grenci S., Salvo G., Lo Valvo M., Scuderi A., Murabito L., La Grua G., Cortone G., Patti N., Luiselli L. , López-López P., 2017b. Population size and breeding performance of the Lanner Falcon *Falco biarmicus* in Sicily: conservation implications. Bird Study, 64: 339-343 https://doi.org/10.1080/00063657.2017.1359234.

-Di Vittorio M., Lòpez Lòpez P., Cortone G., Luiselli L., 2017c. The diet of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in Sicily: temporal variation and conservation impications. Vie et Milieu-Life and Environment, 67: 1-8.

-Di Vittorio M., Rannisi G., Di Trapani E., Falci A., Ciaccio A., Rocco M., Giacalone G., Zafarana M., Grenci S., La Grua G., Scuderi A., Palazzolo F., Cacopardi S., Luiselli L., Merlino S., Lo Valvo M., Lòpez Lòpez P., 2018. Positive demographic effects of nest surveillance campaigns on recovery of Bonelli's eagle population in Sicily (Italy). Animal Conservation 21 (2018) 120–126. Print ISSN 1367-9430-doi:10.1111/acv.1238.

-Di Vittorio M., Lo Valvo M., Di Trapani E., ,Sanguinetti A., Ciaccio A., Grenci S.,Zafarana M., Giacalone G., Patti N., Cacopardi S., Rannisi G., Scuderi A., Luiselli L., La Grua G., Cortone G., Merlino S., Falci A., Spinella G. and López-López P., 2019. Long-term changes in the breeding period diet of Bonelli's eagle (Aquila fasciata) in Sicily, Italy. Wildlife Research https://doi.org/10.1071/WR18081

-Dijksen A.J., 1996. Vogels op het Gouwe Boltje. Den Burg.

-Dobado-Berrios P.M., Álvarez R., Domínguez J.C., 2001. Demographic parameters of a Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations in Southern Spain . Pp. 57. En: Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors. Estación Biológica Doñana and Raptor Research Foundation. Sevilla, Spain.

-Doderlein P., 1869-74. Avifauna del Modenese e della Sicilia. Giornale Sci. nat. Econ., Palermo. 5: 135-195; 6: 187-236; 7: 7-92; 8: 40-124; 9: 28-93; 10: 35-71; 133-148.

-Donázar J.A., Ceballos O., 1988. Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. Ardeola, 35: 3-14.

-Donázar J.A., Palacios C.J., Gangoso L., Ceballos O., Gonzàlez M.J., Hiraldo F., 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (Neophron percnopterus) in the Canary Island. Biol Conserv 107:89–97

-Donázar J.A., Cortés-Avizanda A., Fargallo J.A., Margalida A., Moleón M., Morales-Reyes Z., Moreno-Opo R., Pérez-García J.M., Sánchez-Zapata J.A., Zuberogoitia I., Serrano D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. Ardeola, 63: 181-234.

-Drewitt A.L., Langston R.H.W., 2008. Assessing the impacts of wind farms on birds. Ibis, 148: 29-42. doi: 10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x

-Dubois P.J., Le Maréchal P., Olioso G., Yésou P., 2008. Nouvel inventaire des oiseau de France. Delachaux et Niestlé, Paris.

-Eisler R., 1988. Lead hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, 85(1.14).

-ERWDA. 2003. The status of the Saker Falcon (*Falcon cherrug*) and assessment of trade. Environmental Research and Wildlife Development Agency, Abu Dhabi, UAE.

-EURING. 2015. Bird Ringing for Science and Conservation. EURING brochure. URL: http://www.euring.org/about-euring/euringbrochure (accessed on 05/04/2016).

-European Commission, 2011. Wind energy developments and Natura 2000: EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation. Publications Office of the European Union, Luembourg. Doi: 10.2779/98894.

-Fasce P., Fasce L., 1984. L'aquila reale in Italia. Ecologia e conservazione. Lega Italiana Protezione Uccelli, Parma.

-Fasce P., Fasce L., 1992. Aquila reale *Aquila chrysaetos*. In: Brichetti P., De Franceschi P. e Baccetti N. (eds.). Fauna d'Italia. XXIX. Aves. I. Edizioni Calderini, Bologna:601-610.

-Ferguson-Lees J., Christie D.A., 2001. Raptors: Birds of Prey of the World. A. and C. Black. Pub., Ltd., London, United Kingdom.

-Ferguson-Lees J., Christie D.A., 2006. Raptors of the World. Princeton University Press. Princeton.

-Fernàndez C., Insausti J.A., 1986. Comparaciòn entre la biologìa del Águila real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Navarra. V Congreso Internacional sobra Rapaces Mediterràneas. Evora.

-Fernàndez C., Insausti J.A., 1990. Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles. Journal of Raptors research, 24: 124-125.

-Fernàndez A., De la Torre J.A., Ansola L.M., 1993. El àguila de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) en Burgos. Situaciòn, reproducciòn, alimentaciòn suplementaria y problemàtica. Consejerìa de Medio Ambiente, Junta de Castilla y Leòn, Valladolid.

-Fernàndez A., Román J., de la Torre J.A., Ansola L.M., Santamaría J., Ventosa R., Román F., Palma C., 1998. Demografía y Conservación de una población de águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en declive. Pages 305-321. In: Meyburg B.U., Chancellor R.D., Ferrero J.J. (Eds.). Holartic Birds of

Prey. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico. Adenex-WWGBP, Mérida & Berlin.

-Fernandez-Olalla M., Martinez-Jauregui M., Guil F., San Miguel-Ayanz A., 2010. Provision of articial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? European Journal of Wildlife Research, 56: 829-837.

-Ferrer M., 1993a. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long live raptor, the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Ibis, 135: 132-138.

-Ferrer M., Penteriani V., Balbontin J. and Pandolfi M., 2003. The proportion of immature breeders as a reliable early warning signal of population decline: evidence from the Spanish Imperial Eagle in Do ňana. Biological Conservation, 114: 463–466.

-Ferrer M., Harte M., 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagle during the dispersal period. J. Appl. Ecol., 34: 1359-1364.

-Ferrer M., Janss G., 1999. *Birds and Power Lines*. Editorial Quercus, Madrid, Spain. p. 290.

-Ferrer M., 2001. The Spanish imperial Eagle. Lynx Editions, Barcelona.

-Ferrer M., 2007. GREFA. Estudio sobre la viabilidad de la etracción sostenida de pollos de águila imperial en nidos de la comunidad de Madrid. Informe inédito.

-Ferrer M., Penteriani V., 2007. Supplementary feeding and the population dynamic of the Spanish imperiale agle. Ardeola, 54:, 359-363.

-Ferrer M., Newton I., Muriel R., 2013. Rescue of a small declining population of Spanish imperial eagles. Biological Conservation, 159: 32-36.

-Ferrer M., Morandini V., Baguena G., Newton I., 2017. Reintroducing endangered raptors: A case study of supplementary feeding and removal of nestlings from wild populations: Journal of Applied Ecology. DOI: 10.1111/1365-2664.13014.

-Figueira R., Tavares P.C., Palma L., Beja P., Sérgio C., 2009. Application of indicator kriging to the complementary use of bioindicators at three trophic levels. Environmental Pollution, 157: 2689-2696. doi:10.1016/j.envpol.2009.05.001.

-Forsman D., 2007. The Raptors of Europe and the Middle East: A Handbook of Field Identification. Christopher Helm Ed. London.

-Fox N., 2002. The conservation of the Saker Falcon (*Falcon cherrug*) and the role of CITES in UAE 2002. Environmental Research and Wildlife Development Agency, Abu Dhabi, UAE.

-Galushin V., Moseikin V., Sanin N., 2001. Saker falcon breeding range and populations in European Russia, 34-43. In: Galushin, V. et al. (eds), Proceedings of the II. International conference on the saker falcon and houbara bustard. Mongolia, 1-4 july 2000.

-Gangoso L., Alvarez-Lloret P., Roodrìguez-Navarro A.A.B., Mateo R., Hiraldo F., Donàzar J.A., 2009. Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures eposed to ammunition sources. Environmental Pollution, 157: 569-574.

-Garcelon D.K., 1985. Mounting backpack telemetry packages on Bald Eagles. Institute for Wildlife Studies, Arcata.

-Garcìa L., 1976. Reproducciòn del Aguila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la Sierra de Cabo de Gata de Almerìa. Boletìn de la Estaciòn Central de Ecologìa, 5: 83-92.

-García V., Moreno-Opo R., Tintó A., 2013. Sex differentiation of Bonellí s eagle *Aquila fasciata* in western Europe using morphometrics and plumage colour patterns. Ardeola, 60: 261-277. DOI:10.13157/arla.60.2.2013.261

-García-Fernández A.J., 2004. Lead in feathers and delta-aminolevulinic acid dehydratase activity in three raptor species from an unpolluted Mediterranean forest (Southeastern Spain). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 47: 270-275.

-Garcìa-Fernàndez A.J, Martìnez-Lòpez E., Romero D., Marìa-Mojica P., Godino A., Jimènez P., 2005a. High levels of blood lead in griffon vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (southern Spain). Environmental Toxicology, 20: 459-463.

-García Fernández A.J., Romero D., Martínez-López E., Navas I., Pulido M., María-Mojica P., 2005b. Environmental lead eposure in the European kestrel (*Falco tinnunculus*) from southeastern Spain: the influence of leaded gasoline regulations. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 74: 314-319.

-García-Fernández A.J., Calvo J.F., Martínez-López E., María-Mojica P., Martínez J.E., 2008. Raptor Ecotoxicology in Spain: A Review on Persistent Environmental Contaminants. Ambio, 37: 432-439. doi: 10.1579/0044- 7447(2008)37[432:reisar]2.0.co;2

-García-Fernández, A.J., 2014. Ecotoicology, Avian. In: Wexler, P. (Ed.), Encyclopaedia of Toxicology, 3rd edition Vol. 2. Elsevier Inc., Academic Press, pp. 289–294.

-Garza V., Arroyo B., 1996. Situacion del Aguila perdicera *Hieraaetus fasciatus* en Espana. In:Muntaner J. and Mayol J. (eds), Biologýa y conservacion de las Rapaces Mediterraneas. SEO/Birdlife, Madrid, Monograph no. 4.

