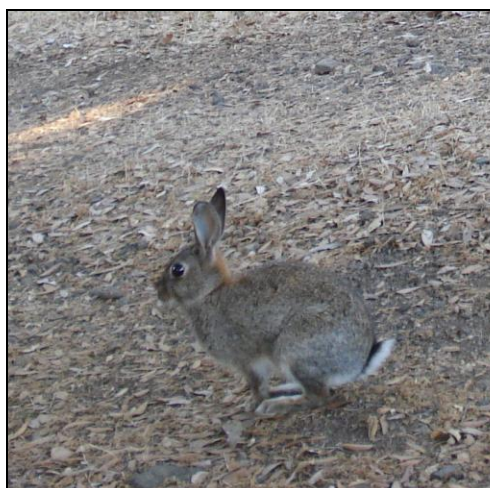
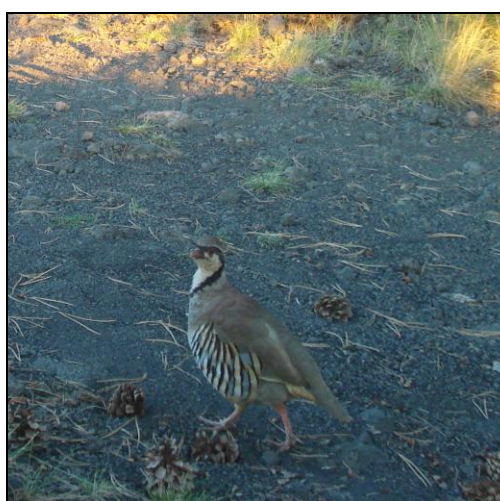


Indagine e monitoraggio per la conservazione della Coturnice di Sicilia, del Coniglio selvatico e del Gatto selvatico nell'area del Parco dell'Etna

RELAZIONE FINALE



Dr. Stefano Anile e Prof. Mario Lo Valvo

2019

Indagine e Monitoraggio per la conservazione della Coturnice di Sicilia, del Coniglio selvatico e del Gatto selvatico nell'area del Parco dell'Etna

Dr. Stefano Anile¹ e Prof. Mario Lo Valvo²

¹*Cooperative Wildlife Research Laboratory, Southern Illinois University, Carbondale, Illinois 62901, USA*

²*Laboratorio di Zoologia applicata, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche, Università di Palermo 90123, Italia*

Relazione finale

Gennaio 2019

Indice

1 Coturnice di Sicilia	pag. 4
1.1 Introduzione	pag. 4
1.2 Materiali e Metodi	pag. 5
1.2.1 <i>Play-back</i>	pag. 5
1.2.2 <i>Distance Sampling 2015-2016</i>	pag. 7
1.2.3 <i>Camera-trapping 2015-2016</i>	pag. 7
1.3 Risultati	pag. 9
1.3.1 <i>Play-back</i>	pag. 9
1.3.2 <i>Stima della densità</i>	pag. 9
1.3.3 <i>Distance Sampling 2015-2016</i>	pag. 11
1.3.4 <i>Camera-trapping 2015-2016</i>	pag. 13
1.4 Analisi dei dati	pag. 14
1.4.1 Accorpamento dei dati	pag. 14
1.4.2 Analisi delle preferenze ambientali	pag. 17
1.5 Data modelling	pag. 18
1.6 Conclusioni	pag. 20
2. Gatto selvatico	pag. 22
2.1 Introduzione	pag. 22
2.2 Materiali e Metodi	pag. 25
2.3 Risultati	pag. 25
2.4 Comparazione monitoraggio 2015-2016 vs 2018	pag. 28
2.5 Ricattura di un gatto selvatico dopo 9 anni	pag. 31
2.6 Ritrovamento di due gatti selvatici investiti	pag. 33
2.7 Conclusioni	pag. 35
3. Coniglio selvatico	pag. 36
3.1 Introduzione	pag. 36
3.2 Materiali e Metodi	pag. 39
3.3 Risultati	pag. 40
3.4 Conclusioni	pag. 41
4. Ringraziamenti	pag. 42
5. Bibliografia	pag. 43
6. Appendice fotografica	pag. 47
3.1 Gatto selvatico	pag. 47
3.2 Coniglio selvatico	pag. 51

1. Coturnice di Sicilia

1.1 Introduzione

Il presente lavoro di ricerca nasce dall'esigenza di una maggiore conoscenza dell'ecologia della Coturnice di Sicilia (*Alectoris graeca whitakeri*) nell'area del Parco dell'Etna (Figura 1.1). La Coturnice di Sicilia è inserita in allegato I nella Direttiva 2009/147/CR Uccelli (insieme a tutte le altre sottospecie) (Trocchi et al. 2016) e richiede quindi particolari misure di conservazione per garantirne la sopravvivenza a lungo termine (Lo Valvo et al. 2013a). Le principali minacce per la specie sono la scomparsa di un'agricoltura tradizionale a favore di una su vasta scala e industrializzata, con il conseguente e progressivo abbandono delle campagne, insieme all'uso indiscriminato di pesticidi e uccisioni illegali (Lo Valvo et al. 2013b; Trocchi et al. 2016).



Figura 1.1: Foto di Coturnice di Sicilia ottenuta nel Parco dell'Etna nel 2018 tramite camera-trapping

La Coturnice di Sicilia è specie cacciabile ai sensi della Legge n. 157/1992, art. 18, ma la sua caccia è stata sospesa a livello regionale (seppur con qualche successiva deroga in alcune province) dall'annata 2003-2004 (Scalisi e Gugliemi 2005).

Gli studi scientifici condotti finora su questa sottospecie sono stati mirati a stimarne la densità (Lo Valvo et al. 2013b), la distribuzione (Amico 2005) e l'identità genetica (Randi et al. 2003). Lo scopo principale del presente studio scientifico è stato invece approfondire le conoscenze circa le esigenze ecologiche della specie con il fine ultimo di stimare la dimensione della popolazione presente all'interno dell'area protetta e di ottenere una mappa spazialmente esplicita che indicasse la probabilità di presenza della specie per unità di riferimento. Questo strumento consentirà quindi al Parco dell'Etna di poter pianificare e gestire eventuali interventi all'interno del territorio tenendo in considerazione quali zone risultano più vocate per la presenza della Coturnice di Sicilia.

Per ottenere questo risultato si è ricorsi all'uso di 3 principali metodi di rilevamento della specie sul campo:

- 1) Censimenti al play-back specie-specifici condotti durante la primavera del 2018;
- 2) Avvistamenti raccolti in modo standardizzato (*distance sampling*) tramite transetti nel 2015-2016;
- 3) Foto catture ottenute tramite camera-trapping nel 2015-2016.

1.2 Materiali e Metodi

1.2.1 Play-back

I censimenti al play-back sono stati condotti dal 11-4-2018 al 18-5-2018 durante un periodo di 37 giorni e nelle ore comprese tra le 04:00 e le 13:40 in 13 giornate di lavoro (Figura 1.2). Compatibilmente con la logistica, si è sempre cercato di iniziare i censimenti poco prima dell'alba. E' stato utilizzato uno speaker JBL con una potenza nominale di 2 x 20 (W). Sono state condotte 4 emissioni per stazione (una per ogni direzione cardinale: Nord, Sud, Est, Ovest) della durata di 1 minuto intervallate da 1 minuto di pausa per consentire l'ascolto dell'eventuale risposta.

In totale sono state identificate 190 stazioni di play-back (Figura 1.3).



Figura 1.2: Censimento al play-back per la Coturnice di Sicilia nel Parco dell'Etna nel 2018

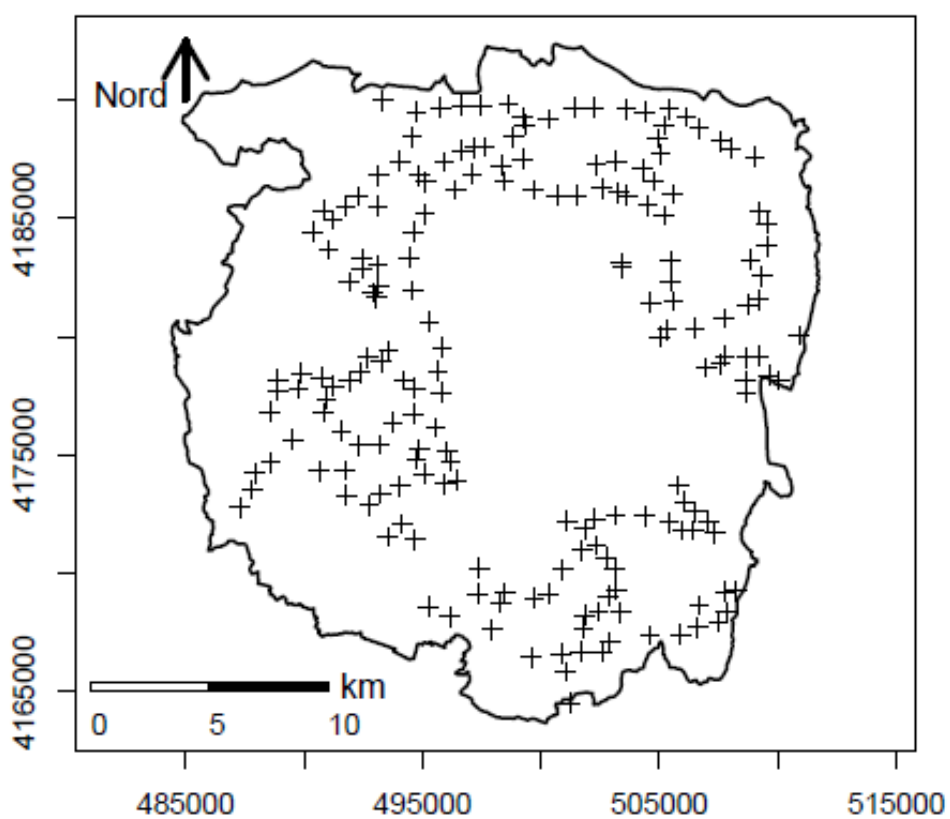


Figura 1.3: Distribuzione delle stazioni di play-back (n=190) nel Parco dell'Etna

1.2.2 Distance Sampling 2015-2016

Sono stati percorsi 97 transetti (Figura 1.4) dal 07-07-2015 al 03-12-2015 e dal 01-04-2016 al 29-07-2016. I transetti sono stati percorsi a partire dalle prime ore del mattino (05:00) fin circa mezzogiorno (13:35) e ripetuti per 4 volte con una cadenza settimanale.

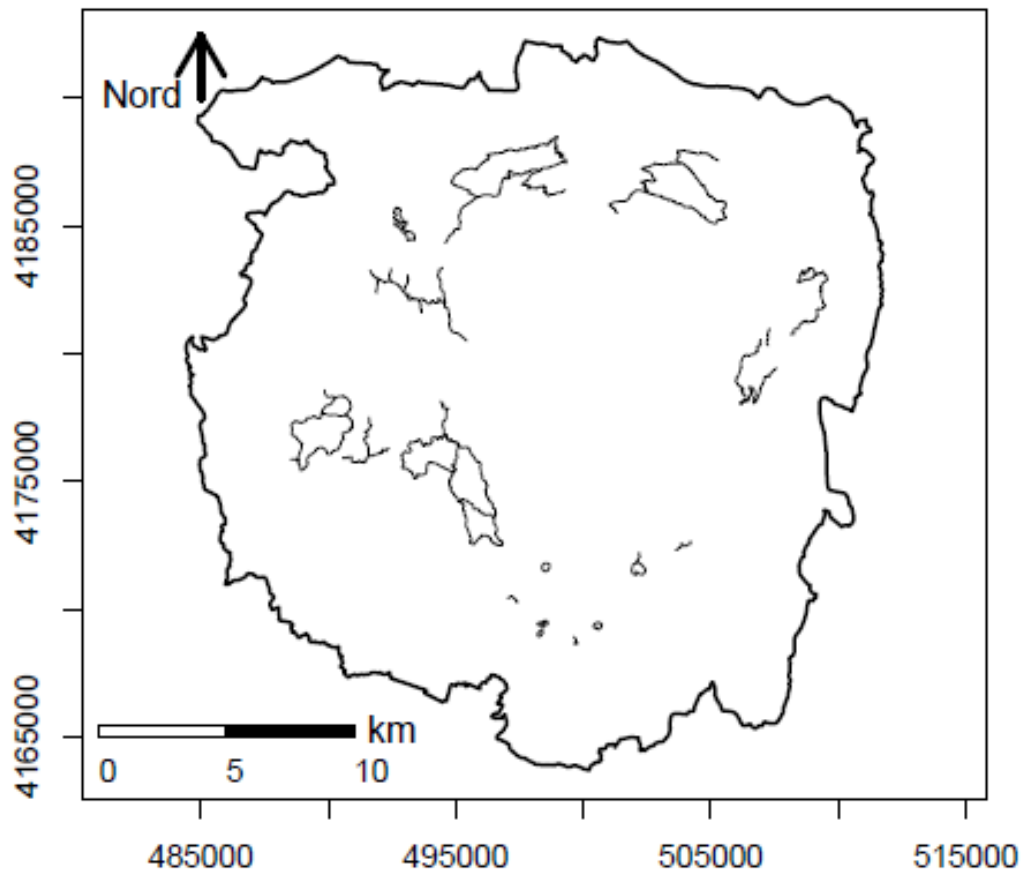


Figura 1.4: Distribuzione dei transetti percorsi ($n=97$) nel Parco dell'Etna

1.2.3 Camera-trapping 2015-2016

Il camera-trapping è stato condotto dal 02-07-2015 al 22-12-2015 (3 griglie con 15 trappole fotografiche ed 1 con 12 trappole fotografiche) e dal 01-04-2016 al 01-07-2016 (2 griglie con 12 trappole fotografiche e 1 griglia con 10 trappole fotografiche) (Figura 1.5 e 1.6) con lo scopo di monitorare la locale popolazione di gatto selvatico *Felis silvestris silvestris*.



