



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

Dipartimento per l'Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali

Dottorato di Ricerca in Ecologia forestale

XXVI ciclo

**Validazione della Rete Ecologica Regionale del Lazio (*REcoRd_Lazio*) attraverso il
rilevamento di specie animali d'interesse europeo e conservazionistico**

s.s.d. BIO/05

Tesi di dottorato di:

Dott. Gianluca Bonavigo

Coordinatore del corso

Prof. Paolo De Angelis

Tutore

Prof. Marzio Zapparoli

Co-tutore

Dott. Marco Scalisi

13 luglio 2015

Quando si va verso un obiettivo è molto
importante prestare attenzione al cammino.
E' il cammino che ci insegna sempre la maniera
migliore di arrivare, e ci arricchisce mentre lo percorriamo”
Paulo Coelho

La natura non propone angoli retti
è una sinfonia di contorni inesatti
che da sempre si oppone al teorema dell'uomo
che la vuole inquadrare
F. G.S.

INDICE

Riassunto

Abstract

1	Introduzione	10
1.1	Evoluzione del processo di frammentazione	11
1.2	Gli effetti della frammentazione di ambienti naturali sulla biodiversità	13
1.3	Connettività del paesaggio e reti ecologiche	14
1.4	I corridoi ecologici di connessione	17
1.5	La Rete Ecologica Regionale del Lazio (REcoRd Lazio)	18
1.6	Finalità del progetto e obiettivi della tesi	19
2	Specie target attese	20
2.1	Riccio comune (<i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758, Erinaceomorpha Erinaceidae)	20
2.1.1.	Sistematica, corologia e morfologia	20
2.1.2.	Habitat ed ecologia	21
2.1.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	21
2.2	Scoiattolo (<i>Sciurus vulgaris</i> Linnaeus, 1758, Rodentia Sciuridae)	22
2.2.1.	Sistematica, corologia e morfologia	22
2.2.2.	Habitat ed ecologia	22
2.2.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	23
2.3	Istrice (<i>Hystrix cristata</i> Linnaeus, 1758, Rodentia Istricidae)	23
2.3.1.	Sistematica, corologia e morfologia	23
2.3.2.	Habitat ed ecologia	24
2.3.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	24
2.4	Lepre comune (<i>Lepus europae</i> , 1778, Lagomorpha Leporidae)	25
2.4.1.	Sistematica, corologia e morfologia	25
2.4.2.	Habitat ed ecologia	25
2.4.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	26

2.5	Lepre italica (<i>Lepus corsicanus</i> De Winton, 1898, Lagomorpha Leporidae)	27
2.5.1.	Sistematica, corologia e morfologia	27
2.5.2.	Habitat ed ecologia	27
2.5.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	28
2.6	Gatto selvatico (<i>Felis silvestris</i> Schreber, 1777, Carnivora Felidae)	28
2.6.1.	Sistematica, corologia e morfologia	28
2.6.2.	Habitat ed ecologia	29
2.6.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	30
2.7	Lupo (<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758, Carnivora Canidae)	30
2.7.1.	Sistematica, corologia e morfologia	30
2.7.2.	Habitat ed ecologia	31
2.7.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	31
2.8	Volpe (<i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758, Carnivora Canidae)	32
2.8.1.	Sistematica, corologia e morfologia	32
2.8.2.	Habitat ed ecologia	32
2.8.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	33
2.9	Faina (<i>Martes foina</i> Erxleben, 1777, Carnivora Mustelidae)	33
2.9.1.	Sistematica, corologia e morfologia	33
2.9.2.	Habitat ed ecologia	34
2.9.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	34
2.10	Martora (<i>Martes martes</i> , Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae)	35
2.10.1.	Sistematica, corologia e morfologia	35
2.10.2.	Habitat ed ecologia	35
2.10.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	36
2.11	Tasso (<i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae)	36
2.11.1.	Sistematica, corologia e morfologia	36
2.11.2.	Habitat ed ecologia	37
2.11.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	37
2.12	Donnola (<i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae).	37
2.12.1.	Sistematica, corologia e morfologia	37

2.12.2.	Habitat ed ecologia	38
2.12.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	38
2.13	Puzzola (<i>Mustela putorius</i> , Linnaeus 1758, Carnivora Mustelidae)	39
2.13.1.	Sistematica, corologia e morfologia	39
2.13.2.	Habitat ed ecologia	39
2.13.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	40
2.14	Cinghiale (<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758, Artiodactyla Suidae)	40
2.14.1.	Sistematica, corologia e morfologia	40
2.14.2.	Habitat ed ecologia	41
2.14.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	41
2.15	Capriolo (<i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758, Artiodactyla Cervidae)	42
2.15.1.	Sistematica, corologia e morfologia	42
2.15.2.	Habitat ed ecologia	42
2.15.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	43
2.16	Daino (<i>Dama dama</i> Linnaeus, 1758, Artiodactyla Cervidae)	43
2.16.1.	Sistematica, corologia e morfologia	43
2.16.2.	Habitat ed ecologia	44
2.16.3.	Distribuzione nel Lazio e conservazione	44
3	Materiali e metodi	46
3.1	Area di studio	46
3.2	Regione Lazio	47
3.2.1.	Aspetti geografici e geomorfologici	47
3.2.2.	Fitoclima e unità fitoclimatiche	48
3.3	Il paesaggio della Tuscia Viterbese	51
3.3.1.	Aspetti geografici e geomorfologici	51
3.3.2.	Clima e vegetazione	52
3.3.3.	Cenni sul popolamento animale	54
3.4	Disegno sperimentale	60
3.4.1.	Aree centrali (core areas)	61

3.4.2.	Aree di connessione (corridoi ecologici)	68
3.4.3.	Il fototrappolamento	78
3.4.4.	Siti di campionamento e archiviazione dati	84
3.4.5.	Analisi dei dati	86
4	Risultati	98
4.1	Le specie rilevate	99
4.2	Analisi dei flussi faunistici	105
4.3	Stima di rilevabilità delle specie e modelli occupancy.	107
5	Discussione	115
5.1	Specie rilevate e loro uso delle strutture del paesaggio	115
6	Considerazioni finali	126
	Appendice A	146
	Ringraziamenti	

Riassunto

Fin dagli anni '70 del 900, la letteratura scientifica ha messo in evidenza come i frammenti di ambienti naturali, isolati e di ridotte dimensioni, collocati in paesaggi trasformati dall'uomo, non consentissero il mantenimento della vitalità di popolazioni e la persistenza nel tempo di comunità, ecosistemi e processi ecologici. Al contrario, è stato evidenziato come tali frammenti dovessero essere relativamente ampi e connessi tra di loro, in modo da permettere le funzioni essenziali al mantenimento della diversità biologica in un determinato paesaggio di riferimento. Secondo queste basi conoscitive, la conservazione di popolazioni, comunità ed ecosistemi non può limitarsi all'istituzione di aree protette, specialmente se isolate o di piccole dimensioni, ma dovrebbe tener conto dei processi ecologici (es., dispersione individuale) che interessano scale spaziali più ampie di quelle relative alle singole aree protette. Il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali è, pertanto, uno degli approcci prevalenti in quelle strategie di conservazione che pongono come obiettivo la mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità.

Un effetto della frammentazione è la diminuzione della connettività del paesaggio. Per connettività si intende il grado di permeabilità (facilitazione o impedimento) del paesaggio ai movimenti degli individui tra i diversi frammenti di habitat.

Il presente studio, partendo da una base conoscitiva come La Rete Ecologica Regionale del Lazio (*REcoRd_Lazio*), si è prefissato l'obiettivo di portare un contributo alla validazione o, comunque, alla valutazione dell'accuratezza delle conoscenze sulla reale distribuzione delle specie di meso- e macromammiferi della fauna locale, con particolare attenzione agli ambiti di connessione (corridoi ecologici) tra aree di particolare rilievo conservazionistico (aree centrali). Il monitoraggio dei meso- e macromammiferi delle aree centrali e degli ambiti di connessione dell'area di studio è stato effettuato mediante la tecnica del fototrappolaggio.

Le analisi sono state condotte su dati di presenza/assenza attraverso i modelli *occupancy* di MacKenzie et al. (2002, 2003), basati su rilevamenti sequenziali che permettono di incorporare la probabilità di cattura di una specie e quindi di tener conto del problema delle false assenze (quando la specie è presente ma non avvistata, dipende dalla sua *detectability*). I modelli sono stati selezionati seguendo l'*information-theoretic approach*, basato sul calcolo degli AIC (*Akaike Information Criteria*).

L'intensità di utilizzo da parte della fauna delle strutture del paesaggio monitorate è stato valutato in funzione del numero di catture fotografiche sullo sforzo di campionamento (Indice d'Uso). In questo lavoro si è cercato di concentrare l'attenzione sulla funzionalità degli ambiti di

connessione e di valutare la funzione *source* delle aree centrali, cercando di estrapolare un modello utile per il monitoraggio nel tempo delle popolazioni che utilizzano queste strutture del paesaggio. Si è trattato di uno studio mai condotto in Italia, per certi versi pionieristico nel particolare contesto di questo settore dell'Appennino centrale, caratterizzato dalla secolare presenza dell'uomo, i cui risultati - seppur preliminari - sono utilizzabili come base per future più approfondite e dettagliate indagini.

I dati raccolti sembrano nel complesso dimostrare che, nell'area oggetto di studio, per quanto riguarda le specie di meso- e macromammiferi, la differenza tra le due strutture di paesaggio (aree centrali e corridoi) è scarsa. Infatti, in base ai valori dell'Indice d'Uso (aree centrali IU = 0,61; corridoi ecologici IU = 0,48), si nota una discrepanza leggermente sbilanciata verso le aree centrali rispetto agli ambiti di connessione.

Questo risultato potrebbe indicare che i corridoi presi in esame sono percepiti come veri e propri habitat (*habitat corridor*) che permettono comunque una continuità fra due *patch* di grandi dimensioni, ma che vengono avvertiti da alcune delle specie studiate come un prolungamento dell'habitat-area centrale. Viceversa, altre specie utilizzano questa struttura per risiedere e riprodursi.

Abstract

Since the 70s of the 20th century, the scientific literature has highlighted how scattered, small fragments of natural environments included in landscapes impacted by human activity, did not permit to maintain the vitality of populations and ensure the persistence over time of communities, ecosystems and ecological processes. On the contrary, it has been shown that these fragments should be relatively large and connected between each other to allow the essential functions for the maintenance of biological diversity in a given landscape. According to this basic knowledge, the conservation of populations, communities and ecosystems cannot be limited to the establishment of isolated, small-sized protected areas but should account for those ecological processes (eg., individual dispersion) acting over larger spatial scales. Maintaining ecological and physical continuity between natural environments is therefore crucial in those conservation strategies aiming at mitigating the effects of fragmentation on populations and communities.

One effect of fragmentation is the decreased level of connectivity within the landscape, where the term connectivity refers to the degree of permeability (facilitation or impediment) of the landscape to the movement of individuals between the various fragments of habitats.

This study, by taking advantage of the Regional Ecological Network of Lazio (REcoRd_Lazio), aimed at evaluate and validate the accuracy of state-of-the-art knowledge about the actual

distribution of medium- and large-mammals species pertaining to the local fauna, with special attention to the connections (ecological corridors) between areas of remarkable importance for conservation (core areas). Monitoring of medium- and large-mammals in the core areas and the ecological corridors has been performed using the technique of camera trapping. The analyses were conducted on presence/absence observations, by means of *occupancy* models based on sequential observations that allow to incorporate the probability of capturing a species, and so to better account for the problem of *false absences* (e.g. detectability). The models were selected following the information theoretic approach, based on the calculation of the AIC (Akaike Information Criteria).

The frequency of usage of monitored landscape structures by the local fauna was evaluated as a function of the number of cameras on the sampling effort (relative abundance index = IU).

In this work special attention was focused on the functionality of the ecological corridors to evaluate the *source* function of the core areas, in order to extract a useful model for monitoring over time the populations using such landscape structures.

This study can be considered a pioneer research in Italy, and in particular in the geographical region of the central Apennines, characterized by a centennial presence of man, whose results – although preliminary - can be used as a basis for further investigations.

The data collected in the study area show low differences between the two structures of landscape (core areas and ecological corridors) for medium- and large-mammals species. Based on the values of the relative abundance index (core areas IU = 0.61; ecological corridors IU = 0.48), there is a slightly biased discrepancy towards the core areas rather than the ecological corridors. This result may indicate that the ecological corridors surveyed are perceived as real habitat (habitat corridor) that allow continuity between two large patches, but that are perceived by some of the studied species as an extension of the habitat (core area). At the same time, other species use these structures to live and for reproduction.

1 Introduzione

Lo sviluppo delle attività antropiche ha comportato negli ultimi secoli, profonde trasformazioni degli ecosistemi originari. In Italia e nel mondo si è assistito, infatti, ad una massiccia artificializzazione del paesaggio con una accelerazione esponenziale del processo, il quale si sviluppa ad una velocità ben superiore rispetto ai naturali meccanismi omeostatici di riequilibrio tra ambiente antropico e ambiente naturale, che hanno caratterizzato il rapporto uomo-biosfera in tutti i secoli precedenti (Massa e Ingegnoli, 1999).

In tale contesto, tra le principali modalità di uso e di gestione del territorio che hanno contribuito ad accelerare e ad accentuare il processo di frammentazione, troviamo la trasformazione del paesaggio indotta dallo sviluppo urbanistico e infrastrutturale, dal continuo progredire del degrado ambientale e dalle attività agricole di tipo intensivo.

La massiccia presenza sul territorio di infrastrutture a prevalente andamento lineare, erodendo in modo sempre più drammatico i primitivi assetti naturali, portano ad avere ecomosaici sempre più banalizzati e frammentati. L'entità di tale fenomeno è misurabile attraverso l'utilizzo di appositi indici che consentono di fare una valutazione quantitativa, ad esempio, del grado di frammentazione urbana (attraverso l'*indice di frammentazione urbana*, Ufi) e della frammentazione provocata dalle infrastrutture (attraverso l'*indice di frammentazione infrastrutturale* Ifi) (Romano, 2002).

Più in generale, ulteriori fattori che contribuiscono a deteriorare la qualità dell'ambiente e, di conseguenza, a pregiudicare la sopravvivenza delle specie animali e vegetali, sono il sovrasfruttamento delle risorse naturali, la diffusione di specie esotiche invasive, l'immissione di quantità enormi di nutrienti e di sostanze pericolose nell'ambiente, l'alterazione del ciclo dell'acqua e dei cicli biogeochimici, a loro volta connessi ai cambiamenti climatici globali: tutti fenomeni che sottendono rischi imprevedibili e potenzialmente devastanti (Furlanetto et al., 2005).

Il passaggio da un tipo di agricoltura tradizionale (caratterizzata da un mosaico di colture diversificate e articolate su piccoli appezzamenti separati da siepi e filari) a un tipo di coltivazione intensiva e spesso monocolturale, ha determinato un deterioramento del paesaggio (Battisti, 2004). Risulta quindi evidente come il deterioramento del paesaggio dovuto a pratiche agricole di tipo intensivo costituisca un elemento di non poco peso nel processo di frammentazione e di perdita di habitat per specie animali e vegetali, che a sua volta induce una perdita di biodiversità. Nonostante questo, il paesaggio agrario è quello che si presta maggiormente, rispetto a contesti fortemente urbanizzati e deteriorati, ad essere recuperato attraverso opere di bonifica e di ripristino delle funzionalità ecologiche degli agroecosistemi ed è dunque quello che presenta un più ampio margine di potenziale miglioramento per implementare un sistema complessivo di Rete Ecologica (Battisti, 2004; Battisti e Romano, 2007).

1.1 Evoluzione del processo di frammentazione

La frammentazione degli ecosistemi consiste in un processo dinamico di origine antropica che genera una progressiva riduzione della superficie degli ambienti naturali e un aumento del loro isolamento: le superfici naturali subiscono, così, una suddivisione in frammenti più o meno disgiunti e progressivamente più piccoli e isolati, inseriti in una matrice territoriale artificiale (Bennett, 1999; Fahrig, 2003; Foley et al., 2005).

La frammentazione del territorio può portare a pesanti ripercussioni a livello di ecosistema (ovvero a quel livello di organizzazione che esprime le relazioni che uniscono i diversi comparti ambientali), il quale tende verso un naturale stadio di “maturità” (climax), in genere non stazionario ma oscillante attorno ad un valore al quale i meccanismi omeostatici che lo caratterizzano tendono a riportarlo (Furlanetto et al., 2005). Tali meccanismi possono essere innescati da fenomeni esterni, sia di carattere naturale, sia di origine antropica, per la cui intensità o frequenza il sistema può non essere più in grado di cicatrizzare le ferite, determinando, di conseguenza, l’affermarsi di cambiamenti irreversibili (Tews et al., 2004; Theobald, 2006). In altre parole, la stabilità di un certo ambiente fisico (o della componente biotica in esso presente) può sussistere se i cambiamenti che subisce sono tali (lenti, di lieve entità, etc.) da consentire alle comunità dei viventi di adattarsi ad essi; viceversa, se le alterazioni sono rilevanti e il cambiamento è rapido, possono innescarsi fenomeni di estinzione o di sostituzione di comunità con altre più adatte alle nuove condizioni. È dunque necessario valutare l’entità e la portata di tali fenomeni, per fare in modo che non vengano superati certi valori limite che possono determinare una perdita irreversibile della funzionalità ecosistemica originaria (Fahrig, 2003; Farina, 2001).

In conseguenza di ciò, sarà opportuno adottare specifiche strategie di protezione in funzione dell’intensità della perturbazione esterna (cronica, persistente, o acuta, indotta da grandi sollecitazioni) e in funzione della vulnerabilità e delle caratteristiche intrinseche e peculiari di ogni singola unità ecosistemica che, di conseguenza, determinano una differente capacità di recupero delle condizioni di equilibrio ecologico iniziali.

Il processo di frammentazione può essere schematicamente suddiviso nelle seguenti fasi (Andrén, 1994; Bennett, 1999) (Fig. 1):

- la scomparsa di determinate tipologie ecosistemiche (*habitat loss*);
- la riduzione in superficie di ciascun frammento residuale di habitat focale e la riduzione in superficie complessiva di tale habitat a scala di paesaggio (*landscape habitat reduction*);
- l’incremento del numero di frammenti (*increase in number of habitat fragments*);

- il progressivo isolamento dei frammenti (*habitat isolation*);
- la riorganizzazione spaziale dei frammenti (*change in habitat configuration*);
- l'aumento dell'effetto margine (*edge effect*) indotto sui frammenti dalla matrice antropizzata limitrofa (*habitat degradation*);
- la neoformazione e l'aumento in superficie di tipologie ecosistemiche di origine antropica, che forma quella che viene chiamata matrice (copertura prevalente di una determinata area) o *landscape matrix* (Forman, 1995).

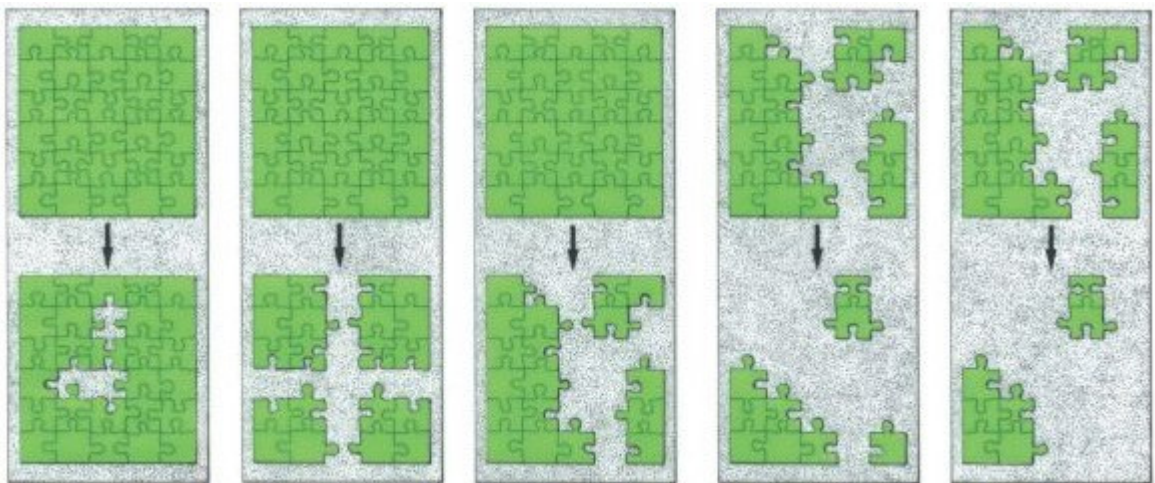


Fig. 1 - Modalità di passaggio da uno stadio relativamente omogeneo a uno frammentato (Bogaert, 2000 in Farina, 2001: 247). Da sinistra, 1) perforazione; 2) dissezione; 3) frammentazione in senso stretto; 4) riduzione delle dimensioni dei frammenti; 5) riduzione delle dimensioni e del numero dei frammenti.

La frammentazione degli ambienti naturali costituisce una gravissima minaccia alla diversità biologica ed è un processo in fase di accelerazione esponenziale a livello globale, in special modo nelle aree tropicali. Esso si sovrappone ad altri disturbi antropogenici, provocando effetti cumulativi spesso irreversibili su popolazioni animali e vegetali, influenzando i movimenti degli individui e la loro presenza, abbondanza e persistenza con ricadute a livello di comunità e di ecosistema (Fahrig, 1997; Villard et al., 1999; Davies et al., 2001; Soulé e Orians, 2001).

Gli effetti della frammentazione sono osservabili a scale differenti. Alla scala di paesaggio, e in aree storicamente interessate dalla presenza umana, il processo di frammentazione ha portato alla strutturazione di ecomosaici paesistici nei quali è possibile distinguere una matrice antropica, venutasi a formare per scomparsa o alterazione di preesistenti tipologie ecosistemiche, all'interno della quale sono collocati i frammenti ambientali residui (Forman, 1995). Questi ultimi (definiti anche isole di habitat, isole ecologiche; Saunders et al., 1991) mostrano caratteristiche proprie (per tipologia, superficie, forma, qualità, ecc.), un diverso grado di isolamento fra di loro e fra le aree non frammentate, oltre che una propria articolazione spaziale. I frammenti residui, inoltre, sono

caratterizzati ciascuno da specifiche relazioni funzionali con la matrice limitrofa antropizzata (Farina, 2001).

1.2 Gli effetti della frammentazione di ambienti naturali sulla biodiversità

Il processo di frammentazione degli ambienti naturali per cause antropiche costituisce la causa primaria della perdita di biodiversità, intesa come misura della varietà di specie animali e vegetali nella biosfera su più livelli: a livello di geni, di specie, di ecosistemi e anche di paesaggio (Battisti, 2004).

Gli effetti della frammentazione sulle specie animali e vegetali non sono univoci, ma sono altamente specie-specifici (Celada, 1995; Davies et al., 2001). In effetti, possiamo riscontrare differente sensibilità sia interspecifica che intraspecifica: diverse specie risultano avere un differente grado di sensibilità e di plasticità a perturbazioni esterne, così come, anche all'interno della stessa specie si possono riscontrare risposte diversificate al fenomeno di frammentazione a seconda dello stadio del ciclo vitale e del periodo dell'anno. Tra i fattori che possono essere presi in considerazione per valutare il grado di sensibilità di una specie ai processi di frammentazione si possono considerare:

- l'ampiezza della nicchia ecologica;
- le dimensioni dell'home-range;
- l'attitudine alla dispersione.

In particolare, ci sono specie più sensibili all'effetto margine ed aventi scarsa attitudine ad attraversare aree antropizzate, mentre altre, più generaliste, riescono meglio ad adattarsi alle zone ecologicamente più compromesse, di dimensioni ridotte e legate alle zone più marginali dei frammenti.

Ad esempio, i carnivori percepiscono il paesaggio frammentato ad una scala diversa: singoli individui incorporano più frammenti boschivi nel proprio *home range* (Crooks, 2002), pertanto attraversano quotidianamente la matrice agricola per andare a cacciare nei frammenti boschivi residui. Studi effettuati in Toscana hanno mostrato come esistono delle soglie di dimensione ed isolamento dei boschi (boschi troppo piccoli o troppo isolati) oltre ai quali anche frammenti boschivi estremamente ricchi di risorse non vengono visitati dal tasso (*Meles meles*) e dalla faina (*Martes foina*) (Mortelliti e Boitani, 2008).

Il più evidente effetto provocato dall'isolamento è la diminuzione o la totale interruzione del processo di dispersione, ovvero quel processo necessario ad assicurare una possibilità di colonizzazione ed un adeguato flusso genico (ovvero la diffusione di geni da una popolazione all'altra) tra le popolazioni appartenenti ad una stessa specie mediante il quale si riduce il rischio di

estinzione delle stesse (Furlanetto et al., 2005). Il fenomeno dell'estinzione di popolazioni o di specie, provocando degli squilibri a livello di comunità, può amplificare il suo effetto con la scomparsa di specie ecologicamente collegate (estinzioni secondarie), determinando così un effetto a cascata difficilmente gestibile e controllabile (Crooks, 2002).

Le strutture antropiche possono interrompere parzialmente o del tutto i naturali movimenti dispersivi di alcune specie sensibili a causa della presenza di ostacoli fissi (recinzioni, muri di sostegno, barriere spartitraffico); al tempo stesso le strade e le opere lineari (elettrodotti, canali artificiali) possono costituire un formidabile corridoio per la diffusione di specie marginali e generaliste. In effetti, può verificarsi la sostituzione di specie originarie di un determinato habitat, che risultano spesso di interesse conservazionistico, con altre, generaliste e antropofile, meglio adattabili alla riduzione e alla compromissione dell'habitat originario e in grado di competere ed esercitare una forte pressione di predazione sulle stesse specie originarie (Mortelliti et al., 2010).

In particolare, si può assistere al manifestarsi di due tipi di effetti (Kimberly, 2002):

- effetto di tipo deterministico: dovuto alla riduzione di habitat per interventi di tipo antropico; esso può portare ad una maggiore accessibilità ai frammenti e quindi ad una maggiore possibilità di disturbo e di persecuzione da parte dell'uomo delle specie in essi presenti e ad un più facile accesso per le specie alloctone;
- effetto di tipo stocastico (casuale): quando la popolazione isolata è fortemente ridotta numericamente; successivamente intervengono fattori di tipo demografico, di tipo ambientale o di tipo genetico il cui effetto risulta poco prevedibile.

Gli effetti che la frammentazione provoca sulla diversità biologica sono molteplici e complessi; la loro entità dipende da numerose variabili tra cui il contesto territoriale/geografico di riferimento, la tipologia ambientale interessata, l'estensione e la configurazione della superficie degli habitat residui, il grado di connessione tra questi, la distanza da altre tipologie ambientali, il tempo intercorso dall'inizio del processo (Farina, 2001).

1.3 Connettività del paesaggio e reti ecologiche

Fin dagli anni '70 del 900, la letteratura scientifica ha messo in evidenza come i frammenti di ambienti naturali, isolati e di ridotte dimensioni, collocati in paesaggi trasformati dall'uomo, non consentissero il mantenimento della vitalità di popolazioni e la persistenza nel tempo di comunità, ecosistemi e processi ecologici (Battisti e Romano, 2007). È stato evidenziato come, al contrario, tali frammenti dovessero essere relativamente ampi e connessi tra di loro, in modo da permettere le funzioni essenziali al mantenimento della diversità biologica in un determinato paesaggio di riferimento (Crooks e Sanjayan, 2006a). Secondo queste basi conoscitive, la conservazione di

popolazioni, comunità ed ecosistemi non può limitarsi all'istituzione di aree protette, specialmente se isolate o di piccole dimensioni, ma dovrebbe tener conto dei processi ecologici (es., dispersione individuale) che interessano scale spaziali più ampie di quelle relative alle singole aree protette (Farina, 2001; Battisti e Romano, 2007). Il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali è, pertanto, uno degli approcci prevalenti in quelle strategie di conservazione che pongono come obiettivo la mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (Bennett, 1999; Lindenmayer e Fischer, 2007).

Un effetto della frammentazione è la diminuzione della connettività del paesaggio (Fahrig, 2003). Per connettività si intende il grado di permeabilità (facilitazione o impedimento) del paesaggio ai movimenti degli individui tra i diversi frammenti di habitat (Taylor et al., 1993).

Quando si studia la connettività è necessario considerare non solo la struttura spaziale degli elementi di connessione, ma anche come questi vengono utilizzati dalle specie (Taylor et al., 2006).

Risulta pertanto necessario distinguere tra:

- a) la connettività strutturale, che prende in considerazione solo gli elementi di connessione fisica tra i frammenti che costituiscono il paesaggio;
- b) la connettività funzionale, quella effettiva (o realizzata), che tiene conto della percezione delle specie, ovvero dell'effettiva risposta degli organismi ai diversi elementi di connessione del paesaggio.

Questa distinzione è fondamentale se si considera che frammenti connessi da un punto di vista strutturale (siepi, filari di alberi, etc.) potrebbero non esserlo da un punto di vista funzionale e viceversa (With et al., 1997). Alcune specie, ad esempio, grazie alle proprie capacità dispersive, sono in grado di attraversare la matrice di non-habitat che separa i diversi frammenti di habitat (Hinsley, 2000). La connettività funzionale pone quindi l'accento sul carattere specie-specifico degli elementi del paesaggio che fungono da connessione. Mentre la connessione strutturale è relativamente facile da misurare attraverso variabili che prendono in considerazione le distanze tra i frammenti ed il numero delle connessioni fisiche che collegano i frammenti (Tischendorf e Fahrig, 2000), la connettività funzionale è molto più difficile da quantificare (Taylor et al., 2006). Per questo motivo la maggior parte degli studi che misurano la connettività del paesaggio si basa su indici che quantificano solamente gli elementi di connessione fisica tra i frammenti, senza prendere in considerazione gli effettivi movimenti degli individui e quindi la funzionalità connettiva del paesaggio. Esistono, però, sempre più evidenze empiriche che dimostrano come gli elementi di connessione aumentino la ricchezza specifica in un paesaggio (Bennett et al., 2004) e permettano effettivi movimenti degli individui tra i frammenti (Davies e Pullin, 2007). L'occupazione di un

dato frammento di habitat idoneo dipende dal grado di connettività del paesaggio per molte specie (Mortelliti et al., 2010c; Capizzi et al., 2002; Mortelliti et al., 2011).

Valutare il ruolo della connettività del paesaggio per capire quale sia il suo effetto sulla distribuzione delle specie nei paesaggi frammentati, indipendentemente dagli altri processi di perdita, frammentazione e degradazione degli habitat, è importante per la conservazione della natura in quanto si possono prendere delle decisioni gestionali più appropriate per le specie minacciate che vivono in paesaggi frammentati (Lindenmayer e Fischer, 2007).

La pianificazione della rete ecologica si pone l'obiettivo di mantenere o ripristinare una connettività fra popolazioni biologiche in paesaggi frammentati, con ricadute positive a livello di comunità, sulle componenti abiotiche degli ecosistemi e sui processi ecologici in generale. Secondo le indicazioni del Ministero dell'Ambiente (2001), una rete ecologica può essere definita come *“un’infrastruttura naturale e ambientale che persegue il fine di interrelazionare e di connettere ambiti territoriali dotati di una maggior presenza di naturalità, ove migliore è stato ed è il grado di integrazione delle comunità locali con i processi naturali, recuperando e riducendo tutti quegli ambienti relitti e dispersi nel territorio che hanno mantenuto viva una, seppur residua, struttura originaria, ambiti la cui permanenza è condizione necessaria per il sostegno complessivo di una diffusa e diversificata qualità naturale del nostro Paese”*.