-Gause G.F., 1934. The Struggle for Existence. Baltimore: Williams & Wilkins. 163 pp.

-Géroudet P., 2000. Les rapaces d'Europe diurnes et nocturnes. Edizione rivista e aggiornata da M. Cuisin. Delachaux et Niestlé, Lausanne.

-Giglioli E.H., 1907. Secondo resoconto dei risultati dell'inchiesta ornitologica in Italia. 1. Avifauna Italica. Tipi Stab. Tip. S. Giuseppe. Firenze. 784 pp.

-Gil-Sànchez J.M., Molino F.M., Valenzuela G., 1994. Paràmetros reproductivos y alimentaciòn del' Aguila Real *Aquila chrysaetos* y del'Aguila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la Provincia de Granada. Aegypius, 12: 47.

-Gil-Sànchez J.M., Molino-Garrido F., Valenzuela-Serrano G., 1996. Selecciòn de hàbitat de nidificaciòn por el Aquila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada. Ardeola, 43: 189-197.

-Gil-Sànchez J.M., 1998. Seleccion de presa por el Aguila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante el periodo de nidificacion en la provincia de Granada (SE de Espaňa). Ardeola, 45: 151-160.

-Gil-Sànchez J.M., 1999. Solapamiento de habitat de nidificacion y coexistencia entre el Aguila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y el Halcon Peregrino (*Falco peregrinus*) en un area de simpatria. Ardeola, 46: 31-37.

-Gil-Sànchez J.M., 2000. Efecto de la altitud y de la disponibilidad de presas en la fecha de puesta del Aguila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada (SE de Espaňa). Ardeola, 47: 1-8.

-Gil-Sànchez J.M., Molino, F. & Valenzuela, G. 1996. Selecciònde habitat de nidificaciòn per el àguila perdicera(Hieraaetus faciatus) en Granada (SE de Espaňa). Ardeola 43: 189–197.

-Gil-Sànchez J.M., Moleòn M., Otero M., Bautista J., 2004. A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. Biol. Conserv., 118: 685-694.

-Gil-Sánchez J.M., Molleda S., Sánchez-Zapata J.A., Bautista J., Navas I., Godinho R., García-Fernández A.J., Moleón M., 2018. From sport hunting to breeding success: Patterns of lead ammunition ingestion and its effects on an endangered raptor. Science of the Total Environment, 613-614: 483-491.

-Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M., Bezzel E., 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4, Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.

-González L.M., Heredia B., González L., Alonso J.C., 1989a. Juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. J. Field Ornithol., 6: 369-379.

-González L.M., Hiraldo F., Delibes M., Calderón J. 1989b. Reduction in the range of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti* Brehm, 1861) since AD 1850. J. Biogeog., 16: 305-315.

-González L.M., 1991. Historia natural del águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti* Brehm, 1861). Colección Técnica. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid.

-González L.M., Margalida A., Sánchez R. & Oria J., 2006a. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*). Biological Conservation, 129:, 477-486.

-Gonzàlez L.M., Oria J., Margalida A., Sànchez R., Prada L., Caldera J., Aranda A., Molina J.I., 2006b. Effective natal dispersal and age of maturity in the threatened Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*: conservation implications. Bird Study, 53: 285-293

-Greenwood P.J,. Harvey P.H., 1982. The natal and breeding dispersal of birds. Ann. Rev. Ecolog. Syst., 13: 1-21.

-GREFA, 2015. Recomendaciones en el diseño y la gestión de cercados para conejos (*Oryctolagus cuniculus*) en Sicilia (Italia). Technical report-GREFA-LIFE14-NAT_IT_001017.

-Grenci S., Di Vittorio M., 2004. Alimentazione del lanario *Falco biarmicus* feldeggii in Sicilia. Avocetta, 28: 93-95.

-Guerrero-Casado J., Ruiz-Aizpurua L., Tortosa F.S., 2013. The short-term effect of total predation eclusion on wild rabbit abundance in restocking plots. Acta Theriol., 58: 415-418.

-Guil F., Fernández-Olalla M., Moreno-Opo R., Mosqueda I., Gómez M.E., 2011. Minimising mortality in endangered raptors due to power lines: The importance of spatial aggregation to optimize the application of mitigation measures. PLoS ONE 6(11): e28212. doi:10.1371/journal.pone.0028212.

-Guil F., Higuero R., Moreno-Opo R., 2014. European Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) restocking: effects on abundance and spatial distribution. Wildlife Society Bulletin, 38: 524-529.

-Guil F., Colomer A.M., Moreno-Opo R., Margalida A., 2015. Space–time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. Global Ecology and Conservation, 3: 379-388.

-Gustin M., Nardelli R., Brichetti P., Battistoni A., Rondinini C.,Teofili C. (compilatori), 2019. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma

-Haddad N.M., Tilman D., Haarstad J., Ritchie M., Knops J.M.H., 2001. Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment. Am. Nat., 158: 17-35.

-Hagemeijer C., Blair M.J., 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & AD Poyser, London.

-Haig S.M., D'Elia J., Eagles-Smith C., Fair J.M., Gervais Herring J.G., Rivers J.W., Schulz J.H., 2014. The persistent problem of lead poisoning in birds from ammunition and fishing tackle. Condor, 116: 408-428.

-Hakkarainen H., Korpimäki E., 1996. Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and eperimental study. Ecology, 77: 1134-1142.

-Halliwell W.H., 1979. Diseases of birds of prey. Veterinary Clinics of North America, 9: 541-568.

-Hallmann B., 1985. Status and conservation problems of birds of prey in Greece. In, I. Newton and R. D. Chancellor (Eds.): Proceedings of the ICBP World Conference on Birds of Prey, pp. 55-59. ICBP Technical Publication No 5. Thessaloniki.

-Hays G.C., 2015. New insights: animal-borne cameras and accelerometers reveal the secret lives of cryptic species. Journal of Animal Ecology, 84: 587-589.

-Heim de Balsac H., Mayaud N., 1962. Les oiseaux du Nord Ouest de l'Afrique. P. Le Chevallier. Paris. 486p.

-Helander B., Aelsson J., Borg H., Holm K., Bignert A., 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. The Science of the Total Environment, 407: 5555-5563.

-Helbig A.J., Kocum A., Seibold. I, Braun M.J., 2005. A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive paraphyly at the genus level. Mol Phylogenet Evol, 35: 147-164.

-Henny C.J., Elliott J.E., 2007. Toicology. Pages 351-364. In: Bird, D.M. and Bildstein, K.L. (Eds.): Raptor Research and Management Techniques. In: Bird, D.M. & Bildstein, K.L. (Eds.) Raptor research and management techniques. Hancock House, Blaine, Washington, USA.

-Hernández M., 1995. Lead poisoning in a free-ranging imperial eagle. Supplement to the Journal of Wildlife Diseases. Newsletter 31.

-Hernández-Matías A., Real J., Pradel R., Ravayrol A., Vincent Martin N., Bosca F., Cheylan G., 2010. Determinants of territorial recruitment in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. Auk, 127: 173-184.

-Hernández-Matías A., Real J., Prade R., Ravayrol A., Vincent-Martin N., 2011a. Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. Ibis, 153: 846-857. DOI:10.1111/j.1474-919X.2011.01158.x

-Hernández-Matías A., Real J., Pradel R., 2011b. Analyse démographique des populations d'Aigle de Bonelli de France, Catalogne et d'autres régions de la péninsule ibérique: Analyse de la survie et viabilité des populations. In SCHER O. & LECACHEUR M. (eds.), 2011. La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes du colloque international, 28 et 29 janvier 2010, Montpellier. CEN L-R, CEEP, CORA-FS & DREAL LR. 23-26.

-Hernández- Matías A., Real J., Pradel R., 2011c. Quick methods for evaluating survival of age-characterizable long-lived territorial birds. The Journal of Wildlife Management, 75: 856-866. doi: 10.1002/jwmg.102.

Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J.A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J.M., Beja, P., Balbotín, J., Vincent-Martín, N., Ravayrol, A., Benítez, J.R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J., 2013. From local monitor- ing to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's eagle in West- ern Europe. Ecol. Monogr. 83, 239–261.

-Hernández-Matías A., Real J., Parés F., Pradel R., 2015. Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. Biological Conservation, 191: 110-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.028.

-Hernández-Matías A., Real J., Parès F., Llacuna S., 2016. Sibilicide in Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*). Journal of Raptor Research, 50: 125-128.

-Honigberg B.M., 1970. Trichomonads. *In* Immunity to parasitic animals, Vol. 2. G. J. Jackson, R. Herman and I. Singer (eds.). Appleton-Century- Crofts, New York, New York, pp. 469–550.

-Hoogeveen Y., Petersen J.E., Balazs K. ,Higuero I., 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. European Environment Agengy. Copenhagen.

-Horák P., 2000. Vývoj populace raroha velkého (*Falco cherrug*) na Moravě v letech 1976-1998 [Development of saker falcon (*Falco cherrug*) population between 1976-1998 in Moravia (Czech Republic)]. Buteo, 11: 57-66. [In Czech with English summary]

-Huboux R., 1984. Contribution a une meilleure connaissance du régime alimentaire de l'Aigle royal *Aquila chrysaetos* en période de reproduction pour les Alpes du Sud et de la Provence. Bullettin de Centre de Recherches Ornithologiques de Provence, 6: 30-34.

-Huboux R., 1988. Contribution a une meilleure connaissance du régime alimentaire de l'Aigle royal *Aquila chrysaetos* en période de reproduction pour les Alpes du Sud et de la Provence. Actes du premier colloque international sur l'Aigle royal en Europe. Pp. 118-123.

-Iankov P., Gradinarov D., 2012. Conservation strategy of the Saker Falcon (*Falco cherrug*) in Bulgaria. Aquila, 119: 31-45.

-Iborra O., Arthur C.P., Bayle P., 1990. Importance trophique du lapin de Garenne pour les grands rapaces Provençaux. Vie Milieu, 40: 177-178.

-Iezekiel S., 2001. Ecology of Bonelli's Eagle in Cyprus 1998-2000. unpublished PhD.

