

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.8399720>

ANDREA MAZZARANO

LA RIDOTTA COMPETIZIONE SUL TERRITORIO
COMPENSA LA QUALITÀ NELLE RICOLONIZZAZIONI
DI AQUILA REALE *AQUILA CHRYSAETOS* NEL LAZIO

RIASSUNTO

Nella regione Lazio (Italia centrale), dagli anni '80 è stata segnalata l'occupazione di sette territori di coppie di Aquila reale; successivamente il numero di coppie nidificanti è cresciuto fino a 13 nel 2020. Lo scopo del presente lavoro è identificare il processo di selezione del territorio, Individual Adjustment Hypothesis (IAH) o Habitat Heterogeneity Hypothesis (HHH). A tal fine sono state analizzate le distanze dai primi vicini (siti occupati e liberi) e l'estensione delle aree aperte alla caccia, nonché l'evoluzione della pressione venatoria e della tutela ambientale. I risultati mostrano che l'Aquila reale in una popolazione a bassa densità sembra selezionare il territorio di riproduzione cercando di ridurre la potenziale interferenza (IAH). La qualità dei territori sembrerebbe in miglioramento, soprattutto per la diminuzione della pressione venatoria piuttosto che per l'istituzione di aree protette: quattro coppie si sono insediate in territori che non godono di protezione nazionale o regionale. Questo fenomeno non è stato osservato in altre regioni limitrofe, Umbria e Marche in particolare. Poiché la popolazione è cresciuta a produttività costante, dovrebbero essere esplorati i collegamenti tra produttività, protezione ambientale e competizione territoriale.

Parole chiave. Competizione territoriale, Qualità, Colonizzazione, Indice di Rispetto.

SUMMARY

Reduced competition on the territory to compensate its quality in the recolonization of the Golden Eagle Aquila chrysaetos in Lazio. In Lazio region (central Italy), since the 1980s there has been knowledge of the occupation of seven territories by breeding Golden Eagle pairs; since then the number of breeding pairs has grown up to 13 until 2020. The purpose of the present work is to identify the process of territory selection by the new pairs, Individual Adjustment Hypothesis (IAH) or Habitat Heterogeneity Hypothesis (HHH). For this purpose, the distances from the first neighbours (occupied and vacant sites) and the extension of open areas for hunting were analysed, as well as the evolution of hunting pressures and environmental protection. The results show that Golden Eagle in

a low-density population seems to select breeding territories, while trying to reduce potential interference (IAH). The quality of the territories has showed improvement, especially due to the decrease in hunting pressure rather than the establishment of protected areas: four pairs have settled in territories which are not under national or regional protection. This phenomenon was not observed in regions such as Umbria and Marche. As populations have been improving at a constant productivity rate, the links between productivity, environmental protection and intraspecific interference should be explored.

Key words. Individual Adjustment Hypothesis, Habitat Heterogeneity Hypothesis, Colonisation, Respect Index

INTRODUZIONE

La consistenza delle coppie territoriali di Aquila reale *Aquila chrysaetos* al 2016 è crescente a livello sia europeo che nazionale. In Italia in quasi tutte le regioni con habitat idonei alla presenza e nidificazione si è registrata una dinamica positiva, con una consistenza stimata in 1500-1600 individui, mentre le coppie note sono passate da 475 del 2003 a 622 del 2016 (FASCE & FASCE, 2017). Per l'Appennino Centrale a partire dalla fine degli anni '80, si registra un incremento continuo della consistenza, da circa trenta coppie (ZOCCHI, 1992), alle 52 censite nel 2016 (FASCE & FASCE, 2017). In quest'area l'incremento viene qualitativamente riportato alla riduzione del numero dei cacciatori e al concomitante incremento delle aree protette, ad una migliore disponibilità trofica e alla aumentata sensibilità e coscienza delle popolazioni locali (MAGRINI *et al.*, 2013; BORLENGHI *et al.*, 2014; ARTESE *et al.*, 2017). In Sardegna secondo RUIU (2017) l'osservato incremento è invece determinato dalla netta riduzione degli abbattimenti illegali, dal radicale cambiamento dell'atteggiamento degli allevatori e soprattutto dal progressivo adattamento del rapace a nuove strategie alimentari, in particolare l'abitudine a cibarsi anche di carogne. Peraltro, in un recente studio sull'alimentazione dei nidia-
cei di Aquila reale, è stato osservato che la Lepre *Lepus europaeus*, sebbene continui a rappresentare la preda preferita della specie, non lo è più in termini assoluti, neanche nelle aree protette, e la varietà della dieta si è significativamente ampliata (FORCONI *et al.*, 2023). La produttività media di lungo periodo della popolazione laziale non sembra però averne risentito (BORLENGHI *et al.*, 2014), sebbene negli ultimi anni alcune coppie abbiano fatto registrare una produttività molto bassa, anche se all'interno di aree protette (BORLENGHI *et al.*, 2022), mentre altre coppie, localizzate in aree non protette, continuano a registrare una produttività molto elevata e costante fin dal loro insediamento (CORSETTI & MAROZZA, 2022; G. Damiani, *com. pers.*).

La possibilità che i territori di nuova o rinnovata colonizzazione siano caratterizzati da una qualche gerarchia era stata già proposta da WATSON *et*

al. (2012), analizzando la simmetria fra colonizzazione e abbandono di territori in un'area di circa 400 km² nelle Highlands, osservata a cavallo del secondo conflitto mondiale. Gli autori non riportano ulteriori informazioni, se non che i territori soggetti a colonizzazione (in numero di cinque) e successivo abbandono simmetrico (in numero di quattro) erano intermedi a quelli storici (in numero di tre).

In una recente ricerca pluriennale realizzata nel Parc National des Ecrins (CHAMBERT *et al.*, 2020), viene esplicitamente individuato nella interferenza intra-specie (in inglese Individual Adjustment Hypothesis, IAH), piuttosto che nella qualità trofica dei singoli territori (in inglese Habitat Heterogeneity Hypothesis, HHH), il motivo del crollo della produttività registrata nella popolazione locale di Aquila reale, passata, in un territorio protetto esteso 2.700 km², dalle undici coppie del 1981 alle quarantuno del 2015. Sebbene non sia nota la sequenza localizzativa delle colonizzazioni, questo risultato è particolarmente importante in quanto la produttività registrata già diminuiva con una densità delle coppie non elevata: nel 1981 la popolazione presentava una distanza media dal primo vicino (Next Neighbour Distance, NND) di circa 17,7 km, nel 2015 tale valore era sceso a circa 9 km.