Figura 1.5: Foto di una delle stazioni di camera-trapping dislocate nel Parco dell'Etna nel 2015-2016

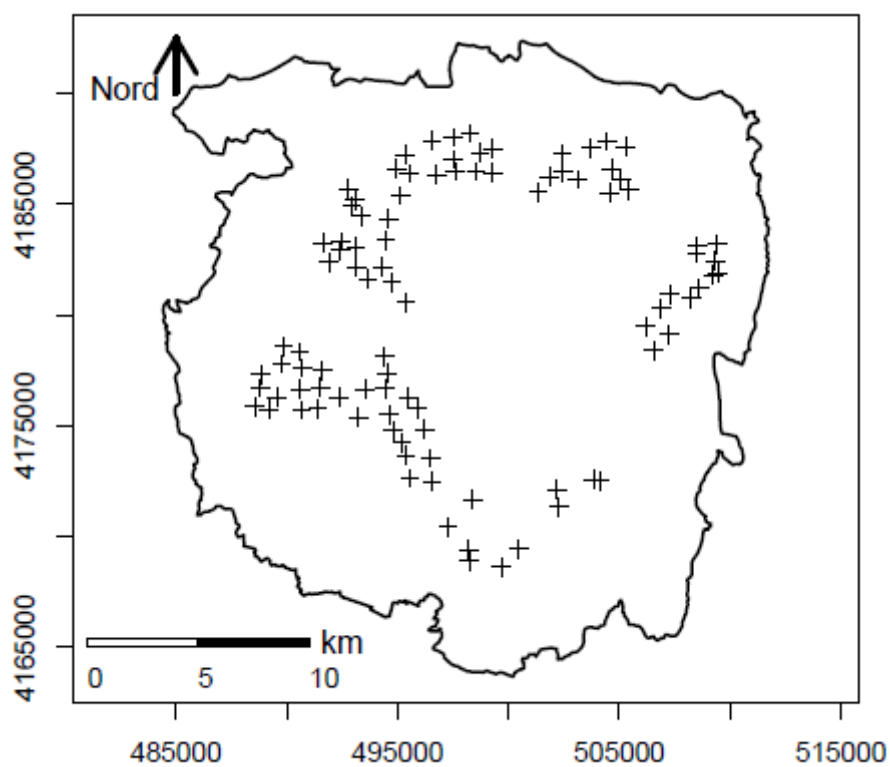


Figura 1.6: Distribuzione delle trappole fotografiche ($n=91$) nel Parco dell'Etna

1.3 Risultati

1.3.1 Play-back

Sono state monitorate in tutto 190 stazioni distribuite nel seguente modo secondo i versanti:

	Versante	Numero di Stazioni
1	NORD-EST	52
2	NORD-OVEST	44
3	SUD-EST	38
4	SUD-OVEST	56

Tabella 1.1: Distribuzione delle stazioni di play-back per la Coturnice di Sicilia monitorate nel Parco dell'Etna nel 2018

La distanza tra stazioni è stata di 2308.58 - 19.15 (SE) m (range = 1805.1 {3021.44) ad un'altitudine media di 1270,83 - 21,32 m s.l.m (range = 638 -1905). Sono state ottenute in tutto 24 risposte così distribuite:

	Versante	Numero di Stazioni
1	NORD-EST	2
2	NORD-OVEST	7
3	SUD-EST	11
4	SUD-OVEST	4

Tabella 1.2: Distribuzione delle stazioni di play-back positive per la Coturnice di Sicilia monitorate nel Parco dell'Etna nel 2018

Le risposte sono state ottenute dal 11-4-2018 al 18-05-2018 (quindi dal primo all'ultimo giorno di monitoraggio) e nelle ore comprese tra le 04:03 e le 12:00. Il range altitudinale delle risposte è stato uguale a 871-1.873 m s.l.m.. Le risposte multiple sono state 4; in 1 caso sono state ascoltate 3 risposte contemporanee (stazione SE05 in data 14/05/2018 e ora 4:45) e nei restanti 3 casi sono state ascoltate 2 risposte contemporanee. Inoltre in 4 casi è stato possibile avvistare il maschio cantore tra cui anche un coppia (stazione SO07 in data 11/04/2018 e ora 7:55). Infine, in 2 casi (stazione SO10 e NO26) è stato possibile ascoltare il canto della Coturnice (per la stazione SO10 i maschi cantori erano 2) senza dover ricorrere all'emissione del play-back. Assumendo quindi che per ogni maschio cantore è associata una femmina (Lo Valvo et al. 2013b) sono state conteggiate in tutto 29 coppie.

1.3.2 Stima della densità

Sulla base dei risultati ottenuti, abbiamo proceduto alla stima delle densità minima di coppie di Coturnice di Sicilia presenti all'interno del Parco dell'Etna. Specificamente, seguendo il lavoro di Lo Valvo et al. (2013b), abbiamo ipotizzato che l'emissione tramite play-back

coprisse un raggio di 250 m. Questo valore è leggermente inferiore rispetto a quanto riportato nel lavoro citato (300 m) poichè le diverse condizioni orografiche dell'Etna (rispetto all'area della Riserva dello Zingaro) non sempre offrono ampi spazi dove il suono può propagarsi senza incontrare ostacoli. Abbiamo quindi proceduto alla stima dell'area monitorata tramite il play-back (effettuando la dissolvenza per quelle stazioni poste a una distanza inferiore ai 250 m) che è risultata essere di 36,2 km². Ne consegue quindi che la densità minima di coppie di Coturnice di Sicilia per il Parco dell'Etna nel 2018 risulta essere di 0,79 per km².

Nel lavoro di Amico 2005, condotto dal 2003-2005, la densità media di individui all'interno del Parco dell'Etna è risultata essere di 1,93 per km². Moltiplicando per due il valore (in coppie) da noi stimato si ottiene una densità di individui uguale a 1,58 per km²; dal raffronto tra i due studi emerge quindi un trend negativo di circa il 19% nell'arco temporale di 13 anni.

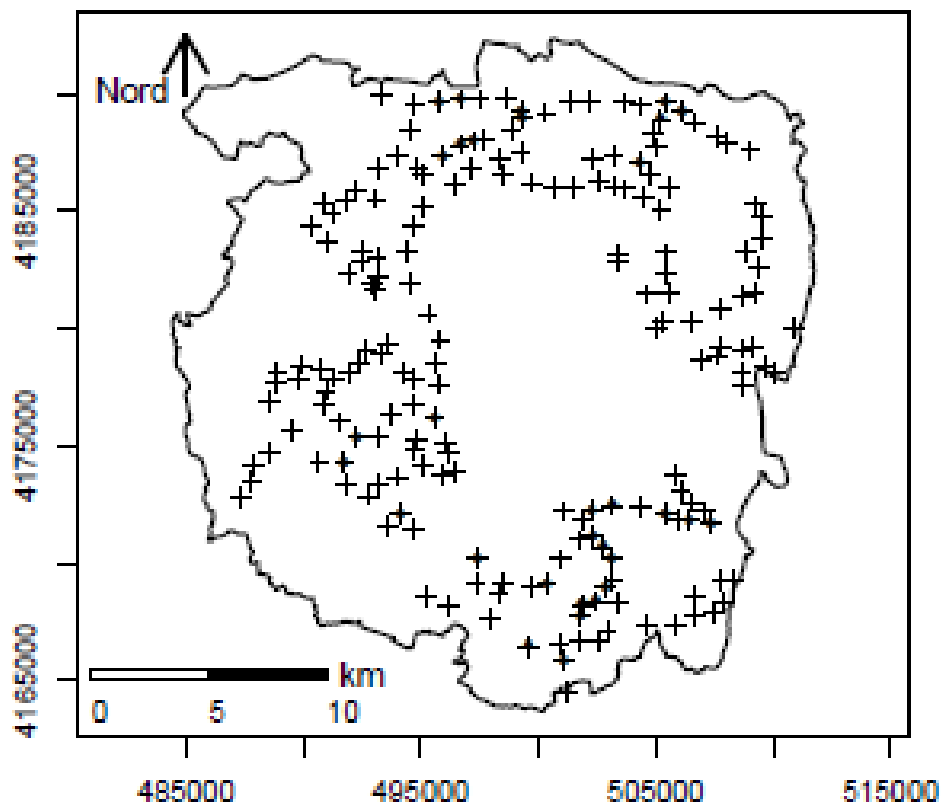


Figura 1.7: Distribuzione delle stazioni di play-back (n=190●. = positive; + = negative) nel Parco dell'Etna.

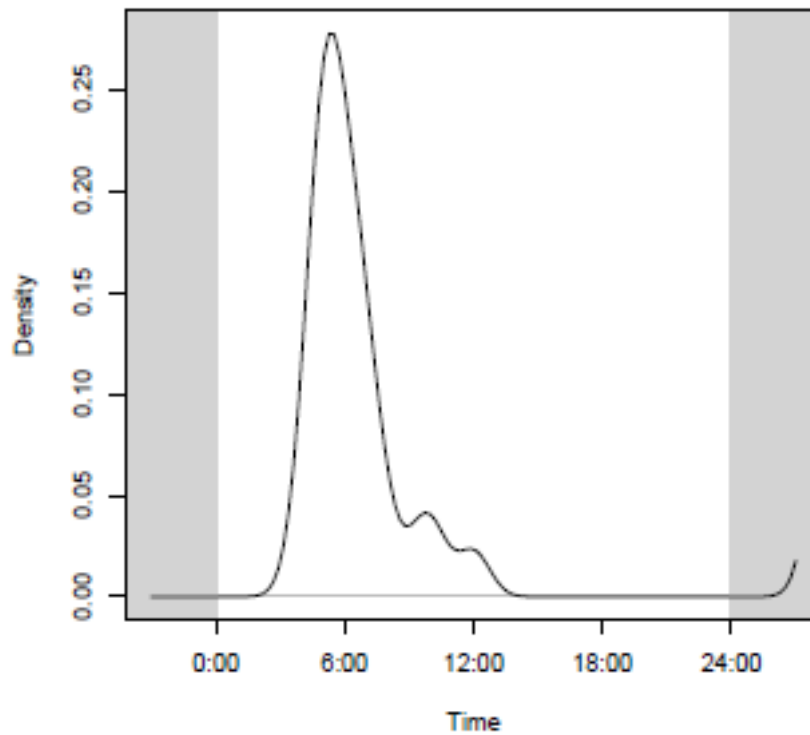


Figura 1.8: Distribuzione temporale delle risposte di Coturnice (n=24)

1.3.3 Distance Sampling 2015-2016

In totale sono stati percorsi 478.8 km con una media per transetto uguale a 1.23 ± 0.06 (SE) km e range 402-2.742 m in 71 giornate di lavoro complessive. In totale, gli avvistamenti durante i transetti sono stati 8 mentre quelli opportunistici documentati durante le attività di campo sono stati 12.

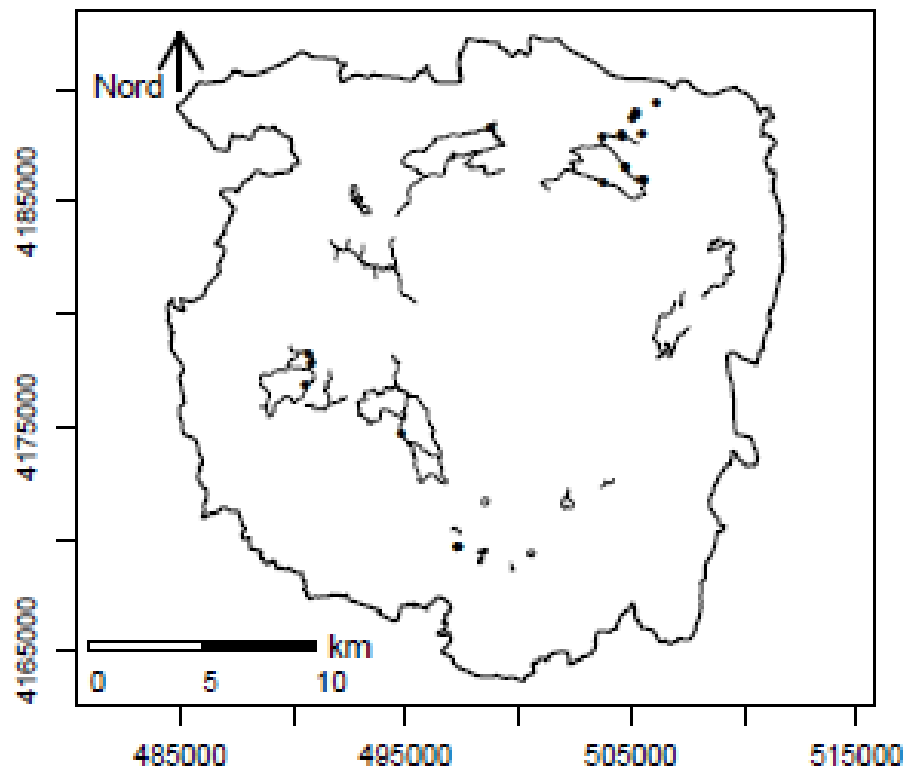


Figura 1.9: Distribuzione dei transetti percorsi ($n=97$) e degli avvistamenti di Coturnice di Sicilia (.=avvistamento) nel Parco dell'Etna

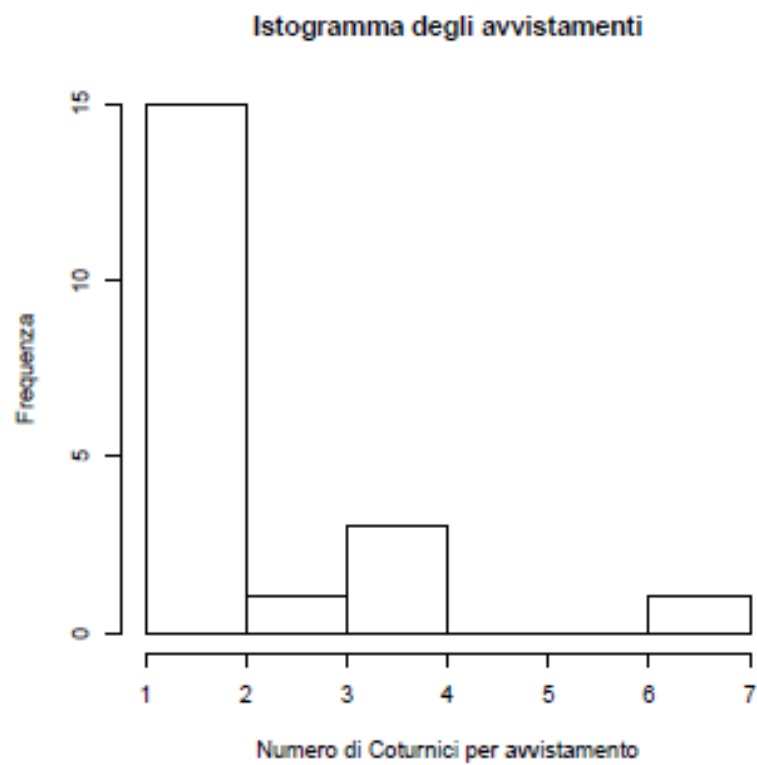


Figura 1.10: Distribuzione del numero di Coturnici per avvistamenti ottenuti durante il distance sampling