-Iezekiel S., Bakaloudis D.E., Vlachos C.G., 2004. The diet of the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*, in Cyprus. In: Chancellor RD, Meyburg BU (eds) Raptors Worldwide.WWGBP/MME, Budapest, Hungary, pp 581-587.

-Iglesias J.J., Llamas A., Àlvarez E., 2018. Uso del espacio en Àguila de Bonelli (*Aquila fasciata*): supervivencia, dispersiòn y asentamiento durante el proyecto LIFE BONELLi. In: LIFE BONELLI. Recupersaciòn integral del las poblaciones de Àguil de Bonelli en Espaňa. LIFE BONELLI (LIFE 12NAT/ES/000701)

-Isenmann P., Gaultier T., El Hili A., Azafzaf H., Dlensi H., Smart M., 2005. Oiseau de Tunisie. Société d'Études Ornithologiques de France. 432 p.

-ISTAT, 2000. Quinto censimento generale dell'agricoltura http://censagr.istat.it/ (last accessed 6th August 2015).

-IUCN/SSC, 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations.Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission,

3. viiii + 57 pp.

-Janes S.W., 1984. Influences of territory composition and interspecific competition on Red-tailed Hawk reproductive success. Ecology, 65: 862-870.

-Jiguet F., Crochet P.A., Dubois P.J., Le Marechal P., Pons J.M., Yesou P., 2007. Décisions récentes prises par la Commission de l'Avifaune Française en 2006-2007. 11ème rapport de la CAF. Ornithos, 14: 108-115.

-Jordano P., 1981. Relaciones interspecificas y coexistencia entre el Aguila real (*Aquila chrysaetos*) y el Aguila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena central. Ardeola, 28: 67-88.

-Karyakin I.V., 2001. The saker falcon in Tuva. Falco, 15: 8-10.

-Karyakin I.V., 2005. Saker falcon in east Europe – stay is one step to tragedy. Raptors Conservation, 2: 12-16.

-Karyakin I.V., 2008. Saker falcon in Russia. Raptors Conservation, 12: 28-47.

-Kassinis S., 2010. Demographics of the Bonelli's eagle *Aquila fasciata* population in Cyprus. Bird Census News, 23: 21-27.

-Keating K.A., Brewster W.G., Key C.H. 1991. Satellite telemetry: performance of animal-tracking systems. J. Wildlife Manage., 55: 160-171.

-Kenward R., 1985. Raptor radio-tracking and telemetry. ICBP Technical Publication No. 5, 1985.

-Kenward R., 1987. Wildlife radio tagging. Academic press, London

-Kenward R., 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic, London.

-Kenward, R., Katzner, T., Wink, M., Marcstrom, V., Walls, S., Karlbom, M., Pfeffer, R., Bragin, E., Hodder, K., Levin, A., 2007. Rapid sustainability modeling for raptors by radio tagging and DNA-fingerprinting. J. Wildlife Manag. 71, 238–245.

-Kie J.G., Matthiopoulos J., Fieberg J., Powell R.A., Cagnacci F., Mitchell M.S., Gaillard J.M., Moorcroft P.R., 2010. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? Philosophical Transactions of the Royal Society B, 365: 2221-2231. doi:10.1098/rstb.2010.0093.

-Korpimaki E., Norrdahl K., 1991. Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. Ecology, 72: 814-826.

-Krone O., Altenkamp R., Kenntner N., 2005. Prevalence of *Trichomonas gallinae* in Northern Goshawk from Berlin Area of Northeastern Germany. Journal of Wildlife Diseases, 41: 304-309.

-Lerner H.R., Mindell D.P., 2005. Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. Mol Phylogenet Evol, 37: 327-346.

-Leshem Y., 1976. The biology of the Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*) in Israel. M. Sc. Thesis, Tel-Aviv University, Tel-Aviv.

-Leshem Y., 1977. Bonelli's Eagle. Israel Land and Nature, 3: 9-15.

-Levin A.S., Kovalenko A.V., Karyakin I.V., 2010. Saker falcon population trends in south-eastern Kazakhstan. Raptors Conservation, 18: 167-174.

-Lewis S.B., Fuller M.R., Titus K., 2004. A comparison of 3 methods for assessing raptor diet during the breeding season. Wildlife Society Bulletin, 32: 373-385.

-Lieury N., Besnard A., Ponchon C., Ravayrol A., Millon A., 2016. Geographically isolated but demographically connected: Immigration supports efficient conservation actions in the recovery of a range-margin population of the Bonelli's eagle in France. Biological Conservation, 195: 272-278.

-LIPU e WWF, 1999. Nuova lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Riv. Ital. Orn., 69: 3-43.

-Litvaitis J.A., 2000. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. in Boitani L., Fuller T.K. eds, Research techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences. Columbia University Press, New york, USA: 165-190.

-Lo Valvo M., Salvo G., 1991. Popolazione, andamento riproduttivo e problemi di conservazione dell'Aquila del Bonelli in Sicilia. Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati in: Ricerche di Biologia della Selvaggina, XVI: 359-361.

-Lo Valvo M., Massa B., 1992. Aquila del Bonelli *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot, 1822). In: Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N., eds. Fauna d'Italia XXIX, Aves I. pp: 616-621 Edizioni Calderini, Bologna: 616-621.

-Lo Valvo M., La Scala A., Scalisi M., 2014. Biometric characterisation and taxonomic considerations of European rabbit O*ryctolagus cuniculus* (Linnaeus 1758) in Sicily (Italy). World Rabbit Science, 22: 207-214.

-Lo Valvo M. e Scalisi M., 2004. Primi risultati della reintroduzione del Grifone [(Gyps fulvus (Hablizl, 1783)] nei parchi delle Madonie e dei Nebrodi (Sicilia) (Aves Accipitriformes). Naturalista sicil., 28: 605-613.

-Lo Valvo M., Russo R., Mascuso F.P., Palla F., 2017. Mtdna diversity in a rabbit population from Sicily (Italy). Turkish Journal of Zoology, 41: 645-653.

-Locke L.N., James P., 1962. Trichomonad canker in the Inca dove, *Scardafella inca* (Lesson). The Journal of Parasitology, 48: 497.

-Lòpez-Lòpez P., Garcìa-Ripollès C., Garcìa-Lòpez F., Aguilar J.M., Verdejo J., 2004. Patròn de distribuciòn del Aguila Real (*Aquila chrysaetos*) y del Aguila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Castellòn. Ardeola, 51: 275-283.

-López-López P., García-Ripollés C., Aguilar J.M., García-López F., Verdejo J., 2006. Modelling breeding habitat preferences of Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. Journal of Ornithology, 147: 97-107.

-López-López P., García-Ripollés C., Soutullo Á., Cadahía L., Urios V., 2007b. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to important bird areas' design. Animal Conservation, 10: 208-218.

-López-López P., García-Ripollés C., Urios V., 2007c. Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in eastern Spain. Bird Study, 54: 335-342.

-López-López P., Barba E., Verdejo J., 2009. The role of pigeon consumption in the population dynamics and breeding performance of a peregrine falcon (*Falco peregrinus*) population: conservation implications. European Journal of Wildlife Research, 55: 125-132.

-López-López P., Urios P., 2010. Use of digital trail cameras to study Bonelli's eagle's diet during the nestling season. Italian Journal of Zoology, 77: 289-295.

-López-López P., Maiorano, L., Falcucci, A., Barba, E. & Boitani, L. 2011. Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. Acta Oecologica 37: 399–412.

-López-López P., Sarà M., Di Vittorio M., 2012. Living on the edge: assessing the etinction risk of critically endangered Bonelli's Eagle in Italy. PLoS ONE 7, e37862.

-López-López P., García-Ripollés C., Urios V., 2014c. Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding. Ecological Applications, 24: 939-949.

-López-López P., 2016. Individual-based tracking systems in ornithology: welcome to the era of big data. Ardeola, 63: 103-136. (doi 10.13157/arla.63.1.2016.rp5).

-Lòpez-Lòpez P., Garcìa-Ripollès C., Gimènez J., Urios V., 2016a. A case of predation of an Eurasian Eagle Owl by a Bonelli's eagle. Journal of Raptor Research, 50: 422-424. (doi: 10.3356/JRR-16-26.1).

-Madroño A., Gonzàlez C., Atienza A.J.C. (Eds.), 2004. Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad- SEO/BirdLife. Madrid.

-Mañosa S., 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. Biodiversity and Conservation, 10: 1997-2012. doi: 10.1023/A:1013129709701.

-Mañosa S., Real J., 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's Eagle population. Journal of Raptor Research, 35: 247-252.

-Mañosa S., Real J., Codina J., 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. J. Raptor Res., 32: 208-214.

-Manzi A., Perna P., 1992. Relationship between Peregrine *Falco peregrinus* and Lanner *F. biarmicus* in the Marches (Central Italy). In: Meyburg, B.-U. & R. D. Chancellor (Eds). Raptors conservation today, pp. 157-162. Pica Press.

-Marmasse A., 1998a. La trichomonose, un nouveau problème. Garrigues, 24: 11.

-Marmasse A., 1998b. Mise au point de traitement des poussins de rapaces sauvages sans intervention à l'aire, à l'occasion du dépistage de *Trichomonas gallinae* chez l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*. Faune de Provence (CEEP), 19: 35-41.

-Martí R., del Moral J.C., 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

-Martìnez Herrero M.D.C., Gonzàlez F., Carreri Ruiz A., Lòpez Lòpez P., Cervera Ortì F., Sansano-Maestre J., Garijo-Toledo M.M., Gòmezmuno M.T., 2014. Genetic characterization of oropharyngeal trichomonad isolates from wild birds indicates that genotype is associated with host species, diet and presence of pathognomonic lesions. Avian Pathology,. 43: 535-546, http://dx.doi.org/10.1080/03079457.2014.967660.

-Martìnez Herrero M.D.C., Gonzàlez F., Carreri Ruiz A., Lòpez Lòpez P., Cervera Ortì F., Sansano-Maestre J., Garijo-Toledo M.M., Gòmezmuno M.T., 2016. Multi-locus sequence typing of Trichomonas gallinae strains from Bonelli's eagle in Spain. 12th Conference of the European Wildlife Disease Association (EWDA), Berlin 2016.