Peraltro, quando il territorio occupato non riesce a sostenere troficamente la coppia, la coppia lo può abbandonare, indipendentemente se ciò è stato causato da fattori antropici (ZOCCHI, 1992, BORLENGHI *et al.*, 2022), naturali (KOCHERT *et al.*, 1999), o da una ipotizzata strategia riproduttiva (DUNKER, 2021). È interessante notare che la maggior parte delle coppie che hanno abbandonato, seppure temporaneamente, il proprio territorio di nidificazione, si sono spostate in territori vacanti confinanti (KOCHERT *et al.*, 1999; DUNKER, 2021). Queste osservazioni, sebbene si riferiscano ad un numero di coppie limitato, suggerirebbero l'esistenza di un processo selettivo di scelta del territorio di nidificazione che può essere innescato nel tempo da fattori interni alla coppia, come ad esempio il cambio di uno dei partner della coppia (DUNKER, 2021; BORLENGHI *et al.*, 2022). In altri casi, come l'occupazione di un territorio limitrofo, fanno emergere dinamiche di competizione territoriale che possono mettere in evidenza anche ripetuti scambi di nidi nel corso degli anni fra coppie confinanti, come pure spostamenti significativi dei baricentri delle diverse coppie (BORGO, 2015, 2016; BORGO & GENERO, 2017).

Queste più recenti osservazioni sembrerebbero suggerire un approccio dinamico a idoneità ed attrattività dei territori occupati dalla specie e soprattutto di quelli abbandonati e considerati a suo tempo irreparabilmente compromessi (ZOCCHI, 1992) o di quelli individuati come potenzialmente disponi-

bili alla colonizzazione (MAZZARANO, 2022). Ciò in particolare esaminando l'evoluzione dei territori e delle coppie lungo periodi temporali consistenti, in grado di mettere in luce fenomeni altrimenti non facilmente identificabili (BORGO & GENERO, 2017; DUNKER, 2021). Inoltre, sebbene la presenza dell'Aquila reale nel Lazio sia oggetto di un monitoraggio continuo, esso sembra perlopiù focalizzato sulla produttività. Una mappatura di tutti i territori potenzialmente idonei alla colonizzazione, compresi quelli, oggi non tutti individuati, che si può presumere fossero occupati nel passato (ZOCCHI, 1992), non è ancora disponibile, e un primo esercizio in tal senso effettuato su di un'ampia area protetta del Lazio ha condotto all'individuazione di alcuni, non noti o non riconosciuti come tali (MAZZARANO, 2022). Ciò farebbe ritenere l'esistenza di un numero, anche potenzialmente elevato, di ulteriori siti vacanti non noti, o di siti potenzialmente idonei alla colonizzazione, la cui individuazione introdurrebbe interessanti spunti di analisi, anche retrospettiva.

OBIETTIVI

Lo scopo di questo lavoro è quello di verificare se nel processo di selezione dei siti di nuova o rinnovata colonizzazione da parte dell'Aquila reale in un territorio a bassa densità di coppie come quello laziale, il meccanismo IAH possa affiancarsi o sostituirsi a quello HHH. Questa tesi ipotizza, nelle aree a bassa densità, un ruolo attivo dei siti vacanti, presumibilmente collegato alla capacità portante, che dovrebbe risultare fortemente interessata dalla protezione ambientale garantita da un parco nazionale o regionale, come pure dalla dinamica del numero di cacciatori regionali (RUIU, 2017). Quantitativamente le distanze dei territori occupati dai primi vicini, sia occupati che vacanti potrebbero rappresentare, nel processo di selezione del territorio da colonizzare, una misura dell'equilibrio ricercato dall'Aquila reale fra la qualità dell'habitat e il livello di accettazione della competizione intraspecifica.

AREA DI STUDIO

L'area studiata è costituita dai rilievi montani presenti nel Lazio, inclusi quelli noti per la presenza recente della specie (DI CARLO, 1980): monti Reatini, Laga, Carseolani, Lucretili, Cicolano, Duchessa, Simbruini, Ernici, Meta, il sottogruppo del monte Cornacchia, e massicci isolati dei Lepini, degli Aurunci e del Monte Cairo. L'estensione complessiva è pari a circa 3.500 km².

MATERIALI E METODI

Sono considerati i dodici territori di nidificazione noti all'autore e confermati in letteratura come occupati (BORLENGHI *et al.*, 2022), localizzati nel territorio della Regione Lazio. A questi si aggiungono, per un totale di 18, il territorio dell'ultima colonizzazione accertata nel 2020 (E. Peria, *com. pers.*) con primo involo accertato nel 2021 (Mazzarano, *oss. pers.*), e due territori vacanti nei monti Reatini mai riportati in letteratura e scoperti durante l'attività sul campo (Mazzarano, *oss. pers.*), che si aggiungono ai territori ancora vacanti e noti dalla letteratura (DI CARLO, 1980).