Secondo questo documento la rete ecologica dovrebbe essere costituita dalle seguenti unità (Fig. 2):

- aree centrali (*core areas*): aree naturali di grande dimensione, di alto valore funzionale e qualitativo ai fini del mantenimento della vitalità delle popolazioni target; si tratta di aree con caratteristiche di centralità, tendenzialmente di grandi dimensioni, in grado di sostenere popolamenti ad elevata biodiversità e quantitativamente rilevanti, da una parte riducendo così i rischi di estinzione per le popolazioni, dall'altra costituendo un'importante sorgente di diffusione per individui mobili in grado di colonizzare (o ricolonizzare) nuovi habitat esterni;
- zone cuscinetto (*buffer zones*): che rappresentano le aree contigue e le fasce di rispetto adiacenti alle *core areas*; hanno funzione protettiva nei confronti di queste ultime riguardo agli effetti di disturbo della matrice (effetto margine) sulle specie più sensibili (Farina, 2001; MacMahon e Holl, 2001);
- corridoi ecologici (*wildlife ecological corridors*): elementi lineari o composti da un mosaico di ambienti frammentati (*mosaic corridor*), di collegamento fra *core areas* e fra esse e gli altri componenti della rete; la loro funzione è mantenere e favorire le dinamiche di dispersione delle popolazioni biologiche fra aree naturali, impedendo così le conseguenze negative dell'isolamento;

- pietre da guado (*stepping stones*): non sempre i corridoi ecologici hanno una continuità completa; spesso il collegamento può avvenire anche attraverso aree naturali minori poste lungo linee ideali di passaggio, che funzionino come punto di appoggio e rifugio per la fauna; le *stepping stones* sono frammenti ambientali di habitat ottimale (o subottimale) per determinate specie, immersi in una matrice di paesaggio antropizzata;
- aree di restauro ambientale (*restoration areas*): ad esempio rimboschimenti, zone umide artificiali ecc., le quali possono essere funzionali a quelle specie che risultano poco sensibili a livelli medio-alti di frammentazione ambientale (generaliste) (Bennett, 1999).

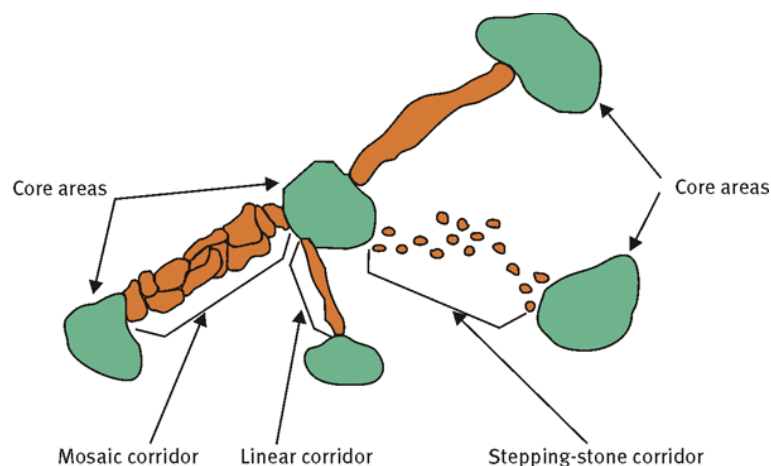


Fig. 2. Modello di rete ecologica: sistema interconnesso di unità di habitat (www.set-revue.fr).

1.4 I corridoi ecologici di connessione

Un corridoio ecologico può essere genericamente considerato come una striscia di territorio, generalmente differente dalla matrice in cui si colloca (agricola, ma anche antropica) (Bennett, 1999; Dobson et al., 1999). Il concetto di “corridoio ecologico”, ovvero di una fascia continua di elevata naturalità che collega differenti aree naturali tra loro separate, esprime l’esigenza di limitare gli effetti deleteri della frammentazione ecologica; sebbene i corridoi ecologici possano anche costituire in determinate circostanze fattori di criticità (ad esempio, per le possibilità che attraverso di essi si diffondano specie aliene invasive), vi è ampio consenso sull’importanza strategica di prevedere corridoi ecologici, opportunamente studiati, in un’ottica di superamento degli effetti negativi della artificializzazione diffusa del territorio.

I corridoi ecologici sono elementi funzionali della rete ecologica ritenuti positivi perché permettono gli spostamenti della fauna da una zona relitta a un’altra, rendendo possibile il raggiungimento di aree di foraggiamento altrimenti irraggiungibili; inoltre, essi contribuiscono ad aumentare il valore estetico del paesaggio.

Le funzioni esplicate da un corridoio ecologico all'interno della rete possono essere così riassunte (Forman, 1995):

- a) garantire la continuità spaziale e funzionale della rete; incrementare la biodiversità diffusa;
- b) permettere l'interscambio genetico tra popolazioni distanti;
- c) fungere da rifugio e habitat per numerose specie;
- d) consentire la diffusione di molte specie e rappresentare un'area sorgente per altre;
- e) agire da filtro, alcuni organismi passano attraverso (perpendicolare all'asse dei corridoi, altri no);
- f) partecipare alla regolazione idrologica, incrementare la stabilità del suolo ed esplicitare un'azione di ombreggiamento;
- g) permettere la ricucitura e la riconciliazione tra paesaggio naturale e paesaggio ricostruito;
- h) conservare i segni tipici del paesaggio.

Appare evidente come siano completamente diverse non solo le opportunità di collegamento, ma anche la capacità del corridoio stesso di costituire habitat per determinate specie.

Le diverse tipologie di corridoi ecologici hanno sicuramente in comune il loro ruolo determinante per la dispersione degli organismi; ma, ovviamente, il ruolo stesso e la funzionalità varieranno a seconda delle zone e dipenderanno fortemente dalle specie che si considerano (Frey e Conover, 2006).

1.5 La Rete Ecologica Regionale del Lazio (REcoRd Lazio)

La Rete Ecologica Regionale del Lazio (*REcoRd Lazio*), prevista dall'art. 7 della L.R. 29/97, è uno strumento di supporto alla pianificazione regionale, che riguarda, in prima battuta, le aree di reperimento previste dal Piano Regionale delle Aree Naturali Protette (*PRANP*) e il cui ulteriore sviluppo, sotto le direttive del Documento Strategico sulla Biodiversità (*DSB*), la implementerà in documento di pianificazione di indirizzo e di programmazione per tutta la Regione (Bruschi e Scalisi, 2011).

La *REcoRd Lazio* è costituita dai cosiddetti “nodi del sistema”, ovvero le aree naturali protette già istituite, e da varie altre componenti, individuate su dati di natura biologica ed ecologica, ossia le aree centrali primarie e secondarie, le aree focali per le specie sensibili, gli ambiti di connessione e le aree di restauro ambientale.

Per questa individuazione, sono state considerate le componenti naturali di interesse europeo (in questa fase, le specie secondo le direttive 2009/147/CE Uccelli e 92/43/CEE Habitat) e/o

conservazionistico (IUCN, 2009), analiticamente espresse come “ricchezza specifica” e “insostituibilità” delle aree (*irreplaceability*) (Bruschi e Scalisi, 2011).

L’elaborazione della *REcoRd Lazio* è stata eseguita in maniera oggettiva, riproducibile, implementabile e modificabile in tutti i suoi passaggi. In queste prime fasi di elaborazione sono stati utilizzati, come strati informativi, i modelli di idoneità ambientale dei Vertebrati sviluppati dal Dipartimento di Biologia Animale e dell’Uomo dell’Università di Roma La Sapienza (Boitani et al., 2004, 2007).

Entrando nel dettaglio delle elaborazioni eseguite, in termini di estensione le aree centrali primarie racchiudono il 10% del territorio regionale con maggiore ricchezza specifica e *irreplaceability*; le aree centrali secondarie ne racchiudono, invece, il 30%. Le aree focali per le specie sensibili sono state suddivise in aree focali per le specie sensibili di montagna, aree focali per le specie di ambienti planiziali e collinari e aree focali per le specie legate alle zone umide. Le aree rilevanti sono state elaborate per le specie tendenzialmente forestali e per quelle tendenzialmente di ambienti aperti. Nell’ambito delle aree rilevanti, sono state identificate le zone cuscinetto, i corridoi continui e i corridoi discontinui, che riguardano ambiti omogenei.

Di difficile individuazione sono risultate invece le aree di restauro ambientale che dovranno essere identificate in quelle aree in cui la discontinuità sembra un evidente ostacolo ai flussi all’interno di popolazioni e popolamenti (Bruschi e Scalisi, 2011).

1.6 Finalità del progetto e obiettivi della tesi

La Rete Ecologica Regionale del Lazio, così come è stata elaborata in una prima fase del lavoro, risulta carente di alcune informazioni sulla reale distribuzione delle specie. Per quanto riguarda i dati relativi ai Vertebrati terrestri, la *REcoRd_Lazio* è stata elaborata sulla base di modelli di distribuzione potenziale e di idoneità ambientale. Entrambi i modelli sono fondati su base “deduttiva”, senza reali rilievi di campo. Il presente progetto si prefigge quindi l’obiettivo di portare un contributo alla validazione o, comunque, alla valutazione dell’accuratezza delle conoscenze sulla reale distribuzione delle specie di meso- e macromammiferi considerate, con particolare attenzione agli ambiti di connessione (corridoi ecologici).

Limitatamente alla fauna dell’area di studio (vedi avanti), sono considerati mesomammiferi tutte le specie di Mammiferi la cui taglia in età adulta varia tra quella della volpe (*Vulpes vulpes*) e quella della donnola (*Mustela nivalis*); relativamente ai macromammiferi rientrano in questa categoria il lupo (*Canis lupus*), il cinghiale (*Sus scrofa*) e il capriolo (*Capreolus capreolus*).

In questo lavoro, il monitoraggio dei meso- e macromammiferi delle aree centrali, degli ambiti di connessione e delle aree frammentate dell’area di studio è stato effettuato mediante la tecnica del

fototrappolaggio (Nesbit, 1926). Questo metodo implica il dislocamento all'interno di unità di rilevamento, di un certo numero di trappole fotografiche, dispositivi con sensore di movimento che aziona lo scatto e permette di fotografare la specie (O'Connell, 2011), secondo una prestabilita densità e per periodi relativamente lunghi.

La ricerca si è prefissata di ottenere i seguenti obiettivi:

- creare un modello per la validazione degli ambiti di connessione (*corridors*) tra aree di particolare rilievo conservazionistico (aree centrali);
- valutare l'accuratezza delle conoscenze sulla distribuzione delle specie di meso- e macromammiferi di interesse comunitario e conservazionistico considerate, con particolare attenzione agli ambiti di connessione;
- individuare le aree critiche e/o da sottoporre ad una più attenta pianificazione territoriale orientata al mantenimento o al ripristino di corridoi naturali che colleghino tra loro aree ad elevato interesse naturalistico.

2 Specie target attese

Per la compilazione delle schede delle specie animali di seguito descritte è stato fatto riferimento principalmente alla seguente bibliografia: Pedrotti et al., 2001; Spagnesi et al., 2002; Boitani et al., 2003; Amori et al., 2008; Amori et al., 2009; Carnevali et al., 2009; Capizzi et al., 2012.

2.1 Riccio comune (*Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758, Erinaceomorpha Erinaceidae)

2.1.1. Sistematica, corologia e morfologia

Per *E. europaeus* sono state descritte numerose sottospecie, morfologicamente tutte molto simili tra di loro e la cui validità è da accertare. Le popolazioni della Penisola Iberica e della Sicilia (e forse anche quelle della Sardegna) risultano geneticamente ben differenziate da tutte le altre (Amori in Spagnesi e Toso, 1999). In Italia ne sono presenti quattro: *E. e. europaeus* Linnaeus, 1758; *E. e. consolei* Barrett-Hamilton, 1900; *E. e. italicus* Barrett-Hamilton, 1900; *E. e. meridionalis* Altobello, 1920. La variazione geografica delle popolazioni non è stata sufficientemente indagata, il quadro della sistematica sottospecifica risulta perciò ancora incerto.

Specie a distribuzione europea, dalla Penisola iberica al nord-ovest della Russia occidentale. In Italia è presente in tutta la penisola, in Sicilia, Sardegna ed in alcune isole minori, dal livello del mare fino a 2000 m s.l.m., sebbene prediliga le quote più basse. Non è presente nell'estremo nord-orientale della penisola, dove è sostituita dal riccio orientale (*E. roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900).

Il riccio comune presenta dorso, fianchi e base della coda ricoperti da aculei lunghi 2-3 cm e di colore bruno scuro o nero, con tracce di bianco alle estremità. La testa, poco distinta dal corpo, ha muso allungato ed appuntito, orecchie di forma tondeggianti e occhi piccoli. Le zampe sono corte e robuste, munite di cinque dita con robuste unghie, la coda è molto corta e di forma cilindrica. Il peso degli adulti è compreso tra 700 e 1500 g, mentre la lunghezza testa-corpo è di 20-30 cm.

2.1.2. Habitat ed ecologia

Il riccio comune si trova in una grande varietà di habitat, sia con fitta vegetazione (macchia), sia boschivi, anche aperti se dotati di siepi. È presente anche in contesti suburbani e urbani, purché in presenza di aree verdi. La dieta è piuttosto varia e include generalmente lombrichi, lumache, altri invertebrati, frutti.

Dopo un periodo di letargo invernale (breve o assente in Centro e Sud Italia), i maschi escono in primavera e accumulano riserve per affrontare al meglio la ricerca delle femmine, che emergono dal letargo con alcune settimane di ritardo. Maschi e femmine hanno quindi accoppiamenti multipli con più partners. I piccoli nascono in estate e spendono la residua parte della stagione favorevole alla ricerca di cibo per resistere al freddo invernale, che rappresenta la principale causa di mortalità nei giovani. Non essendo animali territoriali, gli incontri tra individui dello stesso sesso o di sessi opposti durante la ricerca del cibo sono frequenti e non aggressivi.

Il fitto manto di spine rende il riccio molto difficile da predare: l'unico predatore il tasso, raramente può cadere preda del cane. È frequente osservarlo, soprattutto di notte, ai margini delle strade di campagna e nei giardini.

2.1.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Il riccio comune è distribuito su gran parte del territorio, anche nelle zone suburbane e nelle aree verdi delle principali città, come testimoniato dal considerevole numero di esemplari investiti rinvenuti ai margini delle strade. La specie è presente nei parchi urbani di Roma, e può essere rinvenuta anche in contesti apparentemente inospitali. Il riccio comune può essere rinvenuto in montagna fino a oltre 2000 m di quota, benché la sua presenza nelle zone montane sia occasionale.

Sebbene la mortalità dovuta ad investimenti riguardi un numero considerevole di individui, non è certo che questo abbia un effetto significativo sulla popolazione, né che la costruzione di recinzioni o passaggi sotterranei sia un intervento benefico per la specie (Rondinini e Doncaster, 2002). D'altra parte, la riduzione della possibilità di dispersione degli individui potrebbe a sua volta diminuire lo scambio genetico tra le sottopopolazioni, causandone un declino nel lungo termine.

La specie è inclusa nell'allegato III della Convenzione di Berna e non è cacciabile secondo la legge 157/92. La popolazione di riccio comune è abbondante e non esistono evidenze di declino massiccio su tutto l'ampio areale nazionale e pertanto viene valutata a Minor preoccupazione (LC) nella Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.2 Scoiattolo (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758, Rodentia Sciuridae)

2.2.1. Sistematica, corologia e morfologia

Lo scoiattolo comune è una specie politipica di cui sono state descritte numerose sottospecie, alcune di dubbia validità. Essa mostra infatti un'ampia variabilità nel colore della, con una gamma che va dal rosso al marrone scuro e con notevoli variabilità cromatica nello stesso individuo, spesso dotato di pancia dal vello bianco e criniera dorsale più scura del vello laterale.

L'areale dello scoiattolo comune comprende gran parte delle aree boschive dell'Europa e dell'Asia: si estende per tutta la regione paleartica, a ovest fino alle Isole Britanniche. In Italia la specie è diffusa su tutta la penisola, dal livello del mare fino al limite della vegetazione arborea, risulta assente nel Salento e nelle isole.

2.2.2. Habitat ed ecologia

Nella maggior parte del suo areale lo scoiattolo comune è diffuso dal livello del mare fino ai 2000 m di altitudine, occupa le foreste boreali di conifere, ma in Europa centrale e meridionale è presente anche nei boschi di caducifoglie e misti. È in grado di vivere a stretto contatto con l'uomo, in prossimità dei centri abitati, ai margini dei boschi o nei giardini e nei parchi urbani.

Lo scoiattolo comune è attivo nelle ore diurne, con picchi di attività nelle prime ore della giornata e del tramonto (Lurz et al., 2005). È una specie generalista, che si nutre di semi di latifoglie o conifere, ma anche di bacche, frutta e funghi; quando però queste risorse non sono disponibili si alimenta anche di gemme e corteccia di alberi, di fiori, di germogli e di altre parti verdi delle piante, talvolta di uova di uccelli, nidiacei, invertebrati e licheni.

Gli accoppiamenti avvengono in due distinti periodi dell'anno, durante l'inverno e durante la primavera. La maturità sessuale è raggiunta all'età di 9-12 mesi, la gestazione è di 36-42 giorni e il numero di piccoli per ogni parto è compreso tra 1 e 6.

2.2.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

I dati di distribuzione di questa specie sono relativamente affidabili poiché essa è stata oggetto di numerosi studi nel corso degli anni. Inoltre, molte aree protette regionali hanno partecipato all'indagine con gli hair-tubes effettuata per l'Atlante dei Mammiferi del Lazio. Negli ultimi anni la specie sta espandendo la sua distribuzione locale, che oggi interessa anche alcune aree dove non era stata segnalata, come i Monti Cimini, i dintorni del lago di Bracciano, i Monti della Tolfa e una buona parte del litorale nord del Lazio, ed è oggi ampiamente diffusa essendo segnalata dai margini settentrionali della regione (es., Selva del Lamone) fino ai margini meridionali (es., dintorni di Cassino), mancando soltanto dai rilievi e dalla costa del Lazio meridionale.

Attualmente la specie non presenta particolari problemi di conservazione, ma una importante minaccia è costituita dalla presenza dello scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis* Gmelin, 1788), un pericoloso competitore alloctono di origine nordamericana, diffuso in alcune aree del nord Italia, e negli ultimi anni segnalato nei dintorni di Perugia (Mortelliti et al., 2008). La possibile, futura espansione di questo nucleo potrebbe costituire un pericoloso fattore di rischio per le popolazioni di scoiattolo comune dell'Italia centrale.

La specie è sensibile alla perdita di habitat; mentre non è sensibile alla frammentazione propriamente detta, poiché può attraversare con relativa facilità anche campi coltivati.

Vista la diffusione della specie nelle aree boscate più estese e la progressiva ricolonizzazione di ampie porzioni di territorio, lo scoiattolo comune è considerato “a minor rischio” (LC,) nella lista rossa dell'IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013). *S. vulgaris* è protetto dalla 157/92, ed è incluso nell'Allegato III della Convenzione di Berna.

2.3 Istrice (*Hystrix cristata* Linnaeus, 1758, Rodentia Istricidae)

2.3.1. Sistematica, corologia e morfologia

Il genere *Hystrix* Linnaeus, 1758 comprende otto specie distribuite in Asia, Europa ed Africa. Oltre alla sottospecie nominale presente in Italia sono state descritte *H. c. cuvieri* Gray, 1847 e *H. c. occidanea* Cabrera, 1924 per il Nord Africa. Altre sottospecie di dubbia validità sono state descritte per l'Africa sub-sahariana. Tuttavia è possibile che le popolazioni della Sicilia appartengano ad una sottospecie differente da quella nominale.

Specie ampiamente distribuita nell'Africa settentrionale e orientale, in Europa è presente unicamente nella penisola italiana, dalla Calabria fino al Veneto e all'Emilia-Romagna, ed in Sicilia. Di recente l'areale italiano ha conosciuto una notevole espansione verso nord, giungendo in Liguria occidentale fino alle propaggini sud-orientali della Lombardia e meridionali del Veneto, e in Piemonte. La presenza sulle isole interessa la Sicilia e l'Elba, dove la specie è stata introdotta in

tempi recenti. Varie ipotesi sono state fatte sull'origine delle popolazioni italiane, da quella dell'introduzione della specie in tempi storici da parte dei Romani a quella di una presenza autoctona. Tuttavia, nonostante siano disponibili sia dati morfologici che genetici, nessuna delle due ipotesi ha trovato consenso unanime, ed il problema rimane ancora da chiarire definitivamente.

La morfologia esterna della specie è caratteristica, con la parte superiore del corpo rivestita di lunghi aculei erettili neri e bianchi, i quali vengono utilizzati per la difesa.

2.3.2. Habitat ed ecologia

L'istrice trova particolare diffusione negli ecosistemi agro-forestali della regione mediterranea, dal piano basale fino alla media collina. Tuttavia, la si può occasionalmente ritrovare anche nelle grandi aree verdi situate all'interno delle città, purché contigue a zone provviste di abbondante vegetazione. Soprattutto le rive dei corsi d'acqua e le siepi costituiscono importanti corridoi naturali e sono utilizzati come vie di espansione. Si rifugia in cavità naturali che allarga e adatta secondo le necessità. È prevalentemente solitaria, ma può vivere talvolta in piccoli gruppi familiari composti dalla coppia e dai giovani.

La dieta è erbivora e comprende tuberi, radici, erbe, semi e frutta (Bruno e Riccardi, 1995). Poche sono le informazioni disponibili per i periodi riproduttivi. Da osservazioni fatte in cattività gli accoppiamenti sono stati registrati in tutte le stagioni, con un periodo di gestazione che va dai tre ai quattro mesi. La specie sembra essere monogama e la sua vita sociale comprende lunghe e intensive cure parentali.

L'istrice può compiere spostamenti assai ampi alla ricerca di cibo, ed è in grado di attraversare a nuoto i corsi d'acqua. È una specie con spiccate abitudini notturne, pertanto, è difficile osservarla in natura, mentre si rinvencono frequentemente gli aculei che, non essendo impiantati solidamente, vengono persi con facilità. È possibile incontrarla nelle ore notturne lungo le strade extraurbane, dove spesso gli individui vengono investiti.

2.3.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

L'istrice ha una distribuzione ampia che interessa tutta la regione, essendo segnalato praticamente in tutte le provincie e in tutti gli ambienti idonei, persino in ambienti urbanizzati, come ad esempio i parchi urbani di Roma (Villa Ada, Valle dell'Aniene).

La specie è stata cacciata sino al 1977, mentre attualmente è protetta dalla legislazione italiana (157/92), comunque è talvolta illegalmente cacciata per la prelibatezza delle sue carni. Risulta comunque abbondante ed in espansione su tutto il territorio regionale. Proprio a causa della sua

continua espansione, l'istrice può provocare danni ai coltivi e alle piantagioni, con particolare riguardo a quelle ortive.

La specie risulta inserita nell'Allegato IV della Direttiva Habitat (92/43/CEE) e nell'Appendice II della Convenzione di Berna. In Italia è valutata a Minor Preoccupazione (LC) secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al, 2013).

2.4 Lepre comune (*Lepus europaeus*, 1778, Lagomorpha Leporidae)

2.4.1. Sistematica, corologia e morfologia

La lepre comune o lepre europea è originaria dell'Europa e dell'Asia. *L. europaeus* viene differenziata, nel suo vastissimo areale, in una trentina di sottospecie, per quanto sia probabilmente improprio ricorrere a questa distinzione tassonomica. La stragrande maggioranza delle sottospecie conosciute, infatti, non risultano isolate geograficamente, rappresentano, più che altro, popolazioni più o meno differenziate lungo un vasto cline spaziale.

La lepre europea è una specie a distribuzione euroasiatica ed è ampiamente diffusa in quasi tutta l'Europa, ad eccezione di settori della penisola iberica e di quella scandinava. La sua diffusione interessa anche il Vicino Oriente.

In Italia la specie è diffusa in tutta la penisola, all'Elba e a Pianosa, mentre è assente in Sicilia e Sardegna. Nelle regioni centrali è presente in simpatria e sintopia con la lepre italica (*L. corsicanus* De Winton, 1898). Le popolazioni italiane originarie appartenevano alla sottospecie *L. e. meridiei* Hilzheimer, 1906, tuttavia, a causa degli intensi ripopolamenti a scopo venatorio effettuati durante tutto il '900, l'attuale popolazione italiana rappresenta un miscuglio di esemplari provenienti da diverse popolazioni e sottospecie europee.

Ha un pelo color fulvo-grigiastro, frammisto con nero sul dorso, più rossiccio sul collo, sulle spalle, sui fianchi. Morfologicamente è simile alla lepre italica ma presenta dimensioni maggiori e un aspetto meno slanciato. La demarcazione fra la colorazione marroncina dei fianchi e quella chiara del ventre è maggiormente sfumata e meno netta di quanto si osserva nella lepre italica.

2.4.2. Habitat ed ecologia

La lepre europea è specie relativamente plastica per quanto concerne la scelta dell'habitat, è legata agli ambienti aperti ed in particolare a quelli agricoli tradizionali, con appezzamenti di modeste dimensioni e coltivazioni miste in rotazione. La presenza dei boschi può essere tollerata se

percentualmente non elevata (fino al 30% circa dell'area) e se in formazioni non compatte (preferibilmente di latifoglie e con sottobosco anche erbaceo) (Trocchi e Riga, 2005).

È un animale prevalentemente solitario che si riunisce in piccoli gruppi soltanto durante il periodo riproduttivo. La riproduzione avviene nell'arco dell'intero anno, ad eccezione di un breve periodo compreso tra ottobre e dicembre. L'alimentazione è vegetariana e si basa prevalentemente su parti verdi di piante, benché, soprattutto in inverno, comprenda anche erba secca, frutti, corteccia.

Specie attiva perlopiù al tramonto e di notte, quando è più facile incontrarla negli spazi aperti. Nelle aree poco disturbate la si incontra anche durante il giorno. La tecnica di monitoraggio maggiormente impiegata è il censimento con il faro. Altre tracce visibili sono le caratteristiche feci tondeggianti che possono essere rinvenute nelle zone di alimentazione. Nelle zone ove la specie convive con la lepre italiana, però, per l'identificazione delle feci è necessario ricorrere ad indagini genetiche.

2.4.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Nel Lazio la lepre europea presenta una distribuzione relativamente ampia e assai meno frammentata rispetto alla lepre italiana. L'area meno idonea risulta essere la fascia costiera. La sua diffusa presenza è principalmente dovuta alle immissioni che ogni anno vengono effettuate nel territorio a scopo venatorio.

La principale problematica di conservazione della lepre europea è costituita dall'inquinamento genetico delle popolazioni locali con genotipi provenienti da altre regioni o paesi, fenomeno dovuto alle introduzioni per il ripopolamento di esemplari a fini venatori. Ulteriori fattori critici sono costituiti dal eccessivo sfruttamento venatorio, dalla predazione da parte di predatori (soprattutto volpe e cani vaganti) e dalla modificazione quali-quantitativa degli ambienti adatti, dovuta ai moderni criteri di coltivazione (sensibile riduzione della diversità ambientale e delle superfici coltivate a foraggiare, meccanizzazione, uso di pesticidi, abbandono delle zone agricole non meccanizzabili). Proprio per questo motivo la specie necessita di una chiara ed efficace politica di gestione, possibilmente caratterizzata dall'eliminazione o dalla forte limitazione dell'introduzione di popolazioni alloctone, che possono costituire potenziali vettori di importanti malattie pericolose per le popolazioni di entrambe le specie di lepre.

La specie è inserita tra le specie cacciabili nella L. 157/92 ed è inserita nell'All. III della Convenzione di Berna (593/81), posizione che consente lo sfruttamento controllato della specie. La popolazione di lepre europea è considerata stabile o localmente in aumento pertanto viene valutata a Minor Preoccupazione (LC) nella Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.5 Lepre italica (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898, *Lagomorpha Leporidae*)

2.5.1. Sistematica, corologia e morfologia

La lepre italica fu descritta originariamente da De Winton nel 1898 e per quasi tutto il secolo scorso fu considerata una sottospecie della lepre europea, fino al 1996. *L. corsicanus*, sulla base delle conoscenze attuali è considerata una specie endemica dell'Italia centro-meridionale e della Sicilia e successivamente introdotta in Corsica (Amori et al., 1999; Angelici, 1998). Il suo areale si estende dal settore più meridionale della Toscana, sul versante tirrenico, fino al Gargano, sul versante adriatico. Le popolazioni risultano molto frammentate ed isolate nelle zone più inaccessibili e/o protette, ad eccezione della Sicilia, dove presenta una distribuzione più continua (Trocchi e Riga, 2005; Mori et al., 2014).

La lepre italica si presenta con caratteristiche simili alla lepre europea, per quanto sia più piccola e dalle forme più slanciate. Gli elementi più caratteristici per il riconoscimento in campo sono la netta transizione sul fianco, che demarca la colorazione bianca del ventre da quella del dorso, la colorazione grigio-nerastra presente dorsalmente, nel collo e nella nuca, e la colorazione della coscia fulvo-rossastra.

2.5.2. Habitat ed ecologia

La lepre italica è adattata a vivere in ambienti diversi: infatti, se da una parte sembra ben tollerare climi e ambienti mediterranei, dall'altra è ben insediata sull'Appennino centro-meridionale sino a circa 2000 m. s.l.m., e sulle catene montuose della Sicilia sino a 2400 m s.l.m. (Angelici e Luiselli, 2007). Gli ambienti preferiti sono quelli caratterizzati da un'alternanza di radure (anche coltivate), aree di macchia mediterranea con densa copertura vegetazionale, pascoli cespugliati e boschi di latifoglie. In Sicilia, dove è l'unica specie presente, occupa diffusamente anche gli ambienti aperti e le aree fortemente coltivate (ed es. agrumeti). Angelici e Luiselli (2007) fanno notare che, in caso di sintopia, *L. europaeus* tende ad essere più generalista, mentre *L. corsicanus* si dimostra più specialistica, riguardo alla scelta dell'habitat. La lepre italica sembra prediligere maggiormente zone ecotonali in cui siano presenti ambienti idonei all'alimentazione (aree aperte) e al rifugio (aree a copertura densa). Poco si sa sulla sua dieta; dai primi studi sembrerebbe evidente una certa selettività da parte della specie, prediligendo le graminacee e utilizzando le bulbose per soddisfare il bisogno idrico in periodi e/o ambienti più aridi (Trocchi e Riga, 2005).

La lepre italica è una specie crepuscolare e notturna; è più probabile osservarla nelle radure a margine dei boschi di latifoglie, mentre nelle zone eterogenee a copertura arbustiva è più difficile a

causa della struttura stessa della vegetazione. Le popolazioni hanno densità basse, rendendo così più difficile la probabilità di avvistamento.

2.5.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

I dati raccolti dall'ARP in collaborazione con l'ISPRA hanno messo in evidenza una distribuzione frammentata nel Lazio, con popolazioni rifugiate nelle zone meno accessibili o nelle aree protette. Il nucleo più consistente si conferma quello del comprensorio tolletano, seguito da varie popolazioni rifugiate nella catena preappenninica. Testimonianza importante è la presenza della specie nei frammenti relitti di foreste planiziali, come Castelporziano e la Selva del Circeo, mentre risulta critica la presenza, molto rarefatta o estinta localmente, in altre aree idonee come la Catena dei Volsci.

La specie ha un alto valore intrinseco, essendo endemica, ma risulta vulnerabile per la presenza di popolazioni piccole e frammentate, talvolta relitte. La sua conservazione è influenzata dai cambiamenti profondi dell'ambiente agricolo, con perdita di frammenti di bosco e margini cespugliati, dalla competizione con la lepre europea rilasciata a fini venatori, e dalla caccia abusiva.