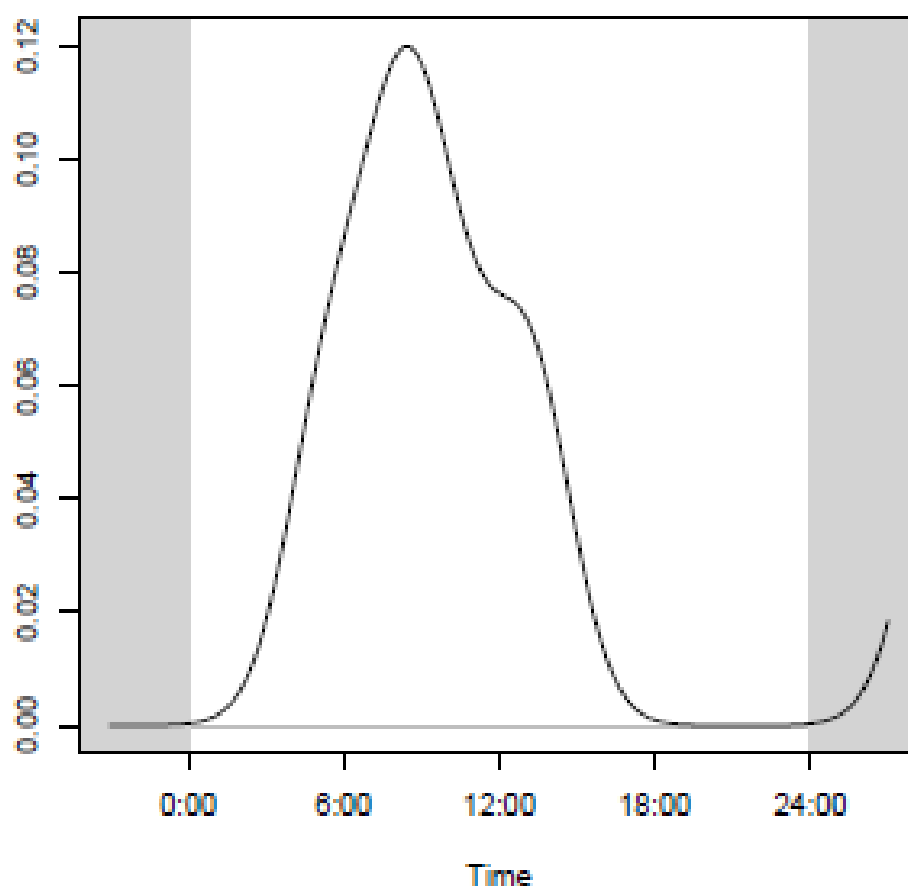


Figura 1.11: Distribuzione temporale degli avvistamenti di Coturnice (n=20)

1.3.4 Camera-trapping 2015-2016

Le griglie di trappole fotografiche hanno coperto un'area (somma dei Minimi Poligoni Convessi per ogni griglia) di 62,2 km². La distanza intermedia fra le trappole è stata di 759,9 m ± 24,5 (SE) (range = 273-1663) ad un'altitudine media di 1415 ± 24,5 m s.l.m. (SE) (range = 1075-1874). La media di giorni di funzionamento è stata 37,1 giorni ± 0,48 (SE) (range = 19-43). In totale sono state campionate 91 stazioni accumulando 3.377 giorni di campionamento. Sono state ottenute in tutto 6 foto, 3 provenienti da una sola fototrappola (2Q) e le rimanenti 3 da una fototrappola ciascuna.

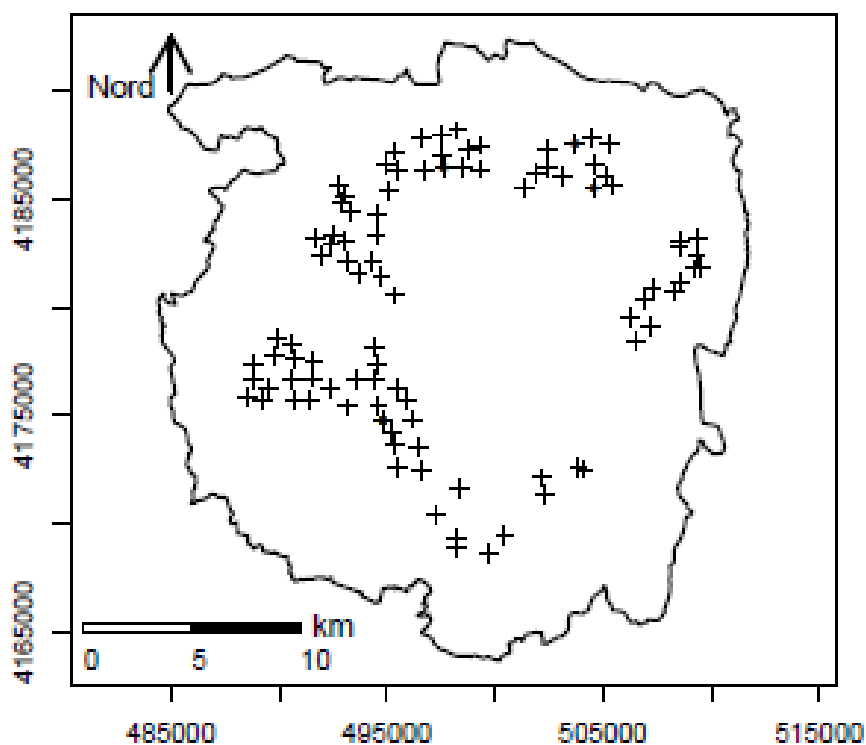


Figura 1.12: Distribuzione delle trappole fotogra_che (n=91; ● = positive; + = negative) nel Parco dell'Etna

1.4 Analisi dei dati

1.4.1 Accorpamento dei dati

Partendo sempre dall'assunto che l'emissione tramite play-back coprisse un raggio di 250 m, e che la distanza media fra le stazioni di play-back e gli avvistamenti è stata di 254.5, mentre la distanza media fra le stazioni di play-back e le trappole fotografiche è stata di 251.7, abbiamo proceduto all'accorpamento dei dati raccolti tramite le diverse metodologie e quindi attribuito alla stazione più vicina il dato di presenza ricavato dagli avvistamenti o dalle trappole fotografiche.

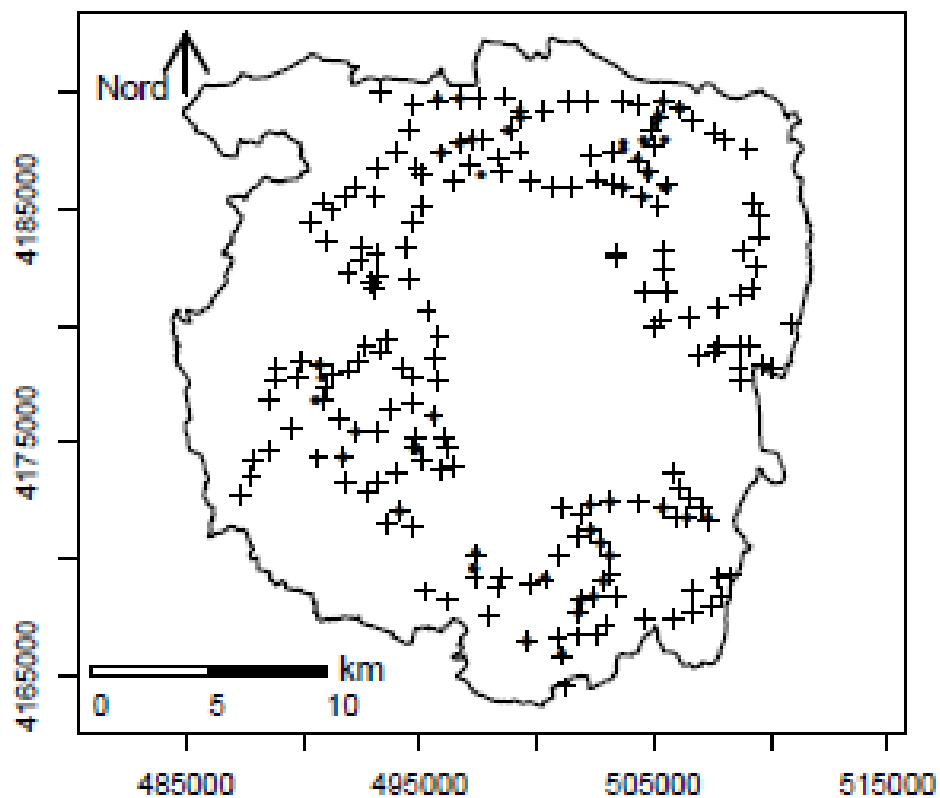


Figura 1.13: Distribuzione dei dati (n=45) pre-aggregamento raccolti per la Coturnice di Sicilia nel Parco dell'Etna

Alla fine del processo di accorpamento abbiamo quindi un totale di 45 stazioni positive, di cui 10 provenienti dal distance sampling 2015-2016, 4 provenienti dal camera-trapping 2015-2016, 7 provenienti dal distance sampling 2018 e 24 provenienti dal play-back del 2018.

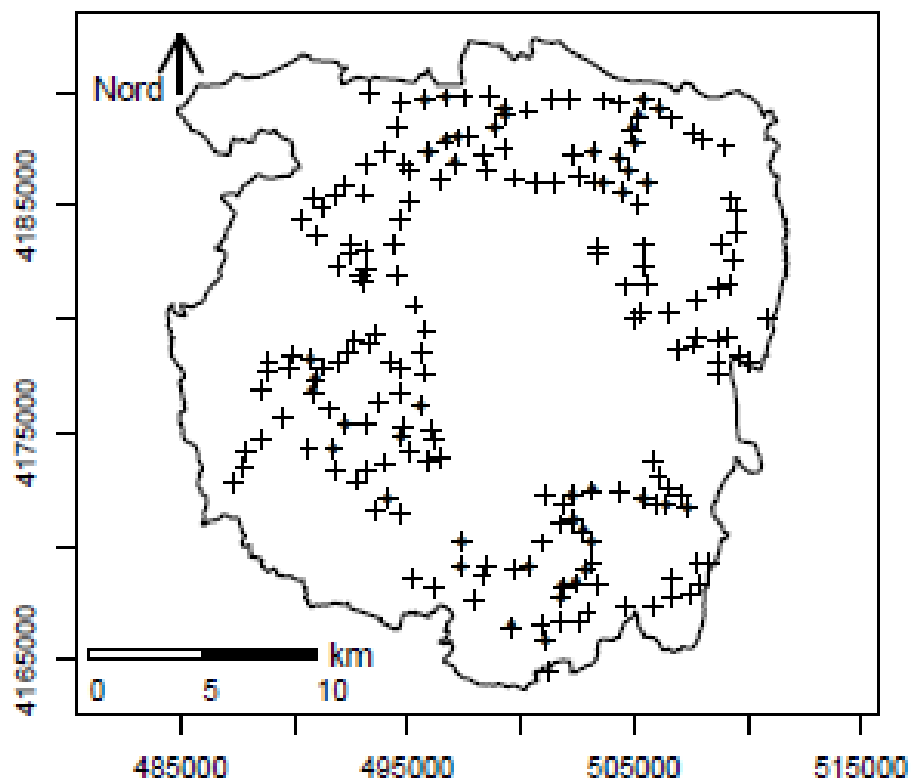


Figura 1.14: Distribuzione dei dati ($n=45$) post-aggregamento raccolti per la Coturnice di Sicilia nel Parco dell'Etna

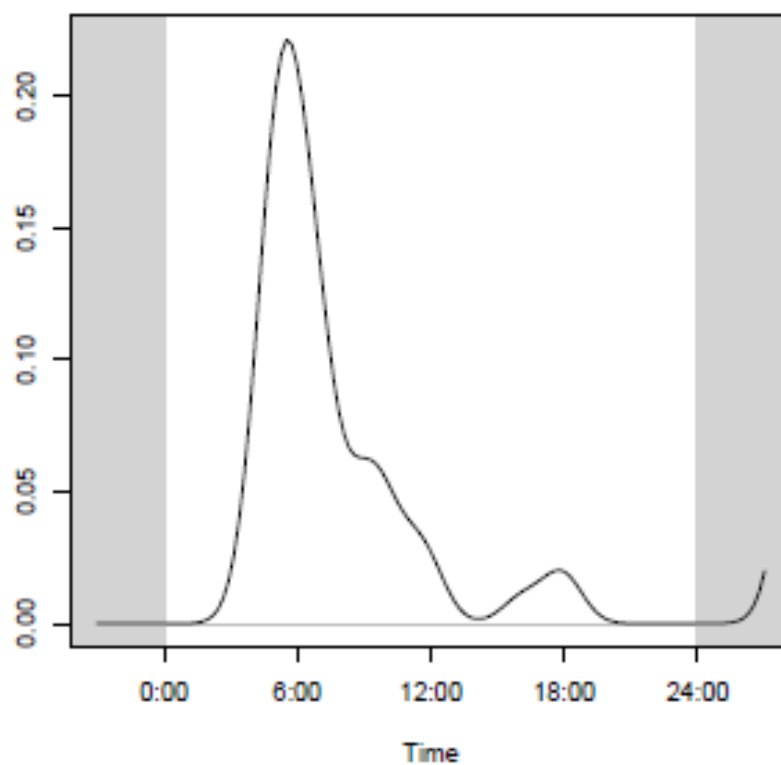


Figura 1.15: Distribuzione temporale d'insieme dei segni di presenza (risposta al canto, avvistamenti e camera-trapping) di Coturnice ($n=47$)

1.4.2 Analisi delle preferenze ambientali

Abbiamo quindi proceduto alla stima delle variabili ecologiche ritenute potenzialmente significative per la presenza della Coturnice di Sicilia, ipotizzando nuovamente un buffer di 250 m attorno ad ogni stazione di play-back. Specificatamente abbiamo usato la Carta della Natura della Regione Sicilia (creata nel 2008) con una risoluzione di 1 ettaro. La mappa è composta da 41 layer che abbiamo aggregato fra loro sulla base delle conoscenze attuali circa la biologia di questa specie ottenendo quindi 9 layer principali (Tabella 1.3), suddivisi a loro volta in 2 categorie principali sulla base della copertura vegetazionale (ambienti aperti/OPEN HABITAT vs ambienti chiusi/CLOSED HABITAT).