La Fig. 1 riporta la mappa con i 18 territori considerati, e quelli appena oltre i confini regionali:

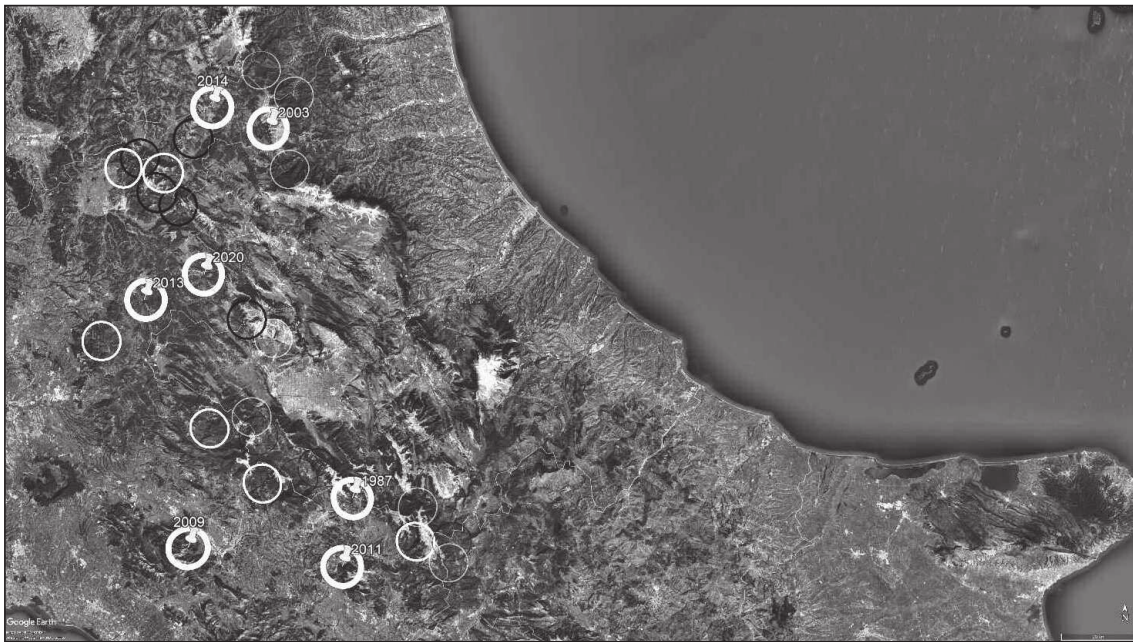


Fig. 1 — Localizzazione al 2020 dei territori laziali occupati dall'Aquila reale: cerchio bianco sito storico occupato, cerchio nero sito vacante, cerchio bianco grassetto sito di nuova o rinnovata colonizzazione (con data della scoperta). Indicati con cerchio sfumato bianco o nero i siti occupati o vacanti presenti sul limite delle regioni confinanti: Umbria, Marche, Abruzzo e Molise/ *Localisation in 2020 of the sites occupied by Golden Eagle pairs. White circle: occupied site hystorically known; black circle: vacant site; white bold circle: site of new or renewed site (with date of discovery); shaded white or black circle: sites occupied or vacant present on the borders of neighboring regions: Umbria, Marche, Abruzzo and Molise.*

Per ciascun territorio sono state misurate le variabili riportate in Tab. 1 (estensioni in km², distanze in km, elevazioni in m), includendo i primi vicini localizzati oltre i confini regionali.

Tab. 1. Variabili misurate sui siti laziali occupati e vacanti
Variables measured on occupied and vacant sites present in Lazio.

#	Variabile	Significato	Unità
a	A	Elevazione massima misurata nel territorio standard (T5)	m
b	NND1	Distanza dal primo vicino occupato	Km
c	NND2	Distanza dal secondo vicino occupato	Km
d	NNDX	Distanza dal primo vicino vacante	Km
e	NND3	Valor medio di NND1+NND2+NNDX	Km
f	NND1/NNDX	Rapporto fra le distanze dal primo vicino occupato e dal primo vicino vacante	-
g	T5	Territorio potenziale per la caccia, entro un diametro di 10 km dal centroide dei nidi (territorio standard)	Km ²
h	TC5	Aree aperte entro T5, tipi CLC 211, 212, 213, 231, 241, 242, 243, 321, 322, 323, 324, 332, 333	Km ²
m	TF5	Copertura forestale entro T5, tipi CLC 221, 222, 223, 244, 311, 312, 313	Km ²
n	TCL5	Aree aperte entro T5 idonee alla lepre, tipi CLC 211, 231, 321	Km ²
p	TFL5	Copertura forestale entro T5 idonea alla lepre, tipo CLC 311	Km ²
s	TC5/TF5	Rapporto fra aree aperte e copertura forestale misurate nel territorio standard	-
t	TCL5/TFL5	Rapporto fra aree aperte idonee alla lepre e copertura forestale idonea alla lepre misurate nel territorio standard	-
u	TCL5/TC5	Rapporto fra aree aperte idonee alla lepre entro T5 e aree aperte entro T5	-
v	(NND1/NNDX)*(TCL5/TC5)	Prodotto dei rapporti NND1/NNDX e TCL5/TC5	-

L'estensione superficiale dell'uso del suolo è misurata all'interno di un cerchio standard di 78,5 km² di raggio di 5 km (PEDRINI & SERGIO, 2001), centrato sul centroide dei nidi di ciascun territorio.

I valori di uso del suolo sono ottenuti dai database Corine Land Cover (CLC) disponibili per gli anni più vicini esaminati nello studio (Tab. 2), con software elencati in Tab. 3.

Tab. 2. Database Corine Land Cover (CLC) usati per misurare l'uso del suolo in specifici anni e numero dei relativi siti occupati o vacanti analizzati
Corine Land Cover database used for measuring land use in specific years and relevant number of occupied or vacant sites analysed.

Anno della misura dell'uso del suolo	Anno del database CLC impiegato	N° dei siti occupati	N° dei siti vacanti
1980	1990	7	5
1990	1990	7	5
2000	2000	7	7
2020	2018	13	5
Totali		34	22
		56	

Tab. 3. Software impiegati per le misure e le analisi statistiche
List of software used for measures and statistical analyses.

Software utilizzato	Scopo
QGIS 3.10.7 (plug in Quick Map Services: ESRI satellite)	Uso del suolo
Google Earth 7.3.4.8248	Distanze
SPSS versione 26.0.0	Statistica

Misurare l'estensione delle aree aperte discende dalla tipica tecnica di caccia della specie. Quella di misurare l'estensione delle aree (aperte e boschive) idonee alla Lepre (indifferentemente *Lepus europaeus* e *Lepus corsicanus*), deriva, per l'Appennino Centrale, dalla dipendenza della specie dalla lepre per oltre il 43% in biomassa (FORCONI *et al.*, 2023). Per qualificare i territori si sono pertanto misurate le aree aperte 211 (terre arabili non irrigabili), 231 (aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota) e 321 (superfici a copertura erbacea densa) (PELOROSSO *et al.*, 2008; SPINELLI, 2009; MAGRINI *et al.*, 2013) e la somma delle aree 311 (boschi di latifoglie) (SPINELLI, 2009).