La specie non è accettata legalmente a livello internazionale perché riconosciuta come specie distinta solo nel 1998, di conseguenza *L. europaeus* non è stata inserita nelle direttive internazionali e nella lista rossa dell'IUCN (2013), pertanto, nel complesso è valutata a Minor Preoccupazione (LC) in quanto le popolazioni, in particolare in Sicilia, sono abbondanti e non soggette a minacce gravi. Si distingue, invece, lo stato di conservazione per le due entità genetiche presenti in Italia peninsulare. Queste sono in condizioni di conservazione sfavorevoli in quanto le popolazioni sono frammentate e minacciate, le consistenze numeriche sono probabilmente sotto ai 10.000 individui maturi, in declino costante e in ogni sottopopolazione sono presenti <1000 individui maturi, quindi nella Lista Rossa dei vertebrati italiani queste popolazioni si qualificherebbero per una categoria di minaccia Vulnerabile (VU) (Rondinini et al., 2013).

2.6 Gatto selvatico (*Felis silvestris* Schreber, 1777, Carnivora Felidae)

2.6.1. Sistematica, corologia e morfologia

In passato, i gatti selvatici italiani sono stati riferiti a due diverse specie: il gatto selvatico europeo (*Felis silvestris*), presente in tutte le regioni peninsulari ed in Sicilia, ed il gatto selvatico africano (*Felis lybica* Forster, 1780), in Sardegna. Anche alla luce di recenti indagini genetiche, sia il gatto domestico che il gatto selvatico europeo e africano sono invece risultati appartenere alla stessa specie polimorfica, differenziandosi solo a livello sottospecifico (*F. s. catus*, *F. s. silvestris*, *F. s. lybica*).

Il gatto selvatico è caratterizzato da una distribuzione particolarmente ampia, sia in Eurasia che in Africa. L'areale della specie si estende infatti dall'Europa occidentale all'India, alla Cina occidentale ed alla Mongolia, e copre quasi l'intero continente africano.

In Italia è presente in tutta l'area centro-meridionale, in Sicilia ed in Sardegna. Il limite settentrionale della distribuzione peninsulare della specie è rappresentato da parte della Toscana, dall'Umbria e dalle Marche. Nell'Italia settentrionale la specie è segnalata al confine tra Liguria e Piemonte ed in Friuli, mentre risulta assente nell'Appennino settentrionale e nella maggior parte delle Alpi.

Morfologicamente il gatto selvatico è difficilmente distinguibile dal gatto domestico (*Felis catus*). Generalmente il gatto selvatico presenta un pelo più folto e lungo ed una coda caratterizzata dalla presenza di anelli neri (da 2 a 7) e con apice arrotondato e nero.

2.6.2. Habitat ed ecologia

Il gatto selvatico è legato agli habitat forestali, in particolare di latifoglie, soprattutto per la protezione offerta dalla vegetazione. Tende ad evitare le aree di altitudine elevata, probabilmente in relazione all'innevamento che può costituire un ostacolo alle attività di spostamento e di caccia. È prevalentemente notturno, e trascorre le ore diurne di inattività in rifugi che possono essere vere e proprie tane o semplicemente siti di vegetazione densa. La densità della specie è in genere molto bassa e, solo in particolari condizioni di integrità ambientale, può raggiungere valori di 0,3-0,5 individui/km². Tali densità sono da mettere in relazione ai particolari requisiti ecologici della specie, che è strettamente vertebratofaga, ed al comportamento territoriale. I territori di attività sono infatti in genere molto vasti, superando a volte i 10 km² e in buona parte esclusivi, essendo difesi dai conspecifici mediante il pattugliamento ed il marcaggio odoroso.

È una specie poliestrica, le cui nascite possono avvenire da marzo all'autunno inoltrato. Il numero di piccoli è solitamente compreso tra 1 e 6.

A causa delle abitudini notturne, particolarmente elusive, e alle oggettive difficoltà di identificazione, vista la somiglianza con il gatto domestico, non è facile osservare il gatto selvatico in natura. Le tracce non sono distinguibili da quelle del gatto domestico. A differenza di quest'ultimo, il gatto selvatico non sotterra le proprie feci. Il metodo più efficace per il monitoraggio di questa specie è l'utilizzo di fototrappole, ma è opportuno che l'identificazione degli individui sia comunque eseguita da esperti.

2.6.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Le segnalazioni del gatto selvatico nel Lazio non sono numerose e provengono prevalentemente da aree protette; esse confermano la presenza di questa specie in aree con buona copertura boschiva e basso disturbo antropico. È probabile che la specie sia presente anche in altre zone, pur se non segnalata. Ciò induce a ritenere che la sua diffusione sia in realtà più ampia di quella riscontrata.

I principali fattori di minaccia sono la frammentazione degli habitat forestali, la competizione e l'ibridazione con il gatto domestico, le malattie trasmesse dal gatto domestico.

La specie è inclusa nell'Appendice II della CITES, nell'Appendice IV della direttiva Habitat e nell'Appendice II della Convenzione di Berna. In Italia il gatto selvatico è protetto dalla legge 157/92 ed è inserito tra le specie di interesse comunitario che richiedono protezione rigorosa dal D.P.R. 357/97. Nella Lista Rossa dei vertebrati italiani è valutata Quasi Minacciata (NT) (Rondinini et al., 2013).

2.7 Lupo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758, Carnivora Canidae)

2.7.1. Sistematica, corologia e morfologia

A *Canis lupus* vengono attribuite numerose sottospecie, il cui status e numero cambia negli anni in base ai nuovi studi. Fino al 1970 erano attribuite al lupo 32 sottospecie, di cui 24 in Nord America e 8 in Eurasia; già qualche anno dopo un altro studio ha elencato fino a 38 sottospecie. La genetica molecolare ha consentito di capire meglio la filogenesi del lupo. Gli studi hanno mostrato che i lupi del Vecchio e del Nuovo continente mostrano un solo aplotipo di mtDNA in comune; inoltre le popolazioni di lupi sia in America che in Eurasia mostrano vari gradi di suddivisione genetica (Mech e Boitani, 2003).

In Italia, all'inizio del secolo XX, il lupo è stato ascritto alla sottospecie *C. lupus italicus* (lupo appenninico) da Altobello (1921), basandosi su caratteristiche esclusivamente morfologiche; questa distinzione è stata fortemente criticata in passato a causa dei criteri utilizzati, considerati descrittivi e del ridotto numero di esemplari analizzati. Successivi studi con tecniche molecolari hanno però evidenziato per la popolazione italiana di lupi la presenza di un singolo aplotipo mitocondriale diverso da ogni altro aplotipo conosciuto nelle altre popolazioni eurasiatiche e nordamericane (Randi et al., 2000). Il lupo italiano può quindi essere considerato come un ecotipo del lupo europeo, dal quale è rimasto isolato per circa 150-200 anni. Nel resto dell'Europa e Asia, dalla Scandinavia all'Himalaya la sottospecie è invece il *C. lupus lupus*, di taglia leggermente più grande, pelo più lungo e di colore più chiaro rispetto al lupo appenninico (Lucchini et al., 2004).

In Italia è presente stabilmente lungo la catena appenninica, dalle Alpi occidentali, dove tuttora è in fase di espansione lungo l'arco alpino, fino all'Aspromonte (Mattioli, 2014).

Presenta una colorazione variabile dal grigio al rossiccio, con una caratteristica colorazione nera sulla punta della coda e delle orecchie, ed alcune bande scure sul dorso e nella parte anteriore delle zampe; il ventre è generalmente tendente al crema.

2.7.2. Habitat ed ecologia

In Italia il lupo è generalmente presente in aree boschive di montagna estese e poco accessibili, con presenza di prede selvatiche, ma può trovarsi in una varietà di habitat diversi comprese aree agricole o di pianura, ed aree suburbane. La dieta nell'Appennino è costituita principalmente da ungulati selvatici, sia attivamente cacciati che consumati come carcasse trovate sul territorio; localmente può essere rilevante anche la predazione o il consumo di animali domestici.

La riproduzione avviene a fine inverno, con la nascita dei piccoli in aprile-maggio; nel branco generalmente solo la coppia dominante si riproduce. I nuclei riproduttivi sono costituiti da 2-15 individui, ma in Italia branchi di oltre 7 lupi sono piuttosto rari e probabilmente limitati ai mesi invernali. La demografia della specie è legata sia alle disponibilità alimentari che a meccanismi sociali e territoriali; l'area esclusiva di un branco in Europa è di 100-500 km², con significative variazioni locali. Le densità rilevate in Italia sono 1-3,5 lupi/100 km². La mortalità annuale per cause umane è stimata in Italia in circa il 15-20% della popolazione. Gli esemplari in dispersione possono percorrere centinaia di chilometri.

Il lupo ha abitudini notturne e crepuscolari, ma in ambienti scarsamente antropizzati, o in alcuni periodi dell'anno, è osservabile anche di giorno. Nella maggior parte dei casi, come per altri carnivori, i dati di presenza provengono dal rilevamento di segni indiretti sul campo o da animali morti per cause diverse.

2.7.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

La maggior parte delle segnalazioni della specie proviene dalle principali aree montuose della Regione. In alcuni casi, tali territori coincidono con aree protette: Monti della Laga, Monti Reatini, Duchessa e Cicolano, Simbruini-Ernici, Lucretili, Ruffi-Prenestini, Lepini, Ausoni e Aurunci, e dall'area dei Monti della Tolfa, storicamente ospitano nuclei riproduttivi e sono stati maggiormente indagati a partire dagli anni '70 del 900.

La specie in Italia ha presentato elevati rischi di estinzione nei primi anni '70, quando si ritiene che abbia raggiunto il suo minimo storico, ma ha dimostrato nei decenni successivi un ampio recupero numerico e di areale (Ciucci e Boitani, 2004).

Il lupo è inserito nella Lista Rossa dei vertebrati italiani come specie "vulnerabile" (VU) (Rondinini et al., 2013). A livello comunitario il lupo è protetto dalla direttiva comunitaria Habitat

(43/92)(allegato II, IV), dalla CITES e dalla Convenzione di Berna (1979) nell'allegato II in base alla quale sono proibiti l'uccisione ed il commercio e la distruzione delle tane.

In Italia il Lupo è protetto dalla L.N. 281/91 sul randagismo canino, dalla L.N. 394/91 sulle aree protette ed i rimborsi alla zootecnia, dalla L.N. 157/92 (legge sulla caccia) e dal D. M. 19/04/96 che ne vieta la detenzione in cattività. Tra le minacce e i fattori limitanti per la specie sono il bracconaggio, la perdita di habitat, e i conflitti economici.

2.8 Volpe (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758, Carnivora Canidae)

2.8.1. Sistematica, corologia e morfologia

Per quanto riguarda la volpe due sottospecie interessano l'areale italiano: *V. v. crucigera* Bechestein, 1789 e *V. v. ichnusae* Miller, 1907 (Toschi, 1965). La prima appare solo la descrizione di una delle forme stabili di un polimorfismo comune a tutte le popolazioni di volpe, mentre la seconda, in origine descritta come sottospecie della Sardegna, appare solo una forma di dimensioni minori rispetto alle popolazioni peninsulari, comunque la sua validità appare dubbia. In attesa di una eventuale riconferma di questa sottospecie con metodi attendibili, tutte le popolazioni italiane di volpe, pur nella loro variabilità di caratteri, vengono attribuite alla specie *Vulpes vulpes* senza ulteriori suddivisioni.

La volpe è distribuita nell'intero emisfero settentrionale, dal Circolo Polare al Nord Africa, in Nord America, Europa e Asia. È assente dall'Islanda, ed è stata introdotta in Australia nel XIX secolo. È presente in tutta la penisola italiana comprese le isole, tranne che in alcune porzioni della pianura padana.

Il corpo è snello con arti brevi e coda lunga e folta. La specie ha una colorazione delle parti superiori grigio-rossastra, con l'estremità delle orecchie scure o nerastre, la punta della coda è bianca, le parti inferiori chiare. Il muso è caratterizzato da bianco intorno alle labbra e al naso, che contrasta con il rossastro prevalente. Esistono notevoli variazioni geografiche nella colorazione.

2.8.2. Habitat ed ecologia

La volpe è il carnivoro più diffuso sulla Terra, in grado di colonizzare un'ampia varietà di ambienti; le densità maggiori si registrano in ambienti a mosaico, con zone ecotonali, macchie e boschi. In Italia la specie frequenta tutti gli habitat, incluse aree urbane, agricole, di montagna, e aree costiere, con disponibilità di risorse alimentari di origine naturale o antropica.

La dieta è di tipo opportunistica ed è composta da frutti, artropodi, piccoli e medi mammiferi (es. lepre, coniglio, piccoli di capriolo), uccelli, rettili e anfibi, carcasse; lo spettro trofico è molto ampio e variabile sia in relazione alle condizioni ambientali, sia su base individuale. La predazione considerata eccessiva su alcune specie di uccelli o mammiferi di medie dimensioni non è in realtà documentata da studi scientifici. L'accoppiamento avviene tra dicembre e febbraio e dopo 55 giorni di gestazione nascono 3-12 piccoli.

L'adulto ha uno spiccato comportamento territoriale, marcando i confini con feci e urine. Inoltre, esiste una componente della popolazione costituita da giovani "itineranti", che si disperdono su grandi distanze, prima di stabilire un territorio. Sono documentati movimenti individuali di oltre 300 km.

La specie è attiva nelle ore crepuscolari e notturne, sebbene possa spostarsi anche di giorno laddove non esistono pericoli immediati. Più spesso è possibile incontrare le sue tracce sul campo (feci o impronte)., Date le abitudini notturne, i censimenti e le stime di popolazione vengono spesso condotti con metodologie indirette, come la conta delle feci o delle tane occupate, le osservazioni su transetti, le stime da sforzo di caccia.

2.8.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

La volpe è diffusa pressoché ovunque nel Lazio, incluso le maggiori aree urbane, dove è stata spesso segnalata, a conferma della sua elevata plasticità ecologica.

L'impatto della volpe su altre specie selvatiche e su quelle allevate dall'uomo è generalmente contenuto. Valutata specie a minor preoccupazione (LC) secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013) per la sua ampia distribuzione e per la popolazione abbondante, pertanto non richiede interventi di conservazione ed è cacciabile.

La specie è tra i vettori della rabbia silvestre, fattore che incide periodicamente sulla consistenza delle popolazioni.

2.9 Faina (*Martes foina* Erxleben, 1777, Carnivora Mustelidae)

2.9.1. Sistematica, corologia e morfologia

Per quanto riguarda la faina in Europa sono state descritte numerose sottospecie, la cui validità è stata però posta in discussione. Secondo Corbet (1978) è possibile identificare soltanto tre sottospecie: *M. f. foina* Erxleben, 1777, in Europa continentale, *M. f. milleri* Festa, 1914, nell'isola di Rodi, *M. f. bunites* Bate, 1906, a Creta. In Italia è presente la forma tipica, *M. f. foina* (Toschi, 1965).

La specie è distribuita in buona parte dell'Eurasia, ma risulta assente dalle Isole Britanniche e dalla Scandinavia. In Asia la distribuzione della specie si estende fino al Tibet ed alla Mongolia, includendo Afganistan e Pakistan; nel vicino Oriente è presente in Turchia, Siria, Libano, Giordania e Israele. Diversamente dalla martora, la faina è assente nelle isole maggiori del Mediterraneo (Maiorca, Minorca, Corsica, Sicilia, Sardegna). È invece segnalata in molte isole minori. In Italia è distribuita in modo piuttosto uniforme su tutta la penisola, ed è assente dalle isole.

L'adattabilità a un ampio intervallo di temperature le consente di vivere dal livello del mare fino ad altitudini di 2.400 m s.l.m.

Forma e dimensioni sono simili a quelle della martora, ma il corpo è leggermente più corto e le orecchie sono poco più piccole. I maschi sono poco più grandi delle femmine. Il mantello si presenta bruno-marrone scuro in estate, più tendente al grigio in inverno, con una macchia golare dai contorni irregolari, generalmente bianca ma talvolta con sfumature gialle, più ampia di quella della martora, che si estende fino all'attaccatura delle zampe anteriori. La variabilità nel colore e nelle dimensioni della macchia golare ne fanno un carattere poco affidabile per distinguerla dalla martora. I peli di borra grigio chiari e il colore del muso più chiaro nella faina, talvolta roseo, costituiscono caratteri distintivi esterni più affidabili.

2.9.2. Habitat ed ecologia

È una specie adattabile e capace di frequentare ambienti diversi, che vanno dai boschi alle aree agricole. Si trova spesso in ambienti antropizzati nelle zone rurali e talvolta anche in contesti urbani. È decisamente opportunista e adattabile nell'alimentazione. La frutta costituisce spesso una parte rilevante della dieta, insieme a piccoli mammiferi, uccelli, invertebrati, talvolta anfibi e rettili, occasionalmente rifiuti. Di abitudini solitarie, mostra una marcata territorialità intrasessuale, con il territorio dei maschi sovrapposto a quello di una o più femmine. Si riproduce una volta l'anno, con accoppiamenti che avvengono alla fine dell'estate e, a causa dell'impianto ritardato dell'embrione, nascite nella primavera successiva.

Attiva prevalentemente di notte, utilizza come rifugio diurno manufatti quali fienili, ruderi, casali di campagna, sottotetti di abitazioni, e cavità nel terreno o in pareti rocciose.

2.9.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Le segnalazioni sono distribuite su gran parte del territorio regionale. È probabile che la mancanza di dati per alcune aree della regione sia dovuta più alle difficoltà di rilevarne la presenza che a lacune nella distribuzione. In altre aree, dove sono state applicate particolari tecniche (es. fototrappole), le segnalazioni sono infatti numerose.

La specie è molto adattabile a contesti antropizzati e pertanto non presenta particolari problemi di conservazione. In passato era ricercata per la pelliccia, mentre attualmente la persecuzione da parte dell'uomo è più che altro dovuta ai danni, comunque limitati, che può provocare ad alcuni allevamenti di piccoli animali. La specie non risulta minacciata a livello globale ed è valutata LC (*Least Concern*) secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.10 Martora (*Martes martes*, Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae)

2.10.1. Sistematica, corologia e morfologia

Per quanto riguarda la martora in Italia sono state descritte tre sottospecie: *M. m. martes* Linnaeus., 1758, nella regione alpina, *M. m. latinorum* Barret-Hamilton, 1904, nell'Italia centro-settentrionale e in Sardegna, *M. m. notialis* Cavazza, 1912, nell'Italia meridionale e in Sicilia. Tale ordinamento è però oggetto di revisione e si ritiene che la sottospecie *M. m. notialis* non abbia valore tassonomico.

Distribuita dalle Isole Britanniche fino alla Siberia occidentale e all'Iran, è presente in gran parte dell'Europa settentrionale e centrale, fino al Mediterraneo. In Italia è diffusa in tutta la penisola, con distribuzione probabilmente discontinua e legata per lo più alle aree collinari o montuose, e nelle isole maggiori (Elba, Sicilia, Sardegna).

Ha corpo cilindrico e coda lunga e folta, con i maschi poco più grandi delle femmine. La colorazione è fulva o marrone-brunastra, con peli di borra scuri e di colore grigiastro. Presenta una macchia golare dai contorni irregolari, generalmente di colorazione giallo-arancio e più piccola di quella della faina. Forma e colore della macchia golare sono variabili, e non rappresentano un carattere sicuro per la distinzione dalla faina.

2.10.2. Habitat ed ecologia

La Martora frequenta di preferenza le foreste d'alto fusto di grande estensione e con scarso sottobosco, siano esse di conifere, di latifoglie o miste, dalla pianura alla montagna, dove si spinge fino a 2.000 m s.l.m. È presente pure nelle zone a macchia molto fitta, mentre in genere è assente dalle aree prive di copertura arborea ed evita gli insediamenti umani e le aree circostanti. Di abitudini prevalentemente notturne, nelle ore diurne si rifugia spesso sugli alberi, utilizzando, soprattutto in inverno, le cavità dei tronchi poste anche a notevole altezza dal suolo e a volte, nei mesi meno freddi, acciambellandosi alla biforcazione dei rami.

Carnivoro opportunista, si nutre non solo di piccoli mammiferi, che costituiscono comunque buona parte della dieta, ma anche di piccoli uccelli, invertebrati, meno frequentemente di anfibi e rettili, talvolta di lagomorfi. Di abitudini solitarie, mostra marcata territorialità intrasessuale. Come

in altri mustelidi, il ciclo riproduttivo presenta una gestazione particolarmente prolungata: infatti, gli accoppiamenti avvengono nel periodo estivo, ma la gestazione si interrompe e riprende, con l'impianto dell'embrione, solo alla fine dell'inverno successivo. Il parto, spesso di due piccoli, avviene circa un mese dopo dall'impianto dell'embrione.

2.10.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Le segnalazioni si riferiscono ai comprensori caratterizzati dalla presenza di ambienti forestali e sono distribuite su buona parte del territorio regionale, dalla fascia costiera sino ai rilievi interni, sebbene con lacune o segnalazioni sporadiche per alcuni settori importanti, in particolare nel sud della regione. In passato attivamente ricercata per la pelliccia, considerata pregiata, la martora è al giorno d'oggi oggetto di persecuzione molto meno intensa e, semmai, legata a forme illegali di lotta ai predatori.

Le informazioni disponibili sul suo status sono scarse. È possibile che negli ultimi decenni questa specie abbia mostrato un decremento e una contrazione della distribuzione, dovute probabilmente più alla perdita e alla frammentazione degli habitat forestali maturi che alla persecuzione diretta. Per un'efficace protezione della specie è prioritaria la conservazione degli ambienti forestali maturi, anche attraverso una gestione mirata alla riconversione ad alto fusto di ampie superfici di bosco e un intervento di conservazione a scala di paesaggio. La martora non è cacciabile in Italia (Legge 157/92), è inserita tra le specie protette dalla Convenzione di Berna (Allegato II) ed è elencata in Appendice V della direttiva Habitat (92/43/CEE). La specie non è minacciata secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani ed valutata LC (*Least Concern*) (Rondinini et al., 2013).

2.11 Tasso (*Meles meles* Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae)

2.11.1. Sistematica, corologia e morfologia

Da una indagine sulla variabilità craniometrica del tasso in Eurasia vengono proposte due sottospecie, la sottospecie nominale e *M. m. anakuna*, presente in Giappone (Lynch, 1994).

Il tasso è una specie ampiamente diffusa in tutta la regione Palearctica, dalla penisola Iberica alla Cina e al Giappone, spingendosi fino all'Iran e all'Asia minore.

In Italia la specie è presente dal livello del mare fino a 2000 m di quota. È assente in Sardegna, Sicilia ed isole minori. Il tasso è facilmente distinguibile dagli altri carnivori presenti nella regione grazie alle dimensioni, il corpo tozzo, le zampe corte e munite di grosse e robuste unghie, e alla caratteristica colorazione del pelo. Il mantello si presenta grigiastro, mentre la regione del capo è

biancastra, con due evidenti bande nere, che costituiscono il carattere di riconoscimento più evidente ed immediato.

2.11.2. Habitat ed ecologia

Il Tasso predilige ambienti boscati con ridotto disturbo antropico, ma è comunque diffusa anche in aree relativamente frammentate a predominanza agricola, e risulta talvolta presente anche nelle aree rurali immediatamente a ridosso degli agglomerati urbani. A differenza del Nord Europa, dove vive in gruppi sociali, in Italia, così come in altre regioni dell'Europa meridionale, il tasso vive singolarmente o in coppie. La tana è costituita da un complesso sistema di tunnel, con camere sotterranee, e numerosi sbocchi esterni. Tali sistemi possono essere talvolta utilizzati simultaneamente da micromammiferi, ma anche da altri carnivori, come la volpe, o da altri mammiferi di taglia simile al tasso, come l'istrice.

Il tasso è territoriale e un predatore generalista, le cui prede principali sono piccoli invertebrati, in particolar modo lombrichi, coleotteri ed ortotteri, ma si nutre attivamente anche di frutta e cereali. È una specie prevalentemente notturna ma è facilmente rilevabile grazie ai segni di presenza, in particolar modo le latrine.

2.11.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Nel Lazio il tasso è ampiamente diffusa dal livello del mare fino agli Appennini, a 2000 m. Appare tendenzialmente legata alle aree boscate e cespugliate, ma si segnala anche in zone agricole ed in quelle urbanizzate.

M. meles appare abbastanza comune e non ci sono prove per ritenere che la sua conservazione sia a rischio. Resta l'evidenza di un elevato numero di individui che rimangono vittime di investimenti stradali. La specie elencata in appendice III della Convenzione di Berna è protetta e non cacciabile in Italia (L. 157/92) e viene valutata a minor preoccupazione (LC, *Least Concern*) secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.12 Donnola (*Mustela nivalis* Linnaeus, 1758, Carnivora Mustelidae).

2.12.1. Sistematica, corologia e morfologia

Per quanto riguarda la donnola secondo alcuni autori è presente in Italia soltanto la sottospecie *M. n. vulgaris* Erxleben, 1777. A causa della grande variabilità che caratterizza questa specie in relazione alla vastità dell'areale occupato, la sistematica della donnola risulta ancora piuttosto incerta. Molte sono infatti le sottospecie descritte, ma i problemi fondamentali del suo ordinamento tassonomico non possono ancora ritenersi completamente chiariti.

Specie a distribuzione paleartica occidentale, diffusa dal Portogallo alla Russia occidentale (Urali) e dal Nord Africa alla Gran Bretagna. Introdotta in Nuova Zelanda. In Italia è presente in tutta la penisola ma è assente dalle isole maggiori e minori.

La donnola è un mustelide di dimensioni molto ridotte, sebbene esista una notevole varietà nelle dimensioni; è presente inoltre un notevole dimorfismo sessuale, con le femmine più piccole e leggere dei maschi. Il corpo ha forma cilindrica e allungata, le zampe sono corte e le orecchie piccole e arrotondate. Il colore del mantello è bruno sul dorso e bianco sul ventre, sulla gola e all'interno delle zampe; in inverno, in particolare nelle zone più settentrionali dell'areale, la colorazione può essere del tutto bianca.

2.12.2. Habitat ed ecologia

Distribuita dal livello del mare fino ad alta quota (2000 m s.l.m.) occupa una grande varietà di ambienti: boschi, cespuglieti, comprensori agricoli, aree rupicole, oltre ad essere presente anche in alcuni parchi urbani. In generale, gli ecotoni e le zone di margine sembrano essere ambienti particolarmente favorevoli per questa specie.

È un predatore di specialista di micromammiferi, ma si nutre anche di conigli e uccelli.

La densità delle sue popolazioni dipende largamente dalla disponibilità di prede. Nell'Europa settentrionale, infatti, sono state più volte riscontrate variazioni annuali della densità di popolazione strettamente correlate a quella delle arvicole.

La tana è spesso rappresentata da gallerie scavate da micromammiferi, sotto le pietre o alla base degli alberi, ed il nido viene riadattato con erba, foglie, pelliccia o piume delle prede.

Le nascite avvengono in aprile, ma è spesso possibile una seconda cucciolata, soprattutto quando c'è disponibilità di prede. Il numero di piccoli è compreso tra 2 e 7.

La donnola è attiva sia di giorno che di notte, anche se spesso le distanze più lunghe sono percorse di giorno; in uno studio effettuato in Provincia di Rieti, ad esempio, è stato rilevato che l'attività della donnola è concentrata prevalentemente nelle ore diurne e al tramonto e in parte minore di notte.

2.12.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

La distribuzione della donnola sul territorio regionale è piuttosto ampia e le lacune che si osservano sono il più delle volte dovute alla difficoltà di registrare la presenza della specie. Ciò fa sì che la sua distribuzione sia tra quelle meno conosciute e maggiormente sottostimate. È presente dal livello del mare fino alle zone montane, in un gran numero di ambienti, con esclusione solo delle zone maggiormente antropizzate.

La donnola appare distribuita in gran parte del territorio regionale e non presenta problemi di conservazione. La specie può occasionalmente provocare danni agli allevamenti avicoli, soprattutto nei pollai di piccole dimensioni e meno protetti, o in quelli di conigli. Tali danni possono essere particolarmente rilevanti per la caratteristica della specie di uccidere una quantità di prede ben superiore a quella che essa può in realtà consumare. Tale fenomeno, denominato surplus killing, è noto anche per altre specie di mustelidi.

La specie è protetta dalla legislazione italiana (L. 157/92), inserita in Appendice III della Convenzione di Berna e nella Lista Rossa dei vertebrati italiani è considerata a Minor Preoccupazione (LC) secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.13 Puzzola (*Mustela putorius*, Linnaeus 1758, Carnivora Mustelidae)

2.13.1. Sistematica, corologia e morfologia

Specie a distribuzione paleartica occidentale, diffusa dal Portogallo alla Russia occidentale (Urali) e dal Nord Africa alla Gran Bretagna. Introdotta in Nuova Zelanda. In Italia è presente in tutta la penisola ma è assente dalle isole maggiori e minori. Distribuita dal livello del mare fino ad alta quota (2000 m s.l.m.).

La puzzola presenta, come molti altri mustelidi, un evidente dimorfismo sessuale con il peso del maschio pari anche al doppio di quello della femmina. La vagilità nei due sessi è correlata alla differenza ponderale (i maschi si muovono su aree molto vaste, specialmente in primavera) mentre non sembra esistere una specializzazione su prede differenti.

Come le specie congeneri, la puzzola ha corpo allungato, zampe corte dotate di cinque dita con unghie lunghe e parzialmente retrattili in quelle anteriori. La testa è piccola e le orecchie sono corte e rotonde. Il mantello è bruno nerastro, con una caratteristica maschera facciale bianca che circonda gli occhi e la bocca, anche il bordo delle orecchie è bianco. coda non molto folta. Ha una caratteristica mascherina bianca sul muso che la contraddistingue facilmente dalle altre specie del genere *Mustela*.

2.13.2. Habitat ed ecologia

La puzzola è una specie estremamente adattabile come testimonia la sua ampia distribuzione in aree con habitat molto differenti, dove occupa sia aree rurali che aree a prevalente copertura vegetale. Gli studi sulle preferenze dell'habitat da parte della specie evidenziano una elettività degli habitat caratterizzati da una buona copertura vegetale a terra, che garantisca protezione dai predatori. La vicinanza delle zone di rifugio ai corsi d'acqua sembra essere un elemento ricorrente nell'ecologia della specie (Rondinini, 2006).

La puzzola è una specie solitaria, con un'organizzazione sociale basata sulla territorialità intrasessuale che determina l'esclusione attiva dal proprio territorio degli individui dello stesso sesso; i territori dei due sessi sono invece ampiamente sovrapposti, sebbene esista una tendenza all'evitamento reciproco.

La specie è prevalentemente notturna e la durata dell'attività aumenta dall'inverno all'estate. Durante il giorno utilizza i più disparati siti di riposo (cavità nella roccia, tane di ratti, cavità negli alberi o tra le radici, ecc.), senza mostrare particolari preferenze. In inverno gli insediamenti umani costituiscono un importante rifugio in grado di garantire un miglior isolamento termico.

La puzzola è quasi completamente carnivora, ma il suo spettro alimentare subisce notevoli variazioni geografiche. Generalmente preda micromammiferi, ma in alcuni casi i lagomorfi sembrano costituire la risorsa maggiormente sfruttata. Una peculiarità della specie è quella di nutrirsi di anfibi anuri (ad es. rane, rospi, raganelle) e, se si eccettuano il visone e la lontra, è il carnivoro che consuma più vertebrati eterotermi.