41.18 (Faggete)	LATIFOGLIE	CLOSED HABITAT	
41.732 (Quercete)			
41.9 (Castagneti)			
45.31A (Lecceete)			
41.7511 (Cerrete)			
41.B (Betulleti)			
83.325 (Altre piantagioni di Latifoglie)	CONIFERE		
42.65 (Pinete)			
83.31 (P.Conifere)			
83.231 (P.pioppo)			
83.322 (p.Eucaliptus)			
41.81 (Ostrya Carpinofila)			
31.8A (Rubus ulmifolius)	ARBUSTI	OPEN HABITAT	
32.215 (Macchia bassa a Calicotome)			
32.23 (Formazioni di Ampelodesmos mauritanicus)			
32.22 (Formazioni Euphorbia dendroides)			
31.77 (Arbusti spinosi)			
31.844 (Arbusteti appennici con Ginestra)			
31.845 (Formazioni a Ginestra)	GINESTRA		
34.6 (Steppe di alte erbe mediterranee)			
34.74 (Praterie montane)			PRATI
34.81 (Praterelli aridi)			
35.3 (Pratelli silicicoli)			
38.1 (Prati concimati e pascolati)			
66.2 (Ambienti sommitali)	SCIARA		
66.3 (Campi di lava)			
66.4 (Campi di lapilli e cenere)			
22.1 (acque dolci)	RIVER VEGETATION		
24.225 (Greti dei torrenti mediterranei)			
44.12 (Saliceti)			
44.61 (Foreste ripariali a pioppo)			
44.81 (Gallerie a tamerici e oleandri)			
82.3 (Colture estensive e sistemi agricoli complessi)			
83.11 (Oliveti)	AGRICULTURAL		
83.15 Frutteti)			
83.16 (Agrumeti)			
83.21 (Vigneti)			
85.1 (Grandi Parchi)			
86.1 (Centri Abitati)		HUMAN	
86.3 (Siti Industriali Attivi)			
86.41 (Cave)			

Tabella 1.3: Raggruppamenti Habitat vegetazionali

Per ridurre la collinearità fra le variabili considerate (requisito indispensabile per una corretta formulazione del modello), per tutte le variabili (ad esclusione dell'altitudine) è stata considerata la radice quadrata. Abbiamo scartato le variabili ritenute ininfluenti nelle nostre analisi, come l'area classificata umana (96% of NA;183 su 190) e quella relativa alla vegetazione ripariale (97% of NA;185 su 190).

1.5 Data modelling

Infine nel nostro modello di partenza abbiamo incluso le seguenti 9 variabili ritenute potenzialmente significative per la presenza della Coturnice di Sicilia per una determinata stazione di play-back.

1. ginestra
2. prati
3. sciara
4. agricola
5. arbusti
6. conifere
7. latifoglie
8. altitudine
9. nlinech: numero di zone ecotonali (habitat chiusi vs habitat aperti)

Dal nostro modello di partenza, solo 3 modelli risultano supportati equamente dai dati ($\Delta AIC < 2$) (Tabella 4).

	(Intercept)	areaag	areaar	areaco	areagi	areala	areapr	areasc	ele	nlinech	df	logLik	AICc	delta
331	-1.50256		0.00389		0.00413			0.00283		-0.72583	5.0	-89.99661	190.31932	0.00000
363	-1.75417		0.00419		0.00429		0.00164	0.00330		-0.69059	6.0	-89.65865	191.77632	1.45700
347	-1.59471		0.00417		0.00433	0.00075		0.00306		-0.80457	6.0	-89.91864	192.29631	1.97699
332	-1.60208	0.00057	0.00403		0.00428			0.00301		-0.71581	6.0	-89.95075	192.36052	2.04120
335	-1.48734		0.00388	-0.00033	0.00409			0.00282		-0.71180	6.0	-89.97817	192.41535	2.09603
459	-1.60408		0.00381		0.00415			0.00276	0.00009	-0.73220	6.0	-89.98854	192.43609	2.11677
267	-0.58567		0.00281		0.00233					-0.94541	4.0	-92.22776	192.67174	2.35242
329	-0.97639				0.00315			0.00203		-0.81233	4.0	-92.34000	192.89621	2.57689
75	-2.69218		0.00454		0.00589			0.00387			4.0	-92.54372	193.30365	2.98433
265	-0.37792				0.00196					-0.96620	3.0	-93.63212	193.39328	3.07396

Tabella 4: Risultati relativi all'analisi dei modelli di idoneità ambientale per la Coturnice di Sicilia nel Parco dell'Etna.

Abbiamo quindi proceduto alla stima dei parametri tramite un processo denominato *model averaging* in cui i parametri relativi alle singole variabili significative contenute in modelli equamente supportati vengono stimati (come riportato di seguito).

Call:

```
model.avg.default(object = tt1)
```

Component model call:

```
glm(formula = presence ~ <3 unique rhs>, family = binomial, data = data)
```

Component models:

	df	logLik	AICc	delta	weight
1256	5	-90.00	190.32	0.00	0.54
12456	6	-89.66	191.78	1.46	0.26
12356	6	-89.92	192.30	1.98	0.20

Term codes:

```
areaar areagi areala areapr areasc nlinech
1      2      3      4      5      6
```

Model-averaged coefficients:

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.5865195	0.6993927	0.7039062	2.254	0.0242*
areaar	0.0040238	0.0018076	0.0018195	2.212	0.0270*
areagi	0.0042106	0.0016348	0.0016456	2.559	0.0105*
areasc	0.0029982	0.0014388	0.0014481	2.070	0.0384*
nlinech	-0.7324598	0.3376181	0.3398177	2.155	0.0311*
areapr	0.0016368	0.0019775	0.0019905	0.822	0.4109
areala	0.0007468	0.0018946	0.0019072	0.392	0.6954

Full model-averaged coefficients (with shrinkage):

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.5865195	0.6993927	0.7039062	2.254	0.0242*
areaar	0.0040238	0.0018076	0.0018195	2.212	0.0270*
areagi	0.0042106	0.0016348	0.0016456	2.559	0.0105*
areasc	0.0029982	0.0014388	0.0014481	2.070	0.0384*
nlinech	-0.7324598	0.3376181	0.3398177	2.155	0.0311*
areapr	0.0004259	0.0012382	0.0012437	0.342	0.7320
areala	0.0001498	0.0008998	0.0009051	0.166	0.8685

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Relative variable importance:

```
areaar areagi areasc nlinech areapr areala
Importance: 1.00 1.00 1.00 1.00 0.26 0.20
N containing models: 3 3 3 3 1 1
```

1.6 Conclusioni

I nostri risultati indicano quindi che la presenza della Coturnice di Sicilia all'interno del Parco dell'Etna è determinata principalmente dalle seguenti variabili:

- 1) arbusti, ginestra e sciara influenzano positivamente la probabilità di presenza della Coturnice di Sicilia (Figura 16);
- 2) il numero di zone ecotonali (alternanza ambienti chiusi vs ambienti aperti) **nlinech** influisce negativamente sulla probabilità di presenza della Coturnice di Sicilia (Figura 1.16).

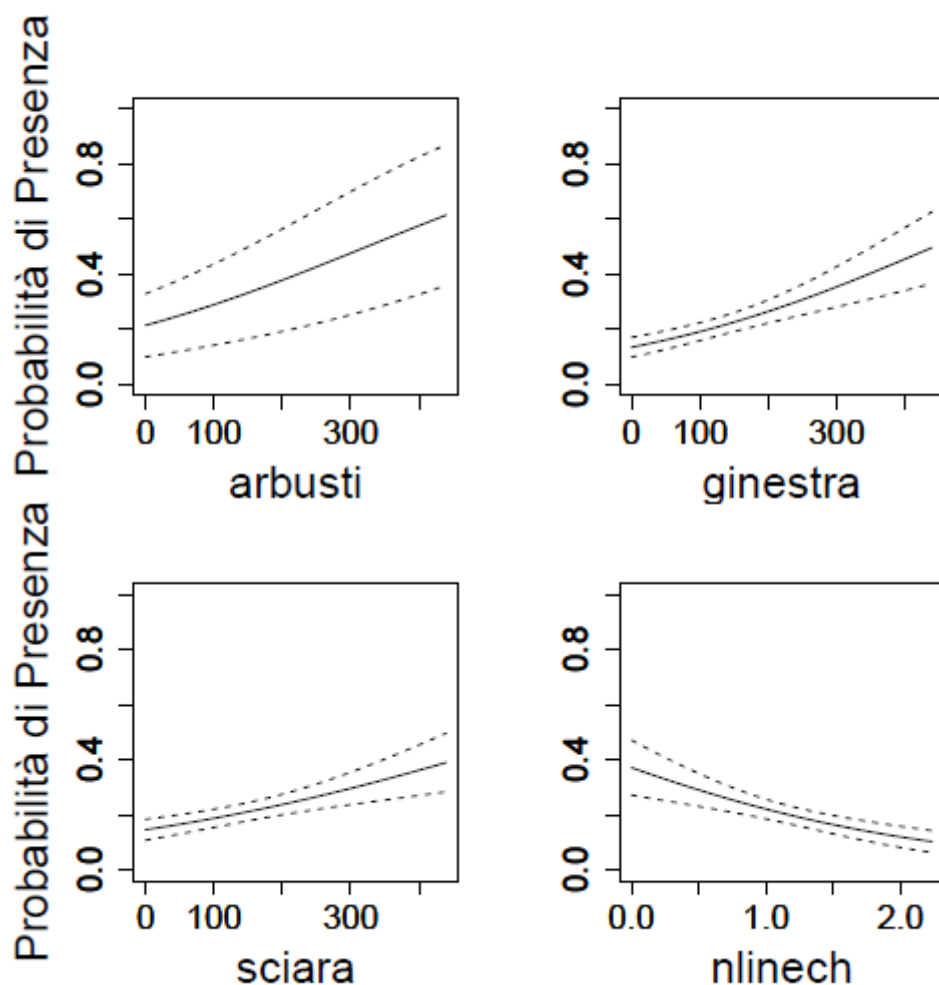


Figura 16: Grafico che esprime le relazioni (positive e negativa) tra la probabilità di presenza della Coturnice di Sicilia e le 4 variabili significative incluse nei nostri modelli migliori.

Sulla base del lavoro condotto, possiamo quindi ribadire come i censimenti al play-back (metodo non-invasivo che non disturba l'animale al contrario dei censimenti condotti con i cani) risultino particolarmente efficaci per l'individuazione dei maschi cantori e in alcuni casi

(dove le condizioni orografia che e le circostanze lo consentano) delle coppie riproduttrici. I nostri risultati sono in linea con quanto riportato finora in letteratura infatti, per esempio, Trocchi et al. (2016) indica che la Coturnice evita le foreste fitte, prediligendo habitat aperti (come quelli appunto forniti dagli arbusti, dalla ginestra e dalla sciara). Inoltre, come indicato da Scalisi e Gugliemi (2005), la presenza di arbusti svolge un ruolo importante per il rifugio delle brigate.

Da un raffronto visivo tra la Figura 1.17 del presente studio e la Figura 1.18 (Figura 5 in Amico 2005) emerge come le aree a maggiore probabilità di presenza/densità di popolazione risultino sempre le stesse; segno questo di come il nostro modello abbia effettivamente colto le caratteristiche ambientali salienti che determinano la presenza della Coturnice di Sicilia per l'area oggetto di studio. Nondimeno, pur tenendo conto delle diverse metodologie impiegate tra i due studi, appare evidente che zone un tempo ad alta densità di Coturnice di Sicilia (ad esempio nel versante Nord-Est), siano risultate invece nel nostro studio non occupate dalla specie.

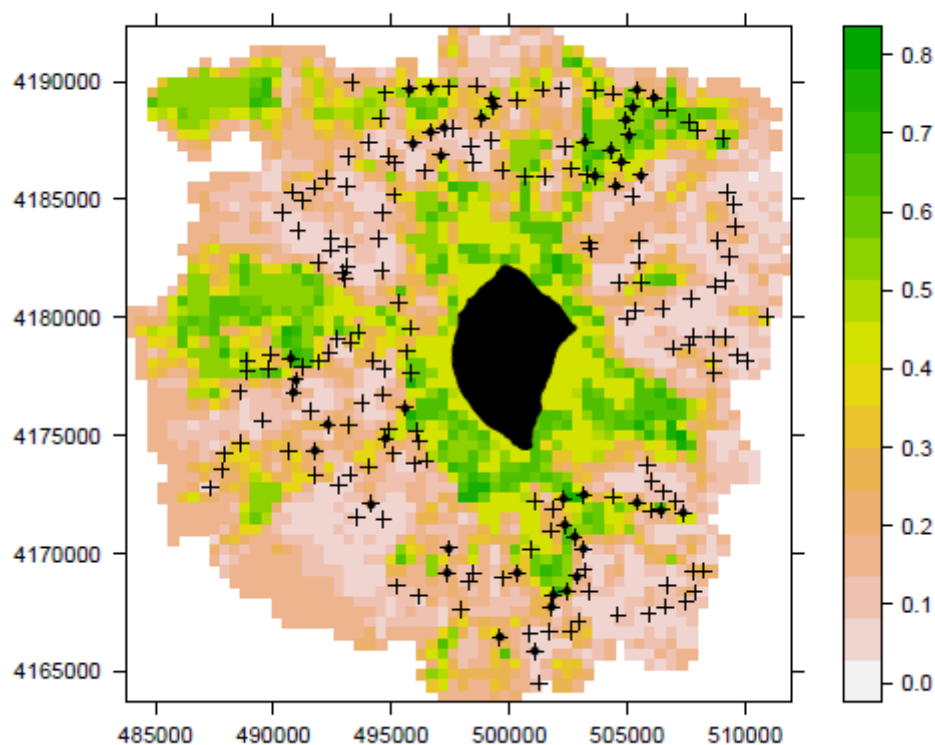


Figura 17: Predizioni spazialmente esplicite per la Coturnice di Sicilia nel Parco Regionale dell'Etna. ● = presenza accertata; + = negative; in nero aree sopra i 2500 m s.l.m.