In Fig. 2 si riporta, come esempio, l'uso del suolo presente all'interno della superficie standard del sito del Cicolano: l'immagine, sovrapposta alla mappa ESRI Satellite, è stata esportata da QGIS dopo aggregazione dei colori per aree aperte (i tipi di TC5 in Tab. 1, grigio chiaro), superfici boscate (i tipi di TF5 in Tab. 1, grigio scuro) ed aree non idonee (tutto il resto, bianco).

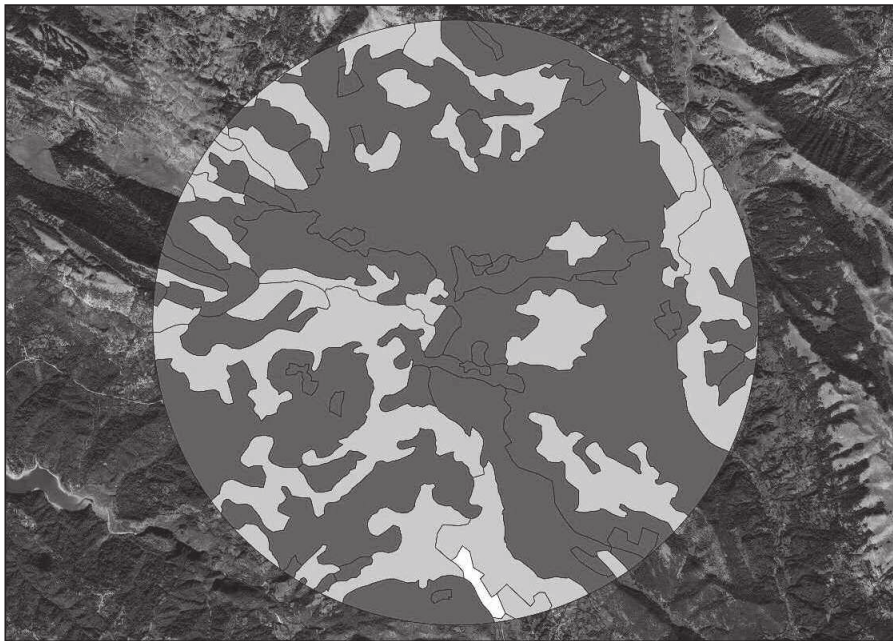


Fig. 2 — Immagine ricavata da Corine Land Cover 2018, dopo aggregazione colori con QGIS, per un sito occupato del Cicolano: grigio chiaro aree aperte, grigio scuro superfici boscate/ *Image obtained from Corine Land Cover 2018 database after color aggregation in QGIS software, for an occupied site in Cicolano area.*

Per ottenere una più precisa stima dell'impatto delle variabili di Tab. 1 sull'occupazione di un territorio, superando la ridotta disponibilità di dati ma sfruttando contemporaneamente dati disponibili su di un ampio arco temporale, è stata adottata la procedura analitica del "pooling". In statistica il pooling viene impiegato raggruppando insieme set ridotti di dati, che si presume indipendenti, ma che presentino lo stesso comportamento verso una certa caratteristica (LEGER & DIDRICHSONS, 1994).

In linea con quanto osservato circa lo spostamento di coppie territoriali in un territorio limitrofo vacante (KOCHERT *et al.*, 1999; DUNKER, 2021) si assume, conseguentemente, che il valore delle variabili della Tab. 1, misurate negli anni presi in esame possano avere un impatto, diretto o indiretto, sullo stato di ogni singolo territorio nell'anno dell'osservazione.

Sono stati costruiti quattro set di dati:

- siti occupati, analizzati nel 1980, 1990, 2000 e 2020, per un totale di 33 record (Tab. 4, parte alta)
- siti vacanti, analizzati nel 1980, 1990, 2000 e 2020, per un totale di 23 record (Tab. 4, parte bassa)
- siti di nuova o rinnovata colonizzazione con nidificazione accertata, per un totale di 7 record, analizzati nell'anno dell'occupazione (Tab. 5, parte alta)
- infine, il set con 56 record costituito dall'unione dei primi due set (Tab. 4).

Per identificare i territori occupati o vacanti, sono state impiegate le seguenti fonti:

- quaderni personali dal 1987 delle osservazioni in campo, che includono comunicazioni personali inedite da naturalisti operativi in territori specifici
- bibliografia scientifica sulla presenza territoriale della specie nell'area di studio (DI CARLO, 1980; BORLENGHI, 1992; CHIAVETTA, 1995; BORLENGHI & CORSETTI, 1996, 2002; SPINETTI, 1997; BORLENGHI, 2005; CORSETTI *et al.*, 2011; BORLENGHI, 2012; BORLENGHI *et al.*, 2014; BORLENGHI, 2015; ARTESE *et al.*, 2017; BORLENGHI, 2017; BORLENGHI *et al.*, 2018; BORLENGHI *et al.*, 2022; CORSETTI & MAROZZA, 2022; MAZZARANO, 2022)
- attività sul campo, intensificata dal 1999, per verificare alcune incongruenze emerse dall'analisi della letteratura, collezionando varie testimonianze da pastori e abitanti locali.

Tab. 4. Elenco dei siti occupati e vacanti analizzati negli anni 1980, 1990, 2000 e 2020
List of occupied and vacant sites analysed in 1980, 1990, 2000 and 2020.