-Martinez J.E., Sànchez M.A., Carmona D., Sànchez J.A., 1994. Règime alimentaire de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* durant la pèriode de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). Alauda, 62: 53-58.

-Martìnez J.A., Calvo J.F., Martìnez J.E., Zuberogoitia I., Zabala J., Redpath S.M., 2007. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population. Ibis, 150: 223-233.

-Martìnez, J.A., Calvo, J.F., Martìnez, J.E., Zuberogoitia, I., Zabala, J. & Redpath, S.M. 2008. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population. Ibis 150: 223–233.

-Martínez J.E., Calvo J.F., Martínez J.A., Zuberogoitia I., Cerezo E., Manrique J., Gómez G.J., Nevado J.C., Sánchez M., Sánchez R., Bayo J., Pallarés A., González C., Gómez J.M., Pérez P., Motos J., 2010. Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. Biodiversity Conservation, 19: 3757-3767. doi: 10.1007/s10531-010-9925-7.

-Martìnez-Miranzo B., Banda E.I., Aguirre J.I., 2016a. Multiscale analysis of habitat selection by Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in NE Spain. Eur J Wildl Res., 62: 673-679. DOI 10.1007/s10344-016-1041-x.

-Martìnez-Miranzo B., Banda E.I., Gardiazàbal A., Ferreiro E., Aguirre J.I., 2016b. Differential spatial use and spatial fidelity by breeders in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). J Ornithol., 157: 971-979. DOI 10.1007/s10336-016-1347-1

-Marzluff J.M., Knick S.T., Vekasy M.S., Schueck I.S., Zarriello T.J., 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagle in south-western Idaho. Auk, 114: 673-686.

-Mascara R., 2010. Nidificazione di Aquila del Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) su manufatto in Sicilia (Aves Accipitriformes). Naturalista Sicil., 34: 545-546.

-Massa B., 1976. Una specie in via di estinzione: l'Aquila del Bonelli - S.O.S. Fauna, W.W.F., Camerino: 215-241.

-Massa B., 1981. La régime alimentaire de quatorze espèces de Rapaces en Sicilie. Rapaces Mèditerranèennes, *Annales du C.R.O.P.*, Aix–en Provence, 1: 119-129.

-Massa B., 1985. Atlas Faunae Siciliae Aves. Naturalista Sicil., 9: 3-242.

-Massa B., La Mantia T., 2007. Forestry, pasture, agriculture and fauna correlated to recent changes in Sicily. Forest@ 4(4): 418-438.

-Massa B., Schenk H., 1983. Similarità tra le avifaune della Sicilia, Sardegna e Corsica. Lav. Soc. it. Biogeografia, 8 (1980): 757-799.

-Masterov B., 1995. Ecology and interspecific relations of the white-tailed *Haliaetus albicilla* and Steller's *Haliaetus pelagicus* sea eagles in the east of Russia. Congreso International de Rapaces del Holòartico. Resùmenes, Mèrida.

-Mateo R., 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. In: Watson R.T., Fuller M., Pokras M., Hunt W.G. (Eds.), Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA:pp. 71–98 http://d.doi.org/10.4080/ilsa.2009.0107.

-Mateo R., Molina R., Grífols J., Guitart R., 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). Vet. Rec., 140: 47-48.

-Mateo R., Estrada J., Paquet J.Y., Riera X., Domínguez L., Guitart R., Martínez-Vilalta A., 1999. Lead shot ingestion by marsh harriers (Circus aeruginosus) from the Ebro Delta, Spain. Environ. Pollut., 104, 435-440.

-Mateo R., Cadenas R., Máñez M., Guitart R., 2001. Lead shot ingestion in two raptor spe- cies from Doñana, Spain. Ecotoxicol. Environ. Saf., 48: 6-10.

-Mateo R., Blanco G., Jiménez B., 2004. Riesgos tóxicos para las aves rapaces en España. In VII. Congreso Español de Ornitología Proceedings, SEO/Birdlife, Madrid, Abril 2004.

-Mateo R., Taggart M., Meharg A.A., 2003. Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. Environmental Pollution, 126: 107-114. doi: 10.1016/S0269-7491(03)00055-1.

-Mateo R., Taggart M.A., 2007. Toic effects of the ingestion of lead polluted soil on water- fowl. Proceedings of the International Meeting of Soil and Wetland Ecotoxicology, Barcelona, Spain.

-Mateo R., Vallverdú-Coll N., López-Antia A., Taggart M.A., Martínez-Haro M., Guitart R., Ortiz-Santaliestra M.E., 2014. Reducing Pb poisoning in birds and Pb exposure in game meat consumers: The dual benefit of effective Pb shot regulation. Environment International, 63: 163-168. doi: 10.1016/j.envint.2013.11.006

-Maumary L., Vallotton L., Knaus P., 2007. Les oiseaux de Suisse. Station Ornithologique Suisse, Sempach, et Nos Oiseaux, Montmollin.

-Maurer B.A., 1996. Relating human population growth to the loss of biodiversity. Biodiv. Lett., 3: 1-5.

-McGrady M.J., McLeod D.R.A., Petty S.J., Grant J.R., Bainbridge I.P., 1997. Golden Eagles and forestry, Res. Inform. Note 292. Forestry Commision Research Agency. Aberdeen, UK.

-Meyburg B.U., Fuller M.R., 2007. Spatial Tracking: B. Satellite-tracking. In: Bird, D.M. & Bildstein, K.L. (Eds.) Raptor research and management techniques. Hancock House, Blaine, Washington, USA. Pages 242-248.

-Miller M.J.R., Wayland M.E., Dzus E.H., Bortolotti G.R., 2000. Availability and ingestion of lead shot- shell pellets by migrant Bald Eagles in Saskatchewan. Journal of Raptor Research, 34: 167-174.

-Mínguez E., Angulo E., Siebering V., 2001. Factors influencing length of the post-fledging period and timing of dispersal in Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in Southwestern Spain. J. Raptor Res., 35: 228-234.

-Moali A., Isenmann P., 2000. Oiseaux d'Algérie. Société d'Études Ornithologiques de France. 332 p.

-Mock D.W., Parker G.A., 1997. The evolution of sibling rivalry. Oxford Univ. Press, Oford, U.K.

-Moleón M., Bautista J., Garrido J.R., Martín-Jaramillo J., Ávila E., Madero, A., 2007b. Correcting power lines in dispersal areas of Bonelli´s Eagle: potential positive effects on the raptor community. Ardeola, 54: 319-325.

-Moleón M., Gil-Sànchez J.M., Real J., Sánchez-Zapata J.A., Bautista J., Sánchez-Clemot J.F., 2007a. Non-breeding feeding ecology of territorial Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* in the Iberian Peninsula. Ardeola, 54: 135-143.

-Moleón M., Almaraz P., Sánchez-Zapata J.A., 2008. An emerging infectious disease triggering large-scale hyperpredation. PLoS One 3: e2307.

-Moleón M., Bautista J., Sánchez-Zapata J.A., Gil-Sánchez J.M., 2009a. Diet of non-breeding Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. Bird Study, 56: 142-146. doi: 10.1080/00063650802648069.

-Moleòn M., Sànchez-Zapata J.A., Real J., Garcìa-Charton J.A., Gil-Sànchez J.M., Palma L., Bautista J., Bayle P., 2009b. Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. J. Biogeogr., 36: 1502-1515.

-Moleón M., Sánchez-Zapata J.A., Gil-Sánchez J.M., Barea-Azcón J.M., Ballesteros-Duperón E., Virgós E., 2011. Laying the foundations for a human-predator conflict solution: assessing the impact of Bonelli's eagle on rabbits and partridges. PLoS One, 6:e22851. doi:10.1371/journal.pone.0022851.

-Moleón M., Sebastián-González E., Sánchez-Zapata J.A., Real J., Pires M.M.,Gil-Sànchez J.M., Bautista J., Palma L., Bayle P., Guimarães P.R., Beja P., 2012a. Changes in intrapopulation resource use patterns of an endangered raptor in response to a disease-mediated crash in prey abundance. J. Anim. Ecol., 81: 1154-1160.

-Moleón M., Sànchez-Zapata J.A., Gil-Sànchez J.M., Ballesteros-Duperòn E., Barea-Azcòn J.M., Virgos E., 2012b. Predator-prey relationships in a Mediterranean vertebrate system: Bonelli's eagles, rabbits and partridges. Oecologia, 168: 679-689.

-Morandini V., Ferrer M.., 2015. Sibling aggression and brood reduction: a review. Ethology, Ecology and Evolution, 27: 2-16.

-Moreno S., Villafuerte R., 1995. Traditional management of shrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. Biological Conservation, 73: 81-85.

-Morvan R., 2010. Vivre avec l'Aigle de Bonelli. Éditions Hesse, Espagne. 93 p.

-Moseikin V., 2000. Saker falcons of the Russian Altai. Falco, 16: 5-8.

-Muñoz E., 1995. Estudio de la prevalencia y susceptibilidad a la infecciòn por *Trichomonas gallinae* en aves domèsticas y silvestres. Valoraciòn de la sensibilidad del protozoo a diferentes derivados nitroimidazòlicos. Ph.D. Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola, Catalonia, Spain, 276 pp.

-Naisbitt R., Holz P., 2004. Captive Raptor Management & Rehabilitation Hancock House Publishers Ltd., Surrey.

-Newton I., 1979. Population Ecology of Raptors. Poyser, Berkhamsted. 399 pp.

-Newton I., 1998. Population limitation in birds. Academic Press. 598 pp.

-Newton I., 2014. Is bird ringing still necessary? British Birds, 107: 572-574.

-Odger C., 1975. Effects of Bald Eagle territoriality on nesting Ospreys. Wilson Bullettin, 87: 496-505.

-Onrubia A., Andrés T., 2005. Impact of human activities of steppic-land birds: a review in the contet of the Western Palaearctic. In: Bota G., Morales M.B., Mañosa S., Camprodon J. (Eds.), Ecology and conservation of steppe-land birds, Lyn Edicions and Centre Tecnologic Forestal de Catalunya. Barcelona, Spain, pp. 185-210.

-Ontiveros D., 1997. Pérdida de hábitat del Águila perdicera en la provincia de Granada. Quercus, 135: 16-19.