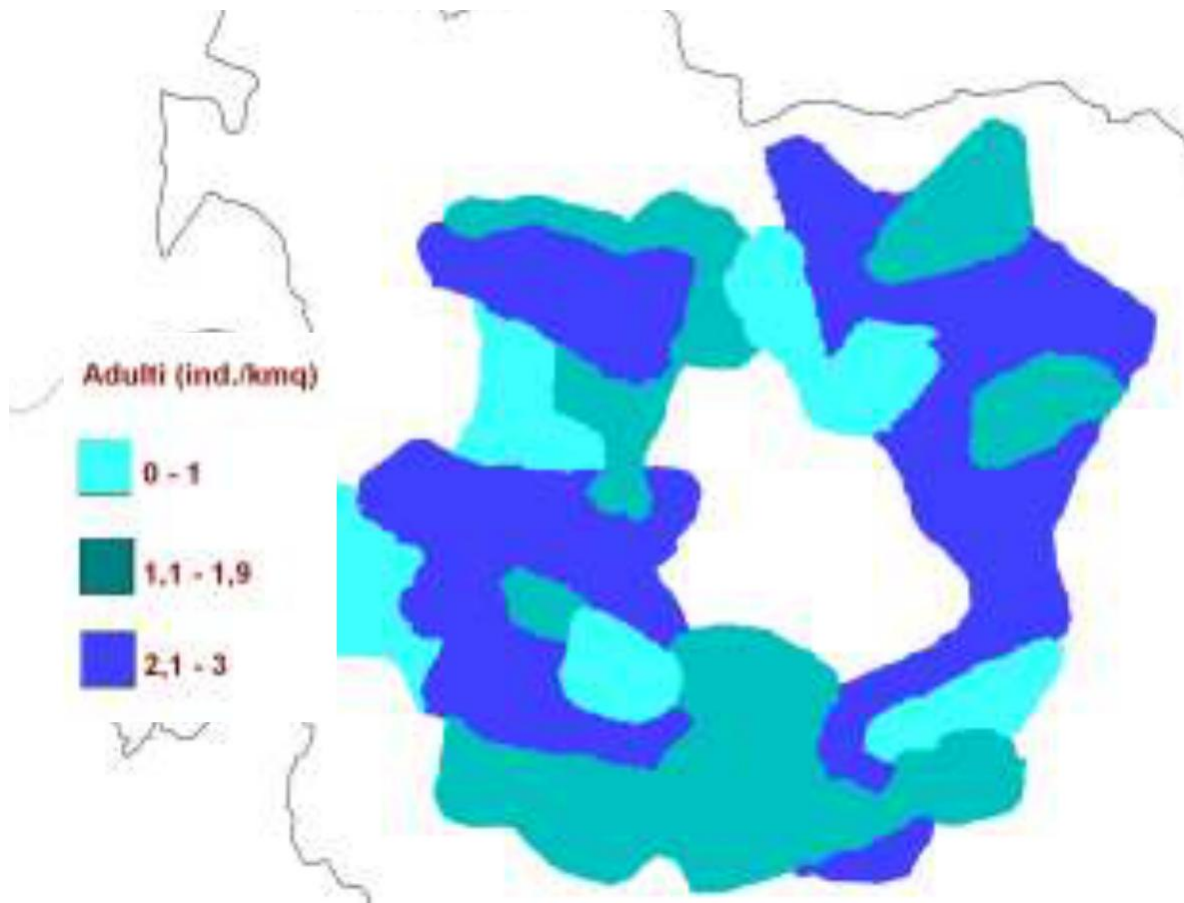


Figura 1.18: Figura 5 in Amico 2005 (modificata). Mappa di distribuzione delle densità di popolazione di Coturnice di Sicilia nel Parco dell'Etna per il periodo 2003-2005

In conclusione, considerando la densità minima ottenuta durante i censimenti al play-back e le esigenze ecologiche individuate tramite la modellistica ambientale, abbiamo proceduto ad una stima del numero di coppie presenti nel Parco dell'Etna. Dato che le aree vocate (quelle con arbusti, ginestra e sciara) al di sotto dei 2500 m s.l.m., altitudine massima nota in cui la Coturnice di Sicilia vive (Priolo e Bocca 1992), si estendono per una superficie di 264 km² e la densità minima ottenuta è stata di 0,79 per km², stimiamo che il numero minimo di coppie di Coturnice di Sicilia all'interno del Parco dell'Etna sia di 208.

2. Gatto selvatico

2.1 Introduzione

In data 29 Gennaio 2018 _e iniziato il progetto di ricerca sul gatto selvatico europeo *Felis silvestris silvestris* (d'ora innanzi gatto selvatico) all'interno del Parco dell'Etna sotto la guida del Prof. Mario Lo Valvo. Il gatto selvatico (Figura 2.1) presenta una distribuzione molto ampia in Europa ed è classificato come least concern (specie a rischio minimo) dalla IUCN (Yamaguchi et al. 2015), anche se le popolazioni sono in declino in tutto l'areale. E' compreso nella lista rossa dei vertebrati italiani e a livello legislativo è inserito nella direttiva Habitat (allegato IV) della comunità Europea.



Figura 2.1: Foto di gatto selvatico ottenuta nel Parco dell'Etna nel 2018 tramite camera-trapping

Le popolazioni di gatto selvatico sono solitamente scarse e frammentate (Lozano et al. 2003, Monterosso et al. 2009, Lozano 2010) perciò le misure di conservazione devono essere indirizzate alla conoscenza della densità di popolazione, distribuzione e alle eventuali problematiche ecologiche relative all'impatto umano (Klar et al. 2008, Piñeiro & Barja, 2012; Piñeiro et al. 2012). Il gatto selvatico è minacciato da diversi fattori, fra i quali i principali sono gli investimenti stradali (Krone et al. 2008), gli abbattimenti illegali (Falsone et al.

2014), l'ibridazione con il gatto domestico (*Felis silvestris catus*) (Mattucci et al. 2013), la perdita di habitat (Klar et al. 2012) e l'eccessivo pascolo del bestiame (Lozano et al. 2007).

In Sicilia vive l'unica popolazione mediterranea che non è il risultato dell'introduzione dell'uomo (Kitchner & Rees 2009) e, aspetto ancor più importante, in un recente studio genetico è stato evidenziato che il patrimonio genetico di questa popolazione insulare è chiaramente divergente rispetto a quelle italiane continentali, rendendola di fatto una distinta unità di conservazione (Mattucci et al. 2013). La condizione di insularità accentua ancor di più la necessità di conservare questa popolazione in stato ottimale infatti, se si estinguesse, sarebbe persa per sempre. A dispetto delle criticità evidenziate sopra, i pochi studi scientifici realizzati in Sicilia sono stati condotti nel Parco dell'Etna (Anile et al. 2009, 2010, 2012a, 2012b, 2014) ed i risultati hanno evidenziato come la popolazione sia una fra le più dense (0.30 gatti per km²) riportate in letteratura.

Il declino delle popolazioni di gatto selvatico è causato principalmente dall'alterazione e frammentazione degli habitat in termini di esigenze ecologiche e di paesaggio richieste da questa specie. In particolare, le minacce per la sopravvivenza di questa specie sono dovute all'espansione della rete stradale all'interno e nelle vicinanze delle aree ad alta naturalità operata senza le opportune misure di mitigazione per la fauna selvatica (Klar et al. 2009). La presenza umana rende ancora più probabile il rischio di ibridazione (Germain et al. 2008) e trasmissione di malattie con il gatto domestico, come anche il disturbo relativo ad un pascolo eccessivo e alla presenza di cani randagi (Lozano et al. 2007). Infine, la frammentazione degli habitat rende le popolazioni più piccole e isolate, favorendo quindi il rischio e l'estensione spaziale per un potenziale contatto con il gatto domestico, che condurrebbe quindi ad una profonda e irreversibile diluizione del patrimonio genetico (Daniels et al. 2001).

La recente istituzione di un consorzio europeo per la conservazione del gatto selvatico (EUROWILDCAT; www.eurowildcat.org) al quale partecipano università, musei, parchi e ricercatori indipendenti (fra i quali anche il Dr. Anile) di tutta Europa ha posto le basi per poter promuovere e coordinare la conservazione di questa specie, sia a livello locale che europeo. La raccolta di dati scientifici inerenti l'eco-etologia, la genetica, la morfologia e distribuzione di questo piccolo felino sono necessari per delineare una dettagliata visione d'insieme delle esigenze ecologiche di questa peculiare popolazione con il fine ultimo della sua conservazione a lungo termine. La nostra proposta progettuale ha avuto lo scopo di condurre una ricerca scientifica nel Parco dell'Etna (la cui parte più incontaminata è stata recentemente inclusa nella lista dei siti patrimonio dell'UNESCO) poichè questo ecosistema gioca un ruolo cruciale per la sopravvivenza del gatto selvatico in Sicilia in quanto:

- 1) l'Etna rappresenta per il gatto selvatico uno degli habitat idonei più esteso in Sicilia;
- 2) l'Etna funge da corridoio ecologico per connettere le popolazioni orientali con quelle occidentali.

2.2 Materiali e Metodi

Nel periodo 2015-2016 è stato condotto un monitoraggio tramite camera-trapping (Figura 2.2) nel Parco dell'Etna con lo scopo di monitorare la popolazione di gatto selvatico. E' parso logico nel 2018 procedere al campionamento delle stesse stazioni (compatibilmente con la logistica e la disponibilità dell'attrezzatura) avendo quindi come obbiettivi:

- 1) la valutazione dello stato della popolazione di gatto selvatico;
- 2) l'identificazione, in caso di un trend (positivo o negativo) nella popolazione di gatto selvatico, di quali fattori possano aver contribuito a tale cambiamento.

2.3 Risultati

Il camera-trapping è stato condotto dal 30-05-2018 al 14-11-2018 utilizzando 6 griglie con 11 trappole fotografiche ed 1 griglia con 10 trappole fotografiche (totale stazioni di trappolamento fotografico $n=76$) (Figura 3) con lo scopo di monitorare la locale popolazione di gatto selvatico. Durante il campionamento del 2015-2016 4 fototrappole sono state rubate e ciò ha causato, insieme al malfunzionamento (dovuto all'invecchiamento del materiale) di alcune fototrappole una discrepanza nel numero di trappole per griglia usate rispetto al campionamento precedente. In totale sono state ottenute 1958 notti trappola con una media per stazione uguale a 25.8 ± 0.4 (SE) notti trappola. Il gatto selvatico è stato fotografato in 29 occasioni su 23 delle 76 trappole (Figura 4)(Tabella 2.1).



Figura 2.2: Foto di una delle stazioni di camera-trapping dislocate nel Parco dell'Etna nel 2018

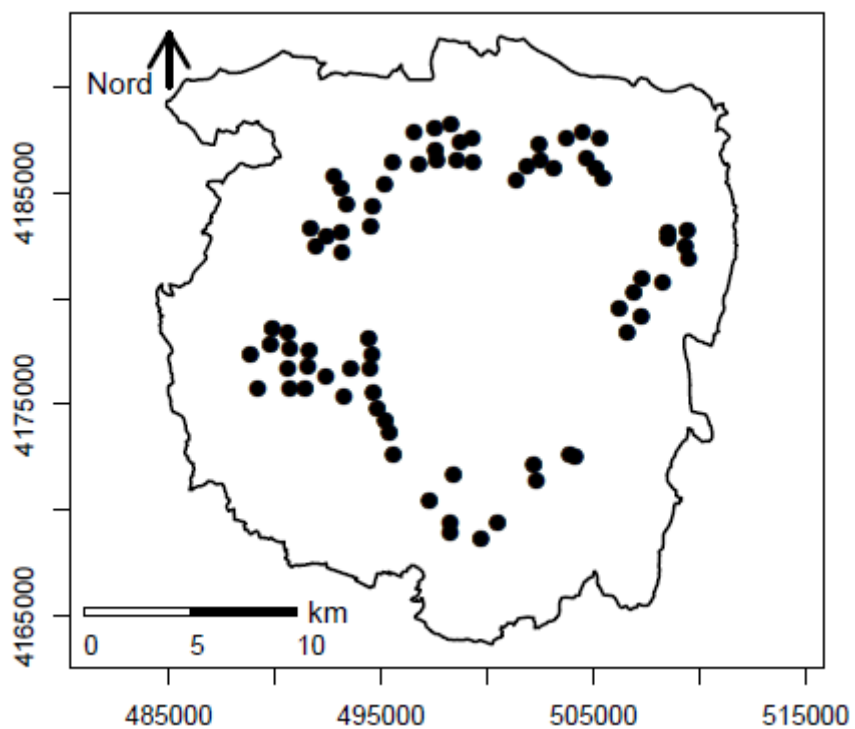


Figura 2.3: Distribuzione delle trappole fotografiche ($n=76$) nel Parco dell'Etna nel 2018.

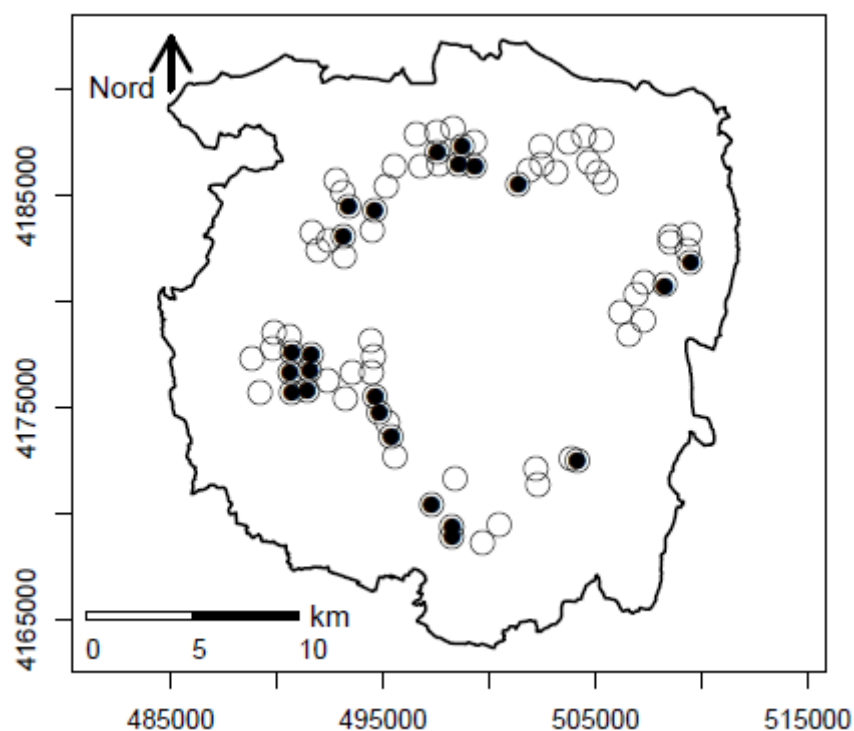


Figura 2.4: Distribuzione delle trappole fotografiche (n=76; ● = positive; ○ = negative) nel Parco dell'Etna nel 2018.

	Specie	nFoto	nStazioni
1	asino	1	1
2	biker	573	56
3	cane	94	43
4	capra	9	2
5	macchina	647	54
6	cavallo	34	15
7	checking camera	578	76
8	colombaccio	5	4
9	coniglio	15	1
10	coturnice	3	2
11	operaio forestale	22	10
12	istrice	16	6
13	lepre	85	31
14	martora	2	2
15	moto	20	9
16	raccoglitore di funghi	857	51
17	pecora	97	16
18	maiale	104	20
19	quad	20	1
20	riccio	5	4
21	topo	3	1

	Specie	nFoto	nStazioni
22	trekker	1355	67
23	uccello	50	16
24	mucca	723	35
25	volpe	109	33
26	gatto selvatico	29	23

Tabella 2.1: Elenco delle Specie e relativo numero di Foto e Stazioni del monitoraggio tramite camera-trapping 2018.