2.13.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

La distribuzione della puzzola nel Lazio è poco conosciuta, a causa della difficoltà nel registrarne la presenza. È presente, seppure in modo discontinuo e frammentato, dal livello del mare fino alle zone di montagna, in una varietà di ambienti, con esclusione delle zone maggiormente antropizzate e delle praterie d'alta quota.

La specie non è causa di conflitto con l'uomo. La sua apparente rarità potrebbe renderla più suscettibile di altre a minacce di origine antropica, specialmente la rimozione dei margini di vegetazione dalle aree agricole, o l'uso di rodenticidi.

La specie è elencata nell'allegato II della Convenzione di Berna (1979) e nell'Appendice V della direttiva Habitat (92/43/CEE). In Italia è protetta dalla legge 157/92 sulla caccia ed è valutata Minor Preoccupazione (LC) secondo i criteri della Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.14 Cinghiale (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758, Artiodactyla Suidae)

2.14.1. Sistematica, corologia e morfologia

Il cinghiale è una specie politipica ad ampia distribuzione paleartica, diffusa in gran parte di Europa, Asia e Nord Africa, rappresentata in Italia da due sottospecie endemiche di discusso valore tassonomico: *S. s. meridionalis* Forsyth Major, 1882, in Sardegna; *S. s. majori* De Beaux e Festa, 1927, nell'Italia peninsulare.

Inoltre, sarebbero presenti altre due sottospecie che hanno recentemente colonizzato l'Italia settentrionale: *S. s. scrofa* Linnaeus, 1758, in Piemonte, *S. s. raiseri* Bolckay, 1925, in Friuli.

La maggior parte delle popolazioni italiane attuali sono il risultato di reintroduzioni o ripopolamenti effettuati a scopo venatorio e pertanto sono formate da individui di provenienza extra-italiana.

La colorazione del mantello varia a seconda dell'età, il piccolo presenta un mantello nocciola con striature scure, mentre mano a mano che l'individuo cresce la colorazione diventa marrone-rossiccio, tendente al grigio-marrone nell'individuo adulto. È presente dimorfismo sessuale, con maschio più grande delle femmine.

2.14.2. Habitat ed ecologia

Specie dalla elevata plasticità ecologica, in grado di adattarsi ad un gran numero di ambienti: dalle macchie costiere alle zone umide, dai boschi planiziali fino alle praterie situate oltre il limite della vegetazione forestale. L'optimum ecologico sembra rappresentato dai boschi decidui dominati dal genere *Quercus* alternati a cespuglieti e prati-pascoli.

La sua nicchia trofica è molto ampia, potendo nutrirsi di un gran numero di varietà di alimenti di origine animale e vegetale. Occasionalmente il cinghiale si ciba di invertebrati, piccoli vertebrati e uova di uccelli.

La riproduzione può avvenire nel corso di tutto l'anno, con un picco nel corso del periodo invernale. La presenza della specie è facilmente rilevabile attraverso caratteristici segni di presenza, costituiti da escavazioni prodotte alla ricerca di cibo, da escrementi e dai residui di fango lasciati dagli individui sulla parte basale dei fusti delle piante situate nei pressi delle pozze ove essi si immergono.

2.14.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Il cinghiale è ormai diffuso in quasi tutto il territorio regionale. La specie ha conosciuto una forte espansione negli ultimi decenni. A partire dalle aree dove era sempre stata presente, seppure con densità di popolazione assai più basse delle attuali, essa si è insediata anche nelle aree verdi situate nelle immediate adiacenze dei centri urbani.

Il cinghiale presenta una notevole importanza economica, dal momento che si rende responsabile di danni anche di notevole entità a qualunque tipo di coltivazione, da quelle ortive ai cereali in pieno campo, interessando talvolta anche vigneti e arboreti da frutto. Negli ultimi anni sta assumendo una crescente rilevanza l'impatto del cinghiale sulle biocenosi naturali, soprattutto a carico degli ecosistemi forestali e delle aree umide. Il cinghiale riveste inoltre una notevole valore venatorio, essendo, tra gli artiodattili, certamente la specie oggetto del maggior prelievo nel corso

della stagione venatoria. Per le ragioni sopra descritte la specie viene valutata a Minor Preoccupazione (LC) nella Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013).

2.15 Capriolo (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758, Artiodactyla Cervidae)

2.15.1. Sistematica, corologia e morfologia

Il capriolo è una specie politipica. In base ad una recente revisione della sistematica le diverse sottospecie descritte in passato (ad es., *C. c. transylvanicus* Matschie, 1907, *C. c. canus* Miller, 1910, *C. c. thotti* Lönnberg, 1910) sono state ritenute di dubbia validità e tutte le popolazioni vengono oggi tendenzialmente attribuite alla forma nominale. Le popolazioni di capriolo diffuse sull'arco alpino e nell'Appennino settentrionale, originatesi per immigrazione dall'Europa centrale e/o frutto di reintroduzioni operate con soggetti provenienti da quest'area, debbono dunque essere attribuite a *C. c. capreolus*. I piccoli nuclei presenti nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Lazio), nella Foresta Umbra (Gargano, Puglia) e nei Monti di Orsomarso (Calabria), rappresenterebbero le uniche popolazioni relitte del capriolo un tempo presente in tutta l'Italia centro-meridionale, riconducibile secondo Festa (1925) alla forma *italicus*. Recenti lavori di carattere genetico sembrano confermare questa tesi, almeno per ciò che concerne la popolazione di Castelporziano e della Toscana meridionale (province di Siena e Grosseto). I nuclei presenti nella Toscana meridionale (colline senesi e Maremma) potrebbero derivare dall'incrocio del genotipo originario con quello appartenente a soggetti importati dall'Europa centrale.

Il capriolo è il cervide più diffuso in Europa, essendo presente ovunque con le sole eccezioni di Islanda, Irlanda e parte della Penisola scandinava. In Italia, anche per effetto delle numerose immissioni, è diffuso in modo continuo dalle Alpi al Lazio e Abruzzo; più a sud è presente in modo discontinuo, spesso con nuclei isolati (Matese, Gargano, Appennino Lucano, Pollino, Sila e Aspromonte); è assente nelle Isole.

Il capriolo è caratterizzato da dimorfismo sessuale che si esprime principalmente nella presenza di un palco caduco a tre punte nei maschi, mancante invece nelle femmine. Il mantello estivo è bruno-rossastro uniforme, quello invernale è grigio-bruno, con ampie porzioni chiare come la zona ventrale e quella perianale. Alla nascita i piccoli presentano il tipico mantello rosso-bruno a macchie biancastre.

2.15.2. Habitat ed ecologia

Presente in una grande varietà di habitat, dalle pianure intensamente coltivate ai boschi di conifere alto alpini, il capriolo predilige ambienti ecotonali, in grado di fornire alimento di qualità e

rifugio. Il capriolo è considerato un brucatore, che si ciba selezionando cibi particolarmente nutrienti e digeribili (es. apici fogliari, gemme, leguminose, frutti selvatici).

Il grado di socialità delle popolazioni varia in funzione del contesto ambientale e della stagione. In particolare nei maschi, nel corso dell'anno si succedono fasi molto diverse che ne modificano il comportamento sociale e culminano con la fase territoriale del periodo riproduttivo (luglio-agosto), durante la quale solo le femmine possono entrare negli spazi difesi attivamente dai maschi. Le nascite avvengono tra maggio e giugno.

La contattabilità aumenta nel periodo invernale, quando gruppi numerosi posso essere osservati nelle aree aperte, e, nei mesi che precedono gli accoppiamenti (aprile-giugno), quando attività e movimenti si fanno frenetici e non è infrequente udirne il caratteristico abbaio.

2.15.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Le segnalazioni di questa specie si presentano piuttosto ben distribuite nelle province di Rieti e, soprattutto, Viterbo dove la specie raggiunge le massime densità. La presenza nella province di Roma e Frosinone, se si eccettua la popolazione di Castelporziano, è quasi interamente confinata alle aree montane e alle loro propaggini verso la pianura. La specie non risulta segnalata in provincia di Latina.

Lo stato di conservazione del capriolo in Italia è soddisfacente con una consistenza attorno al mezzo milione di individui. La situazione è tuttavia disomogenea, con situazioni (appenniniche) dove le densità sono molto elevate (oltre 50 animali/km²) e la specie causa anche danni alle attività produttive, e aree (alpine, es. in Trentino Alto Adige), dove la specie mostra un preoccupante peggioramento dello status complessivo.

La specie è elencata in appendice III della Convenzione di Berna. Nell'Italia centro-meridionale risulta prioritaria la messa in atto di azioni tese da una parte a salvaguardare i nuclei autoctoni residui favorendone l'espansione e, dall'altra, allo sviluppo di programmi di reintroduzione.

2.16 Daino (*Dama dama* Linnaeus, 1758, Artiodactyla Cervidae)

2.16.1. Sistematica, corologia e morfologia

Il genere *Dama* è suddiviso in due razze, *D. dama* e *D. mesopotamica* Brooke, 1875, corrispondenti alla popolazione europea e a quella mesopotamica.

Specie ad ampia distribuzione (influenzata da immisioni storiche e recenti) nell'Europa occidentale ed in molte zone europee centro-orientali; rara nel suo areale originario nell'Asia minore mediterranea. In Europa il daino è presente ovunque ad eccezione dell'Islanda, mentre in

Italia è diffuso in quasi tutte le regioni e nelle isole; tra i nuclei più consistenti vi è quello della Tenuta Presidenziale di Castelporziano.

Il *D. dama* è caratterizzata da un evidente dimorfismo sessuale, con i maschi dotati di caratteristici palchi ramificati e palmati. Nella forma tipica la specie presenta una colorazione rossiccia, punteggiata da macchie bianche (pomellato) ben evidenti in estate. La regione ventrale è chiara e una striscia nera corre lungo la colonna vertebrale, la coda e i bordi posteriori delle cosce.

2.16.2. Habitat ed ecologia

La specie è tipica di ambienti mediterranei e di climi temperati-caldi, ma con notevole plasticità trofica, infatti il daino è considerato un pascolatore intermedio molto adattabile (dalla vegetazione erbacea ai frutti forestali), in funzione della stagione e delle diverse condizioni ambientali.

L'habitat originario è caratterizzato da alternanza di macchia mediterranea e boschi aperti di conifere e latifoglie sempreverdi.

Il daino altamente sociale con un'elevata segregazione sessuale, al di fuori del periodo riproduttivo (apice in ottobre); è specie poliginica, in grado di adottare diversi sistemi riproduttivi tra i quali il lek, in cui i maschi adulti si riuniscono in un'arena di riproduzione e difendono ognuno un piccolo territorio, accoppiandosi con le femmine che lo visitano.

2.16.3. Distribuzione nel Lazio e conservazione

Presente con piccoli nuclei in tutte le province ad eccezione di Frosinone, per la quale è riportata una sola segnalazione. La popolazione di Castelporziano, nonostante i consistenti prelievi effettuati annualmente, è costituita da alcune migliaia di individui. Popolazioni numerose sono inoltre quelle di Decima-Malafede, contigua a quella di Castelporziano, Monte Rufeno e il Parco Nazionale del Circeo.

L'elevata socialità e la plasticità ecologica ne fanno una specie in grado di raggiungere densità considerevoli, con conseguente impatto sul soprassuolo boschivo. Il daino è inoltre in grado di competere con successo con i cervidi autoctoni (cervo e capriolo), in particolare in ambiente mediterraneo. Per tali motivi la specie è oggetto di intensi piani di contenimento (es. Castelporziano, S. Rossore), oltre che di prelievo venatorio. Allo stato attuale delle conoscenze il daino è da considerarsi come alloctona per il territorio italiano e la gestione dovrebbe mirare al contenimento delle popolazioni o, nelle situazioni di conflitto con habitat e fauna autoctona, alla loro eradicazione.

La specie non è minacciata secondo la Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2013) infatti il daino presenta problemi di gestione ma non di conservazione. La gestione dovrebbe

mirare al contenimento delle popolazioni o, nelle situazioni di conflitto con habitat e fauna autoctona, alla loro eradicazione.

3 Materiali e metodi

3.1 Area di studio

Lo studio è stato condotto in Italia centrale, nella Regione Lazio ed ha interessato la porzione di territorio compresa nei bacini idrografici degli affluenti del Medio e Basso Tevere (Tab. della Provincia di Viterbo. L'area è particolarmente interessante per il reticolo di forre fluviali scavate nel tufo ed è di grande importanza faunistica, in quanto costituisce un ottimo habitat per numerose e importanti specie di Mammiferi e Uccelli. Le forre per la loro natura e conformazione possono essere considerate degli ambiti di connessione (corridoi ecologici) che mettono in contatto aree centrali isolate nella matrice agricola e urbana che caratterizza la zona.

I rilievi sono stati effettuati nel territorio di 11 Comuni, quali: Caprarola, Carbognano, Castel Sant'Elia, Civita Castellana, Corchiano, Fabrica di Roma, Faleria, Gallese, Nepi, Ronciglione e Sant'Oreste. All'interno di questo territorio sono state individuate sei aree centrali e sei ambiti di connessione (corridoi ecologici) (Fig. 3).

In questa ricerca è stata adottata la definizione di paesaggio proposta da Fischer e Lindenmayer (2007), ossia un'area definita dall'uomo di dimensione variabile tra 3 km² e 300 km².

Il paesaggio indagato è caratterizzato da un elevato livello di perdita di habitat e di frammentazione e la scelta della suddetta area è scaturita da una serie di sopralluoghi su vari ambiti di connessione dell'intera Regione Lazio. Un ulteriore approfondimento è stato fatto tramite l'analisi della struttura del paesaggio calcolata mediante l'utilizzo di software GIS ArcGis 9.2 (ESRI®). (*Geographic Information System*) e il programma sviluppato per l'analisi delle metriche di paesaggio Fragstat 4.1 (McGarigal, 2012), con la Carta dell'Uso del Suolo della Regione Lazio (2010) e le ortofoto con scala 1:5000 fornite dall'ARP Lazio.

Successivamente all'individuazione del paesaggio più idoneo per la ricerca, è stata eseguita una verifica della fattibilità di fruizione attraverso sopralluoghi su campo.

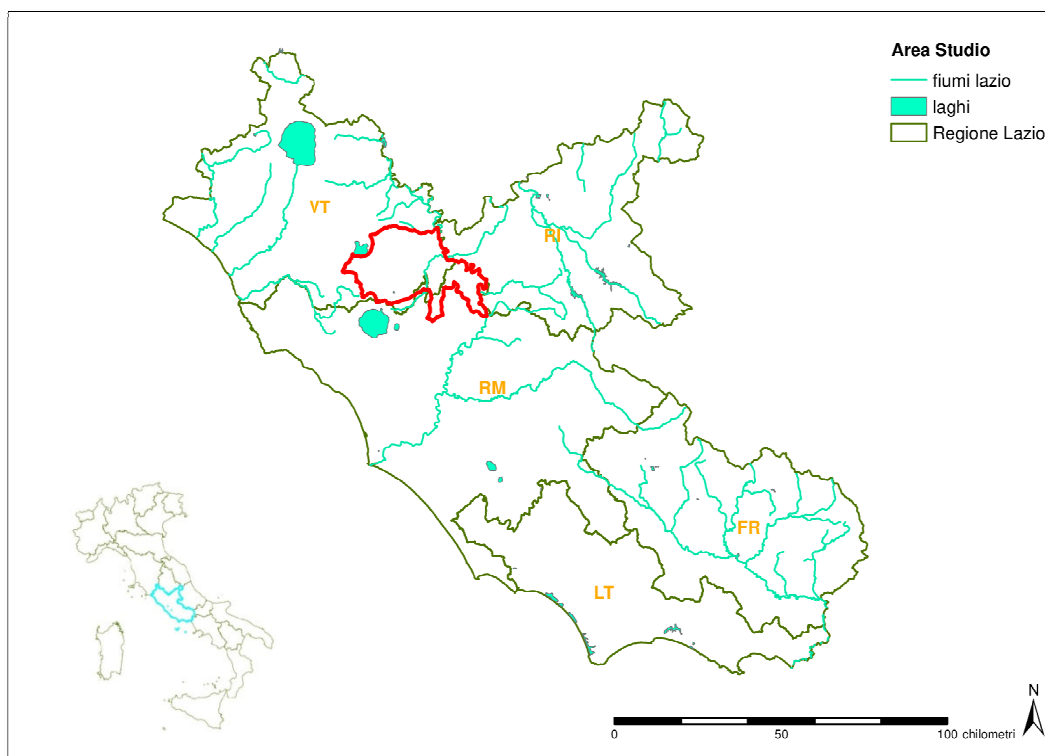


Fig. 3 – Area di studio (in rosso).

3.2 Regione Lazio

3.2.1. Aspetti geografici e geomorfologici

La Regione Lazio, intesa entro i suoi attuali confini amministrativi, con i suoi 17.202 km² di estensione, si colloca nel versante medio-tirrenico della penisola italiana, tra la catena appenninica ed il Mar Tirreno. Il paesaggio è piuttosto eterogeneo, con prevalenza di zone collinari (54% della superficie) e montuose (26%), mentre le pianure (20%) si incontrano per lo più in prossimità della costa e nelle zone alluvionali dei fiumi Tevere e Sacco.

Per quel che riguarda i rilievi montuosi, i settori centro-orientale e sud-orientale, appartengono propriamente al versante occidentale della catena appenninica (Pignotti, 2009). A nord-est spiccano i monti Sabini e Reatini, dove svetta il Massiccio del Terminillo (2.213 m s.l.m.) e, al confine con l'Abruzzo, il Monte Gorzano (2.455 m s.l.m.), la cui vetta, ubicata nel dominio dei Monti della Laga, è la più elevata del Lazio. Sempre lungo il confine con l'Abruzzo, si sviluppano poi verso sud i Monti Simbruini (Monte Contento, 2.014 m) e, al di là dell'alta Valle dell'Aniene, la catena degli Ernici. Proseguendo ancora verso sud, lungo il confine con l'Abruzzo, si incontrano i monti della Meta, ai quali si raccorda, al limite con il Molise, il Massiccio delle Mainerde.

Nella porzione meridionale del Lazio si sviluppa un'altra dorsale montuosa ad andamento sub-parallelo alla catena appenninica e separata da quest'ultima da un'ampia pianura costituita dalla vallata del fiume Liri e del suo affluente Sacco. Questa dorsale, mediamente meno elevata, è

costituita dai Monti Lepini, Ausoni ed Aurunci. Il suo settore settentrionale confina con il dominio dei Colli Albani, mentre quello meridionale arriva fino alla Campania. I versanti occidentali invece si raccordano a nord con la Pianura Pontina, mentre nel settore meridionale, i rilievi montuosi arrivano fino al mare, costituendo le uniche coste alte del Lazio (promontorio del Circeo, Sperlonga e Gaeta). A questi vanno aggiunti gruppi montuosi minori nel settore ad est di Roma, quali i Monti Cornicolani, Prenestini e Tiburtini (Mancinella, 2011).

Oltre ai rilievi delle dorsali appenniniche, a caratterizzare il paesaggio laziale sono, a nord i rilievi vulcanici dei Monti Vulsini, Cimini e Sabatini, in destra idrografica del fiume Tevere, e a sud i rilievi dei Colli Albani, immediatamente a sud della città di Roma. Questi rilievi sono caratterizzati da quote di poche centinaia di metri, ad eccezione del Monte Cimino la cui vetta raggiunge 1.053 m slm. La caratteristica principale di tutti questi rilievi vulcanici è che ospitano, ognuno, almeno un bacino lacustre la cui genesi è direttamente correlata con l'attività vulcanica.

Questi laghi, allineati secondo la direttrice appenninica, sono, a partire da nord verso sud, il Lago di Bolsena (Monti Vulsini), il Lago di Vico (Monti Cimini), il Lago di Bracciano (Monti Sabatini), i Laghi di Albano e Nemi (Colli Albani) (Mancinella, 2011).

Le pianure del Lazio sono essenzialmente costiere, le più importanti sono la Maremma nell'alto Lazio, al confine con la Toscana, e la Pianura Pontina, a sud dei Colli Albani e ad ovest della catena dei Monti Lepini, Ausoni ed Aurunci. A queste bisogna aggiungere i vasti altopiani, blandamente ondulati dei distretti vulcanici. Le pianure più interne della regione sono costituite dalla depressione percorsa dai Fiumi Liri e Sacco e dalla vallata del Tevere (Mancinella, 2011).

Il paesaggio fisico del Lazio è molto eterogeneo, variando dalle zone litoranee del Tirreno fino alle zone più interne della catena appenninica, tra le quali sono compresi i rilievi vulcanici, i paesaggi lacustri e le ampie vallate del fiume Tevere. Questa varietà rispecchia l'estrema complessità delle vicende geologiche che hanno interessato il Lazio a partire dal Mesozoico fino ai giorni nostri (Pignotti, 2009).

3.2.2. Fitoclima e unità fitoclimatiche

Uno studio sul fitoclima laziale (Blasi, 1994), condotto sulla base di dati termo-pluviometrici trentennali relativi a 46 stazioni, ha suddiviso il Lazio in quattro grandi Regioni fitoclimatiche all'interno delle quali sono state individuate 15 unità fitoclimatiche (Fig. 4).

La peculiare posizione del Lazio nella Penisola, unitamente alla complessità morfologica del territorio, determinano una grande variabilità bioclimatica. Una certa aridità estiva del settore temperato e il discreto apporto meteorico della zona costiera spiegano bene il carattere di

transizione della regione, e la presenza di elementi floristici della biocora mediterranea all'interno di elementi della regione temperata (eurosiberiana) lungo la costa.

Regione mediterranea

Comprende la zona litoranea del Lazio ed è caratterizzata da condizioni climatiche caldo-aride si va dagli aspetti più xerici della macchia mediterranea delle Isole Ponziane, caratterizzate da precipitazioni annue in media di 649 mm. con aridità estiva di 5 mesi e temperatura media delle minime del mese più freddo di 8,3°, ai querceti misti di caducifoglie dell'Agro Pontino, con precipitazioni annue di 1133 mm., aridità estiva di 4 mesi e temperatura media delle minime del mese più freddo di circa 4°. Le unità fitoclimatiche di transizione tra questi estremi vanno dalle formazioni sempreverdi di leccio e sughera a quelle dei querceti di caducifoglie a roverella. Vale la pena notare che in tutto il settore costiero il carattere termo-mediterraneo non è particolarmente pronunciato.

Regione mediterranea di transizione

La fascia di territorio della Maremma laziale interna, della regione tolfaiana e sabatina, della Campagna Romana, dei Colli Albani e dei versanti sud-occidentali dell'Antiappennino meridionale, fino alla piana di Pontecorvo e Cassino è caratterizzata da un clima con precipitazioni annuali comprese tra 810 e 1519 mm., un'aridità estiva ridotta a due o tre mesi ed una temperatura media delle minime del mese più freddo sempre superiore a 0° (4°, Roma M.te Mario). La vegetazione forestale prevalente è rappresentata dalle leccete, dai querceti a roverella e dalle cerrete.

Regione temperata di transizione

I querceti a roverella e cerro con elementi della flora mediterranea occupano la valle del Fiume Tevere tra Orte e Monterotondo e la valle del Fiume Sacco tra Zagarolo ed Aquino. Le precipitazioni vanno dai 954 ai 1233 mm e l'aridità estiva è di uno o due mesi, la temperatura media delle minime del mese più freddo può essere inferiore a 0° e distingue questa regione rispetto alle precedenti.

Regione Temperata

Tale fitoclina si riscontra nella parte del Lazio a maggior distanza dal mare e sui rilievi montuosi, comprendendo la regione vulsina e vicana, l'Appennino reatino, l'Antiappennino meridionale (Lepini, Ausoni, Aurunci), le vette dei Colli albani, i Monti Simbruini ed i Monti Ernici. Le precipitazioni sono in genere abbondanti, fino a 1614 mm, l'aridità estiva è assente o

poco accentuata (anche se alcune stazioni hanno 1-2 mesi di aridità), mentre la temperatura media delle minime del mese più freddo è in genere inferiore a 0° (-4°, Monte Terminillo). Tali condizioni climatiche favoriscono una vegetazione forestale che, nelle parti più elevate, è dominata dagli arbusteti altomontani e dalla faggeta, mentre nelle zone pedemontane e nelle valli è rappresentata dagli ostrieti e dai querceti misti di roverella e cerro.

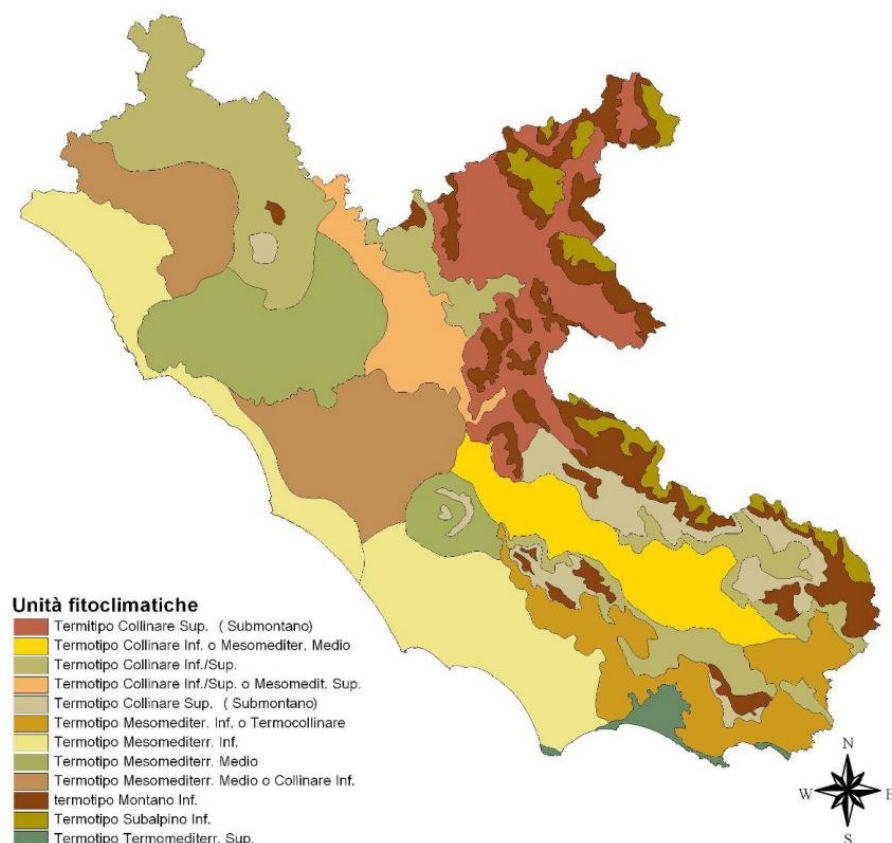


Fig. 4 - Da Blasi, 1994 (modificato). Cartografia delle regioni e delle unità fitoclimatiche individuate nel Lazio da Blasi (1996).

3.3 Il paesaggio della Tuscia Viterbese

3.3.1. Aspetti geografici e geomorfologici

La Provincia di Viterbo occupa la porzione settentrionale del Lazio, confinando a NW con la Toscana (Province di Grosseto e Siena), ad E con l'Umbria (Provincia di Terni), a SE con la Provincia di Rieti e a S con la Provincia di Roma. I confini naturali sono rappresentati approssimativamente a N dal corso del fiume Paglia, ad E dal fiume Tevere, a S dai Monti Sabatini e dai Monti della Tolfa e ad W dal fiume Fiora, dai Monti di Castro e dal Mar Tirreno. L'altitudine massima è quella del Monte Cimino (1.053 m).

I principali corsi d'acqua sono il Tevere, il Fiora, il Paglia, il Marta e il Mignone, ma il quadro idrologico della Provincia è costituito anche da tre bacini lacustri, tutti di origine vulcanica, che in ordine crescente di dimensioni sono: il lago di Mezzano (0,47 km²), il lago di Vico (12,93 km²) ed il lago di Bolsena (113,5 km²).

Gran parte del territorio della Provincia è di origine vulcanica, come testimoniano gli affioramenti rocciosi e le frequenti sorgenti idrotermali presenti un po' ovunque. Le principali strutture vulcaniche del Viterbese, ancora oggi individuabili, sono tre: il sistema cimino, quello vicano e quello vulsino.

L'attività magmatica, in questo territorio, ha inizio circa 1 milione di anni fa nell'area del Monte Cimino, la quale si è protratta per circa 100.000 anni. Contemporaneamente alle ultime fasi di attività del complesso cimino, il vulcanismo inizia sia nel settore vicano sia in quello vulsino (De Rita, 1992), per poi esaurirsi, rispettivamente, circa 90.000 e 55.000 anni fa (De Rita, 1992; Fabbri, 1992). L'ampia coltre dei depositi vulcanici ha un'estensione pressoché continua e ricopre terreni sedimentari più antichi appartenenti al ciclo meso-cenozoico ed al ciclo neotettonico neogenico, i quali affiorano soltanto lungo i bordi frastagliati della copertura lavica e solo raramente emergono in mezzo ad essa in affioramenti isolati di esigua entità (Monti di Canino, Monte Soratte, Monte Razzano, ecc.) (De Rita, 1992). L'azione dei normali fenomeni di erosione e sedimentazione hanno contribuito a modellare il profilo morfologico del territorio (De Rita, 1992).

Una delle tipicità del territorio Viterbese è costituita dalle forre, elemento caratteristico della morfologia e del paesaggio di questa zona.

Il letto dei corsi d'acqua che hanno originato le forre e le percorrono, presenta caratteristiche diversificate nello spazio in funzione di differenti fattori quali la storia geologica regionale, la portata idrica, la distanza dalle sommità degli antichi edifici vulcanici. Dove l'azione erosiva è stata più importante si osservano sedimenti pliocenici e plio-pleistocenici di diversa natura mentre, in zone sottoposte in maniera più lieve agli agenti esogeni, si notano letti tufacei. Tuttavia, facendo riferimento ai diversi sistemi idrografici, sono riconoscibili degli elementi distintivi.

Nella Valle del Treja si osservano infatti fenomeni di erosione selettiva che hanno creato dei gradoni naturali di tufo rosso a scorie nere, meno erodibile, con presenza di rotture di pendenza che formano piccole cascate. Il letto dei corsi d'acqua mostra diverse coperture sedimentarie plio-pleistoceniche raggiunte dall'erosione, che ha asportato interamente gli strati piroclastici sovrastanti.

Sulla sinistra idrografica del bacino del fiume Tevere, l'area ha analogie con la precedente, fatta eccezione per la presenza delle cascate. Entrambe le aree presentano ambiti stratigrafici di affioramento in cui sono evidenti le colate piroclastiche cronologicamente più giovani, piroclastiti di lancio, depositi alluvionali, risalenti al Olocene-Pleistocene e depositi clastici eterogenei risalenti al Pleistocene.

L'apparato vulcanico Vulsino condiziona geologicamente i sottosistemi di forre connessi ai bacini del fiume Marta e del Torrente Arrone, caratterizzando la zona prossima al Lago di Bolsena in cui sono presenti substrati più giovani relativi ai prodotti piroclastici e colate laviche, nonché la zona del medio corso del fiume Marta e del basso corso dell'Arrone in cui si osservano in affioramento substrati più antichi probabilmente emersi a causa di un'azione più incisiva del corso delle acque.