-Ontiveros D., 2000. Ecología de una población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) del sureste ibérico: plan de conservación. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada .

-Ontiveros D., 2001. Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) conservation in the southeastern Iberian Peninsula. Pp. 135-136. En: Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors. Estación Biológica Doñana and Raptor Research Foundation. Sevilla.

-Ontiveros D., 2014. Águila perdicera – *Aquila fasciata*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A., Morales M.B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

-Ontiveros D., Pleguezuelos J.M., 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle *(Hieraaetus fasciatus*): management implications. Biological Conservation, 93: 19-25.

-Ontiveros D., Pleguezuelos J.M., 2003. Physical, environmental and human factors influencing productivity in Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). Biodiversity and Conservation, 12: 1193-1203.

-Ontiveros D., Real J., Balbontín J., Carrete M., Ferreiro E., Ferrer M., Mañosa S., Pleguezuelos J.M., Sánchez-Zapata, J.A., 2004. Conservation biology of the Bonelli's Eagle in Spain: research and management. Ardeola, 51: 461-470.

-Ontiveros D., Pleguezuelos J.M.., Caro J., 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. Biological Conservation, 1: 19-25.

-Orta J., Kirwan G.M., Christie D.A., Boesman P., Marks J.S., 2015. Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (Eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from http://www.hbw.com/node/53165 on 5 October 2015).

-Ortiz-Santaliestra M.E., Resano-Mayor J., Hernández-Matías A., Rodríguez-Estival J., Camarero P.R., Moleón M., Real J., Mateo R., 2015. Pollutant accumulation patterns in nestlings of an avian top predator: biochemical and metabolic effects. Science of The Total Environment, 538: 692-702. http://d.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.053.

-Palma L., 2011. Bonelli's eagle LIFE Project in Portugal: forest management and protection of breeding condition of tree nesting population. In: Scher O, Lecacheur M, (eds). La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes du colloque international, 28-29.01.2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA FS e DREAL LR, pp. 96-99.

-Palma L., Cancela De Fonseca L., Oliveira L., 1984. L'alimentation de l'Aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) dans la côte portugaise. Rapinyaires Mediterranis, *C.R.P.R*., Barcelona, 2: 87-96.

-Palma L., Mira S., Cardìa P., Beja P., Guillemaud T., Ferrand N., Cancela M.L., Cancela De Fonseca L., 2001. Sexing Bonelli's eagle nestlings: Morphometrics versus molecular techniques. Journal Raptor Research, 35: 187-193.

-Palma L., Beja P., Tavares P.C., Monteiro L.R., 2005. Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal: effects of diet composition and prey contamination. Environmental Pollution, 134: 549-557. doi: 10.1016/j.envpol.2004.05.017.

-Palma L., Beja P., Pais M., Cancela da Fonseca L., 2006. Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagles and pigeons. J. Appl. Ecol., 43: 1075-1086.

-Palma L., Dias A., Cangarato R., Pais M., Ferreira R., Carrapato C. 2011. Spécificités et dynamique de la population d'aigle de Bonelli dans le Sud du Portugal. In: Scher O, Lecacheur M, (eds). La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes du colloque international, 28-29.01.2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA FS e DREAL LR, pp. 28-30.

-Palomares F., Delibes M., 1997. Predation upon European rabbit and their use of open and closed patches in Mediterraneas habitats. Oikos, 80: 407-410.

-Pande S., Pawshe A., Pednekar B. Mahabal A., Yosef R., 2004. How long is too long? A case of fostering nestling Bonelli's Eagles (*Hieraaetus fasciatus*). Journal of Raptor Research. The Raptor Research Foundation, 38: 381-382.

-Parellada X., Borau J.A., Beneyto A., 1996. El Aguìla perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Cataluña. (NE de España: estatus y plan de conservaciòn. En : Muntaner J. and Mayol J. (eds). Biologìa and conservaciòn de las Rapaces Mediterràneas. pp 231-238, SEO/Birdlife, Madrid. Monograph. N0. 4.

-Parellada X., Villadoms I., (C.R.P.R.), 1984a. Variacio de Plomatge et identificacio de l'Aliga cudabarrada (*Hieraaetus fascitus fasciatus*). Avalaible at: www.lifebonelli.org/.../11-biologia-ecoligia?...parellada-1984.

-Parellada X., De Juan A., Alamany D., 1984b. Ecología de l'Aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitans, adaptacións morfologiques i ecologiques i relación interspecifiques amb l'Aliga daurada (*Aquila chrysaetos*). Rapinyaires Mediterranis, C.R.P.R., Barcelona, 2: 121-141.

-Paviour J., 2013. Key factors that influence breeding performance in raptors. The Plymouth Student Scientist, 6: 386-399.

-Paz U., 1987. The Birds of Israel. Steimatzky, Tel Aviv. 264 pp.

-Pedrini P., Sergio F., 2001a. Density productivity diet and human persecution of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the central-eastern Italian Alps. The Journal of Raptor Research, 35: 40-48.

-Pedrini P., Sergio F., 2001b. Golden eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. Bird Study, 48: 194-199.

-Pennycuick C.J., 1998. Field observations of thermals and thermal streets, and the theory of cross-country soaring flight. J. Avian Biol., 29: 33-43.

-Penteriani V., Balbontìn J., Ferrer M., 2003. Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle, *Hieraaetus fasciatus*. Ibis, 145: E77-E82.

-Pérez-García J.M., Margalida A., Afonso I., Ferreiro E., Gardiazábal A., Botella F., Sánchez-Zapata J.A., 2013. Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. Journal of Ornithology, 154: 63-71.

-Ponce C., Alonso J.C., Argandoña G., Garcia Fernandez A., Carrasco M., 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. Anim. Conserv., 13: 603-612. http://d.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x.

-Ponchon C., 2011. Répartition mondiale et évolution des populations méditerranéennes d'Aigle de Bonelli. In SCHER O. & LECACHEUR M. (eds.), 2011. La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes

du colloque international, 28 et 29 janvier 2010, Montpellier. CEN L-R, CEEP, CORA-FS & DREAL LR. 14-15.

-Priolo A., 1954. Quadro sinottico delle osservazioni ornitologiche svolte in Sicilia dal 1940 al 1953. Avocetta, 1: 1-13.

-Pulliam H.R., 2000. On the relationship between niche and distribution. Ecol. Lett., 3: 349-361.

-Ramade F., 2008. Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité Dunod. 737p.

-Ramia-Blasco F., GER, 1996. Estudio de la situación actual del Águila Perdicera en las comarcas de Castellón. Technical report.

-Real J., 1982. El águila perdicera en Cataluña. Quercus, 5: 26-28.

-Real J., 1987. Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de *Hieraaetus fasciatus* en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos. Rapaci Mediterranei, 3: 185-205.

-Real J., 1989. Plan de estudio y protección del águila perdicera en Cataluña. Quercus, 38: 24-29.

-Real J., 1991. L'àliga perdiguera *Hieraaetus fasciatus* a Catalunya: status, ecologia tròfica, biologia reproductora i demografia. Ph.D. Thesis, University of Barcelona, Catalonia, Spain, 241.

-Real J., 1996. Biases in diet study methods in the Bonelli's eagle. J. Wildl. Manage., 60(3): 632-638.

-Real J., 2004. Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. In, Madroño, A., González, C. and Atienza, J.C. (Eds.): Libro Rojo de las Aves de Es- paña, pp: 154-157. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.

-Real J. e Mañosa, S. 1990. Eagle Owl (*Bubo bubo*) predation on juvenile Bonelli's Eagles. *J. Raptor Res*. 24: 69–71.

-Real J., Mañosa S., del Amo R., Sánchez Zapata J.A., Sánchez M.A., Carmona D., Martínez J.E., 1991. La regresión del águila perdicera: una questión de demografía. Quercus, 70: 6-12.

-Real J., Mañosa S., 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. Biological Conservation, 79: 59-66. doi:10.1016/S0006-3207(96)00100-0.

-Real J., Mañosa S., Codina J., 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus.* Ornis Fenn., 75: 129-137.

-Real J., Mañosa S., Muñoz E., 2000. Trichomoniasis in a Bonelli's eagle population in Spain. Journal of Wildlife Diseases, 36: 64-70.

-Real J., Grande J.M., Mañosa S., Sánchez-Zapata J.A., 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain, Bird Study, 48::221-228.

-Real J., Mañosa S., 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagles in northeastern Spain. J. Raptor Res., 35: 9-14.

-Real J., Mañosa S., Cheylan G., Bayle P., Cugnasse J.M., Sánchez Zapata J.A., Sánchez M.A., Carmona D., Martinez J.E., Rico L., Codina J., del Amo R., Eguía S., 1996. A Preliminary Demographic Approach to the Bonelli's Eagle *Hieraatus fasciatus* Population decline in Spain and France. In Meyburg B.U. e Chancellor R.D. (eds). Eagle Studies World Working Group on Birds of Prey (WWGBP) Berlin, London e Paris: 523-528.

-Real R., Luz Màrquez A., Olivero J., Estrada A., 2010. Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. Ecography, 33: 303-314. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06251.x

-Real J., Hernández-Matías A., Rollan À., Tintó A., 2015. El águila perdicera en Cataluña: de la amenaza a la conservación. Aplicaciones a la mitigación de la electrocución. Universitat de Barcelona – Endesa, S.A.

-Redpath S. M., Clarke R., Madders M., Thirgood S.J., 2001. Assessing raptor diet: comparing pellets, prey remains, and observational data at hen harrier nests. The Condor, 103: 184-188.

-Resano J., 2014. Estudio de la ecología trófica del águila perdicera *Aquila fasciata*: efectos de la dieta sobre la condición corporal, las tasas vitales y la demografía. Ph.D. thesis, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain.

-Resano-Mayor J., Hernández-Matías A., Real J., Moleón M., Parés F., Inger R.,Bearhop S., 2014b. Multi-scale effects of nestling diet on breeding performance in a terrestrial top predator inferred from stable isotope analysis. PLoSONE, 9: e95320. doi:10.1371/journal.pone.0095320.