Status	Sito	1980	1990	2000	2020
Occupato	Ernici	X	X	X	X
	Reatini 1 (Est)	X	X	X	X
	Lepini	X			X
	Lucretili	X	X	X	X
	Reatini 8 (M. Pozzoni)	X			X
	Meta	X	X	X	X
	Reatini 7 (Ovest)		X	X	X
	Simbruini		X	X	X
	M. Cornacchia		X	X	X
	M. Gorzano				X
	M.te Cairo				X
	Carseolani				X
	Cicolano				X
	Totali Occupati	6	7	7	13
Vacante	Reatini 2 (Giano)	X	X	X	X
	Carseolani	X	X	X	
	Reatini 3 (Catabio)	X	X	X	X
	Simbruini	X			
	M. Cornacchia	X			
	Lepini		X	X	
	Duchessa	X	X	X	X
	Reatini 5 (V. Ravara)				X
	Reatini 4 (M. Boragine)				X
	M. Cairo			X	
Reatini 8 (M. Pozzoni)			X		
	Totali Vacanti	6	5	7	5
	Totali	12	12	14	18

Tab. 5. Elenco dei siti di nuova o rinnovata colonizzazione con indicazione della presenza, nell'anno della colonizzazione, di protezione ambientale
List of new or renewed colonisation with indication, in the discovery year, of habitat protection.

Sito	Anno	Protezione	Referenza
M. Cornacchia	1987	NO	CHIAVETTA, 1995
M. Gorzano	2003	SI	BORLENGHI, 1992, 2005, 2012, 2015, 2017
Lepini	2009	NO	CORSETTI <i>et al.</i> , 2011
M. Cairo	2011	NO	BORLENGHI <i>et al.</i> , 2014
Carseolani	2013	SI	PNR NAVEGNA CERVIA
Reatini 8 (M. Pozzoni)	2014	NO	BORLENGHI <i>et al.</i> , 2014
Cicolano	2020	NO	E. Peria, 2020 (<i>com. pers.</i>)
TOTALI	7		

Le variabili della Tab. 1 che influenzano statisticamente lo stato di un territorio sono individuate con un modello di regressione logistica stepwise applicato al set di 56 record. A tale modello è stata aggiunta la variabile protezione dell'habitat, come presenza di protezione amministrativa, nazionale o regionale su tutto o parte maggioritaria del territorio in esame. Le distanze dai primi vicini, sono considerate le variabili di riferimento per il meccanismo di selezione che minimizza le interferenze, quindi IAH. Le estensioni delle praterie in genere e di quelle idonee alla lepre sono invece le variabili considerate per valutare l'impatto della qualità dell'habitat sul meccanismo di selezione, quindi HHH. Il rapporto NND1/NNDX è misurato per avere conferma dell'ipotizzato ruolo dei siti vacanti: quando esso è maggiore dell'unità il primo vicino è un territorio vacante.

RISULTATI

La distribuzione sul territorio dei diciotto territori nel 2020 (Figura 1) è omogenea (GStat = 0,92). Il lavoro sul campo ha permesso innanzitutto di individuare due ulteriori territori vacanti e limitrofi a territori occupati nell'area del monte Terminillo, come pure ha definitivamente confermato la presenza di una ulteriore coppia territoriale sul confine abruzzese con i principali territori di caccia nel Lazio (MAZZARANO, 2022). Inoltre ha confermato la correttezza dello stato di occupazione dei territori conosciuti e i conseguenti valori delle distanze (Tab. 1), misurati con i software di Tab. 3. In Tab. 6 si riportano per i territori di Tab. 5 i valori di NND1/NNDX misurati nell'anno della prima occupazione e misurati nel 2020, con le note relative.

Tab. 6. Territori di Tab. 5 (parte alta) con evidenza del criterio di selezione seguito all'epoca della occupazione e confronto odierno. L'anno di occupazione può non corrispondere all'anno del primo involo accertato/ *Sites of Tab. 5 (upper part) with indication of the selection criterium followed at the time of occupation and comparison to the present situation. The date of occupation could differ from the date of first observed fledging.*

#	ID	NND1/ NNDX	Selezione anno occupazione	Situazione 2020	Note
1	M. Cornacchia	1,4	IAH	IAH	Produttività bassa, habitat molto ampio, qualità incerta
2	M. Gorzano	1,7 -> 0,5	IAH	HHH	Produttività elevata (ARTESE, inedito), habitat di qualità elevatissima
3	Lepini	0,7	HHH/IAH	HHH/IAH	Produttività elevata (CORSETTI & MAROZZA, 2022), habitat ampio e di qualità elevata
4	M. Cairo	0,8	HHH/IAH	HHH/IAH	Produttività elevata (DAMIANI, ined.), habitat ampio e di qualità elevata, con zone a caccia controllata
5	Carseolani	0,6	HHH	HHH	Produttività elevata, habitat di qualità elevata
6	M. Pozzoni	1,3	IAH	IAH	Coppia recente, produttività da monitorare, habitat molto ampio, qualità da verificare
7	Cicolano	1,1	IAH	IAH	Coppia recente, produttività da monitorare, habitat molto ampio, con zone a caccia controllata

L'analisi stepwise calcola la significatività statistica delle variabili valutate, di cui tre si riferiscono ad IAH ed una soltanto parzialmente ad HHH (Tab. 7).

Tab. 7. Risultati dell'analisi stepwise del modello di regressione logistica applicato al set di 56 record. Il termine GL si riferisce ai gradi di libertà utilizzati dal modello, il termine Sign. alla significatività statistica/ *Results of the stepwise analysis of the logistic regression model applied to the set of 56 records. The term GL refers to the grade of freedom, the term Sign to the statistical significance.*

Variabili stepwise	Punteggio	GL	Sign.
Protezione	1,371	1	,242
NND1	4,258	1	,039
NND2	1,299	1	,254
NNDX	6,625	1	,010
NND3	,066	1	,797
NND1/NNDX	14,146	1	,000
TC5	,978	1	,323
TCL5	1,459	1	,227
TC5/TF5	1,545	1	,214
TCL5/TFL5	,513	1	,474
TCL5/TC5	2,623	1	,105
NND1NNDX_TCL5TC5	5,667	1	,017

Quando il modello di regressione logistica include la protezione ambientale, il risultato è una intensificazione della significatività statistica di NND1/NNDX (Tab. 8), apportando un miglioramento delle percentuali di correttezza di previsione dello stato di occupazione, che passa dal 73,2% dei casi per il modello senza protezione al 78,6% per quello con la protezione (Tab. 9).