2.4 Comparazione monitoraggio 2015-2016 vs 2018

Abbiamo proceduto ad un primo raffronto tra i dati raccolti durante il monitoraggio del 2015-2016 e quelli del 2018 e sono state considerate solo le stazioni comuni ad entrambi i monitoraggi. Nella presente relazione abbiamo preso in considerazione le seguenti variabili:

- 1) Relative Abundance Index(RAI)=(Numero di foto/Notti trappola)*100
- 2) Naive Occupancy=(Numero di stazioni positive/Numero di stazioni monitorate)

Precisiamo che ulteriori analisi statistiche saranno necessarie per poter individuare quali fattori (fra quelli che riteniamo più probabili) possano avere contribuito all'evidente calo della popolazione di gatto selvatico nel Parco dell'Etna (Figura 2.5) (Tabella 2.2) (Tabella 2.3).

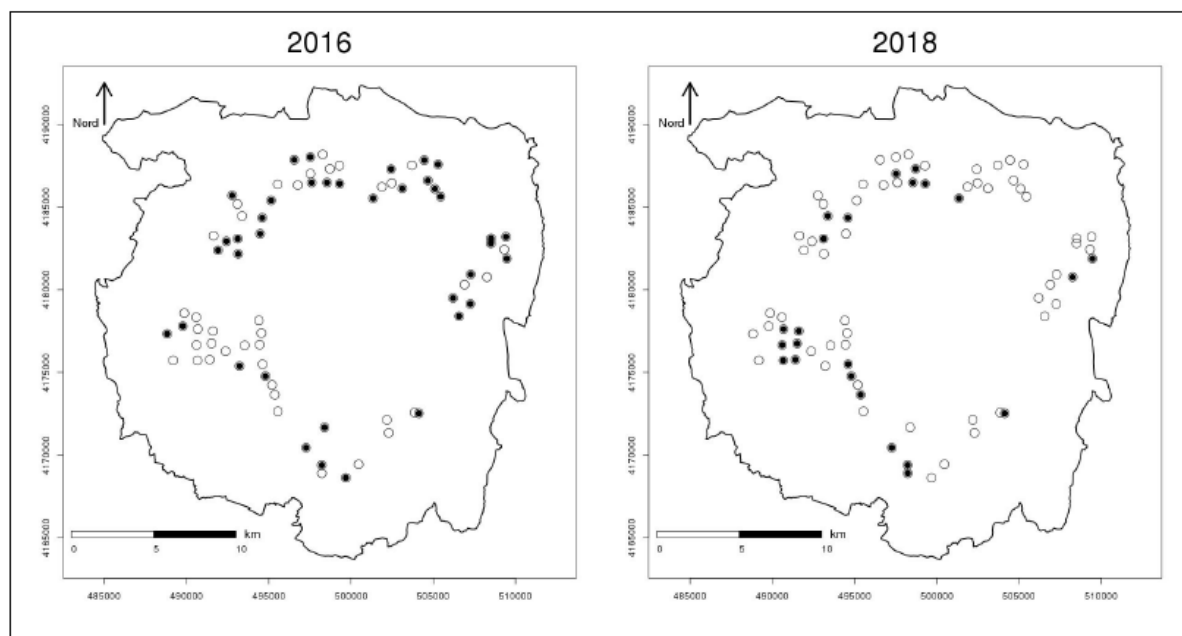


Figura 2.5: Comparazione tra il monitoraggio sul gatto selvatico condotto nel 2015-2016 (2016) e quello del 2018 nel Parco dell'Etna; trappole fotografiche (n=76; ●= positive; ○= negative).

n	cam	P2016	P2018	F2016	F2018	N2016	N2018	R2016	R2018
1	1C	Y	N	1	0	33	25	3:0	0:0
2	1D	Y	N	3	0	35	26	8:6	0:0
3	1F	N	N	0	0	35	24	0:0	0:0
4	1G	N	N	0	0	35	21	0:0	0:0
5	1H	N	Y	0	2	35	26	0:0	7:7
6	1L	N	Y	0	1	35	26	0:0	3:8
7	1N	N	N	0	0	35	26	0:0	0:0
8	1O	N	Y	0	1	35	26	0:0	3:8
9	1P	N	Y	0	1	35	26	0:0	3:8
10	1Q	N	Y	0	1	35	23	0:0	4:3
11	1S	N	Y	0	2	31	26	0:0	7:7
12	1T	N	N	0	0	35	27	0:0	0:0
13	2A	N	N	0	0	38	20	0:0	0:0
14	2B	N	N	0	0	38	27	0:0	0:0
15	2C	N	N	0	0	38	27	0:0	0:0
16	2D	N	N	0	0	35	20	0:0	0:0
17	2N	N	N	0	0	38	27	0:0	0:0
18	2O	N	Y	0	1	38	27	0:0	3:7
19	2P	N	N	0	0	38	27	0:0	0:0
20	2Q	Y	Y	3	1	38	27	7:9	3:7
21	2S	N	Y	0	1	27	27	0:0	3:7
22	2T	Y	N	1	0	38	27	2:6	0:0
23	3A	N	Y	0	1	40	27	0:0	3:7
24	3B	Y	N	1	0	40	27	2:5	0:0
25	3C	Y	Y	1	2	38	27	2:6	7:4
26	3D	Y	Y	2	1	40	27	5:0	3:7
27	3F	N	Y	0	1	40	27	0:0	3:7
28	3G	N	N	0	0	40	27	0:0	0:0
29	3H	N	N	0	0	40	27	0:0	0:0
30	3M	N	N	0	0	39	27	0:0	0:0
31	3O	N	N	0	0	40	27	0:0	0:0
32	3P	Y	Y	2	3	33	27	6:1	11:1
33	3Q	Y	N	1	0	36	27	2:8	0:0
34	3S	Y	N	2	0	28	27	7:1	0:0
35	3T	Y	N	1	0	40	27	2:5	0:0
36	4A	N	N	0	0	43	27	0:0	0:0
37	4B	Y	N	1	0	39	27	2:6	0:0
38	4C	Y	N	1	0	19	27	5:3	0:0
39	4F	Y	Y	1	1	42	27	2:4	3:7
40	4G	Y	N	2	0	25	27	8:0	0:0
41	4O	Y	N	5	0	43	27	11:6	0:0
42	4P	Y	N	1	0	43	27	2:3	0:0
43	4Q	N	Y	0	1	43	27	0:0	3:7
44	4S	N	N	0	0	29	27	0:0	0:0
45	5B	Y	N	1	0	42	27	2:4	0:0
46	5F	N	N	0	0	42	26	0:0	0:0
47	5H	Y	N	3	0	42	26	7:1	0:0
48	5M	N	N	0	0	37	27	0:0	0:0
49	5N	Y	N	4	0	42	27	9:5	0:0

n	cam	P2016	P2018	F2016	F2018	N2016	N2018	R2016	R2018
50	5O	Y	N	1	0	42	26	2:4	0:0
51	5P	Y	Y	2	1	42	27	4:8	3:7
52	5Q	Y	N	2	0	42	12	4:8	0:0
53	5S	Y	N	1	0	39	27	2:6	0:0
54	5T	Y	N	6	0	35	27	17:1	0:0
55	5U	N	N	0	0	32	27	0:0	0:0
56	6A	Y	N	2	0	39	23	5:1	0:0
57	6B	Y	N	2	0	39	27	5:1	0:0
58	6F	Y	N	1	0	39	27	2:6	0:0
59	6H	N	N	0	0	39	15	0:0	0:0
60	6M	N	Y	0	1	39	27	0:0	3:7
61	6N	Y	Y	2	1	39	27	5:1	3:7
62	6O	Y	N	1	0	33	27	3:0	0:0
63	6P	N	N	0	0	39	27	0:0	0:0
64	6Q	Y	N	1	0	39	27	2:6	0:0
65	6T	Y	N	3	0	38	27	7:9	0:0
66	6U	Y	N	1	0	39	27	2:6	0:0
67	7B	Y	N	1	0	31	27	3:2	0:0
68	7F	N	Y	0	1	31	27	0:0	3:7
69	7H	Y	Y	2	2	31	27	6:5	7:4
70	7M	N	N	0	0	31	27	0:0	0:0
71	7O	Y	Y	3	1	31	27	9:7	3:7
72	7P	N	N	0	0	31	27	0:0	0:0
73	7Q	N	N	0	0	31	27	0:0	0:0
74	7S	N	N	0	0	31	27	0:0	0:0
75	7T	Y	N	1	0	31	10	3:2	0:0
76	7U	Y	Y	1	1	31	20	3:2	5:0

Tabella 2.2: Comparazione dei dati di camera-trapping per il gatto selvatico tra il 2015-2016(2016) e il 2018 nel Parco dell'Etna; WC2016 & WC2018: camera positiva (Y) o negativa (N) per il gatto selvatico; WCF2016 & WCF2018: Numero di foto di gatto selvatico; NT2016 & NT2018: Numero di notti trappola; RAI2016 & RAI2018: Relative abundance Index.

Riteniamo plausibile che un pascolo eccessivo e prolungato possa aver contribuito al calo della popolazione di gatto selvatico in modo indiretto tramite la riduzione dell'abbondanza di micromammiferi (prede del gatto). Infatti, osservando la (Figura 2.4) è possibile notare come sia l'estensione (numero di trappole) che la magnitudine (numero di eventi per trappola) del pascolo bovino siano aumentate nel 2018. Inoltre, se si considera che nella figura viene rappresentato solo il numero di eventi per trappola e non il numero di capi per evento, la magnitudine di tale effetto potrebbe essere di molto superiore rispetto a quanto si evince dalla rappresentazione grafica. Ribadiamo nuovamente che sono necessarie ulteriori analisi per poter validare questa ipotesi. E' infatti noto in letteratura che un pascolo eccessivo (sia bovino che ovino) impatta negativamente le popolazioni di micromammiferi sugli altipiani britannici; è interessante notare però che un pascolo leggero e misto nel lungo periodo incrementa (significativamente) le popolazioni di micromammiferi (Evan et. al 2006). Similmente, in ambienti alpini le popolazioni di roditori sono quasi del tutto assenti in aree dove viene praticata una pastorizia intensiva (La Morgia et al. 2015).

	2015-2016	2018
Nfoto	70	29
NStazioni	38	23
Nnottitrappola	3386	1958
RAI	2,07	1,48
NaiveOccupancy	0,50	0,30

Tabella 2.3: Riassunto delle variabili considerate.

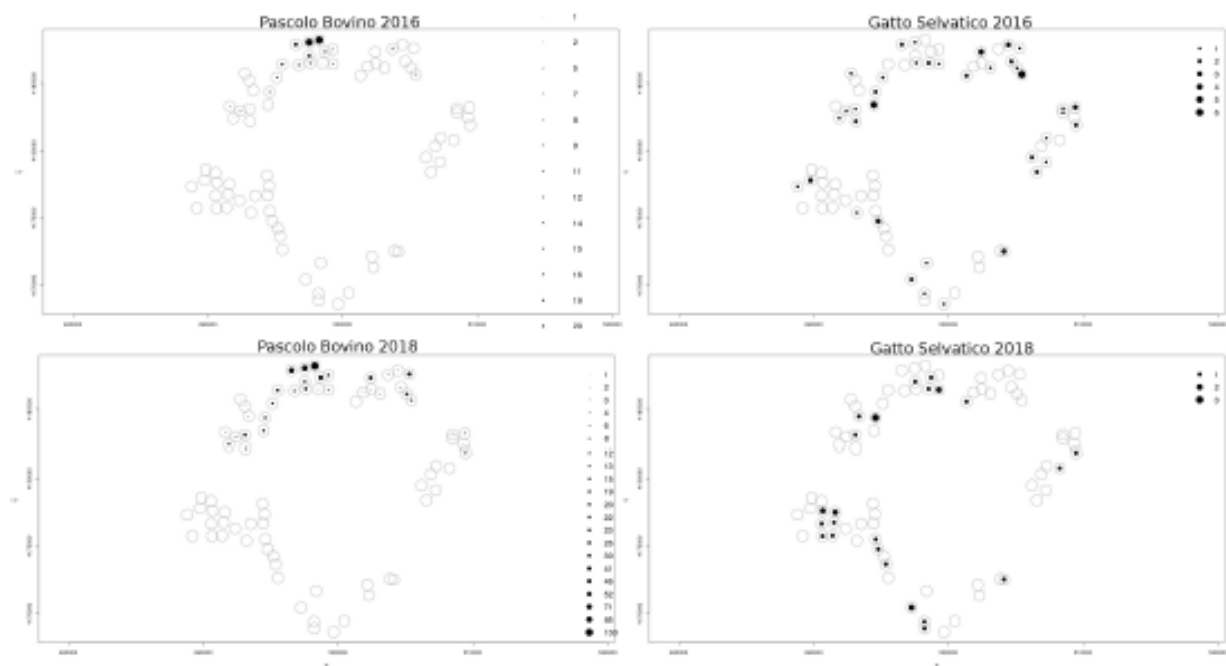


Figura 2.4: Comparazione tra il pascolo bovino e il gatto selvatico tra i due monitoraggi del 2015-2016 (2016) e del 2018 nel Parco dell'Etna; trappole fotografiche (n=76; la grandezza del cerchio nero è proporzionale al numero di eventi, ma il numero di capi fotografati in ciascun evento potrebbe amplificare la magnitudine di tale fenomeno; ●= positive; ○=negative).

2.5 Ricattura di un gatto selvatico dopo 9 anni

Risulta di estrema importanza e di notevole interesse per l'ecologia di questa specie, la ricattura fotografica di un esemplare dopo ben 3.302 giorni (9,04 anni). L'esemplare in questione (Figura 2.5, 2.6, 2.7) è chiaramente riconoscibile poichè manca della porzione distale della punta della coda, che finisce quindi con un insolito anello bianco piuttosto che con la caratteristica punta nera. Al meglio delle nostre conoscenze, questo risulta l'unico dato sulla longevità dei gatti selvatici in natura e ribadisce ulteriormente come il camera-trapping rappresenti uno strumento molto valido per il monitoraggio delle popolazioni di gatto selvatico.



Figura2. 6: Gatto selvatico fotografato nel Parco dell'Etna durante il campionamento del 2018.



Figura 2.7: Gatto selvatico fotografato nel Parco dell'Etna durante il campionamento del 2009.



Figura 2.8: Gatto selvatico fotografato nel Parco dell'Etna durante il campionamento del 2009.

2.6 Ritrovamento di due gatti selvatici investiti

Nell'ambito delle collaborazioni instaurate nel corso degli anni gli esemplari recuperati sono stati portati presso il Dipartimento di Scienze Veterinarie dell' Università degli Studi di Messina (Prof. Emanuele Brianti) e sottoposti ad analisi necroscopica in data 07/12/2018. Sono stati inoltre prelevati dei campioni di tessuto che sono stati spediti presso l'ISPRA (Laboratorio di Genetica della Fauna Selvatica, Dr. Federica Mattucci) al fine di condurre delle analisi genetiche.



Figura 2.9: Gatto selvatico maschio investito nel comune di Fondachelli Fantina (ME) in data 14-1-2018 e recuperato dietro segnalazione di Giovanni Lagrua.