Avvicinandosi al mare i depositi alluvionali olocenici-pleistocenici, che ricoprono argille plioceniche, si fanno più importanti. I maggiori aspetti di diversificazione, da un punto di vista geologico, si trovano nel sottosistema di forre del bacino del Fiume Fiora. Qui le forre hanno subito una forte erosione che ha fatto emergere depositi fluvio-palustri olocenici composti da argille, limi e sabbie, con lenti di torbe ed intercalazioni di ghiaie e travertini, tra cui affioramenti di travertini di origine idrotermale. Nella zona del Fiume Mignone, infine, si rinvenivano prodotti di colate piroclastiche con affioramenti di unità alloctone (unità della Tolfa) caratterizzate da successioni argillitiche con intercalazioni calcaree nella zona dell'alto corso del fiume e intercalazioni di sabbia e ghiaia plioceniche nel medio corso dello stesso (AA.VV, 2006).

3.3.2. Clima e vegetazione

La prevalente origine vulcanica del territorio della provincia di Viterbo tenderebbe a favorire una certa omogeneità floristico-vegetazionale che è invece arricchita dalla presenza dei due bacini lacustri principali, il lago di Bolsena e il lago di Vico, nonché dai piccoli ma non meno naturalisticamente significativi laghi di Mezzano e Monterosi, quest'ultimo in provincia di Roma (Scoppola, 1995).

Dal punto di vista climatico e fitoclimatico l'Alto Lazio presenta maggiori affinità con i territori limitrofi della Toscana meridionale (Scoppola, 1995) dove, in genere, le scarse precipitazioni

vengono compensate dall'elevata ritenzione idrica dei suoli. Emerge pertanto una netta autonomia di questo territorio rispetto alla porzione più meridionale del Lazio. Tutta la Tuscia è inoltre aperta all'influenza delle correnti umide del Mar Tirreno da cui deriva una generale caratterizzazione del clima in senso oceanico, fattore di grande importanza per la determinazione delle caratteristiche della flora e della vegetazione spontanea della provincia (Pignatti, 1994).

Nel suo insieme, la Provincia di Viterbo presenta dunque poche emergenze vegetazionali di tipo mediterraneo a causa della più generale vocazione forestale di tipo mesofilo che viene ulteriormente accentuata dalle caratteristiche edafiche. Solo per una ristretta fascia costiera, corrispondente all'incirca al territorio della Maremma Laziale, si rinvencono con una certa continuità specie della biocora mediterranea, mentre verso l'interno formazioni miste di sclerofille e caducifoglie si possono sviluppare solo su substrati idonei, fortemente acclivi, ed in esposizioni termofile (Blasi, 1992). Procedendo dalla costa verso l'interno, assistiamo, pertanto, al passaggio dalla Regione mediterranea a quella temperata. Per maggiori dettagli si rimanda alla Carta del Fitoclima del Lazio (Blasi, 1993).

Nonostante l'Alto Lazio sia, dal punto di vista vegetazionale, un'area di transizione dal settore tirrenico a quello appenninico, la prevalenza di boschi subacidofili a cerro (*Quercus cerris*), rovere (*Q. petraea*) e farnetto (*Q. frainetto*) creano, comunque, dei caratteri di peculiarità fitoclimatica e vegetazionale (Blasi, 1992). Sono ben rappresentati, tuttavia, gli elementi di raccordo sia con la vegetazione dell'Appennino centro-settentrionale sia con i settori più tipicamente mediterranei (Blasi, 1992). Basti pensare alla presenza del faggio (*Fagus sylvatica*) anche a quote molto basse e nei pressi della linea di costa e alle frequenti caratterizzazioni di versanti collinari e submontani interni, esposti a S e con terreni a reazione alcalina, con elementi della biocora mediterranea quali la fillirea (*Phyllirea latifolia*), il corbezzolo (*Arbutus unedo*), il ginepro comune (*Juniperus communis*), l'erica arborea (*Erica arborea*), il lentisco (*Pistacia lentiscus*) e diverse specie di cisto (Scoppola e Avena, 1992).

La natura del substrato tende a favorire una certa uniformità, che è però arricchita dalla presenza di due bacini lacustri di grande interesse floristico e vegetazionale. Questi ospitano esempi significativi di vegetazione acquatica e ripariale come cariceti a *Carex pseudocyperus* e *C. riparia* e canneti a *Phragmites australis*, giunchi (*Juncus effusus*, *J. inflexus*), il giglio d'acqua (*Iris pseudacorus*), la ranocchina minore (*Najas minor*), saliceti a salice comune (*Salix alba*), salice rosso (*S. purpurea*) e salice da ceste (*S. triandra*) (Blasi, 1992; Scoppola, 1992).

Nei settori collinari è netta la dominanza del cerro, a cui si associa la roverella (*Q. pubescens*) in situazioni più xeriche e con suoli sub-acidi o basici (Blasi, 1992), il leccio (*Q. ilex*), l'orniello (*Fraxinus ornus*) e il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) nei versanti esposti a meridione e nei settori

che favoriscono la loro termofilia, il castagno (*Castanea sativa*), la rovere e il carpino bianco in presenza di suoli acidi, profondi e freschi e condizioni pedo-climatiche mesiche (Blasi, 1992; Scoppola, 1992).

3.3.3. Cenni sul popolamento animale

La fauna del Viterbese è complessa e diversificata per il fatto che la posizione di questa area, al centro della penisola italiana, e la sua estesa articolazione ambientale hanno permesso l'instaurarsi ed il permanere di elementi faunistici di diversa origine. Coesistono, pertanto, specie settentrionali ed europee, dal temperamento mesofilo se non addirittura frigofilo, spesso al limite meridionale del proprio areale, accanto ad elementi meridionali o mediterranei, termofili, talvolta al limite settentrionale del loro areale (Vigna Taglianti e Zapparoli, 1992). Le ragioni che spiegano la suddetta ricchezza di specie sono di ordine zoogeografico ed ecologico. Dal punto di vista zoogeografico, la posizione del Lazio, nel mezzo del versante tirrenico della penisola, consente la presenza simultanea di specie provenienti da Nord (origine alpina o medioeuropea), da Est (origine centroasiatica) e da Sud (origine mediterranea). Dal punto di vista ecologico invece, l'elevato grado di variabilità ambientale, che va da una estesa fascia planiziarica ad un complesso sistema di rilievi collinari che si congiungono con l'Appennino centrale, determina l'instaurarsi di condizioni favorevoli per la realizzazione della nicchia ecologica di numerose specie (Bologna et al., 2000). La Provincia di Viterbo in particolare è articolata in tre grandi complessi vulcanici (Vulsino, Cimino e Vicano) di modesta altezza, alternati da bassi pianori tufacei solcati da profondi valloni, le forre. Questi ambienti ospitano ecosistemi forestali, praterie di graminacee spontanee coltivazioni arboree ed erbacee. In questo contesto si riscontra una relativa complessità nei popolamenti (AA. VV., 2006). Di seguito verranno descritte solo le specie relative ai vertebrati terrestri.

L'Atlante degli anfibi e dei rettili del Lazio (Bologna et al., 2000) riporta per l'area in esame la presenza di 12 specie di anfibi (80%) su 15 conosciute a livello regionale (Tab. 1).

Nel territorio provinciale risultano presenti le seguenti specie di batraci: la salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*), la salamandrina di Savi (*Salamandrina perspicillata*), il tritone crestatto (*Triturus cristatus*), il tritone punteggiato (*T. vulgaris*), l'ululone a ventre giallo (*Bombina orientalis*) che ha una frammentata diffusione nel territorio provinciale (Celletti e Papi, 2003), il rospo comune (*Bufo bufo*), il rospo smeraldino (*Bufo viridis*), la raganella italiana (*Hyla intermedia*), la rana verde di Berger (*Pelophylax lessonae*), la rana dalmatina (*Rana dalmatina*) e la rana appenninica (*Rana italica*).

Considerato che il tritone alpestre (*Triturus alpestris*), il tritone italiano (*T. italicus*) e la rana temporaria (*Rana temporaria*) non sono presenti per motivi ecologici e biogeografici, si nota come

in questo settore regionale si vengano a trovare tutte le specie potenzialmente idonee a colonizzare gli ambienti presenti.

Per quanto riguarda i rettili la check-list annovera tutte le specie presenti a livello regionale, ad eccezione della vipera di Orsini (*Vipera ursinii*) Nella Provincia di Viterbo troviamo

quindi: la testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*), la testuggine di Hermann (*Testudo hermanni*), il gecko verrucoso (*Hemidactylus turcicus*), il gecko comune (*Tarantola mauritanica*), l'orbettino (*Anguis fragilis*), il ramarro (*Lacerta bilineata*), la lucertola muraiola (*Podarcis muralis*), la lucertola campestre (*Podarcis sicula*), la luscengola (*Chalcides chalcides*), il biacco (*Hierophis viridiflavus*), la coronella austriaca (*Coronella austriaca*), il colubro di Riccioli (*Coronella girondica*), il saettone (*Zamenis longissimus*), il cervone (*Elaphe quatuorlineata*), la natrice dal collare (*Natrix natrix*), la natrice tassellata (*N. tessellata*) e la vipera comune (*Vipera aspis*).

Tab. 1 – Check list delle specie di anfibi e rettili presenti nella regione Lazio e nella Provincia di Viterbo.

Classe	Ordine	Famiglia	Specie presenti nel Lazio		Specie presenti nella Provincia di Viterbo	Direttiva Habitat	Conv. di Berna	IUCN
Reptilia	Testudines	Emydidae	<i>Emys orbicularis</i> (Linnaeus, 1758)	Testuggine palustre	x	All. II e All. IV	All. II	EN
		Testudinidae	<i>Testudo hermanni</i> Gmelin, 1789	Testuggine comune	x	All. II e All. IV	All. II	EN
		Gekkoniidae	<i>Hemidactylus turcicus</i> (Linnaeus, 1758)	Geco verrucoso	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Tarentola mauritanica</i> (Linnaeus, 1758)	Geco comune	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
		Anguidae	<i>Anguis fragilis</i> Linnaeus, 1758	Orbettino	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Podarcis muralis</i> (Laurenti, 1768)	Lucertola muraiola	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
		Lacertidae	<i>Podarcis sicula</i> (Rafinesque, 1810)	Lucertola campestre	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Lacerta bilineata</i> Laurenti, 1768	Ramarro	x	All. IV	All. II	LC
		Squamata	<i>Coluber viridiflavus</i> Lacépède, 1789	Biacco	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Coronella austriaca</i> Laurenti,) 1768	Colubro liscio	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Coronella girondica</i> (Daudin, 1803)	Colubro di Riccioli	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
		Colubridae	<i>Zamenis longissimus</i> (Laurenti, 1768)	Saettone	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Elaphe quatuorlineata</i> (Lacépède, 1789)	Cervone	x	All. II e All. IV	All. II	LC
			<i>Natrix natrix</i> (Linnaeus, 1758)	Natrice dal collare	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Natrix tessellata</i> (Laurenti, 1768)	Natrice tassellata	x	All. IV	All. II	LC
		Viperidae	<i>Vipera ursinii</i> (Bonaparte, 1835)	Vipera dell'Orsini		All. II e All. IV	All. II	VU
			<i>Vipera aspis</i> (Linnaeus, 1758)	Vipera comune	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
	Amphibia	Scincidae	<i>Chalcides chalcides</i> (Linnaeus, 1758)	Luscengola	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
	Urodela	Salamandridae	<i>Salamandra salamandra</i> (Linnaeus, 1758)	Salamandra pezzata	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Salamandrina perspicillata</i> (Savi, 1821)	Salamandrina di Savi	x	All. II e All. IV	All. II	LC
			<i>Triturus alpestris</i> (Laurenti, 1768)	Tritone alpestre		Non inclusa	Non inclusa	LC
			<i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)	Tritone crestato	x	All. IV	All. II	NT
			<i>Triturus italicus</i> (Peracca, 1898)	Tritone italiano		All. IV	All. II	LC
			<i>Triturus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	Tritone punteggiato	x	Non inclusa	Non inclusa	NT
		Discoglossidae	<i>Bombina variegata</i> (Linnaeus, 1758)	Ululone dal ventre giallo	x	All. II e All. IV	All. II	LC
		Anura	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	Rospo comune	x	Non inclusa	Non inclusa	VU
			<i>Pseudepidalea balearica</i> (Boettger, 1880)	Rospo smeraldino italiano	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Hyla intermedia</i> (Boulenger 1882)	Raganella italiana	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Rana dalmatina</i> Bonaparte, 1840	Rana dalmatina	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Rana italica</i> Dubois, 1987	Rana italiana	x	All. IV	All. II	LC
			<i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758	Rana temporaria	x	All. V	Non inclusa	LC
			<i>Pelophylax lessonae</i> (Camerano, 1882)	Rana verde di Berger	x	All. IV e All. V	All. III	LC

Per quanto riguarda l'avifauna, nella Provincia di Viterbo nidificano 128 specie, come si evince dal Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio (Brunelli et al., 2011). L'elevata ricchezza e specificità territoriale dell'avifauna sono un importante componente della biodiversità sia forestale, delle zone umide e degli ambienti aperti del territorio provinciale.

Tra le specie che vivono in ambiente forestale, sono da citare il lui piccolo (*Phylloscopus collybita*), il pigliamosche (*Muscicarpa striata*), la balia dal collare (*Ficedula hypoleuca*), il codirosso (*Phoenicurus phoenicurus*), la capinera (*Sylvia atricapilla*), la sterpazzolina (*Sylvia cantillas*), l'occhiocotto (*Sylvia melanocephala*), lo scricciolo (*Troglodytes troglodytes*), il rampichino (*Certhia brachydactyla*), il picchio muratore (*Sitta europea*), il torcicollo (*Jynx torquilla*), il pettirosso (*Erithacus rubecola*), il tordo bottaccio (*Turdus philomelos*), il fringuello (*Fringilla coelebs*), il frosone (*Coccothraustes coccothraustes*), la ghiandaia (*Garrulus glandarius*) il colombaccio (*Columbus palumbus*).

Tra le specie che vivono in ambiente aperto, sono da citare la tortora (*Streptopelia turtur*) e la ghiandaia marina (*Coracias garrulus*). Quest'ultima occupa il settore nord-occidentale del Lazio, la Maremma laziale, nelle Province di Viterbo e Roma (Meschini e Savo, 2011). Si ricorda inoltre, l'averla piccola (*Lanius collurio*), la cui presenza sembra in incremento nella Tuscia centrale, che preferisce ambienti agricoli con modesta componente arbustiva o arborea (Guerrieri e Castaldi, 2011). Specie in continua diminuzione è l'averla cenerina (*Lanius minor*), che condivide l'areale di nidificazione con l'averla capirossa (*Lanius senator*), anch'essa in diminuzione, e con l'averla piccola (*Lanius collurio*) (Guerrieri e Castaldi, 2011).

Tra gli uccelli nidificanti legati alle zone umide della Provincia di Viterbo, si segnalano la canapiglia (*Anas strepera*), che nidifica al Lago di Vico, il merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*), lo svasso maggiore (*Podiceps cristatus*), il tuffetto (*Tachybaptus ruficollis*), il tarabusino (*Ixobrychus minutus*), il porciglione (*Rallus aquaticus*), la gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*), il martin pescatore (*Alcedo atthis*) e il cannareccione (*Acrocephalus scirpaceus*), che nidifica in canneti maturi.

Tra i rapaci diurni è da evidenziare il falco pellegrino (*Falco peregrinus*), specie in espansione verso il centro e il nord del Lazio. Questo predatore frequenta per la riproduzione pareti rocciose e falesie e, nel territorio viterbese, anche valloni tufacei, come fanno anche le poche coppie del congenere lanario (*F. biarmicus*), per il quale si evidenzia una sostanziale stabilità (Brunelli, 2011). Tendenzialmente in aumento anche il lodolaio (*F. subbuteo*), il cui areale si estende dai Monti della Tolfa alla Maremma laziale (Ceccarelli e Ricci, 2011). Nella Tuscia viterbese, è stata altresì riscontrata una leggera espansione del biancone (*Circaetus gallicus*) (Petretti, 2011) e una riduzione numerica dell'albanella minore (*Circus gallicus*), la cui consistenza è stimata in 20-25 coppie nidificanti, quasi esclusivamente in colture erbacee nelle campagne della Maremma laziale (Aradis e Cauli, 2011). Importante è la presenza dello sparviere (*Accipiter nisus*), strettamente legato agli ambienti boschivi (De Santis e Aradis, 2011). Ampiamente diffusi in tutta la regione sono inoltre il gheppio (*Falco tinnunculus*) e la poiana (*Buteo buteo*).

Per quanto riguarda i rapaci notturni, sono molto diffusi l'allocco (*Strix aluco*), il gufo comune (*Asio otus*), che prediligono ambienti boschivi, e la civetta (*Athene noctua*), legata invece alle aree agricole ed alle aree urbanizzate (Roma, 2011). Il barbagianni (*Tyto alba*), uniformemente diffuso nella Tuscia viterbese centrale e meridionale, predilige per la nidificazione ambienti rurali scarsamente antropizzati ed aree agricole eterogenee (Castaldi e Guerrieri, 2011).

La Provincia di Viterbo ospita 57 (80%) delle 71 specie di mammiferi (escluse le specie marine) segnalate nella Regione Lazio, tra le quali sono considerate anche le specie alloctone, ossia introdotte dall'uomo in tempi diversi (Tab. 2).

Il maggior numero di specie, dopo l'ordine dei chiroterti è rappresentato dai roditori come si evince dalla tabella 2 tra i quali sono da annoverare in ambiente forestale le specie appartenenti alla famiglia *Gliridae*, come il ghiro (*Glis glis*), il moscardino (*Muscardinus avellanarius*) e il quercino (*Eliomys quercinus*), alla famiglia *Muridae*, come il topo selvatico dal collo giallo (*Apodemus flavicollis*) e il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) (Capizzi et al., 2012). Inoltre sono presenti lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*), l'arvicola rossastra (*Myodes glareolus*) e l'istrice (*Hystrix cristata*), quest'ultima ampiamente diffusa in tutto il territorio della Tuscia (Amori, 2012).

Tra i soricomorfi che frequentano gli ambienti forestali, altro ordine molto rappresentato nel territorio, le specie più comuni appartengono ai generi *Crocidura*, *Sorex* e *Suncus*: crocidura ventre bianco (*C. leucodon*), crocidura minore (*C. suaevolens*), toporagno nano (*Sorex minutus*), toporagno appenninico (*Sorex samniticus*) e mustiolo (*Suncus etruscus*). Gli ambienti aperti sono più frequentati invece dalla talpa romana (*Talpa romana*) e dal riccio (*Erinaceus europaeus*) (Capizzi et al., 2012).

Tra i chiroterti più segnalati che frequentano gli ambienti aperti del territorio provinciale troviamo il molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*), il serotino (*Eptesicus serotinus*), il vespertillo maggiore (*Myotis myotis*) e il pipistrello nano (*Pipistrellus pipistrellus*), mentre per il vespertillo minore (*M. blythi*) e l'orecchione meridionale (*Plecotus austriacus*) si hanno meno segnalazioni.

Negli ambienti forestali, le specie per cui si ha una buona conoscenza della distribuzione sono: il rinolofo euriale (*Rhinolophus euryale*), conosciuto anche come ferro di cavallo, e il rinolofo minore (*R. hipposideros*). Riguardo ad altre specie quali il barbastello (*Barbastella barbastellus*), che in Provincia di Viterbo è segnalato solo nella Riserva di Monte Rufeno (Capizzi et al., 2012), la nottola comune (*Nyctalus noctula*), la nottola di Leisler (*Nyctalus leisleri*), il vespertillo di Natterer (*Myotis nattereri*) e l'orecchione bruno (*Plecotus auritus*), il numero delle segnalazioni è minimo.

Tra i chiroterti che fanno uso preferenziale delle zone umide per l'alimentazione, pur collocando il proprio rifugio altrove, troviamo, nel viterbese, il miniottero (*Miniopterus schreibersi*), il pipistrello pigmeo (*Pipistrellus pygmaeus*) e il vespertillo di Capaccini (*Myotis capaccinii*). Nelle

aree urbane e periurbane trovano rifugio il pipistrello di Savi (*Hypsugo savii*) e il pipistrello albolimbato (*Pipistrellus kuhli*).

L'ordine più ricco di specie, dopo i chiroteri, è rappresentato dai roditori. Tra questi sono da annoverare in ambiente forestale le specie appartenenti al genere *Apodemus*, come il topo selvatico dal collo giallo (*A. flavicollis*) e il topo selvatico (*A. sylvaticus*), e al genere *Rattus*, il ratto nero (*R. rattus*) (Capizzi et al., 2012). Con un'ampia distribuzione in tutta la provincia è presente l'istrice (*Hystrix cristata*), in tutti gli ambienti idonei, persino in ambienti urbanizzati (Amori, 2012).

Tra i carnivori, la specie più diffusa è la volpe (*Vulpes vulpes*), mentre per il lupo (*Canis lupus*), la cui presenza era segnalata in vecchi studi che individuavano un nucleo nell'area compresa tra Tarquinia, Vetralla, Bracciano, Campagnano e i Monti della Tolfa (Boitani e Fabbri 1983), la situazione si presenta articolata. Infatti, nel settore sud-occidentale della Provincia, le segnalazioni di questa specie negli ultimi anni sembra si siano rarefatte (Celletti e Papi, 2003), mentre sono andate via via intensificandosi quelle nel settore settentrionale, al confine con la Toscana (Caporioni, 2012).

La presenza del gatto selvatico (*Felis silvestris*) è confermata da rinvenimenti di alcuni individui uccisi dal traffico stradale. Pur essendo una presenza rara ed elusiva, legata ad aree con buona copertura boschiva, il gatto selvatico continua a frequentare alcuni settori della Tuscia viterbese come, ad esempio, la Selva del Lamone, la R.N. Lago di Vico, le macchie tra Tarquinia e Monteromano e tutta la zona confinante con i rilievi tolfaiani (Celletti e Papi, 2003; Colangelo, 2012).

Tra i mustelidi troviamo la donnola (*Mustela nivalis*), che frequenta soprattutto i margini dei boschi, la martora (*Martes martes*), molto diffusa specialmente nel settore centro-meridionale della Provincia, nei complessi forestali dei Monti Cimini e del Parco Marturanum, e nel settore a confine con la Toscana, nelle Riserve Naturali di Monte Rufeno e della Selva del Lamone (Celletti e Papi, 2003; Sinibaldi, 2012), il tasso (*Meles meles*), la puzzola (*Mustela putorius*), più rara, e la faina (*Martes foina*), che frequenta anche ambienti più urbanizzati.

Gli ungulati, nonostante siano rappresentati da un numero ristretto di specie, sono sicuramente tra gli animali più conosciuti. In Provincia di Viterbo, il cinghiale (*Sus scrofa*) è senza dubbio la specie più diffusa e al contempo la più problematica a causa degli ingenti danni che provoca all'agricoltura locale. Per quanto riguarda il capriolo (*Capreolus capreolus*), negli ultimi anni è stata rilevata una costante espansione della specie, dalle aree boscate del settore settentrionale, quasi completamente colonizzate, verso quello meridionale, dove gli avvistamenti si stanno intensificando in particolare nell'area di Vetralla, Barbarano Romano e dei Monti Cimini. (Celletti Papi, 2003; Monaco, 2012).

Tab. 2 – Check list delle specie di mammiferi presenti nel Lazio e nella Provincia di Viterbo(* specie alloctone).

Classe	Ordine	Famiglia	Specie presenti nel Lazio	Specie Prov. di Viterbo	Livello di Protezione					
					Dir. Habitat	Conv. di Berna	IUCN	legge 157/92		
	Soricomorpha	Erinaceidae	<i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758	Riccio	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta	
			<i>Sorex minutus</i> (Linnaeus, 1766)	Toporagno nano	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta	
		Soricidae		<i>Sorex antinorii</i> (Bonaparte, 1840)	Toporagno del Vallese		Non inclusa	All.III	DD	Protetta
				<i>Sorex samniticus</i> (Altobello, 1926)	Topogno appenninico	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
				<i>Neomys anomalus</i> (Cabrera, 1907)	Toporagno d'acqua di Mil	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
				<i>Neomys fodiens</i> (Pennant, 1771)	Toporagno d'acqua	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
				<i>Suncus etruscus</i> (Savi, 1822)	Mustiolo	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
				<i>Crocidura suaveolens</i> (Pallas, 1811)	Crocidura minore	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
				<i>Crocidura leucodon</i> (Hermann, 1780)	Crocidura ventre bianco	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
			Talpidae		<i>Talpa romana</i> Thomas, 1902	Talpa romana	x	Non inclusa	Non inclusa	LC
		<i>Talpa caeca</i> Savi, 1822		Talpa cieca	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
	Lagomorpha	Leporidae		<i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778	Lepre comune o europea	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Cacciabile
				<i>Lepus europaeus corsicanus</i> de Winton, 1898	Lepre itaica	x	Non inclusa	Non inclusa	VU	Protetta (Sicilia esclusa)
				<i>Oryctolagus cuniculus</i> Linnaeus, 1758	Coniglio selvatico	x*	Non inclusa	Non inclusa	NT	Cacciabile
				<i>Sylvilagus floridanus</i> (Allen J. A., 1890)	Silvigo	x*	Non inclusa	Non inclusa	LC	Cacciabile
	Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i> Linnaeus, 1758	Scoiattolo	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta	
		Gliridae		<i>Elomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766)	Quercino	x	Non inclusa	All.III	NT	Protetta
				<i>Muscardinus avellanarius</i> (Linnaeus, 1758)	Moscardino	x	All. IV	All. III	LC	Protetta
				<i>Glis glis</i> (Linnaeus, 1766)	Ghiro	x	Non inclusa	All.III	LC	Protetta
		Cricetidae		<i>Arvicola terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Arvicola	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta
			<i>Myodes glareolus</i> (Schreber, 1780)	Arvicola rossastra	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
			<i>Chionomys nivalis</i> (Martins, 1842)	Arvicola delle nevi		Non inclusa	All. III	LC	Non Protetta	
			<i>Microtus savii</i> (de Sélys Longchamps, 1838)	Arvicola di Savi	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
Muridae			<i>Apodemus flavicollis</i> (Melchior, 1834)	Topo selvatico a collo gial	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
			<i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus, 1758)	Topo selvatico	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
			<i>Mus musculus domesticus</i> Schwarz & Schwarz, 1943	Topo domestico	x*	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
			<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769)	Ratto delle chiavi	x*	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
			<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	Ratto nero	x*	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non Protetta	
Hystriidae		<i>Hystrix cristata</i> Linnaeus, 1758	Istrice	x	All. IV	All. II	LC	Protetta		
Myocastoridae		<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	Nutria	x*	Non inclusa	Non inclusa	LC	Non protetta		
Carnivora		Canidae		<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758	Lupo	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Particolarmente protetta
				<i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Volpe	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Cacciabile
		Ursidae		<i>Ursus arctos</i> Linnaeus, 1758	Orso		All. II e All. IV	All. II	LC	Particolarmente protetta
				<i>Martes foina</i> (Erleben, 1777)	Faina	x	Non inclusa	All. III	LC	Protetta
				<i>Martes martes</i> (Linnaeus, 1758)	Martora	x	All. V	All.III	LC	Particolarmente protetta
			<i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	Tasso	x	Non inclusa	All. III	LC	Protetta	
			<i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1766	Donnola	x	Non inclusa	All. III	LC	Protetta	
			<i>Mustela putorius</i> Linnaeus, 1758	Puzzola	x	All. V	All.III	LC	Particolarmente protetta	
			<i>Mustela vison</i> Schreber, 1777	Visone americano*		Non inclusa	Non inclusa	LC	Protetta	
			<i>Felis silvestris</i> Schreber, 1777	Gatto selvatico	x	All. IV	All. II	LC	Particolarmente protetta	
Artiodactyla	Suidae		<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	Cinghiale	x	Non inclusa	Non inclusa	LC	Cacciabile	
			<i>Capreolus capreolus</i> (Linnaeus, 1758)	Capriolo	x	Non inclusa	All. III	LC	Cacciabile	
	Cervidae		<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758	Cervo		Non inclusa	All. III	LC	Cacciabile	
			<i>Dama dama</i> (Linnaeus, 1758)	Daino	x*	Non inclusa	All. III	LC	Cacciabile	
	Bovidae		<i>Ovis orientalis</i> Gmelin, 1774	Mufone*		Non inclusa	All.III	VU	Cacciabile	
			<i>Rupicapra pyrenaica</i> Bonaparte, 1845	Camoscio appenninico		All. II e All. IV	Non inclusa	VU	Particolarmente protetta	
	Molossidae		<i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814)	Molosso di Cestoni	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Rhinolophus euryale</i> Blasius, 1853	Ferro di cavallo euriale	x	All. II e All. IV	All. II	NT	Protetta	
	Rhinolophidae		<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774)	Ferro di cavallo maggiore	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Rhinolophus hipposideros</i> (Bechstein, 1800)	Ferro di cavallo minore	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta	
	Chiroptera	Vespertilionidae		<i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774)	Bsarbastello	x	All. II e All. IV	All. II	NT	Protetta
				<i>Eptesicus serotinus</i> (Schreber, 1774)	Serotino comune	x	All. IV	All. II	LC	Protetta
				<i>Hypsugo savii</i> (Bonaparte, 1837)	Pipistrello di Savi	x	All. IV	All. II	LC	Protetta
				<i>Miniopterus schreibersi</i> (Natterer in Kuhl, 1819)	Miniottero	x	All. II e All. IV	All. II	NT	Protetta
				<i>Myotis bechsteini</i> (Leisler in Kuhl, 1818)	Vespertillo di Blechstein		All. II e All. IV	All. II	NT	Protetta
				<i>Myotis blythi</i> (Tomes, 1857)	Vespertillo minore	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta
				<i>Myotis capaccinii</i> (Bonaparte, 1837)	Vespertillo di Capaccini	x	All. II e All. IV	All. II	VU	Protetta
				<i>Myotis daubentoni</i> (Leisler in Kuhl, 1819)	Vespertillo di Daubenton		All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta
				<i>Myotis emarginatus</i> (Geoffroy E., 1806)	Vespertillo smarginato	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta
				<i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797)	Vespertillo maggiore	x	All. II e All. IV	All. II	LC	Protetta
Vespertilionidae			<i>Myotis mystacinus</i> (Leisler in Kuhl, 1819)	Vespertillo mustacchino		All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Myotis nattereri</i> (Kuhl, 1818)	Vespertillo di Natterer	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Nyctalus leisleri</i> (Kuhl, 1818)	Nottola di Leisler	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774)	Nottola comune	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Pipistrellus kuhlii</i> (Natterer in Kuhl, 1819)	Pipistrello albolimbato		All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774)	Pipistrello nano	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Pipistrellus nathusii</i> (Keyserling & Blasius, 1839)	Pipistrello di Nathusius		All. IV	All. II	LC	Protetta	
			<i>Pipistrellus pygmaeus</i> (Leach, 1825)	Pipistrello pigmeo	x	All. IV	All. II	LC	Protetta	

3.4 Disegno sperimentale

Come già specificato, questo lavoro si inserisce nell'ambito del più ampio progetto della Rete Ecologica Regionale del Lazio, con l'obiettivo di validare i corridoi ecologici attraverso il metodo del fototrappolamento, il quale permette di conoscere le specie di meso- e macro-mammiferi che maggiormente li utilizzano. Lo studio dovrebbe servire a poter comprendere meglio come la struttura del paesaggio interviene sulle dinamiche di popolazione di una specie, o sullo sfruttamento degli elementi del paesaggio (corridoi ecologici) da parte delle specie.

A tal fine, per ciascuna specie contattabile con il metodo del fototrappolaggio, sono stati raccolti i dati di presenza/assenza (o, più rigorosamente, di presenza/non-rilevamento) e i dati sono stati poi sviluppati attraverso i modelli di *occupancy*, per stimare il tasso di occupazione, di rilevabilità, di colonizzazione e di estinzione della specie.