-Resano-Mayor J., Hernández-Matías A., Real J., Parés F., Inger R., Bearhop S., 2014a. Comparing pellet and stable isotope analyses of nestling Bonelli's Eagle *Aquila fasciata diet*. Ibis, 156: 176-188. doi:10.1111/ibi.12095.-Resano-Mayor J., Real J., Moleón M., Sánchez-Zapata J.A., Palma L. Hernández-Matías A., 2016. Diet-demography relationships in a long-lived predator: from territories to populations. Oikos. doi:10.1111/oik.02468.

-Resano-Mayor J., Hernández-Matías A., Real J., Parès F., Moleón M., Mateo R., 2016. The influence of diet on nestling body condition of an apex predator: a multi-biomarker approach. J Comp Physiol B, 186: 343. https://doi.org/10.1007/s00360-016-0967-3

-Rete Osservatori Liguri, 2015. Http//reteosservatoriliguri.jimdo.com/notizie-flash/marzo-2015-aquila-di-bonelli/

-Rico L., Sánchez-Zapata J.A., Izquierdo A., García J.R., Morán S., Rico D., 1999. Recent trends in the status of Golden Aquila chrysaetos and Bonelli's Eagles Hieraaetus fasciatus in Valencia. Ardeola, 46: 235-238.

-Riegel J. e les coordinateurs-espèces, 2007. Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2005 et 2006. Ornithos, 14: 137-163.

-Rivoire A., 1979. Pontes de trois oeufs et élevage de trois jeunes chez Hieraaetus fasciatus. Alauda, 47: 41-42.

-Rocamora G., 1994. Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. Birds in Europe, their conservation status (eds G.M. Tucker e M.F. Heath), pp. 184-185. Birdlife International, Birdlife Conservation, Ser. 3, Cambridge, UK.

-Rollan À., Real J., Bosch R.,Tintó A., Hernàndez-Matías A., 2010. Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle Hieraaetus fasciatus and its conservation implications. Bird Conservation International, 20: 279-294. doi: 10.1017/ S0959270910000250.

-Rollan À., Hernández-Matías A., Real J., 2016. Guidelines for the conservation of Bonelli's eagle populations. Universitat de Barcelona. Barcelona. http://hdl.handle.net/2445/69446.

-Romàn Muñoz A.R., Real R., Barbosa A.M., Vargas J.M., 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. Divers. Distrib., 11: 477-486.

-Roman-Muñoz A., Luz Màrquez A., Real R., 2013. Updating known distribution models for forecasting climate change impact on endangered species. PLoS ONE 8(6): e65462. doi:10.1371/journal.pone.0065462.

-Roman-Muñoz A., Real R., 2013. Distribution of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* in Southern Spain: Scale May Matter. Acta Ornithologica, 48: 93-101. DOI: http://dx.doi.org/10.3161/000164513X670043.

-Rubolini D., Gustin M., Bogliani G., Garavaglia R., 2005. Birds and powerlines in Italy: an assessment. Bird Conservation International, 15: 131-145.

-Rueda G.M., Pizarro M., Ontiveros D., Pleguezuelos J.M., 2009. The coeistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. Ann. Zool. Fennici, 46: 283-290.

-Saker Falcon Task Force, 2014. Saker Falcon Falco cherrug Global Action Plan (SakerGAP). CMS Raptors MOU Technical Publication No 2, CMS Technical Series, No 31.

-Salvo G., 1988. Dati preliminari sull'alimentazione dell'Aquila del Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, in Sicilia. Atti IV Conv. Ital. Orn., Naturalista sicil., 12 (suppl.): 119-120.

-Salvo G., 1989. Dati sulla biologia riproduttiva dell'Aquila del Bonelli, *Hieraaetus fasciatus* in Sicilia. Riv. ital. Orn., 59: 65-69.

-Samour J.H., Bailey T.A., Cooper J.E., 1995. Trichomoniasis in birds of prey (order falconiformes) in Bahrain. Veterinary Record, 136: 358-362.

-San Miguel (Coord), 2014. 2º Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince Ibérico (*Lynx pardinus*) y de su presa principal, el conejo de monte (Orytolagus cuniculus). Fundación CBD-Hábitat. Madrid.España.

-Sánchez-Zapata J.A., Sánchez M.A., Calvo J.F., Esteve M.A., 1995. Ecología de las Aves de Presa de la región de Murcia. Cuadernos de Ecología y Medio Ambiente. Universidad de Murcia, Murcia, Spain.

-Sánchez-Zapata J.A., 1997. Plan de recuperaciòn del Aquila perdicela ne la region de Murcia. Ambiental S.L., Consejerìa de Agricoltura, Agua y Media Ambiente, Murcia.

-Sánchez-Zapata J.A., Calvo J.F., 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. J. Appl. Ecol., 36: 245-262.

-Sanchez-Zapata J.A., Calvo J.F., Carrete M. and Martınez J.E. 2000. Age and breeding success of a Golden Eagle A*quila chrysaetos* population in Southeastern Spain. Bird Study 47: 235–237.

-Sanderson F.J., Donald P.F., Burfield I.J., 2005. Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. In Bota G., Morales M.B., Mañosa S. & Camprodon J. (eds), Ecology and conservation of steppe-land birds: 211-236. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnologic Forestal de Catalunya.

-Sanz A., Mìnguez E., Anadòn J.D., Hernàndez V.J., 2005. Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. Ardeola, 52: 347-350.

-Sarà M., Di Vittorio M., 2003. Factors influencing the distribution, abundance and nest-site selection of an endangered Egyptian vulture (Neophron percnopterus) population in Sicily. Animal Conservation 6: 317-328.

-Sarà M., Grenci S., Di Vittorio M., 2009 Status of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in Sicily. J. Raptor Res., 43: 66-69.

-Sarasola J.H., Negro J.J., 2005. Hunting success of wintering Swainson's hawks: environmental effects on timing and choice of foraging method. Can. J. Zool., 83: 1353-1359.

-Scher O., Lecacheur M. (eds), 2011. La conservation de l'Aigle de Bonelli. Actes du colloque international, 28-29 gennaio 2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA FS e DREAL LR.

-Scheuhammer A.M., Norris S. L., 1996. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. Ecotoicology, 5: 279-295.

-Seddon P.J., Armsotrong D.P., Maloney R.F., 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. Conservation Biology, 21: 303-312.

-Sergio F., Hiraldo F., 2008. Intraguild predation in raptor assemblages: a review. Ibis, 150: 132-145.

-Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., 2003. Spatial refugia and the coeistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. Journal of Animal Ecology, 72: 232-245.

-Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., Ferrer M., Penteriani V., 2004. Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl Bubo bubo. Journal of Applied Ecology, 41: 836-845.

-Sergio F., Pedrini P., Rizzoli F., Marchesi L., 2006. Adaptive range selection by golden eagles in a changing landscape: A multiple modelling approach. Biol. Conserv., 133: 32-41.

-Sergio F., Scandolara C., Marchesi L., Pedrini P., Penteriani V., 2005. Effect of agro-forestry and landscape change on common buzzards (*Buteo buteo*) in the Alps: implications for conservation. Animal Conservation, 8: 17-25.

-Shobrak M.Y., 2015. Trapping of Saker Falcon Falco cherrug and Peregrine Falcon Falco peregrinus in Saudi Arabia: Implications for biodiversity conservation. Saudi Journal of Biological Sciences. 2015;22(4):491-502. doi:10.1016/j.sjbs.2014.11.024.

-Silvestre F., Muñoz J., Cacho C., Gea G., 2004. El conejo de monte. Pp. 89-103. En: González L. M., San Miguel A. (Coords). Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente, Madrid.

-Siméon D., Wilhelm J.L., 1988. Essai sur l'alimentation annuelle de l'Aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) en Provence. Alauda, 56: 226-237.

-Siméon D., Cheylan G. e Fontaine C. 1982. Premier cas de nidification réussie d'un Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* sur un pylône électrique en Provence. Alauda 50: 69-70.

-Simmons R.E., Avery D.M., Avery G., 1991. Biases in diets determined from pellets and remains: Correction factors for a mammal and bird-eating raptor. Journal of Raptor Research, 25: 63-67.

-Snyder N., Snyder H., 2005. Introduction to the California Condor. University of California Press, Berkeley.

-Sonerud G.A., Hansen H., Smedshaug C.A., 2002. Individual roosting strategies in a flock-living bird: movement and social cohesion of hooded crows (*Corvus corone corni*) from pre-roost gatherings to roost sites. Behavioral Ecology and Sociobiology, 51: 309-318.

-Soutullo A., Cadahìa L., Urios V., Ferrer M., Negro J.J., 2007. Accuracy of lightweight satellite telemetry: a case study in Iberian Peninsula. Journal of Wildlife Management, 71: 1010-1015.

-Soutullo A., Lòpez-Lòpez P., Urios V., 2008a. Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: implications for conservation and management. Biol. Conserv., 141: 1013-1020.

-Soutullo A., Urios V., Ferrer M., Lòpez Lòpez P., 2008b. Habitat use by juvenile golden eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. Bird Study, 55: 236-240.

-Spanò S, Truffi G., 1988. Gli uccelli della Liguria occidentale. Regione Liguria, Sagep, Genova.

-Spina F. 1999. Value of ringing information for bird conservation in Europe. Ringing and Migration, 19: 29-40.

-Stabler R.M., 1951. A survey of Colorado band-tailed pigeons, mourning doves, and wild common pigeons for *Trichomonas gallinae*. The Journal of Parasitology, 37: 471-472.

-Stabler R.M., 1969. *Trichomonas gallinae* as a factor in the decline of the peregrine falcon. In Peregrine falcon population. Their biology and decline. University of Winsconsin, Madison, Wisconsin, pp. 435-437.

-Stephens D.W., Krebs J.R., 1986. Foraging theory. Princeton University Press. Princeton, NJ.

-Stresemann E., 1932. Ein neuer Habichtsadler aus Sumbawa: *Hieraaëtus fasciatus renschi* subsp. nova. Ornithologische Monatsberichte, 40: 78-80.

-Suetens W., Groenendael V., 1969. Notes sur l'ecologie de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) et de l'aigle Bottè (*Hieraaetus pennatus*) en Espagne mèridional. Ardeola, 15: 19-36.

-Summers P.D., Cunnington G.M., Fahrig L., 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? J. Appl. Ecol., 48: 1527-1534.