Figura 2.10: Gatto selvatico femmina investito nel comune di Maletto (CT) in data 17-9-2018 e recuperato dietro segnalazione di Angelo Scuderi.

2.7 Conclusioni

Il nostro progetto di ricerca ha ulteriormente evidenziato come il camera-trapping sia un utile strumento per monitorare la popolazione di gatto selvatico presente nel Parco dell'Etna. Contrariamente a quanto evidenziato nel progetto relativo al 2015-2016, la popolazione di gatto selvatico risulta essere più concentrata nel versante Sud piuttosto che in quello Nord. Riteniamo plausibile che l'eccessivo pascolo bovino (ma anche ovino e suino) possa essere la causa di tale shift nella distribuzione di questa specie sul territorio etneo. Ribadiamo che però al momento questa è solo un'ipotesi di lavoro, seppur concreta e fondata su evidenze scientifiche, che dovrà essere validata da ulteriori e più approfondite analisi statistiche. In merito alla ricattura fotografica dello stesso gatto selvatico a distanza di 9 anni, è bene precisare che al momento della prima fotocattura l'esemplare in questione doveva avere un'età di almeno un anno poichè non era chiaramente un cucciolo di quell'annata; ciò significa che nel 2018 l'età minima stimata di questo esemplare è di almeno 10 anni. Questo dato, unico per la letteratura scientifica, arricchisce il nostro livello di conoscenze circa la longevità di tale specie in natura. Il ritrovamento di un esemplare di gatto selvatico investito nel comune di Maletto presso la statale SS n. 120 pone un ulteriore accento su una tematica che andrebbe affrontata quanto prima dal Parco dell'Etna. Come segnalato nel nostro Piano di conservazione per il Gatto selvatico europeo (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1775) nel Parco dell'Etna inviato al Parco dell'Etna in data 21/02/2017, tale strada risulta menzionata tra quelle a più alto rischio per il fenomeno denominato road-killing e che quindi richiede particolari e urgenti misure per la mitigazione di tale minaccia. Infine, alla luce dell'esperienza maturata negli anni dal Dr. Anile (7 anni di ricerca scientifica) e dei dati raccolti tramite il presente monitoraggio e quello avvenuto nel 2015-2016 (per un totale di 8 monitoraggi condotti su questa specie), suggeriamo al Parco dell'Etna d'intraprendere quanto prima un progetto di ricerca, tutela e conservazione per incrementare le probabilità di sopravvivenza a lungo termine di questa popolazione di gatto selvatico. Tale progetto dovrebbe avere un respiro più ampio rispetto ai precedenti, per esempio tramite l'uso del radio-tracking (Anile et al. 2017) e la realizzazione di misure per la mitigazione delle minacce delineate nel già citato Piano di conservazione per il gatto selvatico) oltre che una durata più lunga (al fine di poterne valutare l'efficacia) poichè l'ambiente unico dell'Etna è, purtroppo, sempre più soggetto ad un incremento dell'attività umana (non sempre rispettosa delle regole che vigono all'interno del Parco) che impatta sulla fauna selvatica in generale, e in particolare, sul gatto selvatico che è il top-predator dell'Etna. Tutelando al meglio il gatto selvatico, tutto l'ecosistema dell'Etna ne trarrebbe giovamento, consentendo di preservare questo territorio, e con lui tutta la fauna selvatica che sopravvive alle pendici del più alto vulcano d'Europa.

3. Coniglio selvatico

3.1 Introduzione

Da Giugno 2015 a Luglio 2016 è stato condotto il progetto di ricerca “*Studio sulla biologia ed eco-etologia del Gatto selvatico nel Parco Regionale dell'Etna e realizzazione del piano di conservazione*”, attraverso cui sono stati raccolti dati scientifici mirati inerenti la popolazione di gatto selvatico *Felis silvestris silvestris* (Anile e Lo Valvo 2016). Contemporaneamente sono stati raccolti dati circa la presenza del coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758))(d'ora innanzi coniglio) (Figura 3.1). Il coniglio è la preda preferita del gatto selvatico (Gil-Sanchez et al. 1999, Malo et al. 2004, Lozano et al. 2006, Lozano et al. 2013)(Figura 2), ma attualmente nel Parco dell'Etna la popolazione di coniglio risulta essere poco numerosa ed estremamente localizzata; viene quindi a mancare un'importante fonte di cibo per questo felino (Silva et al. 2012) e una specie chiave tipica degli ecosistemi mediterranei (Monterroso et al. 2016).



Figura 3.1: Foto di coniglio ottenuta nel Parco dell'Etna nel 2018 tramite camera-trapping

Pur non disponendo di dati pregressi su cui poter fare raffronti statistici, da una prima analisi dei dati risultava evidente una drastica diminuzione dell'abbondanza e della distribuzione del coniglio; infatti durante il monitoraggio del 2015-2016 (d'ora innanzi 2016) la presenza del coniglio è stata riscontrata solo presso la località Piano dei Grilli (comune di Bronte)(Anile e Lo Valvo 2016).

In un recente studio sulle dinamiche di popolazione tra linci iberiche (*Lynx pardinus*), aquile imperiali spagnole (*Aquila adalberti*) e coniglio è stato dimostrato che al sopraggiungere della MEV (Malattia Emorragica Virale, in questo caso specifico il sierotipo RHDV2/RHDVb che si sospetta essere un nuovo virus (SIVAE 2018)), che colpisce i conigli, diminuiscono significativamente sia la consistenza numerica delle linci che la fertilità delle aquile (Monterroso et al. 2016); probabilmente tali dinamiche sono in corso anche sull'Etna.

La MEV è attualmente presente in circa 40 paesi e colpisce sia le popolazioni selvatiche che quelle domestiche di coniglio (Camarda et al. 2014; SIVAE 2018). La MEV è una malattia contagiosa e letale (morbilità 100%; mortalità 90%) per il coniglio ed è caratterizzata principalmente da un'epatite acuta e letale. Si distinguono al momento due virus principali (RHDV con 6 ceppi o varianti e RHDV2 sulla cui origine ancora non vi è certezza (SIVAE 2018)) che differiscono tra loro principalmente per il fatto che il virus RHDV2 colpisce anche i neonati di coniglio, che invece sono resistenti in modo innato al virus RHDV _no a circa 3-4 mesi (SIVAE 2018)(Figura 3).



Figura 3.2: Predazione del gatto selvatico su coniglio. Foto scattata durante il monitoraggio 2009 all'interno del Parco dell'Etna tramite camera-trapping

All'inizio del progetto nel 2018 avevamo intenzione di procedere alla cattura e conseguente analisi sanitaria di un numero consistente di esemplari di coniglio per comprendere se anche nel Parco dell'Etna tale malattia fosse la causa del crollo della popolazione.

Ciò non è avvenuto poichè non appena è stato intrapreso il monitoraggio tramite camera-trapping ci si è subito resi conto che la popolazione di coniglio risultava ancora più rarefatta e localizzata rispetto al 2016. Tale micro-popolazione rappresenta l'unico potenziale nucleo (al meglio delle nostre conoscenze) che potrà in futuro, se le condizioni ecologiche lo consentiranno, dare luogo ad un processo di ricolonizzazione spontanea dei territori una volta occupati dal coniglio nel Parco dell'Etna. In virtù del principio di maggior tutela possibile di tale micro-popolazione superstite, e considerando che la cattura dei conigli come della fauna vertebrata omeoterma in generale comporta un rischio associato non quantificabile (Arnemo et al. 2006; Bizzarri et al. 2010), si è ritenuto più saggio ai fini della conservazione di tale nucleo non procedere alle catture. Anche se il nucleo superstite continuasse a persistere nella zona di Piano dei Grilli senza alcun intervento a supporto della sua sopravvivenza, e ipotizzando allo stesso tempo delle condizioni ecologiche favorevoli (inverni miti ed estati piovose e non torride), possiamo affermare che il processo di ricolonizzazione richiederà parecchio tempo per due motivi:

- 1) la dispersione nei conigli è molto limitata (<500 mt) (Calvete et al. 1997; Carvalho e Gomes 2007), quindi la riconquista dei territori una volta occupati procederà ad una velocità molto ridotta;
- 2) la dispersione nei conigli è un processo densità dipendente (più aumentano i conigli più la dispersione aumenta (Twigg et al. 1998)), ciò significa che se la popolazione sorgente non raggiunge densità elevate il processo di dispersione non si attiva e la ricolonizzazione non avviene.

Pur riconoscendo che i dati da noi raccolti non sono specie-specifici (poichè i monitoraggi tramite camera-trapping sono stati pianificati specificatamente per il gatto selvatico), essi rappresentano comunque una base valida su cui poter fare delle valutazioni oggettive poichè basati su monitoraggi standardizzati e ripetuti nel tempo.



Figura 3.3: Giovane di coniglio morto all'interno del Parco dell'Etna nel 2006 per MEV (imbrattamento siero-ematico della regione del naso accertato). Probabilmente questo è uno dei primi casi che attesta come il contagio fosse già in atto nel 2006.

Abbiamo proceduto quindi alla compilazione e analisi dei dati inerenti il coniglio per poter meglio valutare e comprendere l'evidente crollo numerico e la relative contrazione della distribuzione dei conigli all'interno del Parco dell'Etna.

3.2 Materiali e Metodi

Per una esaustiva descrizione dei materiali e metodi usati, si rimanda alla lettura di Anile et al. 2012, Anile et al. 2014, Anile e Lo Valvo 2016 ed Anile e Lo Valvo 2019 (tutti documenti già resi disponibili all'ente parco). Nella presente relazione abbiamo preso in considerazione le seguenti variabili:

- 1) Relative Abundance Index(RAI)=(Numero di foto/Notti trappola)*100
- 2) Naive Occupancy=(Numero di stazioni positive/Numero di stazioni monitorate)

3.3 Risultati

Riportiamo di seguito (Tabella 3.1) i risultati relativi al coniglio per i monitoraggi condotti nel 2009 (Anile et al. 2012), nel 2010 (Anile et al. 2014) e quelli relativi ai monitoraggi condotti nel 2015-2016 (Anile e Lo Valvo 2016) e nel 2018 (Anile e Lo Valvo 2019)(Figura 3.3, 3.4).

	2009	2010	2015-2016	2018
Nfoto	49	169	29	15
NStazioni	4	10	3	1
TotaleStazioni	18	18	91	76
Nnottitrappola	1080	1080	3386	1958
RAI	4.54	15.65	0.86	0.77
NaiveOccupancy	0.22	0.56	0.03	0.01

Tabella 3.1: Riassunto delle variabili considerate.

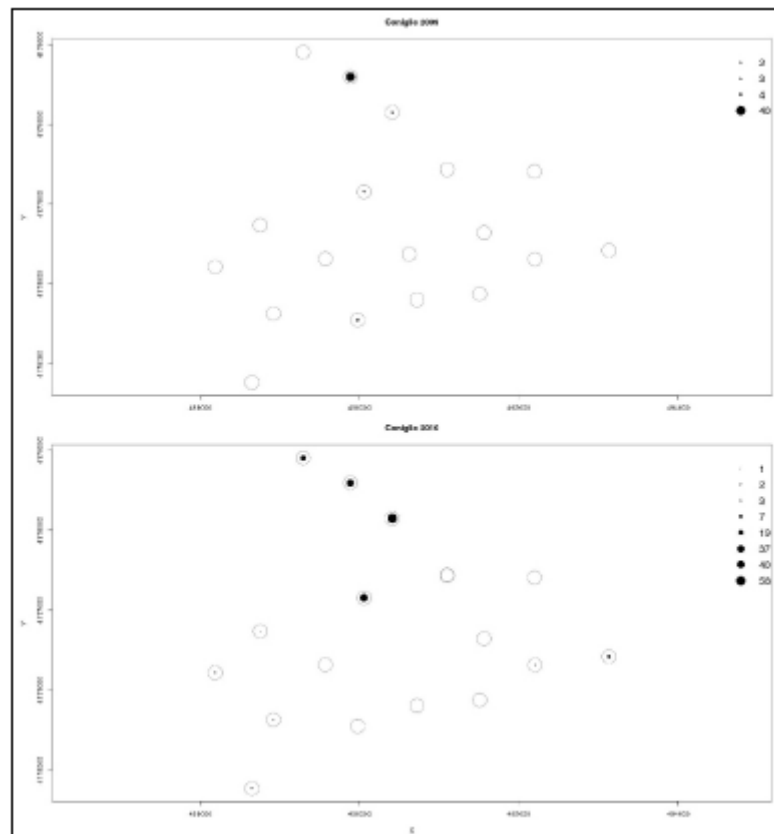


Figura 3.3: Comparazione tra i risultati del coniglio per il monitoraggio del 2009 e quello del 2010 nel Parco dell'Etna; trappole fotografiche ($n=18$; ● = positive; ○ = negative).

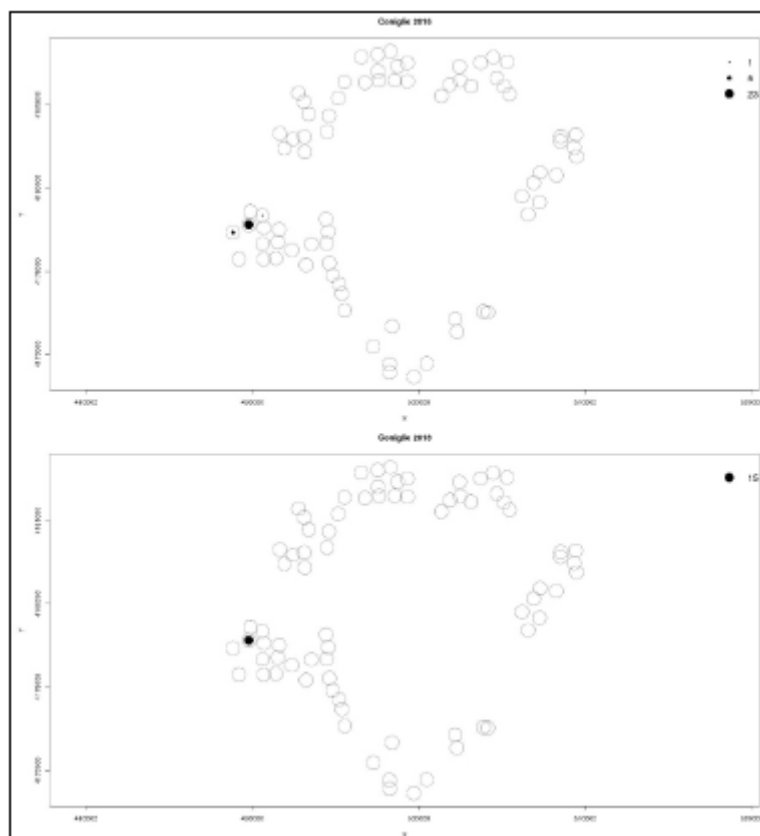


Figura 3.4: Comparazione tra i risultati del coniglio per il monitoraggio del 2015-2016 (2016) e quello del 2018 nel Parco dell'Etna; trappole fotografiche (n=76; ● = positive; ○ = negative).