L'approccio seguito per il disegno sperimentale si basa sullo studio di sei aree centrali (Tab. 3), intese come aree di tipo *source* e il loro ruolo appare fondamentale a livello di mosaico ambientale per il mantenimento delle popolazioni nelle aree *sink* (Farina, 2001) e di sei corridoi ecologici (Tab. 3), i quali rappresentano forse l'elemento più importante del paesaggio perché permettono il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali (Bennett, 1999; Haddad, 1999).

Nei capitoli successivi saranno descritte le aree centrali e gli ambiti di connessione riportando informazioni su:

- località (toponimo) e relativo codice identificativo (ad esempio, Bosco del Barco, id: AC1);
- collocazione geografica;
- morfologia;
- metriche del paesaggio che descrivono l'area;
- copertura vegetale.

Tab. 3 – Codici alfanumerici e nomenclatura delle aree centrali e dei corridoi ecologici

id	Aree centrali	id	Corridoi ecologici
AC1	Bosco del Barco	Con1	Fosso Sorcelle
AC2	Sorcelle	Con2	Rio Maggiore W
AC3	Rio Maggiore W	Con3	Rio Maggiore E
AC4	Pizzo Iella	Con4	Fosso Isola
AC5	Mola	Con5	Monte Ramiano
AC6	Cerreto	Con6	Rio Fratta

3.4.1. Aree centrali (core areas)

Nella *REcoRd_Lazio* l'individuazione delle aree centrali primarie e secondarie è basata, essenzialmente, sulla delimitazione, selezione e successiva combinazione di due categorie principali di aree (Sinibaldi e Sarrocco, 2011):

- le aree a maggiore ricchezza specifica teorica, intesa questa come il più alto numero di specie potenzialmente presenti;
- le aree a più alta *irreplaceability* (o insostituibilità), un parametro che esprime cioè la misura della loro importanza conservazionistica, ai fini della inclusione in un sistema teorico di aree protette, onde massimizzare l'efficacia in termini di capacità di garantire la conservazione di un certo numero di specie.

Un importante assunto di questo approccio è che le aree così identificate siano effettivamente funzionali a garantire la conservazione della biodiversità, in quanto individuate sulla base della presenza potenziale dei vertebrati terrestri di interesse conservazionistico.

Per individuare entrambi i tipi di aree sono stati utilizzati, quale dati di base, i modelli di distribuzione potenziale dei vertebrati sul territorio della Regione Lazio derivati dalla Rete Ecologica Regionale per i vertebrati (Boitani et al., 2004). Per l'individuazione delle *core areas* sono stati utilizzati 57 modelli di idoneità ambientale relativi a quattro specie di anfibi, quattro rettili, 29 uccelli e 20 mammiferi (Monaco e Capizzi, 2011).

Visto che l'obiettivo del presente lavoro è quello di verificare le aree individuate come connessioni con il loro effettivo ruolo rispetto alle *core areas*, le aree centrali primarie e secondarie sono state considerate funzionalmente come una singola tipologia. Le sei *core areas* monitorate sono state scelte in base alla loro collocazione nel paesaggio e per la loro connessione con i corridoi ecologici studiati.

Qui di seguito vengono descritte le aree centrali oggetto di studio, dal punto di vista geografico, topografico e vegetazionale.

3.4.1.1. Area centrale Bosco del Barco (id: AC1)

Comune: Ronciglione

Coordinate geografiche: E 274745,66 e N 4686460, 16 UTM 33N (ED 50) (Fig.5).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 314,15 m; 5,73 km; 0,52.

Morfologia e aspetti vegetazionali: l'area presenta una morfologia collinare ed è attraversata dal Torrente Sasso Volto e dal Torrente delle Due Mole; essa è caratterizzata da una formazione forestale con dominanza di cerro (*Quercus cerris*) estesa 69,76 ha, di cui 23 ha governati a ceduo matricinato e 43,76 ha ad alto fusto; nel piano dominato sono presenti acero campestre (*Acer*

campestre) ed orniello (*Fraxinus ornus*) e, tra le specie del sottobosco, berretta del prete (*Euonymus europaeus*), corniolo (*Cornus mas*), ligustro (*Ligustrum vulgare*), biancospino (*Crataegus monogyna*) e prugnolo selvatico (*Prunus spinosa*); l'area comprende inoltre una porzione di 3 ha a copertura erbacea (graminacee).

Contesto ambientale e aree adiacenti: il sito confina per una piccola porzione con la Strada Provinciale Caprolatta e per il restante perimetro con una matrice agricola a prevalenza di nocciuleti e oliveti; l'area è collegata verso est al corridoio ecologico Rio Maggiore E.

Note: il Bosco del Barco corrisponde al Barco Farnese, ex riserva di caccia della famiglia Farnese nella metà del XVI secolo.

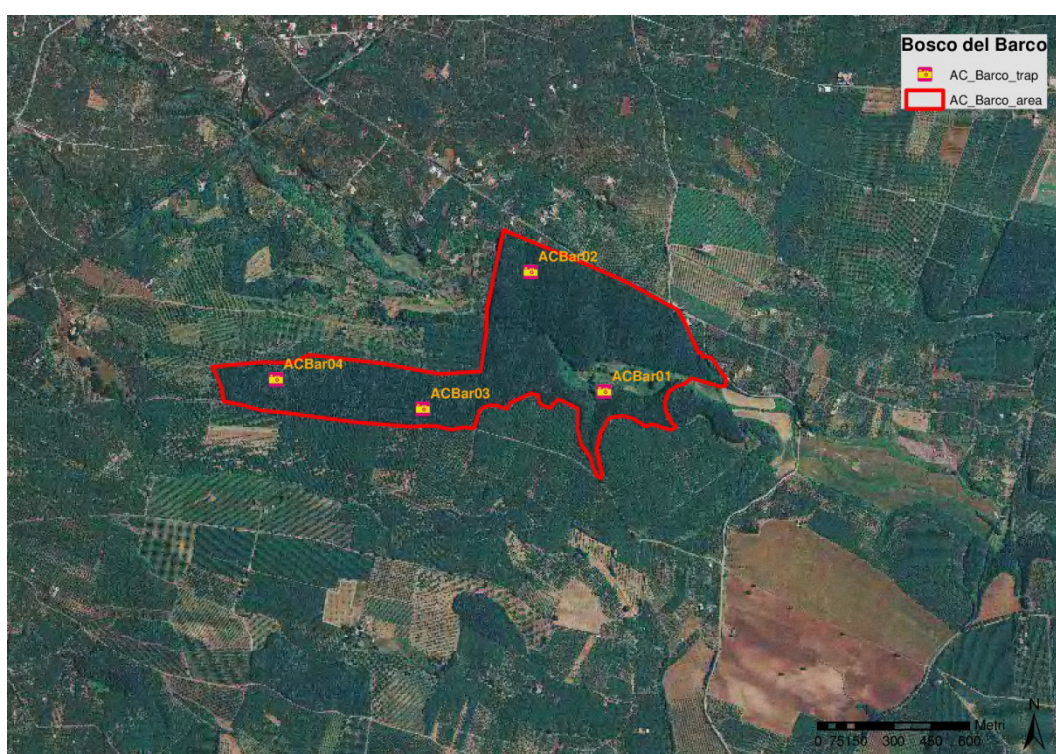


Fig. 5 – Area centrale Bosco del Barco.

3.4.1.2. Area centrale Sorcelle (id: AC2)

Comune: Comuni di Corchiano e Fabrica di Roma (Fig. 6).

Coordinate geografiche: E 281772,35 e N 4689355,38 UTM 33N (ED 50) (Fig. 6).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 218 m s.l.m.; 11,66 km; 0,41.

Morfologia e aspetti vegetazionali: La superficie, di 183,67 ha, è interamente boscata e governata a ceduo matricinato con prevalenza di cerro (*Quercus cerris*) e roverella (*Quercus pubescens*), con presenza di orniello (*Fraxinus ornus*), berretta del prete (*Euonymus europaeus*), corniolo (*Cornus mas*), ligustro selvatico (*Ligustrum vulgare*). Altre specie arboree molto frequenti costituiscono il

bordo del bosco come il nocciolo (*Corylus avellana*), l'acero campestre (*Acer campestre*) e l'acero minore (*Acer monspessulanum*).

Contesto ambientale e aree adiacenti: L'area Sorcelle confina per perlopiù con una matrice agricola composta da seminativi non irrigui, nocciuleti e oliveti; lungo il lato sud-est si trova un insediamento industriale. Questa *core area* è collegata a ovest con il corridoio ecologico Rio Maggiore E, ad est con il corridoio Rio Maggiore W e a sud con il corridoio Fosso Isola.

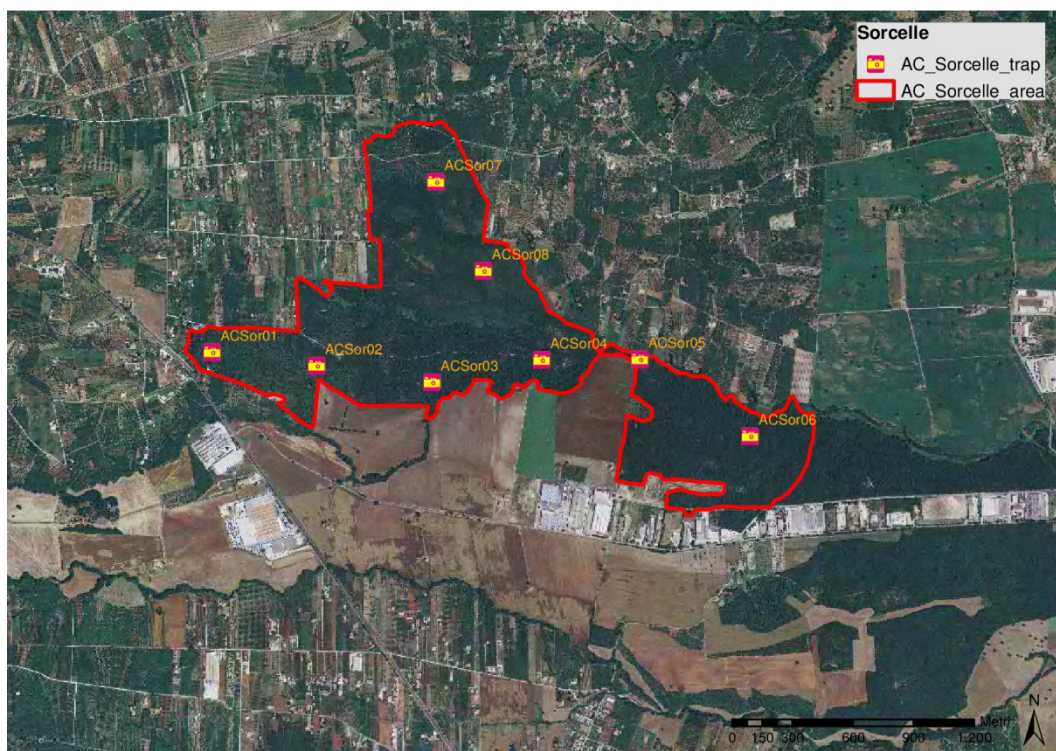


Fig. 6 - Area centrale Sorcelle.

3.4.1.3. Area centrale Rio Maggiore W (id: AC3)

Comune: Comuni di Nepi, Fabrica di Roma e Castel Sant'Elia.

Coordinate geografiche: E 280306,79 e N 4685137,04 UTM 33N (ED 50) (Fig. 7).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 228 m s.l.m.; 15,23 km; 0,49.

Morfologia e aspetti vegetazionali: La superficie di 435,23 ha interamente boscata, è governata a ceduo matricinato a prevalenza di cerro (*Quercus cerris*) e roverella (*Quercus pubescens*), con presenza di orniello (*Fraxinus ornus*), berretta del prete (*Euonymus europaeus*), corniolo (*Cornus mas*), ligustro selvatico (*Ligustrum vulgare*). La porzione attraversata dal torrente è caratterizzata da una copertura vegetazionale ripariale tipica delle forre con elementi del Carpinion, primo fra tutti il carpino bianco (*Carpinus betulus*) associato con specie dell'Aquifolio-fagetum. Altre specie

arboree molto frequenti sono il nocciolo (*Corylus avellana*), l'acero (*Acero campestre*) e l'acero minore (*Acer monspessulanum*).

Contesto ambientale e aree adiacenti: l'area è attraversata nella porzione più a nord dal torrente Fosso Maggiore. L'Area Rio Maggiore W confina per la maggior parte del perimetro con una matrice agricola a prevalenza di seminativi non irrigui e con una piccola porzione con coltivazioni a nocciolo e olivo. Questa area centrale è collegata a ovest con il corridoio ecologico Rio Maggiore E, ad est con il corridoio Rio Maggiore W e a sud con il corridoio Fosso Isola.

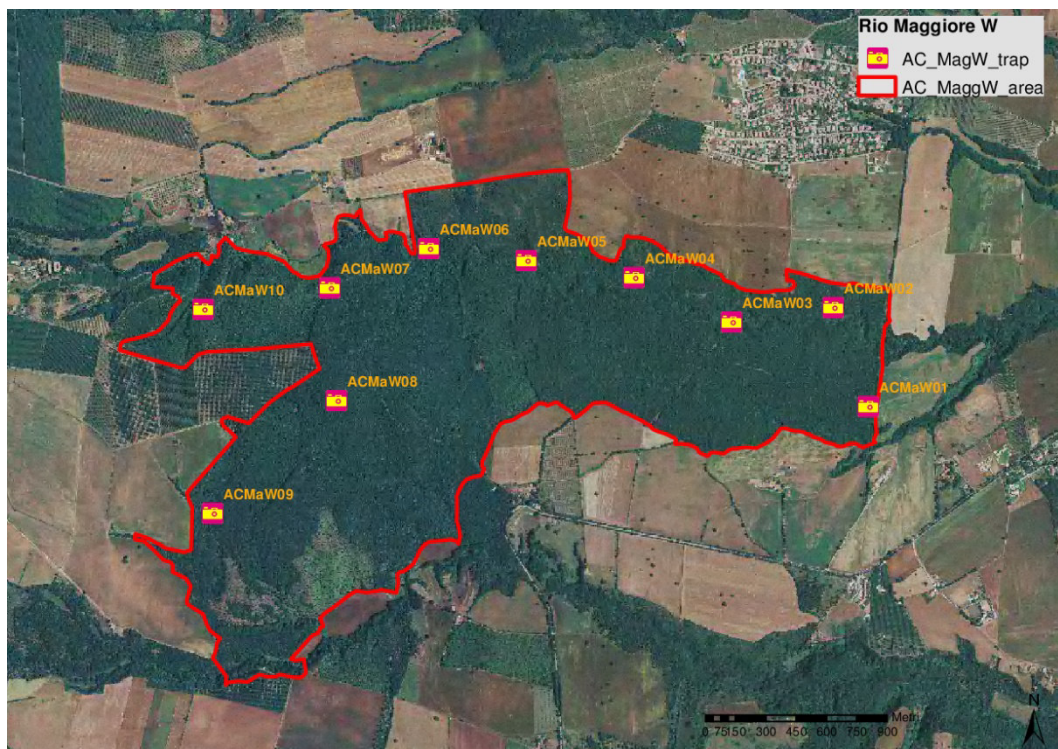


Fig. 7 – Area centrale Rio Maggiore W.

3.4.1.4. Area centrale Pizzo Iella (id: AC4)

Comune: Castel Sant'Elia e Civita Castellana

Coordinate geografiche: E 285320,51 e N 4684038,68 UTM 33N (ED 50) (Fig. 8).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 154,35 m s.l.m.; 12,37 km.; 0,42.

Morfologia e aspetti vegetazionali: Comprende 210,59 ha di territorio boscato. La vegetazione dell'area centrale è caratterizzata principalmente da boschi distribuiti sia all'interno della forra, sia sul pianoro tufaceo. Anche in questo caso le tipologie forestali rinvenute presentano una inversione della successione vegetazionale, così che formazioni forestali mesofile occupano le fasce a minor altitudine, mentre a quote più alte, nei tratti sommitali dei versanti, si rinvencono consorzi propri della macchia mediterranea. Le formazioni forestali mesofile sono formate da *Quercus cerris*,

Fraxinus ornus, *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Carpinus betulus*. Le pareti tufacee ospitano formazioni rupicole con *Quercus ilex*, *Quercus pubescens* e *Acer campestre*, mentre lungo il corso d'acqua sono presenti consorzi ripariali costituiti da *Alnus glutinosa*, *Populus tremula*, *Populus alba*. Le formazioni forestali, nelle esposizioni meno acclivi della forra, sono governate a ceduo matricinato.

Contesto ambientale e aree adiacenti: il sito è circoscritto in prevalenza dalla matrice agricola composta da seminativi non irrigui, noccioleti, oliveti, frammentate porzioni di tessuto residenziale e aree estrattive di tufo in disuso. Pizzo Iella verso ovest è in collegamento con il corridoi ecologico Fosso Isola.

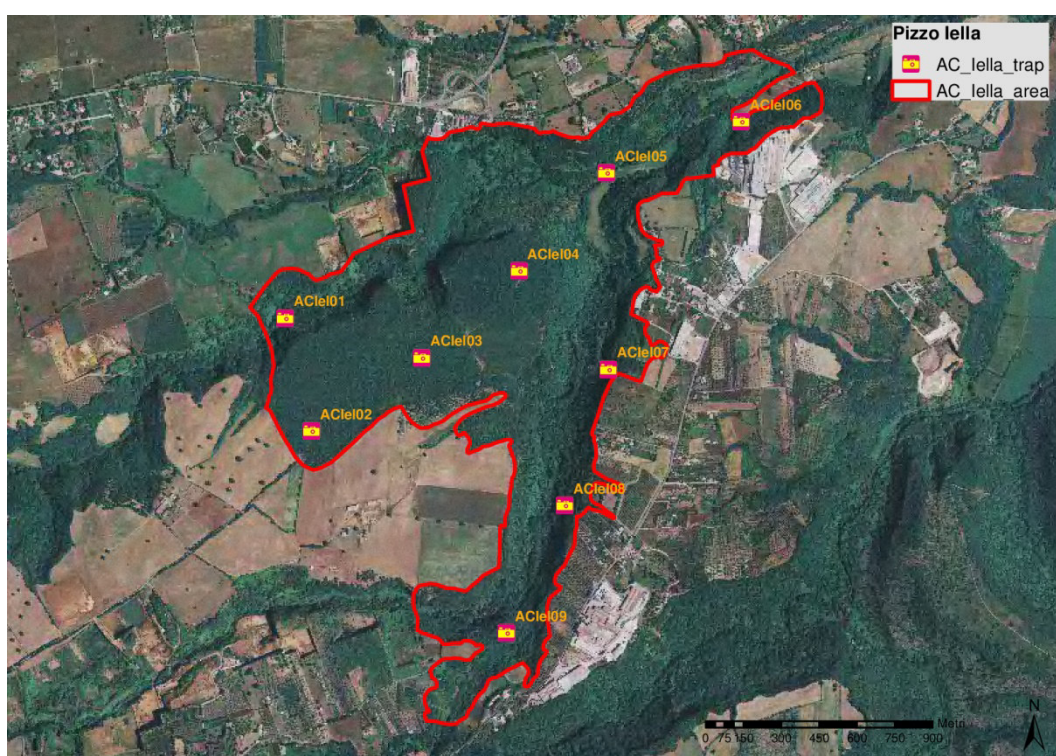


Fig. 8 – Area centrale Pizzo Iella.

3.4.1.5. Area centrale Mola (id: AC5)

Comune: Comuni di Faleria e Civita Castellana

Coordinate geografiche: E 287666,10 e N 4681545,31 UTM 33N (ED 50) (Fig. 9).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 145,17 m s.l.m.; 17,70 km; 0,43.

Morfologia e aspetti vegetazionali: prende il nome dal fosso che l'attraversa longitudinalmente e la morfologia è tipica delle forre con presenza di ampi pianori tufacei. La vegetazione è caratterizzata principalmente da querceti misti termofili a roverella e cerro, inoltre lungo l'alveo è presente anche se in maniera discontinua una stretta fascia di vegetazione ripariale con *Alnus glutinosa*, mentre

dove il greto si allarga, all'ontano nero si uniscono salice bianco (*Salix alba*), pioppo nero (*Populus nigra*), nocciolo (*Corylus avellana*) e sambuco nero (*Sambucus nigra*).

Contesto ambientale e aree adiacenti: L'area centrale confina per buona parte del perimetro con una matrice agricola composta da coltivazioni di nocciolo e olivo e nella parte a nord è collegata con le formazioni boschive dell'area centrale del Fiume Treja.

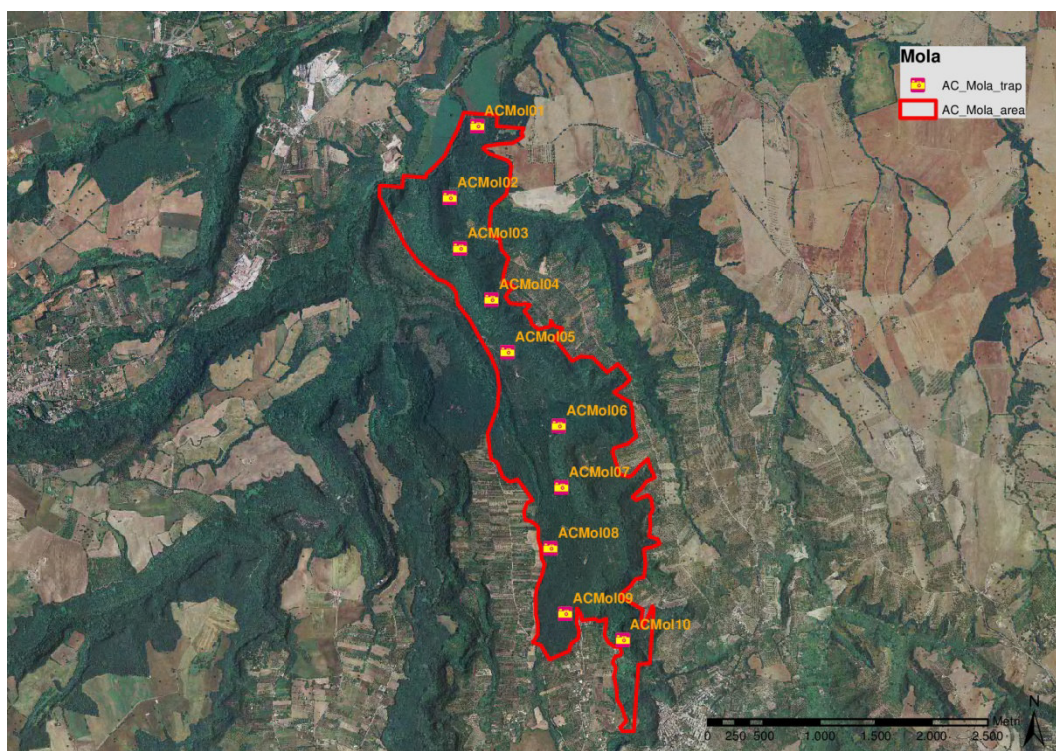


Fig. 9 – Area centrale Mola.

3.4.1.6. Area centrale Cerreto (id: AC6)

Comune: Faleria, Castel Sant'Elia, Mazzano Romano e Nepi.

Coordinate geografiche: E 283979,13 e N 4679101,65 UTM 33N (ED 50) (Fig. 10).

Altezza media s.l.m., perimetro e indice di forma: 146,65 m s.l.m.; 15,13 km; 0,42.

Morfologia e aspetti vegetazionali: L'Area centrale denominata Cerreto, comprende 317,40 ha di territorio boscato. La vegetazione dell'area centrale è caratterizzata principalmente da boschi all'interno della forra. Le tipologie forestali rinvenute presentano una inversione della normale seriazione altimetrica dovuta al fatto che man mano che dal fondo della forra si procede verso l'alto diminuisce sia l'insolazione che l'umidità presente per il corso d'acqua che vi scorre. Elementi caratteristici dei faggeti occupano così le fasce a minor altitudine e a quote più alte, nei tratti sommitali dei versanti, si rinvencono fitocenosi di carattere mediterraneo. I boschi di querce caducifoglie sono la tipologia di vegetazione più diffusa. L'acclività, l'insolazione, la profondità del

suolo, la distanza dal corso d'acqua influenzano la struttura e la composizione floristica dei boschi che risultano quindi correlati con i diversi morfotipi. Dal punto di vista fitosociologico tali boschi sono riferibili a varianti del *Coronillo emeri Quercetum cerris* (Scoppola, 1992), associazione che raggruppa gran parte delle cenosi forestali submontane su substrati vulcanici del Lazio nord-occidentale (Blasi, 1984). Alcune specie, come cerro (*Quercus cerris*), nocciolo (*Corylus avellana*), acero campestre (*Acer campestre*), corniolo (*Cornus mas*), ligustro (*Ligustrum vulgare*), pungitopo (*Ruscus aculeatus*), edera (*Hedera helix*), sono presenti in tutti i boschi rilevati ma ognuna partecipa alle diverse cenosi con valori di copertura diversi. Il tratto sommitale delle forre è a volte rappresentato da pareti subverticali di tufo prive o quasi di suolo. I consorzi vegetali che colonizzano tali ambienti sono caratterizzati da leccio (*Quercus ilex*), acero minore (*Acer monspessulanum*), ilatro (*Phyllirea latifolia*) ed erica (*Erica arborea*). Dal settore basale delle pareti tendono a risalire alcuni elementi dei querceti caducifogli, quali roverella (*Quercus pubescens*), acero campestre, orniello (*Fraxinus ornus*) e carpino nero (*Ostrya carpinifolia*). Lungo l'alveo è presente anche se in maniera discontinua una stretta fascia di vegetazione ripariale. La specie arborea dominante è ontano nero (*Alnus glutinosa*) mentre dove il greto del corso d'acqua si allarga, all'ontano nero si uniscono salice bianco (*Salix alba*) e pioppo nero (*Populus nigra*).

Contesto ambientale e aree adiacenti: per quasi tutto il margine con una matrice agricola composta da seminativi non irrigui e nel lato est con l'area centrale del Fiume Treja.

Note: ricade all'interno del Sito di Importanza Comunitaria proposto (pSIC)/Zona di Protezione Speciale (ZPS) Fosso Cerreto (IT6010032), Direttiva Habitat 93/43 e della Direttiva Uccelli 79/409) (Calvario et al., 2005).

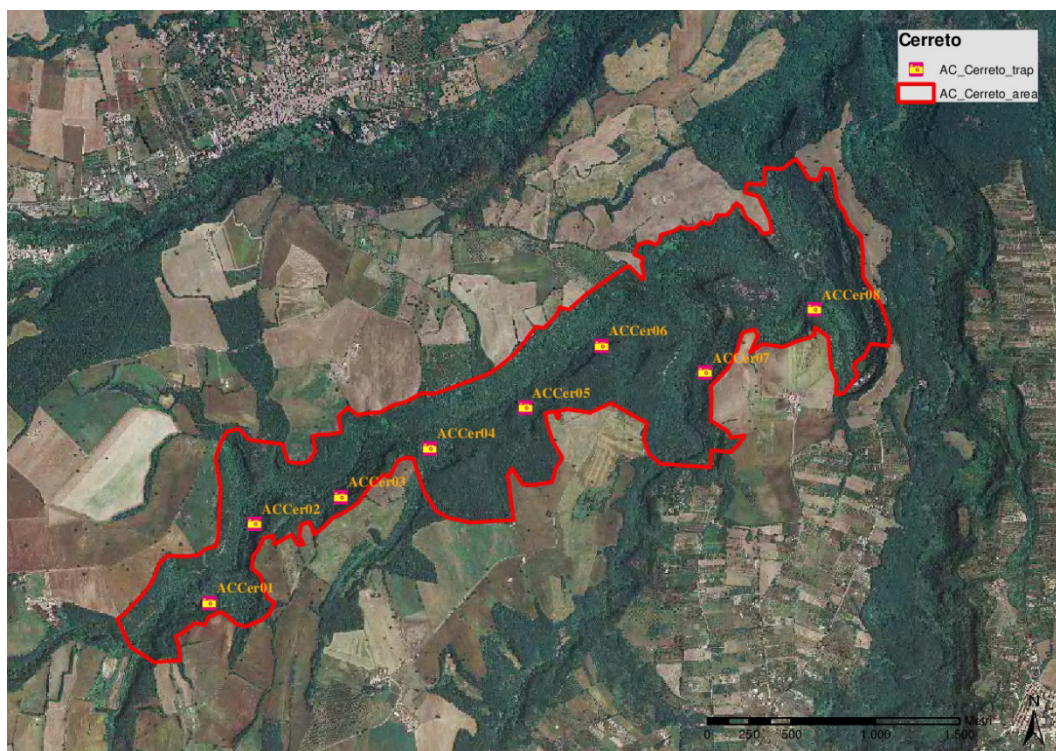


Fig. 10 – Area centrale Cerreto.

3.4.2. Aree di connessione (corridoi ecologici)

Nella REcoRd Lazio l'individuazione delle aree rilevanti per la connettività si è concentrata su due macrocategorie ecosistemiche: ambienti aperti e ambienti forestali. Su questa base sono stati individuati:

- ambiti di connessione continua (ACC), laddove poligoni di aree rilevanti erano in continuità fisica tra due o più aree centrali;
- ambiti di connessione discontinua (ACD), laddove poligoni contigui di aree rilevanti tracciavano una direttrice ma non erano in continuità fisica tra loro.

I poligoni sono stati individuati senza procedimenti automatici, con l'ausilio di ortofoto aeree, e sono stati denominati utilizzando le unità di paesaggio al cui interno ricadevano e/o che connettevano, utilizzando in alcuni casi anche i toponimi.

Per ogni poligono è stata individuata la funzione ecologica che esso potenzialmente poteva assolvere,, in base alla presenza di aree rilevanti per le specie forestali o per le specie di ambienti aperti. Ove all'interno dei poligoni erano presenti aree rilevanti di un solo tipo è stata assegnata, secondo i casi, la “funzione” forestale (F) o di ambienti aperti (A); ove erano presenti entrambe le tipologie funzionali, la funzione prevalente viene indicata dalla prima lettera (FA o AF).

Gli ambiti di connessione continua (ACC) e discontinua (ACD) individuati, sono stati inventariati e nominati, oltre ad essere classificati in base alla funzione prevalente.

La distribuzione territoriale degli ambiti di connessione continui nell'Alto Lazio indica la presenza di una rete strutturata di collegamenti. Nel settore nord dell'Alta Tuscia, a contatto con il confini umbro-toscano, si delineano una serie di corridoi che connettono il sistema alto-collinare di Monte Rufeno con gli altopiani di Latera e le formazioni forestali del Lamone e Monti di Castro, nonché, anche se di dimensioni minori, i sistemi boschivi della caldera dei Monti Vulsini. Nel settore nord-occidentale vi sono un insieme di collegamenti che potenzialmente mettono in connessione il complesso Cimino-Vicano con la media valle del Tevere e con il sistema di valloni tufacei nella parte nord-est del complesso Sabatino. All'interno dello stesso complesso vulcanico è presente un ulteriore collegamento, sul lato occidentale, con il sistema alto-collinare dei Monti della Tolfa (Fig. 11).

I corridoi continui presenti nella Provincia di Rieti sono poco numerosi e relativamente sparsi, a testimonianza della continuità ambientale presente in questo settore del Lazio. Quelli rilevati sono localizzati nel complesso delle colline della Sabina e della catena del Monte Velino (Montagne della Duchessa) e tra le unità di paesaggio dei Monti della Laga e dei Monti Reatini.