-Tapia L., Domínguez J., Rodríguez L., 2007. Modelling habitat use and distribution of golden eagles *Aquila chrysaetos* in a low-density area of the Iberian Peninsula. Biodivers. Conserv., 16: 3559-3574.

-Thevenot M., Vernon J.D.R., Bergier P., 2003. The Birds of Morroco. British Ornithologist Union Checklist Series 20. 594 p.

-Thompson J.N., 2006. The geographic mosaic of coevolution. The University of Chicago press.

-Tintó A., Real J., Mañosa S., 2010. Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean areas. J. Wildl. Manage., 74: 1852-1862. http://dx.doi.org/10.2193/2009-521.

-Tjernberg M., 1983. Population density of Golden Eagle in relation to nest site and food availability. In Breeding Ecology of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in Sweden. Report 10. Swedish Univer- sity of Agricultural Science Department, Wildlife Ecology, Uppsala, Sweden.

-Tucker G.M., Heath F.M., 1994. Birds in Europe, Their Conservation Status, Birdlife Conservation Series No.3, Birdlife International.

-Vaassen E.W., 2001. Recent status of birds of prey in Turkey. Poster at 4 th Eurasian Congress on Raptors, 25-29 September 2001, Seville, Spain.

-van den Berg A.B., Bosman C.A.W., 1999. Zeldzame vogels van Nederland – Rare birds of the Netherlands. Avifauna van Nederland 1. Haarlem.

-Van Drooge B., Mateo R., Vives I., Cardiel I., Guitart R., 2008. Organochlorine residue levels in livers of birds of prey from Spain: Inter-species comparison in relation with diet and migratory patterns. Environmental Pollution, 153: 84-91. doi:10.1016/j.envpol.2007.07.029.

-Vieillot L.P., 1822. Sur une nouvelle espèce d'aigle découverte en France, et décrite par M. Vieillot (I), un des membres honoraires de la Société Linnéenne de Paris. Mémoires de la Société Linnéenne de Paris, 2 (Part 2), 152-154.

-Villafuerte R., Calvete C., Cortàzar C., Moreno S., 1994. First epizzotic of rabbit haemorragic disease in free living population of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park Spain. Journal of Wildlife desease, 30: 176-179.

-Villafuerte R., Moreno S., 1991. Rabbit Haemorragic Disease RHD in Doñana National Park SW Spain. Congr. Int. UN. Game Biol., Gödöllö, Hungary.

-Villafuerte R., Viñuela J.Y, Blanco J.C., 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. Biological Conservation, 84: 181-188.

-Walls S., Kenwad E., 1994. The systematic study of radio-tagged raptors: II. Sociality and dispersal in B-U. Meyburgand R.D. Chancellor. Raptor conservation today. WWGBP, Pica Press, U.K. Pages 317-324

-Watson J., 1992. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding success and afforestation in Argyll. Bird Study 39: 203–206.

-Watson A., Paine S., Raine R., 1989. Golden eagles *Aquila chrysaetos:* land use and food in northeast Scotland. Ibis, 131: 336-348.

-Watson J., 1997. The Golden eagle. T e AD Poyser, London. 375 pp.

-Watson J., 2010. The Golden eagle. 2nd Edition. T & AD Poyser, London, UK.

-Whitfield D.P., Fielding A.H., McLeod D.R.A., Haworth P.F., 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. Biological Conservation, 119: 319-333. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.015.

-Whitfield J., 2005. Is everything everywhere? Science, 310: 960-961.

-Wiens J.A., 2001. The landscape context of dispersal. In Clobert, J., Danchin, E., Dhont, A.A. & Nichols, J.D. (eds) Dispersal: 96-109. Oxford University Press. Oxford.

-Williams D.R., Child M.F., Dicks L.V., Ockendon N., Pople R.G., Showler D.A., Walsh J.C., zu Ermgassen E.K.H.J., Sutherland W.J., 2017. Bird Conservation. Pages 95-244 in: W.J. Sutherland, L.V. Dicks, N. Ockendon & R.K. Smith (eds) What Works in Conservation 2017. Open Book Publishers, Cambridge, UK.

-Wolff A., 2005. Influence of landscape and habitat heterogeneity on the distribution of stepp land birds in the Crau, southern France. In Bota G., Morales M.B., Mañosa S. & Camprodon J. (eds), Ecology and conservation of steppe-land birds: 141-168. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnologic Forestal de Catalunya.

-Zafarana M., Barbera A., 2016. Gravi casi di mortalità per elettrocuzione per la Cicogna bianca *Ciconia ciconia* (L.). Naturalista Siciliano, S. IV, XL (2): 301-311.

-Zafarana M.A., Grasso R., Spena M.T., Barbera A., Spinella G., Surdo S., Pepi D. & Di Vittorio M., 2018. The environmental impact of power lines on birds in Sicily, Atti del LXXIX Congresso Nazionale dell'Unione Zoologica Italiana, Lecce, 25-28 settembre 2018.

-Zorilla I., Martinez R., Taggart M.A., Ngaio R., 2014. Suspected Flunixin Poisoning of a Wild Eurasian Griffon Vulture from Spain. Conservation Biology, ;29: 587-592 DOI: 10.1111/cobi.12417

-Zuberogoitia I., Ruiz-Moneo J.F., Torres, J.J. (Eds), 2002. El Falcón Peregrino. Dpto. Agricultura. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao, Spain. (in Spanish).

Allegato 1. Accorgimenti per la riduzione del rischio di annegamento

Le strutture artificiali per la raccolta d'acqua, come i laghetti per l'irrigazione, gli abbeveratoi o i serbatoi d'acqua utilizzati per la prevenzione degli incendi costituiscono un elevato rischio per molte specie di uccelli rapaci, anche per le Aquile di Bonelli (Rollan et al., 2016) e la mortalità da queste causata più spesso essere sottostimata. Queste strutture sono infatti frequenti nelle aree agricole frequentate dall' Aquila di Bonelli, e quindi, anche se prive di acqua o con profondità modeste, possono divenire delle trappole da cui il rapace non riesce ad uscire. In Sicilia, a causa dell'aridità, queste strutture possono costituire un elevato pericolo e sono noti diversi casi di Aquile di Bonelli rimaste intrappolate in queste strutture: un giovane recuperato da una cisterna e successivamente liberato in Provincia di Palermo; un giovane dotato di trasmettitore GSM/GPS caduto in una cisterna e successivamente liberato, due immaturi, di cui uno dotato di trasmettitore GSM/GPS morti in un pozzo in provincia di Enna.

Appare quindi indispensabile, considerando la diffusione di queste nelle aree frequentate dalla specie, monitorare le strutture per la raccolta di acqua nei territori occupati e nelle più importanti aree di dispersione e installare le misure di riduzione del rischio più efficaci per le diverse tipologie di strutture nelle aree più sensibili, come rampe di cemento o legno o reti "Numagrid" che possono permettere agli esemplari eventualmente caduti al loro interno di fuoriuscire facilmente, anche se al momento non è ancora stata testata scientificamente l'efficacia di queste misure di mitigazione (Rollan et al. 2016).

Misure di mitigazione del rischio: pedane di risalite (a sinistra) e reti "Numagrid" (foto di Francesc Parés da Rollan et al., 2016).

Foto 1: Giovane di Aquila di Bonelli presso una pozza ad elevato rischio (Foto Grenci S.)

Foto 3: Pozzo per la raccolta d'acqua in provincia di Enna all'interno del quale sono state rinvenute nel 2019 due Aquile di Bonelli morte (Foto Merlino S.)

Allegato 2. Le attività di cattura e marcatura svolte nell'ambito del progetto LIFE ConRaSi

Il progetto LIFE ConRaSi prevede il marcaggio di 30 pulli sia con anelli colorati che con trasmettitori satellitari.

Le operazioni sono state pianificate in dettaglio con il responsabile scientifico del Progetto e lo staff tecnico di GREFA che ha fornito il personale specializzato per le operazioni di marcaggio.

Dopo le valutazioni preliminari delle pareti di nidificazione e delle condizioni di accrescimento dei pulcini è stata selezionata l'opportuna modalità di accesso al nido (arrampicata o discesa diretta) e marcata preventivamente la verticale per la preparazione degli ancoraggi.

Il team di rocciatori ha quindi eseguito l'accesso ai nidi ed effettuato il prelievo dei giovani, trasportati in speciali contenitori che ne garantivano la respirazione, nella parte superiore o inferiore della parete, ove erano posizionati i tecnici addetti al marcaggio. I pulcini sono stati ispezionati dal tecnico inanellatore e dagli esperti di GREFA per determinarne rapidamente lo stato di salute e procedere alla raccolta di campioni biologici (piume con calamo) da sottoporre ad analisi genetica. Successivamente, sono state rilevate le principali biometrie e si è proceduto all'apposizione degli anelli ISPRA, degli anelli colorati e dei trasmettitori da parte dei tecnici specializzati.

I trasmettitori (Fig. 9), E-obs GSM/GPS dal peso di 48 grammi e ad alimentazione solare, sono stati posizionati dal tecnico ornitologo esperto in queste operazioni nella regione dorsale tramite struttura a zainetto, realizzato in nastro di teflon come indicato dalla letteratura specialistica, vedi ad esempio Beske, 1978; Garcelon, 1985; Kenward 1985, 1987 e 2001; Cadahìa et al., 2009; Martìnez-Miranzo et al., 2016a e b; Lòpez Lòpez, 2016). Questa tipologia di trasmettitore è stata utilizzata con successo in analoghi studi sull'Aquila di Bonelli in Spagna (Lòpez-Lòpez et al., 2016a) e, comunque, ha un peso compatibile con le raccomandazioni riportate dalla letteratura specialistica (Brander e Cochran, 1969; Kenward, 2001; Barron et al., 2010).

Alla fine delle operazioni, il rocciatore ha ricollocato i pulli all'interno dei nidi e recuperato eventuali penne e piume degli adulti per le analisi genetiche, nonché borre e resti alimentari per le analisi della dieta della specie.

I dati vengono ricevuti per via telematica, tramite e-mail e attraverso la consultazione quotidiana della piattaforma web http://www.movebank.org. Inoltre, nel caso di aree dove non c'è un'adeguata copertura GSM, i trasmettitori utilizzati consentono di ricevere dati tramite frequenza VHF, avvalendosi di ricevitore specifico ed apposita antenna Yagi.