Tab. 8. Parametri del modello di regressione logistica/ *Parameters of the logistic regression model.*

Variabili nell'equazione		B	S.E.	Wald	gl	Sign.	Exp(B)	95% C.I. per EXP(B)	
								Inferiore	Superiore
Fase 1 ^a	NND1/NNDX	2,091	,674	9,630	1	,002	8,093	2,160	30,318
	Costante	- 1,731	,654	7,014	1	,008	,177		
Fase 2 ^b	protezione	1,682	,764	4,846	1	,028	5,376	1,203	24,035
	NND1/NNDX	2,509	,764	10,796	1	,001	12,296	2,752	54,929
	Costante	- 2,640	,833	10,050	1	,002	,071		

a. Variabili inserite nella fase 1: NND1/NNDX.

b. Variabili inserite nella fase 2: protezione.

Tab. 9. Percentuali di correttezza di previsione del modello di regressione logistica.
Prediction correctness percentages of the logistic regression model.

Tabella di classificazione ^a					
	Osservato		Previsto		
			Stato		Percentuale di correttezza
			vacante	occupato	
Fase 1	Stato	vacante	18	5	78,3
		occupato	10	23	69,7
	Percentuale globale				73,2
Fase 2	Stato	vacante	18	5	78,3
		occupato	7	26	78,8
	Percentuale globale				78,6

a. Il valore di divisione è 0,500

Nel 2020 i territori occupati in aree protette sono risultati cinque, tutti con NND1/NNDX inferiore ad 1, mentre dei rimanenti, sei presentano NND1/NNDX maggiore di 1: (Tab. 10): χ^2 (dopo la correzione Yates) vale 4,27, $p=0,0387$.

Tab. 10. Impatto della protezione ambientale su IAH sui territori con coppie stabili nel 2020/
Impact of habitat protection over IAH for sites stably occupied in 2020.

Occupati 2020	Territori protetti	Territori non protetti	tot.
NND1>NNDX	0	6	6
NND1<NNDX	5	2	7
Tot.	5	8	13

Il modello logistico di Tab. 8 applicato ai territori esaminati nel 2020, rimanda lo stato di Tab. 11.

DISCUSSIONE

La protezione, nazionale o regionale, accordata ad un territorio idoneo alla nidificazione dell'Aquila reale nel Lazio, non ne garantisce, da sola, l'occupazione (Tab. 7). Delle sette nuove o rinnovate colonizzazioni solamente due sono avvenute in un territorio protetto (Tab. 5). Per contro, quattro colonizzazioni presentavano un valore di NND1/NNDX superiore ad uno, il territorio più vicino era un territorio vacante. Per le rimanenti tre, con NND1/NNDX inferiore ad uno, il concetto di competizione sul territorio risulta di difficile applicazione, essendo all'epoca dell'insediamento (ed in

Tab. 11. Confronto tra stato del territorio previsto dal modello logistico e stato verificato sul campo nel 2020: 1 territorio occupato, 0 territorio vacante.

Comparison between status of the site expected by the logistic model and status observed in the field in 2020. 1 means occupied site, 0 vacant site.

#	Territorio	Stato modello	Stato vero
1	M. Cornacchia	1	1
2	Gorzano	1	1
3	Lepini	0	1
4	M. Cairo	0	1
5	Carseolani	1	1
6	M. Pozzoni	1	1
7	Cicolano	1	1
8	Duchessa	0	0
9	Giano	0	0
10	Meta	1	1
11	Catabio	0	0
12	Lucretili	1	1
13	Reatini Ovest	1	1
14	Ernici	1	1
15	Reatini EST	1	1
16	Simbruini	1	1
17	Valle Ravara	0	0
18	Boragine	0	0

parte anche oggi) territori isolati (Lepini) o semi isolati (M. Cairo e Carseolani), vedi distanze dai primi vicini in Figura 1. Il modello logistico basato su protezione e rapporto $NND1/NNDX$ applicato ai valori misurati sui 18 territori esaminati nel 2020 non prevede correttamente infatti solamente lo stato di due territori, M. Cairo e Lepini, sui quali non è presente nessuna protezione ambientale, ma prevede correttamente lo stato dei Carseolani, perché oggetto di protezione (Tab. 11).

L'importanza del rapporto $NND1/NNDX$ come miglior previsore dello stato di occupazione di un territorio è confermato dalle analisi statistiche, in quanto in grado di discriminare i siti occupati da quelli vacanti (Tabb. 7, 8, 9). Si potrebbe ipotizzare che la specie, in risposta alla inferiore qualità di un territorio, lo possa comunque colonizzare quando questo abbia un territorio limitrofo vacante. Ciò garantirebbe alla coppia di «sfruttarne» le praterie riducendo comunque l'impegno in competizioni territoriali con altre coppie, fenomeno questo che presenta similitudini all'inglobamento di territori vacanti osservato in Scozia (WHITFIELD *et al.*, 2006). Sembrerebbe quindi che un rapporto $NND1/NNDX$ maggiore di 1 (Tab. 10), possa misurare la necessità di ampliare l'area di rispetto fra coppie limitrofe quando la qualità del ter-

ritorio a disposizione è non ottimale. In questo caso la selezione del territorio di nidificazione vedrebbe un ruolo non marginale di IAH. La sequenza temporale delle colonizzazioni osservate nel Lazio sembrerebbe confermare questa ipotesi (Tab. 5).

Il rapporto $NND1/NNDX$, nei casi applicabili, rappresenterebbe un indice di rispetto, IR. I valori di produttività osservati per le coppie di nuovo o rinnovato insediamento meno recenti, sembrerebbero suggerire che IAH possa subire l'influsso dinamico di HHH: per la coppia del M. Gorzano la produttività è rimasta sostanzialmente elevata anche quando IR nel tempo è crollato (Tab. 6), indicazione che nei territori protetti e ben gestiti, la qualità dell'habitat molto elevata permetterebbe alla specie di accettare potenziali conflitti con le coppie vicine senza costi energetici eccessivi che impattino sul ciclo riproduttivo. A conferma del possibile legame fra IAH e HHH nelle popolazioni a bassa densità, la produttività delle tre coppie isolate (Lepini, M. Cairo e Carseolani), tutte con ridotta competizione territoriale (IR non attivo) è rimasta elevata e costante. Per contro, un valore elevato di IR potrebbe indicare un habitat qualitativamente inferiore: la coppia di M. Cornacchia ha fatto registrare una produttività bassa anche all'insediamento (CHIAVETTA, 1995), quando era circondata da ben tre territori vacanti (oggi sono due). Negli anni questa coppia, per rispondere alla qualità dell'habitat non ottimale, avrebbe inglobato il primo vicino vacante, all'interno del quale alcune testimonianze indipendenti raccolte hanno indicato almeno una nidificazione a metà anni '90, possibile esempio di nidificazione in territori alternati (DUNKER, 2021).