Gli ambiti di connessione discontinui permettono di evidenziare reali interruzioni ambientali nel territorio, compensate solo in parte dalla presenza di nuclei isolati di naturalità (*stepping stone*), che offrono comunque una potenziale funzione ecologica di collegamento.

Nella parte settentrionale della regione, tali ambiti sono particolarmente evidenti nell'Alta Tuscia, mettendo in collegamento i Vulsini occidentali con le colline attorno a Monte Canino e, verso sud, i Monti della Tolfa con Monteromano. Sul lato orientale dei Monti Vulsini è presente un ambito di connessione tra i corridoi sopra richiamati e le colline che bordano il versante in destra orografica del Tevere. Nel complesso dei Monti della Tolfa vi sono collegamenti con le colline sovrastanti Tarquinia ed il territorio di Monte Riccio. Questi ultimi si ricollegano il complesso Cimino-Vicano con un ambito compreso tra Monteromano e Poggio Pelato (Fig. 11).

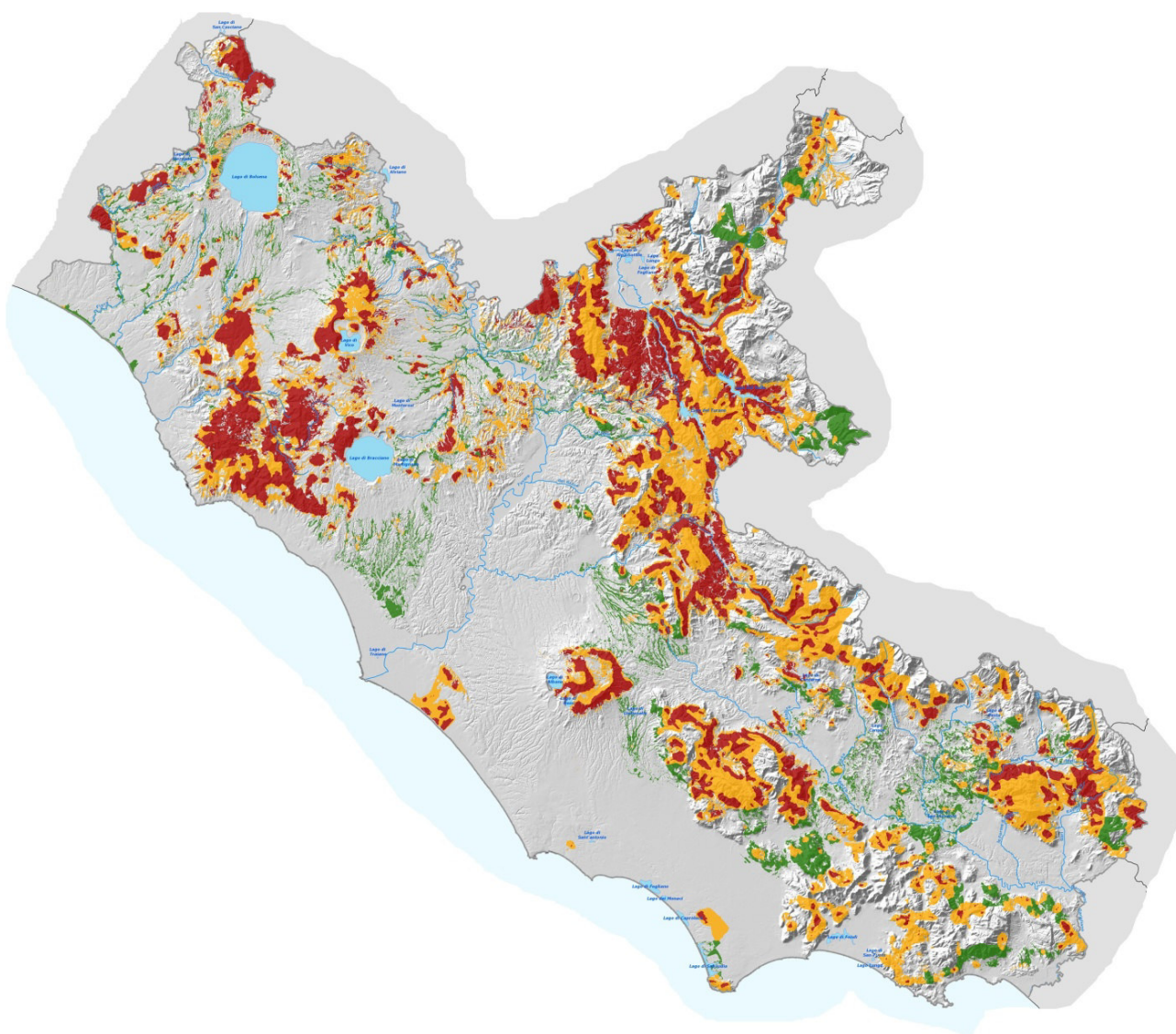


Fig. 11. Elementi strutturali delle Rete Ecologica del Lazio: in rosso le aree centrali primarie; in arancione le aree centrali secondarie e in verde gli ambiti di connessione.

Con il contributo del presente studio, questo primo elaborato della REcoRd Lazio è stato migliorato nelle sue criticità. Con la nuova Carta Uso del Suolo (2010) e attraverso una serie di rilievi di campo effettuati nel corso del 2011 hanno permesso di compiere due operazioni sostanziali:

- la verifica puntuale degli ambiti di connessione;
- l'allineamento geometrico (e quindi topologico) coerente delle aree centrali e degli ambiti di connessione alle porzioni di territori effettivamente classificato come naturale o semi-naturale e ritenuto di interesse per le specie considerate.

L'attività di campo è consistita nel visitare quanti più possibili ambiti di connessione, con determinazione del tipo di paesaggio e verifica della rispondenza del paesaggio ad una predisposizione alla connettività ecologica (*expert based*). In questo modo sono state individuate le

criticità e le maggiori inesattezze delle elaborazioni compiute in precedenza. In seguito sono state eseguite le elaborazioni GIS per la mitigazione delle criticità e delle inesattezze, ed in particolare sono state effettuate le seguenti operazioni:

- individuazione delle classi di uso del suolo idonee per la connettività ecologica delle specie considerate (Appendice A), in base alla nuova CUS (2010);
- generazione di uno strato informativo della CUS con le sole classi individuate al precedente punto;
- rielaborazione degli ambiti di connessione (riperimetrazione, creazione o eliminazione) sulla base dello strato informativo di cui al punto 2;
- mantenimento delle sole aree rientranti nei poligoni di uso del suolo idonei;
- eliminazione dei poligoni degli ambiti di connessione inferiori a 0,5 ha;
- unificazione dei diversi tipi di ambiti di connessione;
- ritaglio delle aree centrali e delle aree focali sui poligoni di uso del suolo idonei e di cui al punto 1.

Il punto 6 è giustificato dal fatto che sono decaduti i presupposti con cui erano stati elaborati gli ambiti di connessione nel Documento tecnico 2010 (Scalisi, 2010). Infatti, nella prima elaborazione degli ambiti di connessione, erano state utilizzate come riferimento la continuità o discontinuità delle aree rilevanti (per una definizione delle stesse riferirsi al Documento tecnico 2010 e alla pubblicazione Bruschi e Scalisi, 2011). Per lo stesso motivo è stata anche eliminata la funzione degli ambiti (forestale, ambienti aperti o mista).

In seguito alle elaborazioni effettuate, si rileva una contrazione di tutti gli elementi della REcoRd_Lazio, particolarmente rilevante per gli ambiti di connessione. Di contro si è ottenuta una totale aderenza di questi elementi agli usi del suolo ritenuti idonei per i Vertebrati considerati.

È evidente che gli ambienti montani e submontani si conservino maggiormente rispetto agli ambienti collinari e pianiziali, dove la pressione antropica (industriale, agricola intensiva, insediativa) ha ridotto pesantemente gli spazi naturali e seminaturali confinandoli, molto spesso, alle sole porzioni più difficili da utilizzare, come le forre.

In questo studio, per il monitoraggio dei macro- e meso-mammiferi sono stati individuati n. 6 corridoi ecologici, collegati in modo continuativo con un'area centrale.

Cinque dei sei ambiti di connessione scelti in questo studio sono costituiti da una serie di forre tufacee presenti alla destra orografica del medio corso del Tevere nella Provincia di Viterbo. La vegetazione è caratterizzata principalmente da formazioni chiuse e le tipologie forestali rinvenute sono quelle tipiche delle forre del viterbese (Scoppola, 1995). All'interno delle forre si osserva l'inversione della successione vegetazionale classica secondo il gradiente altimetrico. Sono presenti

almeno due diversi tipi di fitocenosi forestali: querceti misti con cerro (*Quercus cerris*), roverella (*Quercus pubescens*), acero campestre (*Acer campestre*) e sottobosco con ligustro (*Ligustrum vulgare*), rosa canina (*Rosa sempervirens*), corniolo (*Cornus mas*), biancospino (*Crataegus monogyna*), festuca dei boschi (*Festuca heterophylla*) e boschi misti mesofili a cerro, nocciolo, acero campestre con sottobosco con vitalba (*Clematis vitalba*) e caprifoglio etrusco (*Lonicera etrusca*). L'elevato tasso di umidità presente all'interno delle forre permette inoltre lo sviluppo di una ricca flora, con numerose specie di felci, come la felce maschio (*Dryopteris filix-mas*), asplenio nero (*Asplenium adiantum-nigrum*), scolopendria comune (*Phyllitis scolopendrium*). Nella parte più sommitale delle forre, sui suoli poveri e poco evoluti dei versanti nord e sud, è presente una vegetazione tipica dei consorzi della macchia mediterranea, con specie come erica (*Erica arborea*), corbezzolo (*Arbutus unedo*), ilatro (*Phyllirea latifolia*), associata ad una vegetazione di ecotono, con pruno selvatico (*Prunus spinosa*), cisto villosa (*Cistus incanus*), ginestra dei carbonai (*Cytisus scoparius*), ginestra odorosa (*Spartium junceum*) e rovo (*Rubus ulmifolius*).

L'ambito di connessione denominato "Monte Ramiano" è l'unico non inserito in ambiente di forra. Esso presenta una superficie boscata costituita da cerro (*Quercus cerris*), roverella (*Q. pubescens*), orniello (*Fraxinus ornus*), berretta del prete (*Euonymus europaeus*), corniolo (*Cornus mas*), ligustro selvatico (*Ligustrum vulgare*); nella parte a sud il bosco quercino è mescolato ad aree cespugliate con *Prunus spinosa*, *Cistus incanus*, *Cytisus scoparius*, *Spartium junceum* e *Rubus ulmifolius*.

Tutte le formazioni forestali dei corridoi ecologici (aree di connessione) sono governate a ceduo matricinato ad eccezione delle parti inaccessibili delle forre dove la vegetazione è rimasta integra nella struttura e nella composizione floristica, rivestendo un notevole interesse dal punto di vista biogeografico (Blasi, 1991).

3.4.2.1. Area di connessione Fosso Sorcelle (id: Con1)

Comune: Civita Castellana, Corchiano e Fabrica di Roma.

Coordinate geografiche: E 286833,23 e N 4690444,15 UTM 33N (ED 50) (Fig. 12).

Altezza media s.l.m., perimetro, lunghezza e indice di forma: 120 s.l.m., 20,57 km., 7,64 km., 0,18.

Morfologia e aspetti vegetazionali: comprende 105,64 ha di territorio boscato.

Contesto ambientale e aree adiacenti: L'area descritta è circondata in prevalenza dalla matrice agricola composta da seminativi non irrigui, nocciuleti, oliveti e nella porzione est con un'area estrattive di tufo. Il corridoio è collegato a est con l'Area centrale Sorcelle e a ovest con una piccola area centrale in località Borghetto nel Comune di Civita Castellana.

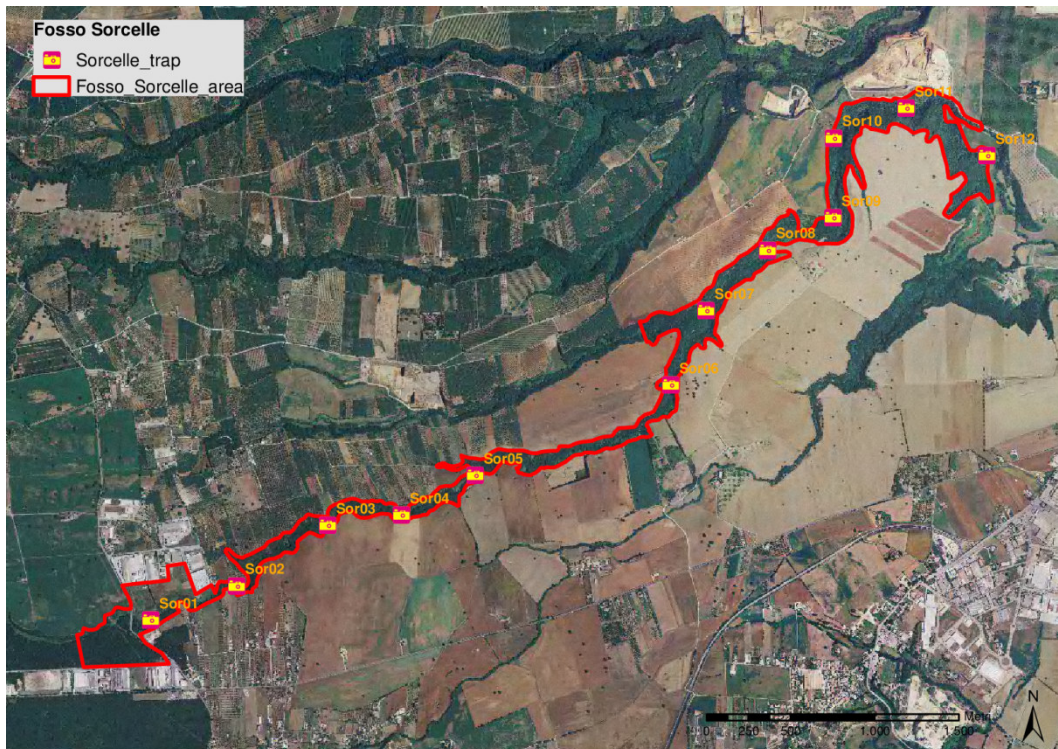


Fig. 12 – Ambito di connessione Fosso Sorcelle.

3.4.2.2. Area di connessione Rio Maggiore E (id: Con3)

Comune: Ronciglione, Caprarola e Nepi.

Coordinate geografiche: E 276991,20 e N 4685469,32 UTM 33N (ED 50) (Fig. 13).

Altezza media s.l.m., perimetro , lunghezza e indice di forma: 269,43 m s.l.m., 10,02 km., 3,83 km., 0,21.

Morfologia e aspetti vegetazionali: l'area boscata, oltre alla vegetazione tipica delle forre descritta nel capitolo 3.4.2, è costituita da una porzione di circa 13 ha di ceduo matricinato a castagno (*Castanea sativa*).

Contesto ambientale e aree adiacenti: Il sito è circondato dalla matrice agricola composta da nocciuleti e seminativi non irrigui. Il corridoio è collegato a ovest con l'area centrale Bosco del Barco e a est con l'area centrale Rio Maggiore W.

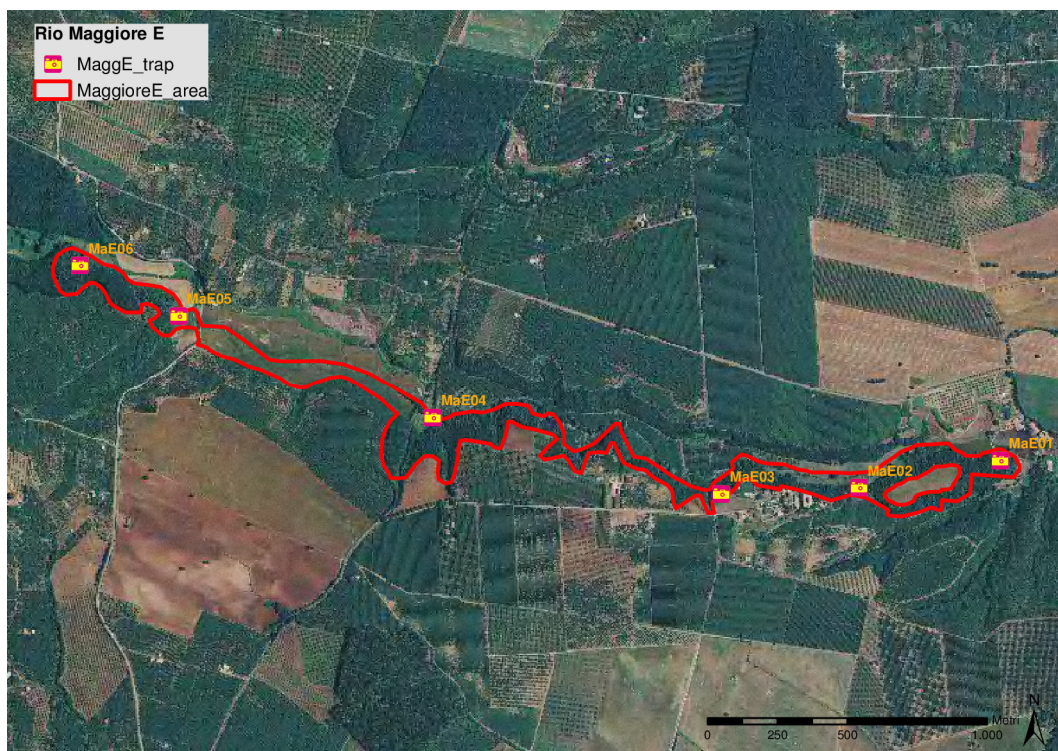


Fig. 13 – Ambito di connessione Rio Maggiore E.

3.4.2.3. Area di connessione Rio Maggiore W (id: Con2)

Comune: Castel Sant’Elia, Civita Castellana e Fabrica di Roma

Coordinate geografiche: E 284216,68 e N 4685048,07 UTM 33N (ED 50) (Fig. 14).

Altezza media s.l.m., perimetro , lunghezza e indice di forma: 157,65 m s.l.m., 4,53 km.,; 12,79 km km., 0,25.

Morfologia e aspetti vegetazionali: comprende 81,58 ha di territorio boscato.

Contesto ambientale e aree adiacenti: Il sito di studio è circondato dalla matrice agricola composta in prevalenza da seminativi non irrigui ed è collegato a ovest con l’area centrale Rio Maggiore W e a est attraversa l’abitato di Civita Castellana e si collega con l’area centrale del fiume Treja, non inclusa nella ricerca.

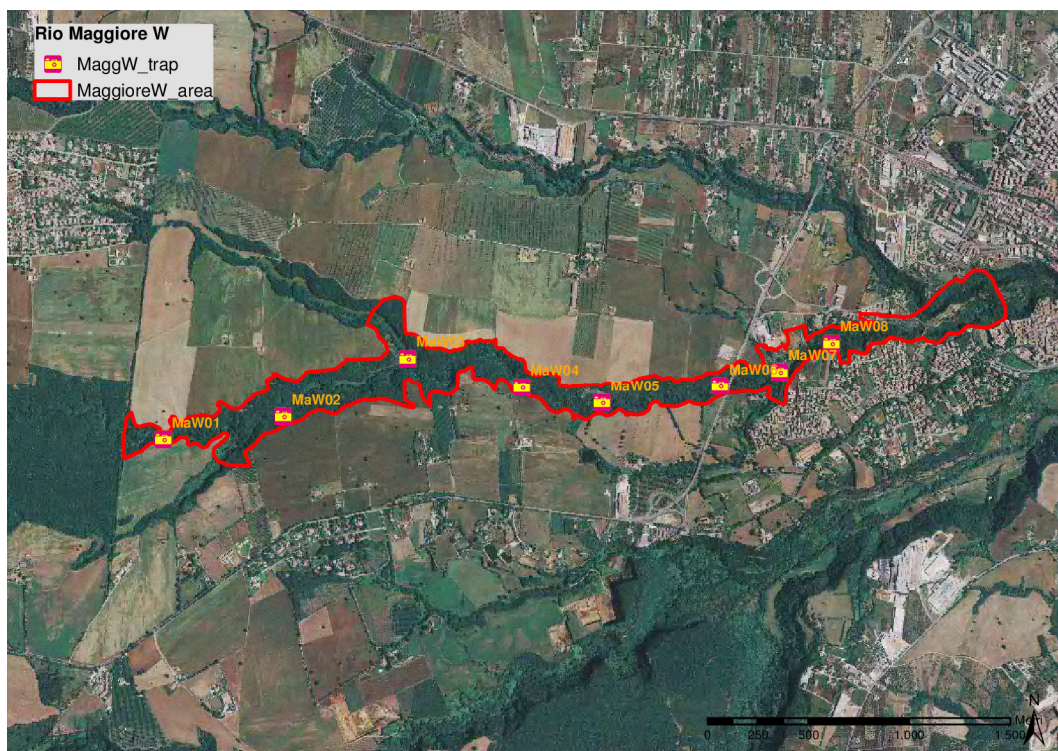


Fig. 14 – Ambito di connessione Rio Maggiore W.

3.4.2.4. Area di connessione Fosso Isola (id: Con4)

Comune: Nepi, Castel Sant’Elia e Civita Castellana.

Coordinate geografiche: E 282037,05 e N 4683120,73 UTM 33N (ED 50) (Fig. 15).

Altezza media s.l.m., perimetro , lunghezza e indice di forma: 185,73 m s.l.m., 5,10 km.; 15,23 km., 0,30.

Morfologia e aspetti vegetazionali: comprende 165,83 ha di territorio boscato.

Contesto ambientale e aree adiacenti: Il sito è circondato dalla matrice agricola composta in prevalenza da seminativi non irrigui e prati pascoli. Il corridoio ecologico è collegato a ovest con l’area centrale Rio Maggiore W e a est con l’area centrale Pizzo Iella.

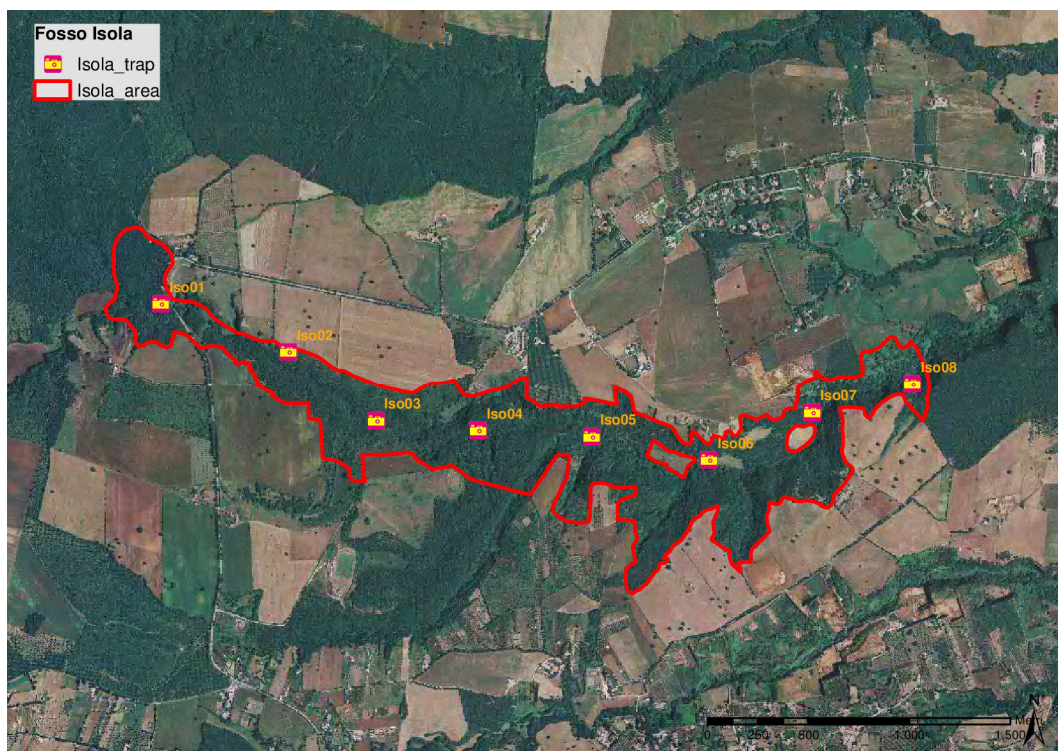


Fig. 15 – Ambito di connessione Fosso Isola.

3.4.2.5. Area di connessione Monte Ramiano (id: Con5)

Comune: Civita Castellana, Sant'Oreste e Ponzano Romano.

Coordinate geografiche: E 293989,25 e N 4684616,85 UTM 33N (ED 50) (Fig. 16).

Altezza media s.l.m., perimetro , lunghezza e indice di forma: 130,67 m s.l.m., 7,70 km; 22,91 km., 0,28.

Morfologia e aspetti: morfologia collinare.

Contesto ambientale e aree adiacenti: L'area descritta confina in prevalenza con la matrice agricola composta da seminativi irrigui nel lato est e da seminativi non irrigui nel lato ovest. Il corridoio è collegato a nord con l'area centrale del Fiume Treja e a sud con l'area centrale del Monte Soratte.

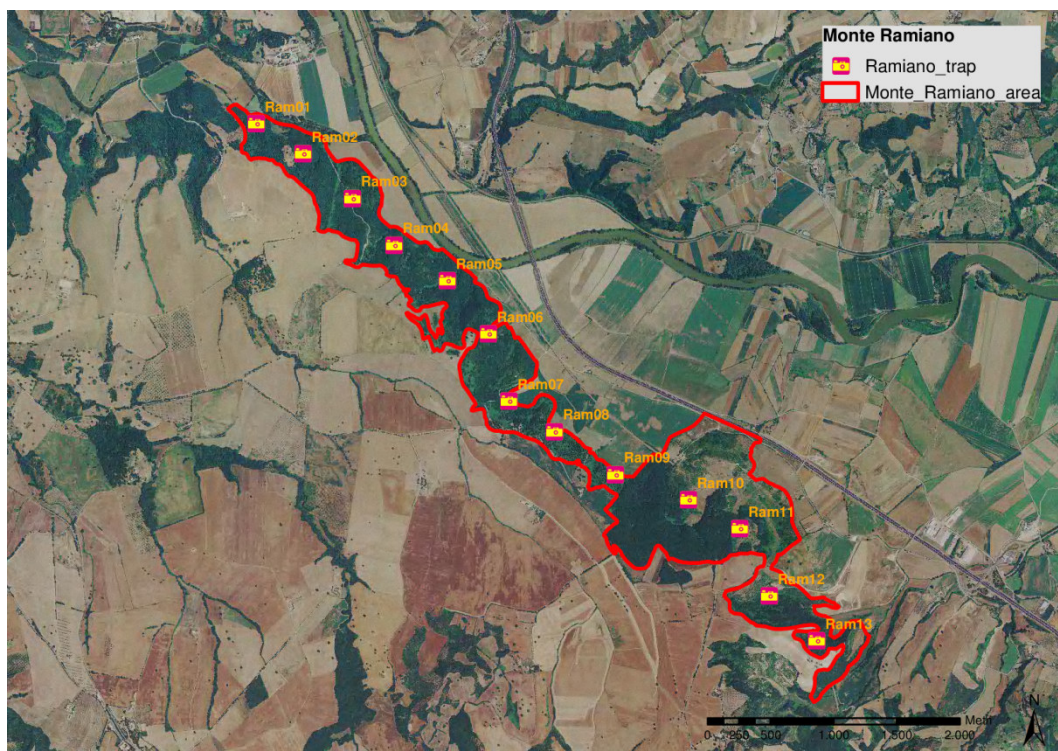


Fig. 16 – Ambito di connessione Monte Ramiano.

3.4.2.6. Area di connessione Rio Fratta (id: Con6)

Comune: Corchiano, Gallese e Civita Castellana).

Coordinate geografiche: E 286423,93 e N 4692217,19 UTM 33N (ED 50) (Fig. 17).

Altezza media s.l.m., perimetro , lunghezza e indice di forma: 119,02 m s.l.m., 7,34 km.; 17,47 km., 0,21.

Morfologia e aspetti: territorio boscato.

Contesto ambientale e aree adiacenti: Il sito di studio è confinante con la matrice agricola composta da una alternanza di aree a seminativi non irrigui e noccioleti. Il corridoio ecologico è collegato a est con l'area centrale delle forre di Corchiano e ad ovest si collega con i boschi ripariali del Fiume Tevere.

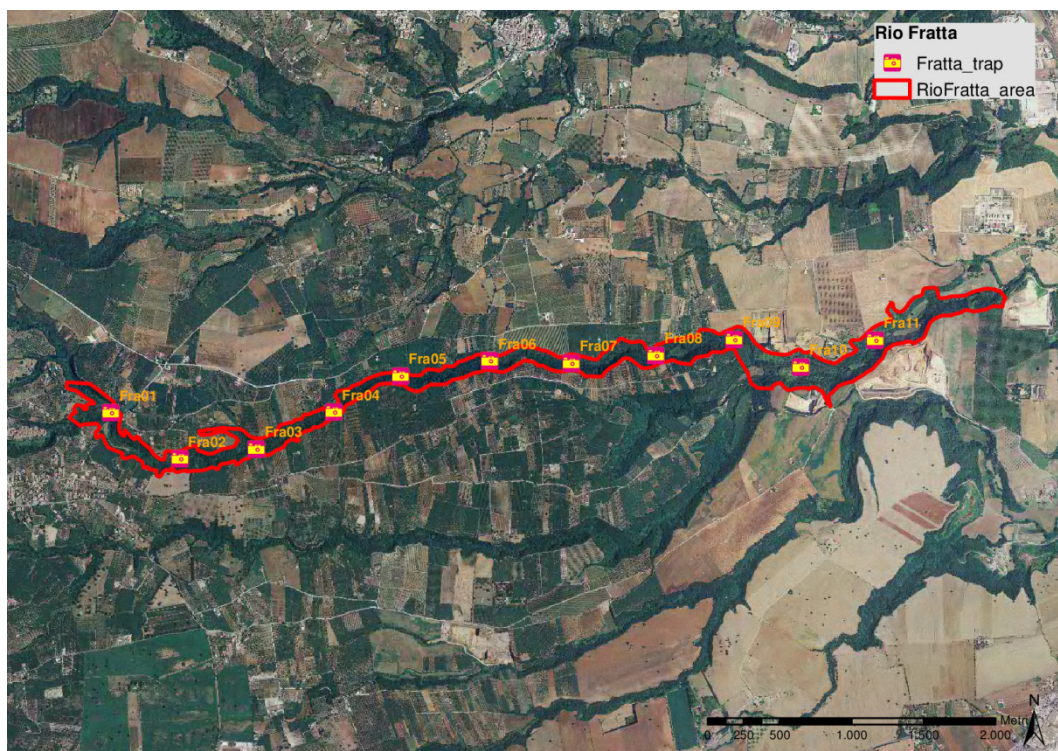


Fig. 17 – Ambito di connessione Rio Fratta.

3.4.3. Il fototrappolamento

Questa tecnica si basa generalmente sull'impiego di macchine fotografiche automatiche, azionate da un sensore ad infrarosso termico, che permettono di ottenere foto di qualsiasi corpo caldo in movimento che entri nel campo di azione del sensore (Rovero, 2005). I dati forniti dalle fototrappole, oltre a documentare in modo inconfutabile la presenza della specie in una determinata area, forniscono anche altre informazioni di notevole importanza, quali data ed ora di ogni singolo scatto fotografico. Una foto di questo genere è un dato importantissimo di presenza di una specie, infatti, nell'approccio standard utilizzato per monitorare grandi mammiferi (come lince, orso e lupo) solo le foto e gli animali rinvenuti morti sono dati di prima qualità, mentre tutte le altre informazioni, inclusi gli avvistamenti sono classificati di attendibilità inferiore (Rovero, 2005). Si tratta di una tecnica di studio non invasiva e con un enorme potenzialità intrinseca nello studio degli animali (Rovero et al., 2010; O'Connell et al., 2011b).