3.4 Conclusioni

E' interessante notare che in linea con i risultati di Monterroso et al. 2016, che attestano la comparsa della RHDV2 nel 2010 per la Spagna e nel 2011 per il Portogallo, la popolazione di coniglio sembra non essere stata soggetta ad alcun decremento fino al 2010 (anno in cui le metriche considerate hanno raggiunto i valori massimi). Il coniglio, come già ribadito in precedenza, è la preda preferita del gatto selvatico nonché un importante fonte trofica per l'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*); riteniamo quindi plausibile che la sua rarefazione abbia causato di conseguenza un crollo numerico della popolazione di gatto selvatico (come i nostri dati preliminari sembrano indicare) e, similmente come nel caso della penisola Iberica, una riduzione del tasso di fecondità dell'Aquila reale. E' inoltre opportuno ricordare che in Sicilia è stata accertata la trasmissione e relativo contagio da RDHV2 dal coniglio alla lepre italiana *Lepus corsicanus*. Anche se tale caso è avvenuto in un allevamento, rappresenta comunque un campanello di allarme anche per la sopravvivenza della popolazione di lepre italiana che vive nel Parco dell'Etna (attualmente abbondante e diffusa su tutto il territorio del parco).

Affinchè il coniglio, elemento caratterizzante l'intero ecosistema dell'Etna fino al recente passato, possa ricolonizzare i territori una volta occupati sarebbe necessaria una rigorosa protezione della zona (Piano dei Grilli, comune di Bronte) in cui al momento risultano ancora presenti, limitando al massimo i seguenti fattori di disturbo quali:

- 1) cani randagi e cani non tenuti al guinzaglio;
- 2) pascolo incontrollato (bovino, caprino, ovino e suino);
- 3) flusso turistico (trekker, biker e cavalieri a cavallo) al di fuori dei sentieri stabiliti;
- 4) accesso di autoveicoli (compresi quelli usati dall'azienda foreste per la manutenzione e gestione del demanio);
- 5) presenza di rifiuti all'interno e nei pressi di Piano dei Grilli (ad esempio lungo la strada in basolato che da Bronte conduce appunto a Piano dei Grilli) poichè possono attirare le volpi (*Vulpes vulpes*) ed aumentare quindi il rischio di predazione per il coniglio.

Infine, una volta che la popolazione di coniglio risultasse essere in ripresa e avesse raggiunto una densità minima (il tutto verificabile tramite un appropriato monitoraggio scientifico), si potrebbe ipotizzare un prelievo di esemplari destinati al ripopolamento delle zone (vocate per il coniglio) più distanti in modo da accelerare e favorire la ricolonizzazione del territorio del parco da parte di questa specie chiave degli ecosistemi mediterranei (Monterroso et al. 2016). Rimarchiamo però che questo tipo di operazione necessita di un'attenta e oculata gestione (scientifica e non solo) per due motivi:

- 1) il tasso di mortalità negli esemplari ricollocati è generalmente elevato (anche prendendo in considerazione opportune misure di mitigazione)
- 2) il numero di esemplari da ricollocare deve essere sufficientemente cospicuo in modo tale da poter sopportare eventi stocastici non prevedibili a priori.

L'Etna ha sostanzialmente perduto un elemento chiave del suo ecosistema nel giro di meno di un decennio, se la gestione (faunistica e non solo) del territorio del parco non prenderà in seria considerazione tale perdita, cercando quanto meno di limitare il danno già in corso, le conseguenze sull'intero ecosistema (l'insieme di specie animali e vegetali che popolano un determinato territorio) del vulcano attivo più alto d'Europa potrebbero essere irrimediabili.

4. Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare Marisa Mazzaglia, ex-presidente del Parco dell'Etna, per aver sostenuto e promosso questa ricerca scientifica. Senza il suo sostegno questo lavoro non sarebbe stato possibile. Inoltre, la collaborazione con il Dott. Michele Leonardi e la Dott.ssa Rosa Spampinato prima durante e dopo la ricerca è stata di vitale importanza per poter ottenere questi risultati. Infine, un sentito ringraziamento al Dott. Luigi Piccinini (dirigente dell'Unità Operativa Gestione delle risorse Naturalistiche - Ripartizione Faunistico Venatoria) e al Dott. Maurizio Pennisi (Gestione delle risorse Naturalistiche - Ripartizione Faunistico Venatoria) per la gentile concessione dell'uso delle fototrappole usate nel 2015-2016 e nel 2018: senza la loro disponibilità questa ricerca non sarebbe stata possibile. Stefano Anile ringrazia anche il Dr. Gabriele Giacalone per gli utili consigli e suggerimenti ricevuti al momento della pianificazione del monitoraggio tramite play-back.

5. Bibliografia

- Amico C., 2005. La Coturnice *Alectoris graeca whitakeri* in provincia di Catania. Stato delle ricerche (2003-2005). Ripartizione Faunistico Venatoria ed Ambientale Catania, Assessorato Agricoltura e Foreste, Regione Sicilia.
- Anile S., Amico C., Ragni B., 2012a. Population density estimation of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily using camera trapping. *Wildlife Biology In Practice* 8(1): 1-12.
- Anile S., Arrabito C., Mazzamuto M.V., Scornavacca D., Ragni B., 2012b. A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily using hair trapping and camera trapping: does scented lure work? *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 23(2): 45-50.
- Anile S., Bizzarri L., Lacrimini M., Sforzi A., Ragni B., Devillard S., 2017. Home-range size of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): a report from two areas in Central Italy. *Mammalia*, 82(1): 1-11.
- Anile S., Bizzarri L., Ragni B., 2009. Camera trapping the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily (southern Italy): preliminary results. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 20(1): 55-60.
- Anile S., Bizzarri L., Ragni B., 2010. Estimation of European wildcat population size in Sicily (Italy) using camera trapping and capture-recapture analyses. *Italian Journal of Zoology*, 77(2): 241-246.
- Anile S., Lo Valvo M., 2016. Relazione finale della Borsa di Studio erogata dall'Università di Palermo (Dipartimento STEBICEF) oggetto della convenzione con il Parco dell'Etna. Studio sulla biologia ed eco-etologia del Gatto selvatico nel Parco Regionale dell'Etna e realizzazione del piano di conservazione.
- Anile S., Lo Valvo M., 2019. Indagine e Monitoraggio per la conservazione della Coturnice di Sicilia, del Coniglio selvatico e del Gatto selvatico nell'area del Parco dell'Etna Relazione finale sul Gatto selvatico *Felis silvestris silvestris*.
- Anile S., Ragni B., Randi E., Mattucci F., Rovero F., 2014. Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. *Journal of Zoology*, 293(4): 252-261.
- Arnemo J.M., Ahlqvist P., Andersen R., Berntsen F., Ericsson G., Odden J., Brunberg S., Segerström P., Swenson J.E., 2006. Risk of capture-related mortality in large free-ranging mammals: experiences from Scandinavia. *Wildlife Biology*, 12(1): 109-113.
- Bizzarri L., Lacrimini M., Ragni B., 2010. Live capture and handling of the European wildcat in central Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 21(1): 73-82.
- Calvete C., Villafuerte R., Lucientes J., Osacar J.J., 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology*, 241: 271-277.

- Camarda A., Pugliese N., Cavadini P., Circella E., Capucci L., Caroli A., Legretto M., Mallia E., 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.
- Carvalho J.C., Gomes, 2007. Habitat suitability model for European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* with implications for restocking. *Game and Wildlife Science*, 20 (4): 287-301.
- Daniels M.J., Beaumont M.A., Johnson P.J., Balharry D., Macdonald D.W., Barratt E., 2001. Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology*, 38: 146-161.
- Evan D.M., Redpath S.M., Elston D.A., Evans S.A., Mitchell R.J., Dennis P., 2006. To graze or not to graze? Sheep, voles, forestry and nature conservation in the British uplands. *Journal of Applied Ecology*, 43: 499-505.
- Falsone L., Brianti E., Gaglio G., Napoli E., Anile S., Mallia E., Giannelli A., Poglayen G., Giannetto S., Otranto D., 2014. The European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) as reservoir hosts of *Troglostrongylus brevior* (Strongylida: Crenosomatidae) lungworms. *Veterinary Parasitology*, 2015(1): 193-198.
- Germain E., Benhamou S., Poulle M.L., 2008. Spatio-temporal sharing between the European wildcat, the domestic cat and their hybrids. *Journal of Zoology*, 276: 195-203.
- Gil-Sanchez J.M., Valenzuela G., Sanchez J.F., 1999. Iberian wild cat *Felis silvestris tartessia* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriologica*, 44 (4): 421-428.
- Kitchener A.C., Rees E.E., 2009. Modelling the dynamic biogeography of the wildcat: implications for taxonomy and conservation. *Journal of Zoology*, London, 279: 144-155.
- Klar N., Herrmann M., Henning-Hahn M., Pott-Dörfer B., Hofer H., Kramer-Schadt S., 2012. Between ecological theory and planning practice: (re-) connecting forest patches for the wildcat in lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 105: 376-384.
- Klar N., Herrmann M., Kramer-Schadt S., 2009. Effects and mitigation of road impacts on individual movement behaviour of wildcats. *The Journal of Wildlife Management*, 73(5): 631-638.
- Klar N., Nèstor F., Kramer-Schadt S., Herrmann M., Trinzen M., Buttner I., Niemitz C., (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation*, 141: 308-319.
- Krone O., Guminsky O., Meinig H., Herrmann M., Trinzen M., Wibbelt G., 2008. Endoparasite spectrum of wild cats (*Felis silvestris* Schreber, 1777) and domestic

- cats (*Felis catus* L.) from the Eifel, Pfalz region and Saarland, Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 95-100.
- La Morgia V., Balbo C., Memoli S., Isaia M., (2015. Rodents in grassland habitats: does livestock grazing matter? A comparison of two Alpine sites with different grazing histories in Daugeron C., Deharveng L., Isaia M., Villemant C., Judson M. (eds), Mercantour/Alpi Marittime All Taxa Biodiversity Inventory. *Zoosystema*, 37 (4): 571-580.
- Lo Valvo M., Loria G.R., Miosi P., 2013a. Status e conservazione della Coturnice (*Alectoris graeca*) Meisner, 1804. Assessorato Regionale dell'Agricoltura dello Sviluppo Rurale e della Pesca Mediterranea, 15 Novembre.
- Lozano J., 2010. Habitat use by European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in central Spain: what is the relative importance of forest variables? *Animal Biodiversity and Conservation*, 33 (2): 143-150.
- Lozano J., Moleon M., Virgòs E., 2006. Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. *Journal of Biogeography*, 33: 1076-1085.
- Lozano J., Virgòs E., Cabezas-Díaz S., 2013. Monitoring European wildcat *Felis silvestris* populations using scat surveys in central Spain: are population trends related to wild rabbit dynamics or to landscape features? *Zoological Studies*, 52: 16.
- Lozano J., Virgos E., Cabezas-Díaz S., Mangas J.G., 2007. Increase of large game species in mediterranean areas: is the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) facing a new threat? *Biological Conservation*, 138: 321-329.
- Lozano J., Virgos E., Malo A.F., Hurtas D.L., Casanovas J.G., 2003. Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris silvestris*). *Biodiversity and Conservation*, 12: 921-935.
- Malo A.F. Lozano J., Huertas D.L., Virgòs E., 2004. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology*, 263: 401-407.
- Mattucci F., Oliveira R., Bizzarri L., Vercillo F., Anile S., Ragni B., Lapini L., Sforzi A., Alves P.C., Lyons L.A., Randi E., 2013. Genetic structure of wildcat (*Felis silvestris silvestris*) populations in Italy. *Ecology and Evolution*, 3: 2443-2458.
- Monterroso P., Brito J.C., Ferreras P., Alves P.C., 2009. Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with big radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology*, 279: 27-35.
- Monterroso P., Garrote G., Serronha A., Santos E., Delibes-Mateos M., Abrantes J., Perez de Ayala R., Silvestre F., Carvalho J., Vasco I., Lopes A.M., Elisa Maio E., Magalhães M.J., Scott Mills L., Esteves P.J., Simón M.A., Alves P.C., 2016. Disease-mediated

- bottom-up regulation: an emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports*, 6 (36072)
- Piñeiro A., Barja I., 2012. The plant physical features selected by wildcats as signal posts: an economic approach to fecal marking. *Naturwissenschaften*, 99: 801-809.
- Piñeiro A., Barja I., Silvàn G., Illera J., 2012. Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: management implications for species conservation. *Wildlife Research*, 39: 532-539.
- Priolo A., Bocca M., 1992. Coturnice. In: Brichetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds), *Fauna d'Italia. Uccelli*. I. Calderini edizioni. Pp. 766-777.
- Randi E., Tabarroni C., Rimondi S., Lucchini V., Sfougaris A., 2003. Phylogeography of the Rock Partridge (*Alectoris graeca*). *Molecular Ecology*, 12 (8): 2201-2214.
- Scalisi M., Gugliemi S., 2005. La Coturnice di Sicilia. Un endemismo da tutelare e gestire. I quaderni di VAS collana NATURA. Associazione Verdi Ambiente e Società ONLUS.
- Silva A.P., Kilshaw K., Johnson P.J., Macdonald D.W., Rosalino L.M., 2012. Wildcat occurrence in Scotland: food really matters. *Diversity and Distribution*: 1-12.
- SIVAE, 2018. MEV2 Malattia emorragica virale da RHDV2 nel coniglio e linee guida per la vaccinazione degli animali da compagnia.
- Trocchi V., Riga F., Sorace A., 2016. Piano d'azione nazionale per la Coturnice (*Alectoris graeca*). Eds: MATTM - ISPRA; Quaderni Conservazione della Natura n: 40.
- Twigg L.E., Lowe T.J., Gray G.S., Martin G.R., Wheeler A.G., Barker W., 1998. Spotlight counts, site fidelity and migration of European rabbits *Oryctolagus cuniculus*. *Wildlife Research*, 25: 113-122.
- Watland A.M., Scahuber E.M., Woolf A., 2007. Translocation of Swamp Rabbits in Southern Illinois. *Southeastern Naturalist*, 6(2): 259-270.
- Yamaguchi N., Kitchner A., Driscoll C., Nussberger B., 2015. *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.e.T60354712A50652361.

6. Appendice fotografica

Alcuni degli scatti più belli ottenuti durante il monitoraggio 2018.

6.1 Gatto selvatico









6.2 Coniglio selvatico Appendice fotografica