Dopo l'involo, i giovani dotati di trasmettitori sono stati monitorati attraverso il download giornaliero dei dati per verificare il loro normale comportamento e stato di salute. Qualora sia stata indicata una posizione fissa (assenza di spostamento) per più di 12 ore, i tecnici ornitologi si sono recati sulle coordinate dell'ultima localizzazione per controllare lo stato di salute dell'individuo ed eventualmente effettuarne il recupero, previo allertamento del centro di

recupero preventivamente stabilito dall'equipe tecnico-scientifica. I risultati ottenuti sono raccolti in un database elettronico e analizzati per ciascuno dei soggetti marcati e consentiranno di effettuare un'analisi di dettaglio sulla demografia e sulla dispersione della popolazione di Aquila di Bonelli in Sicilia e trarre delle conclusioni per tarare eventuali interventi di conservazione.

Il periodo del marcaggio è stato concertato dopo verifica nei diversi siti selezionati della idoneità della classe di età dei giovani e della reale fattibilità dell'intervento.

Sono quindi stati marcati 31 giovani (di cui 28 muniti di trasmettitori GSM/GPS) e, alla fine delle operazioni, questi sono stati reinseriti all'interno dei nidi. Per verificare il buon esito delle operazioni è stato allestito un punto di osservazione per ogni sito ad una distanza tale da non arrecare disturbo e per almeno due giorni, i nidi sono stati monitorati dall'alba al tramonto dai tecnici ornitologi per verificare il successo dell'operazione e il normale comportamento al nido degli adulti.

I nidi sono quindi stati successivamente monitorati con frequenza almeno settimanale, fino all'involo, per verificare la normale e positiva prosecuzione della fase di allevamento e il normale comportamento dei pulcini dotati di trasmettitore, ad esempio la normale attività di allenamento dei muscoli del volo (che normalmente si intensifica nei giorni precedenti l'involo) e l'assenza di eventuali limitazioni dovuti alla presenza dell'imbrago.

La validità del protocollo di marcaggio ha consentito di individuare un'elevata presenza di trichomoniasi durante le operazioni di marcaggio, ed ha consentito di somministrare agli esemplari la idonea cura (o profilassi) farmacologica. La efficacia del monitoraggio post involo dei giovani marcati ha consentito il recupero di un giovane marcato dopo circa due settimane affetto da una grave forma di trichomoniasi e di recuperare un altro giovane, finito in una cisterna di acqua in cemento armato, subito recuperato e liberato, e di un altro esemplare gravemente ferito a causa dell'impatto con i cavi dell'alta tensione, nonché di localizzare diversi posatoi (da cui sono stati recuperati resti alimentari da utilizzare per l'analisi della dieta dei giovani in dispersione) e verificare costantemente il buono stato di salute degli individui marcati attraverso l'osservazione diretta da parte del personale tecnico.

Per il futuro è da considerare l'ipotesi di marcaggio degli adulti attraverso specifiche operazioni di cattura condotto da personale specializzato e previa acquisizione delle necessarie autorizzazioni per ottenere informazioni ancora più di dettaglio sull'ecologia di questa specie (preferenza dell'habitat, ritmi di caccia, ampiezza degli home ranges, tasso di mortalità degli adulti), come già fatto in altre aree geografiche (vedi, ad esempio, Sanz et al., 2005; Bosch et al., 2010; Kassinis, 2010; Cabeza Arroyo and de la Cruz Solìs, 2011; Pérez-García et al., 2013; Lòpez Lòpez et al., 2016; Martìnez-Miranzo et al., 2016a e b).

Il marcaggio individuale degli uccelli da preda è una tecnica ampiamente utilizzata che consente di ottenere informazioni di dettaglio sulla loro biologia ed ecologia, nonché sulla loro sopravvivenza, mortalità e capacità di spostamento (vedi ad esempio Spina, 1999; Baillie, 2001;

Newton, 2014; EURING, 2015; Hernández-Matías et al., 2011a, b, c; Hays, 2015; Lòpez Lòpez, 2016).

La telemetria satellitare, ad esempio, insieme ad altri sistemi di marcaggio, ha consentito di stabilire i movimenti di dispersione e le cause di mortalità di molte specie, tra cui dell'Aquila di Bonelli, evidenziando l'elevata mortalità dovuta alle linee elettriche o l'esistenza di movimenti di dispersione della specie tra diverse parti dell'areale europeo (Keating et al., 1991; Burgman e Fox, 2003; Cadahía et al., 2005, 2007, 2008, 2009, 2010; Meyburg e Fuller, 2007; Soutullo et al., 2007; Balbontín e Ferrer, 2009; Bosch et al., 2010; Kie et al., 2010; Guil et al., 2011; Lieury et al., 2016; Rollan et al., 2016; Martìnez-Miranzo et al., 2016a, b).

La letteratura specialistica indica che la marcatura deve avvenire quando i giovani hanno un'età compresa tra i 45 ed i 50 giorni (Gil-Sánchez, 2000; Cadahia et al., 2009, 2010), ossia in una fascia di età in cui i giovani sono perfettamente in grado di termoregolare ed in cui esistono delle finestre temporali di prolungate assenze degli adulti dal sito riproduttivo.

Il fissaggio del trasmettitore satellitare

Allegato 3. LIFE CONRASI: Azioni di sensibilizzazione e disseminazione

Il progetto LIFE ConRaSi ha previsto e sta compiendo azioni di sensibilizzazione e disseminazione delle attività di tutela nelle aree interessate dalla specie, realizzate dal personale delle Amministrazioni regionali e dal WWF utilizzando un video di 30', con sottotitoli in inglese, incentrato sul progetto di conservazione, un modello di presentazione con contenuti diretti e facilmente comprensibili. Il progetto gestisce un'area news del suo sito internet aggiornata tempestivamente con notizie rilevanti, nonché pieghevoli specifici rispetto alle principali minacce e pannelli informativi distribuiti nelle zone d'intervento del progetto.

Al suo avvio è stata realizzata da un'azienda leader del settore, un'indagine demoscopica, quantitativa e qualitativa, rivolta ai cittadini e a selezionate categorie target, dell'area di distribuzione della specie in Sicilia. Per l'indagine quantitativa un campione rappresentativo (700 persone) della popolazione adulta siciliana (almeno 18 anni) è stato intervistato con metodo CATI (Computer Assisted Telephone Interviewing); l'errore campionario derivante da tale numerosità di interviste è stato del ± 3,7% con un livello di confidenza del 95%.

Indagine di tipo quantitativo.

Gli obiettivi principali della ricerca sono stati quelli di verificare:

- la conoscenza delle 3 specie di rapaci target del progetto (Aquila di Bonelli, Capovaccaio e Lanario);
- la conoscenza delle principali minacce per aquile, falchi e avvoltoi;
- la conoscenza dei comportamenti riproduttivi di aquile, falchi e avvoltoi;
- conoscenza dei progetti e fondi europei per la tutela di questi animali.

Indagine di tipo qualitativo

La fase qualitativa dell'indagine ha previsto lo svolgimento di 24 colloqui Qualitel con stakeholder localizzati sul territorio siciliano, realizzati da psicologi professionisti, con la seguente distribuzione basata sul target di appartenenza:

- Associazioni di categoria degli allevatori
- Cacciatori e organi di gestione del territorio cacciabile
- Enti gestori delle aree protette
- Veterinari e organizzazioni di riferimento
- Imprese del turismo naturalistico
- Falconieri

I risultati dell'indagine di tipo quantitativo hanno dimostrato tra l'altro che il 25% degli intervistati era al corrente del problema del rischio di estinzione delle specie e che il 29% conosceva almeno una delle 3 specie del progetto (solo il 17% ha sentito parlare dell'Aquila di Bonelli). Però il 98% degli intervistati si è detto favorevole ad interventi di conservazione per le specie a rischio.

Benché il grado di conoscenza delle specie protette e a rischio, presenti nel territorio regionale, sia piuttosto basso esiste una generale consapevolezza del fenomeno dell'estinzione e una cospicua sensibilità verso il destino delle specie rare e vulnerabili. La conservazione può quindi lavorare su una buona base di favore tra la popolazione per le attività e i progetti da portare avanti, poiché il tema della protezione è sentito ed è elevata la consapevolezza dell'importanza dei rapaci per l'ambiente. D'altro canto, per conseguire l'obiettivo della conservazione è necessario raggiungere una più diffusa e migliore conoscenza dei pericoli connessi all'uomo, così come rendere più specifiche e mirate le opinioni circa le migliori azioni.

L'indagine di tipo qualitativo, probabilmente per il fatto che ha interessato soggetti comunque coinvolti a diverso titolo con le tematiche ambientali, ha evidenziato una certa conoscenza da parte degli intervistati delle tematiche ambientali ed ecologiche, anche se è emersa una scarsa conoscenza specifica delle diverse specie e dei diversi tipi e gradi delle minacce. In particolare, la percezione del grado di pericolosità e quindi degli effetti delle diverse minacce, non suffragato da evidenze ma frutto di personali supposizioni può condizionare il supporto alle azioni di conservazione mirate alla riduzione dell'impatto di specifiche criticità. Perciò anche in questo caso il rafforzamento delle conoscenze in alcuni soggetti target dovrebbe essere tenuto sempre in conto.

Il progetto LIFE ConRaSi, con articoli di stampa e interviste televisive su testate ed emittenti nazionali, ha specialmente cercato di aumentare l'interesse dell'opinione pubblica verso la protezione dell'Aquila di Bonelli dalla minaccia del furto di uova e giovani dal nido allo scopo principale di generare un'utile pressione e supporto verso gli interventi di prevenzione e contrasto di questo crimine, con possibili benefici anche per il Falco lanario e tutti i rapaci colpiti da questa forma di pressione. Lo staff di progetto ha, inoltre, partecipato, con presentazioni tematiche, a numerose iniziative e conferenze in ambito regionale (Università di Palermo, Istituto Zooprofilattico di Palermo) e prodotto diverse pubblicazioni scientifiche su importanti riviste internazionali.