Generalizzando sulla base dei risultati esaminati, si potrebbe ipotizzare che un territorio con qualità trofica elevata (come è lecito attendersi in un'area protetta), nel quale la competizione territoriale sia nulla o scarsa, questo dovrebbe risultare occupato e la sua produttività dovrebbe essere in linea con le aspettative, cioè elevata. Quindi, quando un territorio isolato e sottoposto da lungo tempo a protezione, come quello dei M. Aurunci non viene colonizzato, pur con osservazioni ripetute di individui che lo sorvolano (CORSETTI & MAROZZA, 2022), si è tenuti ad ipotizzare che le condizioni trofiche per l'insediamento non siano ancora raggiunte. La gestione oculata di un territorio, anche se non protetto (BONANNI *et al.*, 2013), potrebbe aver permesso infatti l'insediamento delle coppie di M. Cairo e molto recentemente nel Cicolano. I territori non sono infatti soggetti a protezione, ma la caccia è controllata per la presenza di circa 30 Km² in ciascuno dei due di Zone di Ripopolamento e Cattura e di Aziende Faunistico-Venatorie. Questo approccio potrebbe essere quello applicabile, per esempio, al sito vacante di M. Giano, che presenta un $NND1/NNDX$ sfavorevole e densità di lepre minima

(ADRIANI *et al.*, 2012): il modello (Tab. 8) ne prevederebbe l'occupazione se il territorio fosse oggetto di protezione. Analoghi risultati positivi sono previsti dal modello per i due siti vacanti del reatino di recente scoperta, anch'essi quindi limitati dalla qualità non ottimale, piuttosto che dalla competizione territoriale (IR qui è sfavorevole). Per ultimo il caso, complesso, del territorio vacante della Duchessa, Riserva Naturale Regionale dal 1990. Il modello previsionale prevede correttamente lo stato di vacanza (Tab. 11), presumibilmente tale dalla fine degli anni '70. In questo territorio si osserva spesso la coppia territoriale che nidifica a circa 8km, e ciò fa ipotizzare che la Duchessa possa essere inglobata in quel territorio, con l'effetto di risultare di fatto non contendibile (WHITFIELD *et al.* 2006), e presumibilmente declassata ad un uso da parte dell'Aquila reale come area di stazionamento temporaneo (CARO *et al.*, 2011), piuttosto che come sito potenzialmente idoneo alla nidificazione (Potentially Suitable Breeding Site – PSBS, LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2007).

Ringraziamenti. Un fraterno e profondo ringraziamento va a Luigi Corsetti, organizzatore del convegno “Gli uccelli rapaci nel Lazio: status, distribuzione, ecologia e conservazione”, tenutosi a Colferro (Roma) il 30 ottobre 2021, nel quale fu presentato il materiale alla base di questo articolo. Ringrazio inoltre Mauro Magrini per gli spunti critici, Carlo Artese e Gianluca Damiani per lo stato e la produttività di alcune coppie laziali. Infine un sincero e doveroso ringraziamento all'anonimo revisore del testo.

BIBLIOGRAFIA

- ADRIANI S., BONANNI M., CARDONE A., CASCIANI G., MANGIACOTTI M., MAZZILLI A., MORELLI E., ROSATI V., RUGHETTI S., RUSCITTI V. & AMICI A., 2012. Status of the European Hare (*Lepus europaeus*) in the province of Rieti (Lazio, Italy): pre-reproductive data of 2011. *4th World Lagomorph Conference*, Vienna, Austria.
- ARTESE C., ALLAVENA S., BALIVA S., BERLONNI M., BORLENGHI F., CARFAGNINI M., CIRILLO M., DAMIANI G., DI BENEDETTO S., LALLI G., MORINI P., PELLEGRINI M., PINCHERA F. & RICCI F., 2017. Status of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Abruzzo. *Avocetta*, 41: 77-80.
- BONANNI M., RUSCITTI V. & ADRIANI S., 2013. Tutelare le aree di caccia dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* per proteggere la specie: il caso degli altopiani del Cicolano (Rieti, Italia). In: Mezzavilla F. & Scarton F. (a cura di), 2013. Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi. *Quaderni Faunistici* 3: 87-90.
- BORGO A., 2015. Monitoraggio Aquila reale risultati 2014. *Parco Naturale Dolomiti Friulane*, aprile 2015.
- BORGO A., 2016. Monitoraggio Aquila reale risultati 2016. *Parco Naturale Dolomiti Friulane*, novembre 2016.
- BORGO A. & GENERO F., 2017. Status of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in the region of Friuli Venezia Giulia. *Avocetta*, 41: 59-62.
- BORLENGHI F., 1992. Riproduzione di tre coppie di aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nell'Appennino centrale, in confronto con alcuni fattori antropici e di disturbo. *Riv. ital. Orn.*, 62 (1-2): 29-34.
- BORLENGHI F., 2005. Productivity of the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, in central Apennines over 21 years. *Riv. ital. Orn.*, 75 (1): 17-22.
- BORLENGHI F., 2012. Aquila reale *Aquila chrysaetos*. In: Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M., Ana-

- lisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. *Quaderni Natura e Biodiversità* 2/2012 ISPRA: 80-87.
- BORLENGHI F., 2015. L'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) nell'Appennino laziale. Situazione aggiornata al 2015. *Agenzia Regionale Parchi*, Regione Lazio.
- BORLENGHI F., 2017. The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in the Apennines of the Lazio region (Central Italy): updates on its status. *Avocetta*, 41: 73-75.
- BORLENGHI F. & CORSETTI L., 1996. L'aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Lazio meridionale (Italia Centrale): status, protezione e conservazione. *Alula*, 3 (1-2): 37-47.
- BORLENGHI F. & CORSETTI L., 2002. Densità e fattori limitanti dell'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nell'Appennino Centrale. *Riv. ital. Orn.*, 72 (1):19-26
- BORLENGHI F., CIANCONI M. & RANAZZI L., 2014. Evoluzione trentennale, status e parametri riproduttivi delle coppie di Aquila reale *Aquila chrysaetos* nell'Appennino laziale (Italia Centrale). *Alula*, 21 (1-2): 3-16.
- BORLENGHI F., CIANCONI M.M. & SORACE A., 2022. Il disturbo antropico come fattore limitante per la riproduzione dell'aquila reale (*Aquila chrysaetos*). Pp. 25-37 in: Corsetti L., Brunelli M. & Borlenghi F. (a cura di), *Gli Uccelli rapaci nel Lazio – status, distribuzione, ecologia e conservazione*. Ed. *Belvedere*, Latina, 112 pp.
- CARO J.S., ONTIVEROS D., PIZARRO M. & PLEGUEZUELOS J.M., 2011. Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden Eagles. *Bird Conserv. Int.*, 21: 59–71.
- CHAMBERT T., IMBERDIS L., COULOUMY C., BONET R. & BESNARD A., 2020. Density dependence in Golden Eagle *Aquila chrysaetos* fecundity better explained by individual adjustment than territory heterogeneity. *Ibis*, 162 (4): 1312-1323.
- CHIAVETTA M., 1995. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco Nazionale d'Abruzzo. *Avocetta*, 19: 114.
- CORSETTI L., FUSACCHIA P., MAROZZA L. & PROIETTI M., 2011. I rapaci diurni (*Falconiformes*) dei Monti Lepini (Lazio meridionale). *Alula*, 18: 33-46.
- CORSETTI L. & MAROZZA L., 2022. Gli uccelli rapaci rupicoli del Lazio meridionale: aggiornamenti sullo status. Pp. 49-59 in: Corsetti L., Brunelli M. & Borlenghi F. (a cura di), *Gli Uccelli rapaci nel Lazio – status, distribuzione, ecologia e conservazione*. Ed. *Belvedere*, Latina, 112 pp.
- DI CARLO E.A., 1980. Indagine preliminare sulla presenza passata ed attuale dell'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, sugli Appennini. *Uccelli Italia*, 5: 263-283.
- DUNKER H., 2021. Use of two distant nesting areas as a breeding strategy of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Valdres, southeast Norway. *Ornis norvegica*, 44: 12–18
- FASCE P. & FASCE L., 2017. A comment about meeting's results. Pp. 93-95 in: Fasce P., Fasce L. & Gustin M. (eds.), *Avocetta*, 41 (2).
- FORCONI P., MAZZARANO A., DANCALI S. & DAMIANI G., 2023. Alimentazione dei nidiacei di Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) in Appennino Centrale. *Alula* in stampa.
- KOCHERT M. N., STEENHOF K., CARPENTER L. B. & MARZLUFF J. M., 1999. Effects of Fire on Golden Eagle Territory Occupancy and Reproductive Success. *J. Wildlife Manage.*, 63 (3): 773-780.
- LEGER D.W. & DIDRICHSONS I.A., 1994. An assessment of data pooling and some alternatives. *Animal Behaviour*, 48 (4): 823-832.
- LÓPEZ-LÓPEZ P., GARCÍA C., SOUTULLO A., CADAHÍA L. & URIOS V., 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Anim. Conserv.*, 10: 208-218.
- MAGRINI M., PERNA P., ANGELINI J., ARMENTANO L. & GAMBARO C., 2013. Andamento della popolazione di Aquila reale *Aquila chrysaetos* in un'area dell'Appennino Centrale tra il 1979 e il 2012. In: Mezzavilla F. & Scarton F. (a cura di), *Atti Secondo Conv. ital. Rapaci Diurni e Notturmi*. *Quaderni Faunistici*, 3.

- MAZZARANO A., 2022. Territorial pairs, temporary settlement areas and potentially suitable breeding sites for Golden eagle *Aquila chrysaetos* in the Ernici-Simbruini complex (Central Apennine, Italy): preliminary results. *Naturalista sicil.*, 46 (2): 81-92.
- PEDRINI P. & SERGIO F., 2001. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study*, 48 (2):194-199.
- PELOROSSO R., BOCCIA L. & AMICI A., 2008. Simulating Brown Hare (*Lepus europaeus* Pallas) dispersion: a tool for wildlife management of wide areas. *Ital. J. Anim. Sci.*, 7 (3): 335-350.
- RUIU D., 2017. Status of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* nesting pairs in Sardinia. *Avocetta*, 41: 89-91.
- SPINELLI I., 2009. Stima della densità relativa e selezione delle tipologie vegetazionali nella Lepre italiana (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898) nel Lazio. Tesi di Laurea Magistrale, *Università Sapienza*, Roma.
- SPINETTI M., 1997. Fauna del Parco Regionale Sirente-Velino. *ParcoNatura 2*. Parco Regionale Sirente-Velino, 112 pp.
- WATSON A., RAE S. & PAYNE S., 2012. Mirrored sequences of colonisation and abandonment by pairs of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ornis fennica*, 89: 229–232.
- WHITFIELD D.P., FIELDING A.H., MCLEOD D.R.A., HAWORTH P.F. & WATSON J., 2006. A conservation framework for the golden eagle in Scotland: Refining condition targets and assessment of constraint influences. *Biol. Conserv.*, 130: 465–480.
- ZOCCHI A., 1992. Dinamica della popolazione di Aquila reale nell'Appennino Centrale nel periodo 1982-1991. *Alula*, 1 (1-2): 5-10.

Indirizzo dell'autore. A. MAZZARANO, via Ugo La Malfa, 5b - 00045 Genzano di Roma (I); andrea.mazzarano@gmail.com