Il primo a mettere a punto la tecnica del fototrappolaggio fu il fotografo statunitense George Shiras III (1859 - 1942) nel 1913, fotografando il cervo della Virginia (*Odocoileus virginianus*), il bobcat (*Lynx rufus*) e il procione (*Procyon lotor*) (Shiras, 1913; Guggisberg, 1977; Sanderson e Trolle, 2005, Forconi et al., 2009). I primi studi ecologici quantitativi che utilizzavano le fototrappole sono stati effettuati da Pearson (1959) per indagare l'uso dell'habitat e i ritmi di attività dei piccoli mammiferi. Alla fine degli anni '80 del '900 negli Stati Uniti il fototrappolaggio è

diventato un *hobby* sia per molti appassionati di fauna, sia per i cacciatori, utilizzandolo come strumento per monitorare la fauna delle foreste (Kays e Slauson, 2008). Questo ha incentivato la ricerca permettendo uno veloce sviluppo della tecnologia e la produzione di una varietà di questi strumenti con costi relativamente accessibili.

L'uso delle fototrappole nella ricerca scientifica negli ultimi decenni è cresciuto in modo esponenziale (Rovero et al., 2010; O'Connell et al., 2011b), dovuto anche all'evoluzione delle tecniche analitiche e dei modelli statistici utili per sviluppare inferenze appropriate dai dati acquisiti tramite il fototrappolaggio (Griffith e Van Schaik, 1993; Mace et al., 1994; Karanth, 1995; Karanth e Nichols, 1998). Questo metodo è diventato uno strumento indispensabile per monitorare molte specie selvatiche, con vari studi utili per documentare la presenza di una determinata specie oppure per rigorose indagini di ecologia animale basata su deduzione quantitativa, sperimentale e statistica.

Per una sintesi di dettaglio della storia e dello sviluppo del fototrappolaggio si rimanda a Kucera e Barrett (2011).

Oggi le fototrappole sono particolarmente utilizzate per indagare i meso- e macro-mammiferi terrestri (Griffith e Van Schaick, 1993; Kays e Slauson, 2008). Tuttavia, questo tipo di apparecchiatura è stato anche utilizzato con successo negli studi di altri gruppi di animali compresi i piccoli mammiferi terrestri (Pearson, 1959), gli uccelli a terra (O'Brien e Kinnaird, 2008), i mammiferi arboricoli (Oliveira-Santos et al., 2008) e i predatori di nidi di uccelli (Goetz, 1981; Browder et al., 1995). La tecnica può essere utilizzata in diverse condizioni ambientali, da ambienti con temperature molto fredde (Jackson et al., 2006) ad ambienti caldi o caldo-umidi come le foreste tropicali (Mohd-Azlan, 2009). L'impiego delle *camera traps* consente inoltre di registrare la presenza di più specie contemporaneamente, realizzando una raccolta efficace di dati per quantità e per qualità, adeguata alla valutazione della importanza relativa di diverse frazioni di territorio, come la funzionalità di ambienti lineari come i corridoi ecologici.

I dati del fototrappolaggio possono essere organizzati in sequenze temporali di catture fotografiche indipendenti di animali riconoscibili individualmente, oppure solo a livello di specie, per stimare la dimensione di una popolazione, l'area occupata da una specie e la ricchezza (O'Connell et al., 2011).

3.4.3.1. Caratteristiche delle fototrappole

Le fototrappole in commercio, sebbene differiscono per particolari tecnici che si riflettono in una diversa efficacia, sono tutte costituite da una fotocamera digitale, da una videocamera e da un sensore di movimento ad infrarossi, solitamente racchiusi in contenitore impermeabile. Il sensore di movimento può essere tipo attivo (AIR – *air active*) o passivo (PIR – *passive infrared*) (Fig. 18). Il

primo è costituito da una raggio infrarosso, mentre il secondo rileva il movimento di soggetti con temperatura differente dalla temperatura ambiente. Quando un corpo in movimento (di un animale selvatico) si sposta nella zona di rilevamento, il PIR si attiva grazie al rilevamento del calore emanato e fa scattare la fotocamera.

I principali vantaggi nell'uso delle fototrappole sono:

- automazione del rilevamento dei dati;
- possibilità di acquisire informazioni non sostituibili da altri approcci;
- monitoraggio di grandi aree con poco personale;
- monitoraggio continuo giorno e notte;
- ridotti sforzi di monitoraggio;
- identificazione della specie con maggior sicurezza.

Gli svantaggi sono rappresentati da:

- costi delle attrezzature;
- rischio di furto con conseguente perdita di una intera sessione di dati;
- problemi di malfunzionamento in condizioni climatiche estreme;
- danneggiamento da parte di grandi mammiferi (es. cinghiale);
- rapidità di scatto dell'otturatore dopo il rilevamento;
- disturbo alla fauna (flash).

Alcune delle problematiche descritte sono state risolte o attenuate tramite alcune accortezze relative al posizionamento della macchina e con l'aiuto delle esche olfattive.

Per il presente studio sono state utilizzate le fototrappole BolyGuard SG565F con flash, per poter realizzare foto a colori per meglio identificare le specie più difficili come faina e martora. Le caratteristiche tecniche del modello adottato sono riportate in tabella 4 e con i parametri di settaggio riportati in tabella 5.

Tab. 4 - Caratteristiche tecniche delle fototrappole utilizzate.

Tipo di lente	F/NO = 3.1 mm / FOV = 52°
Risoluzione foto	5 MP = 2560X1920 pixel
Risoluzione video diurni/notturni	640x480 (16fps)
Illuminazione notturna	flash
Sensore di movimento	PIR multi zona
Distanza ripresa diurna	8 metri
Distanza ripresa notturna	5 metri
Tempo di attivazione	1,2 secondi
Alimentazione	8 batteria AA - 1,5 Volt
Capacità di memoria e supporto	4 GB su SD
Stampa su foto	data e ora
Immagini diurne e notturne	a colori
Dimensione	LxPxH mm 85x55x135
Peso	260 gr.

Tab. 5 - Parametri di settaggio delle fototrappole.

Modalità di ripresa diurno	video .AVI
Modalità di ripresa notturno	foto .JPG
Numero immagini	3 immagini
Intervallo tra le riprese e foto	nessuna
Livello di sensibilità PIR	normale
Stampa data e ora su foto	attivata
Timer spegnimento	disattivato

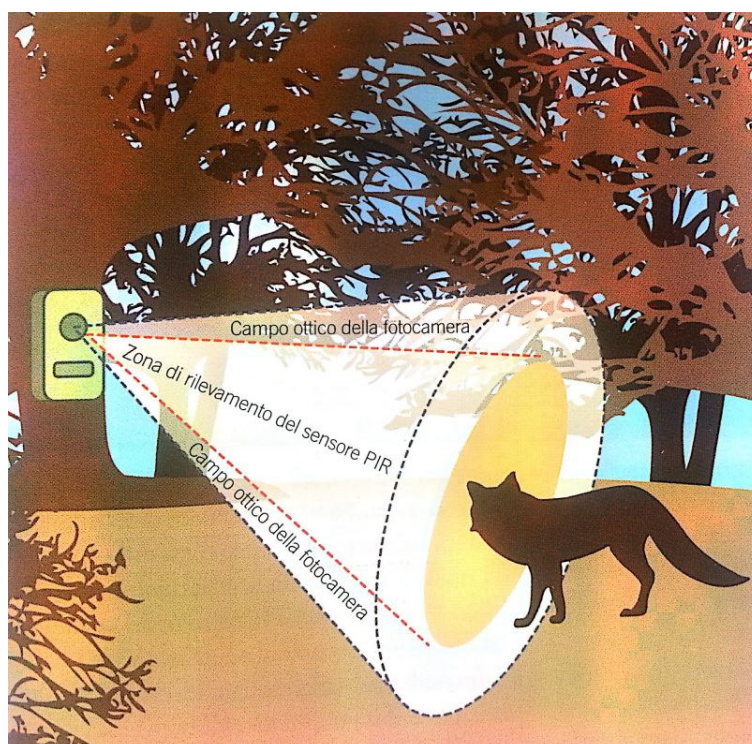


Fig. 18 - Schema di funzionamento di una fototrappola con sensore infrarosso passivo (Fusillo e Marcelli 2014)

3.4.3.2. Strategia di campionamento

La strategia di campionamento è un compromesso tra lo sforzo necessario per rilevare le specie che si spostano su grandi aree ($> 10 \text{ km}^2$) e quelle che hanno esigenze spaziali molto minori ($< 1 \text{ km}^2$) (O'Brien et al., 2011).

La distanza di posizionamento tra le fototrappole è in relazione alle capacità di spostamento ed agli *home range* delle specie oggetto di monitoraggio ed un compromesso tra le varie specie presenti (Fegraus et al., 2011). Rovero et al. (2010) raccomandano, se si usano poche fototrappole, di cambiare stazione ogni 15-30 giorni al fine di evitare l'influenza dovuta ad un numero limitato di stazioni ed anche per campionare un'area più ampia. Nel caso in cui lo scopo del monitoraggio sia il conteggio degli individui tramite il loro riconoscimento individuale, la durata del monitoraggio dovrebbe essere aumentata finché tutti o gran parte degli individui presenti abbiano la probabilità di essere fotografati. Tuttavia questi criteri risultano generali, mentre dovrebbero essere calcolati sulla base di dati sperimentali a seguito di monitoraggi specifici di lunga durata per ogni specie. Nelle aree poco conosciute e con assenza di dati sperimentali su tutte le specie contattabili è consigliabile utilizzare una fototrappola/ km^2 per 90 giorni di monitoraggio continuo per stazione di rilevamento (Guil et al., 2010).

Nella presente ricerca, visto il ridotto numero di fototrappole e il considerevole numero di siti da campionare, vista l'assenza di precedenti esperienze sull'uso della metodologia nell'area studio e vista l'eco-etologia delle specie target attese (*home range*, spostamenti, habitat), si è scelto, come compromesso, di distribuire le fototrappole con una densità di due fototrappole/ km^2 distribuendole ogni 500 m lineari.

Le aree centrali e i corridoi sono stati suddivisi sul lato più lungo in segmenti da 500 m da cui sono state estratte casualmente le coordinate dei potenziali siti per le fototrappole attraverso l'uso del GIS (*Geographic Information System*). Il sito potenziale è stato localizzato tramite ortofoto con scala 1:5000 (2005) e con l'aiuto del GPS Trimble Juno ST[®] (*Global Positioning System*). Per la collocazione della fototrappola è stato seguito il protocollo della TEAM Network (2008), ovvero:

- scelta del punto più idoneo nei dintorni del sito potenziale, tenendo conto di eventuali tracce e delle abitudini di spostamento caratteristiche delle diverse specie;
- calcolo della distanza di rilevamento del sensore PIR, l'angolo di campo dell'obiettivo e la massima distanza del flash;
- valutazione della morfologia del terreno in modo da posizionare la fototrappola parallelamente al terreno;
- individuazione di un supporto adeguato (albero o treppiede);

- posizionamento a circa 40-60 cm di altezza;
- posizionamento rispetto alla traiettoria di passaggio degli animali l a 30°-40° con lo scopo di fotografare anche animali in transito veloce (Fig. 19);
- verifica della giusta inclinazione della *camera trap* attraverso un puntatore laser o con *walk test*, verso nord, per evitare che il sole colpisca il sensore infrarosso;
- taglio di erba o piccoli rami in prossimità della fototrappola per evitare qualsiasi movimento che possa attivare la fototrappola,;
- mimetizzazione della fototrappola e collocazione attraverso cavo d'acciaio e lucchetto antifurto;
- rilevamento della posizione del sito con il GPS Trimble Juno ST®;
- settaggio della fototrappola e scatto di alcune foto di prova;
- posizionamento di esche alimentari olfattive.

A seguito di alcune prove preliminari, l'uso delle esche si è rivelato indispensabile per attrarre di fronte alla trappola fotografica (a circa due metri) una o più specie di interesse e per farle fermare alcuni secondi così da ottenere foto nitide. Vista l'ampia gamma di specie contattabili è stato necessario utilizzare una varietà di esche, come:

- miscela di cereali fioccati contenente orzo, mais, fave, avena e carrube, utile per istrice, cinghiale e capriolo;
- impasto a base di farina, carne, pesce e uova, utile per i carnivori in generale;
- *Catnip*® un prodotto olfattivo a base di erba gatta (*Nepeta* spp.), per il gatto selvatico;
- pasta di nocciole per scoiattolo e alcune specie di micro-mammiferi.

Le esche sono state utilizzate con bassi quantitativi per non alterare troppo il comportamento delle singole specie e per non attirare animali da troppo lontano. Lo scopo della ricerca è stato quello di massimizzare la probabilità di cattura fotografica per monitorare le specie presenti nell'area.

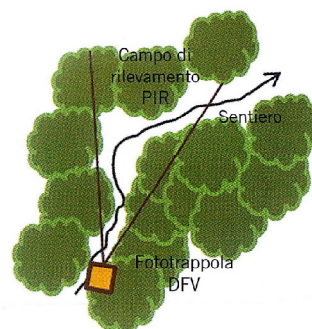


Fig. 19 - Schema del posizionamento di una fototrappola rispetto a un ipotetico tragitto percorso da un animale (da Fusillo e Marcelli, 2014).

3.4.4. Siti di campionamento e archiviazione dati

Per questo studio sono state utilizzate 25 fototrappole modello fornite dall'ARP Regione Lazio (Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio) per due sessioni di cattura foto, una sessione nel periodo dal 14/05/2012 al 30/11/2012 e l'altra sessione dal 30/04/2013 al 27/09/2013.

L'attività di monitoraggio è stata sospesa nei periodi invernali per i seguenti motivi: 1) l'attività delle specie considerate è più bassa; 2) per la concomitanza dell'attività venatoria (come fattore di disturbo); 3) per le basse temperature che avrebbero potuto inficiare sul corretto funzionamento delle trappole fotografiche.

Visto il basso numero di fototrappole a disposizione e l'elevato numero di siti, queste sono state distribuite in tempi diversi nelle diverse aree di campionamento facendo attenzione a non collocarle nello stesso periodo in aree di monitoraggio troppo vicine, per evitare doppi conteggi dovuti agli spostamenti degli animali.

Complessivamente sono state monitorate 107 stazioni (siti), 49 nelle aree centrali (Tab. 6), 58 nei corridoi ecologici (Tab. 7). Le fototrappole sono rimaste attive in ogni sito per circa 15 giorni e il controllo è avvenuto una volta alla settimana. Durante il controllo sono stati scaricati i dati (immagini e video) dalla SD ad un computer portatile e poi, controllata la tensione delle batterie, ricontrollato il settaggio della macchina e riposizionata l'esca fresca, la fototrappola è stata di nuovo posizionata secondo le modalità precedentemente descritte.

Tab. 6 - Distribuzione temporale delle sessioni di monitoraggio delle aree centrali.

id	Aree centrali	dal	al	n. fototrappole
AC1	Bosco del Barco	29/4/13	14/5/13	4
AC2	Sorcelle	30/4/13	15/5/13	8
AC3	Rio Maggiore W	20/5/13	6/6/13	10
AC4	Pizzo Iella	21/8/13	5/9/13	9
AC5	Mola	11/9/13	26/9/13	10
AC6	Cerreto	12/9/13	27/9/13	8
Totale				49

Tab. 7 - Distribuzione temporale delle sessioni di monitoraggio dei corridoi ecologici.

id	Corridoi ecologici	Sessione 1		Sessione 2		n. fototrappole
		dal	al	dal	al	
Con1	Fosso Sorcelle	14/5/12	6/6/12	30/4/13	16/5/13	12
Con2	Rio Maggiore W	15/6/12	4/7/12	20/5/13	5/6/13	8
Con3	Rio Maggiore E	5/7/12	23/7/12	29/4/13	14/5/13	6
Con4	Fosso Isola	16/10/12	6/11/12	9/6/13	24/6/13	8
Con5	Monte Ramiano	24/10/12	12/11/12	4/7/13	19/7/13	13
Con6	Rio Fratta	14/11/12	30/11/12	9/6/13	24/6/13	11
Totale						58

Ad ogni sito è stato assegnato un codice alfanumerico che identifica l'area centrale o il corridoio ecologico e il numero della fototrappola in modo tale da associare il dato delle fototrappola al sito di riferimento (Tabb. 6 e 7). Si è quindi proceduto alla realizzazione di un database cartografico in cui ogni *camera trap* è stata georeferenziata mediante l'utilizzo del software ArcGis 9.2 (ESRI®).

Per ogni stazione di campionamento sono stati presi i seguenti dati:

- data e ora solare di installazione e prelievo della fototrappola;
- tipo di habitat;
- tipologia vegetazionale;
- quota;
- presenza di sentieri (tracce, segni di presenza) degli animali.

Tutti i dati raccolti sono stati inseriti in un database su una tabella di calcolo. Nella fase di analisi dei dati è stato considerato un evento come il passaggio di un animale davanti alla fototrappola (Dorazio et al., 2006). Molto spesso gli animali stazionano sul sito trappola per diversi minuti e questo determina diverse foto o video dello stesso individuo. Individui della stessa specie fotografati più volte nella stessa stazione durante un periodo di tempo di 30 minuti sono considerati come un unico evento. Dopo 30 minuti dal primo evento, la foto successiva si considera arbitrariamente un nuovo evento e quindi di un altro individuo (Kelly, 2003; Silver et al., 2004; Kelly e Holub, 2008; Rovero et al., 2010). Le foto acquisite per ogni sito sono state pertanto analizzate, selezionate e ad ognuna è stato attribuito un codice alfanumerico che identifica la sequenza delle foto (numerico), seguito dalla sigla che identifica la specie (testo) e da un eventuale numero che specifica il numero di individui della stessa specie fotografati, ad esempio il codice 05cin3 identifica la foto numero 5 che ha rilevato la specie cinghiale nel numero di tre individui (Tab. 8).

Tab. 8 - Specie di mammiferi con i relativi codici identificativi.

Specie	Codice
Riccio comune	Ric
Scoiattolo	Sco
Istrice	Ist
Lepre europea	Lep
Lepre italica	LapI
Gatto selvatico	GatS
Gatto domestico	Gat
Lupo	Lup
Cane	Can
Volpe	Vol
Faina	Fai
Martora	Mar
Tasso	Tas
Donnola	Don
Puzzola	Puz
Cinghiale	Cin
Capriolo	Cap
Daino	Dai
Uomo	Hum

3.4.5. Analisi dei dati

Alla definizione del pattern spaziale della ricchezza di specie possono partecipare numerose variabili ambientali che, con diverso peso e con effetti potenzialmente differenti alle diverse scale, interagiscono tra loro (Mc Garigal et al., 2002).

Le analisi affrontate hanno interessato i seguenti argomenti:

- metriche del paesaggio;
- analisi ambientale e dei flussi faunistici nelle stazioni di monitoraggio;
- modelli di occupazione e stima della rilevabilità delle specie.

3.4.5.1. Metriche del paesaggio

Il grado di frammentazione dell'area studio della Regione Lazio è stato modellizzato con il programma GIS ArcGis 9.2 (ESRI®) e calcolato con il programma di libero accesso FRAGSTAT® (*Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*) (McGarigal e Marks, 1995; McGarigal, 2012), il quale quantifica l'estensione superficiale e la configurazione spaziale dei frammenti (*patches*) in base alla scala più adatta per rappresentare il paesaggio e allo schema da utilizzare per definire e classificare le *patches*. Il programma opera a tre livelli:

- 1) al livello di *patch*;
- 2) a livello di categoria di *patch* (classe);
- 3) a livello di intera area considerata (paesaggio).

Per la tipologia di studio affrontato si è lavorato a scala di paesaggio (*landscape*). Per questo tipo di analisi, la Carta Uso del Suolo del Lazio (2010) (Appendice 1) è stata modificata aggregando le classi di uso del suolo in cinque classi numeriche (Fig. 20):

- 0, matrice (tessuto urbano, tessuto agricolo, fiumi, torrenti e fossi);
- 1, aree naturali (boschi, aree aperte naturali, praterie, aree cespugliate);
- 2, corridoi ecologici, derivati dalla somma del valore 1 delle aree naturali con il valore 1 degli ambiti di connessione;
- 3, aree centrali secondarie, derivate dalla somma del valore 1 delle aree naturali con le aree centrali di valore 2;
- 4, aree centrali primarie, derivate dalla somma del valore 1 delle aree naturali con le aree centrali primarie di valore 3.

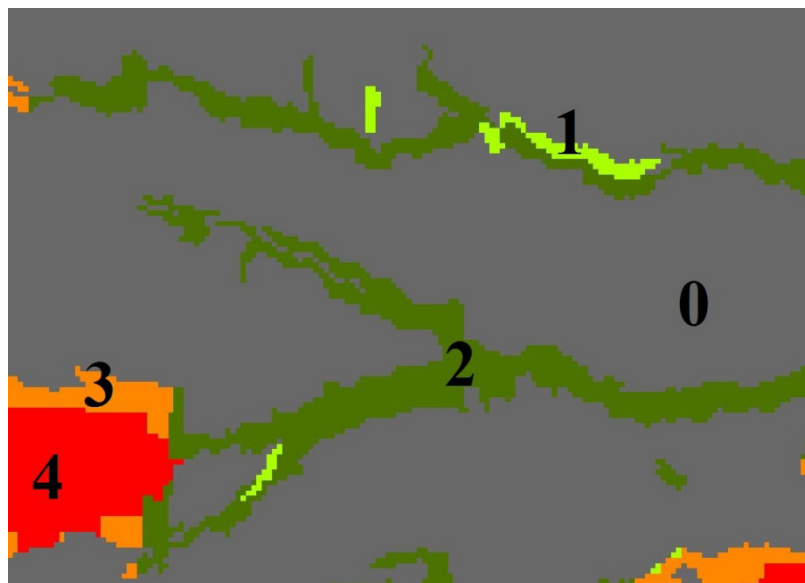


Fig. 20 Classi numeriche della CUS 2010 modificata: 0 matrice (grigio); 1 aree naturali (verde chiaro); 2 corridoi ecologici (verde); 3 aree centrali secondarie (arancione); 4 aree centrali primarie (rosso).

Lo strato informativo generato è stato rasterizzato con la risoluzione a 25 m, per essere poi elaborato con il programma FRAGSTAT[®]. Gli indici presi per misurare la frammentazione della Regione Lazio e dell'area studio sono stati:

- superficie planimetrica misurata in ettari (Sup. ha);
- percentuale di paesaggio (Land %), con un *range* di $0 < \text{Land} \leq 100$;
- area media del frammento (AM) misurata in ettari (ha);
- numero di frammenti (NP), con un *range* $\text{NP} \geq 1$, senza limite;

- dimensione del frammento più ampio (LPI = superficie del frammento più grande / superficie totale) espresso in percentuale (%), con un *range* di $0 < LPI \leq 100$;
- rapporto perimetro area (PARA) misura la complessità del *patch* senza la standardizzazione del quadrato; questo indice varia con la dimensione del patch, es. tenendo la forma costante, un incremento della dimensione del patch causerà il decremento del rapporto PARA; con un *range* $PARA > 0$, senza limite;
- indice di forma del paesaggio (LSI) (Milne 1991, Bogaert et al. 2000), fornisce una misura della densità dei confini tra frammento dell'area standardizzata rispetto alla dimensione dell'area ($LSI = 1$ se l'area è costituita di un unico *patch* di forma all'incirca quadrata); con un *range* $LSI \geq 1$, senza limiti.

In tabella 9 viene sintetizzata la descrizione del paesaggio regionale laziale e dell'area studio. Come si può notare a livello di superficie la matrice agricola-urbana regionale e dell'area studio è consistente e rappresenta un fattore di disturbo da considerare in fase di discussione. Le aree naturali seppur presentando una buona superficie sono molto frammentate come si può notare nell'indice *NP*, mentre le aree centrali presentano formazioni naturali ben accorpate. Da questa analisi del paesaggio si delinea bene la struttura dei corridoi i quali presentano una superficie molto bassa rispetto alle altre strutture, rispettivamente di 88.931 ha regionali e 3.989 ha dell'area studio.

Le aree naturali rispettivamente del 15% per la regione e 3% nell'area studio sono tutte quelle superfici che non rientrano nelle altre quattro strutture, pertanto potremmo riclassificarle come una struttura di tipo *stepping stone* (Fig. 21).

Tab. 9 - Indici calcolati a livello di paesaggio per la descrizione del paesaggio regionale laziale e dell'area studio, a confronto.

Regione Lazio								
Tipo	Classe	Sup. (ha)	Land %	AM (ha)	NP	PARA	LPI %	LSI
Matr.	cls 0	934.170	54	185,79	5.028	555,7	47,0	150,1
A. Nat.	cls 1	259.825	15	15,83	16.415	902,2	1,3	130,8
Corr.	cls 2	88.931	5	15,78	5.634	689,6	0,2	135,5
ACS	cls 3	249.297	14	42,94	5.806	654,2	3,2	111,0
ACP	cls 4	188.561	11	105,64	1.785	633,3	1,6	52,1
Tot.		1.720.784						
Area Studio								
Matr.	cls 0	46.392	73	239,13	194	709,4	71,0	35,4
A. Nat.	cls 1	2.158	3	3,08	701	902,5	0,3	41,4
Corr.	cls 2	3.989	6	7,81	511	677,7	0,5	43,4
ACS	cls 3	6.426	10	10,18	631	636,5	0,7	47,5
ACP	cls 4	4.263	7	28,42	150	649,9	1,3	16,8
Tot.		63.229						

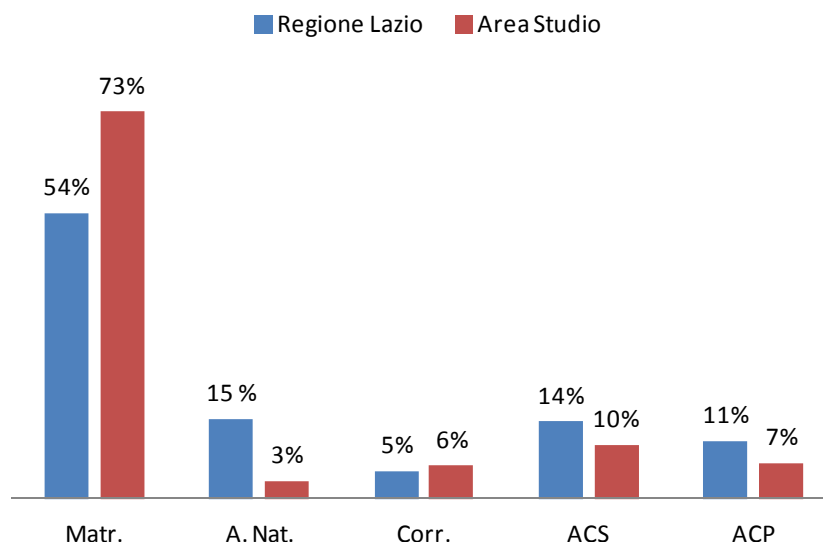


Fig. 21 Rappresentazione grafica della percentuale di paesaggio a confronto: matrice (matr.), aree naturali (A. nat.), corridoi (Corr.), aree centrali secondarie (ACS) e aree centrali primarie (ACP).

3.4.5.2. Analisi ambientale e dei flussi faunistici nelle stazioni di monitoraggio

L'indagine si è concentrata prevalentemente sui punti fototrappola, sia nelle aree centrali, sia nei corridoi ecologici. Lo studio si è articolato attraverso le seguenti fasi operative:

- analisi ambientale delle stazioni attraverso la misurazione delle variabili ambientali potenzialmente importanti nel definire la qualità dell'habitat e il grado di naturalità delle aree;
- misura delle distanze dei punti fototrappola dal confine dell'area centrale più vicina;
- analisi dei flussi faunistici, mediante l'uso dei dispositivi automatici di ripresa per la stima dell'utilizzo da parte dei macro- e meso-mammiferi.

Obiettivo dell'analisi ambientale è stata la realizzazione mediante software GIS di una caratterizzazione ambientale delle aree dei punti di monitoraggio con le fototrappole, attraverso la misurazione delle variabili ambientali potenzialmente importanti nel definire la qualità dell'habitat per la fauna vertebrata terrestre e valutare il grado di naturalità dei siti. Per la definizione dell'intorno dei punti fototrappola al quale estendere le analisi ambientali sono stati individuati inizialmente i centroidi, coincidenti con il punto georiferito delle fototrappole. Questi punti sono stati utilizzati per la costruzione di un buffer circolare di diametro 500 m (Fig. 22).

All'interno delle aree così delimitate sono state misurate in percentuale le estensioni delle cinque tipologie ambientali: agricolo, urbanizzato, aree aperte naturali, cespugliato e aree boscate. Prima di questa operazione le cinque tipologie ambientali sono state create accorpendo le 115 categorie della CUS IV livello (2010).

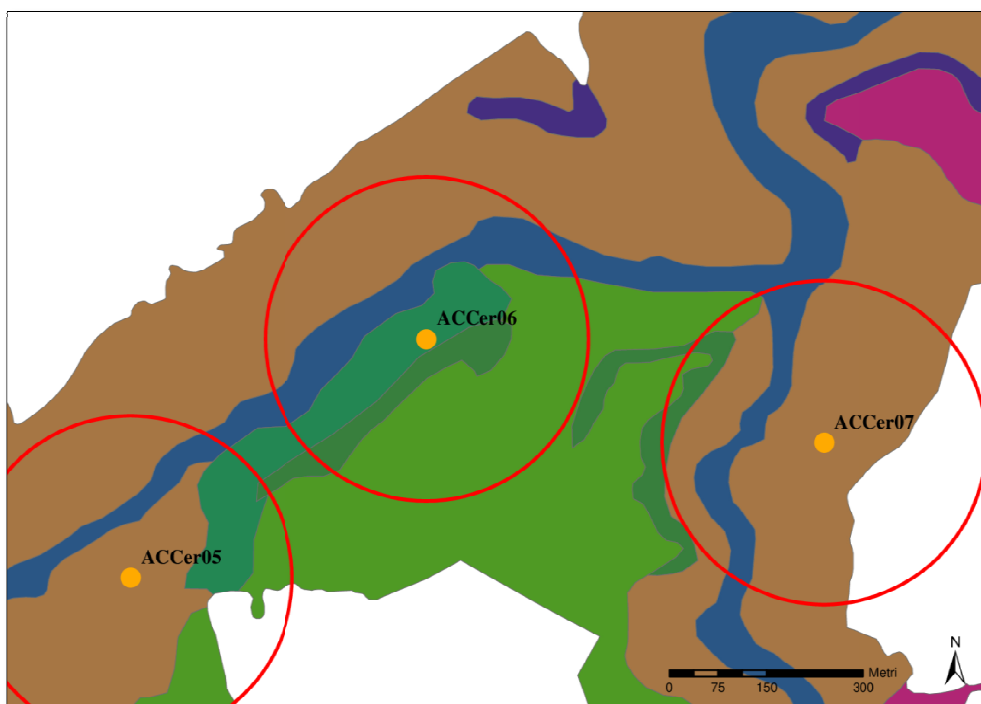


Fig. 22 – Carta dell’Uso del Suolo del Lazio (2010) con I buffer di 500 m di diametro (in rosso).

Inoltre, per valutare nei modelli di *occupancy* la relazione tra la distanza della fototrappola dall’area centrale e il numero degli eventi, è stata misurata la distanza in chilometri tra il punto della stazione e il confine dell’area centrale (Tab. 10).

Tab. 10 - Distanze delle fototrappole posizionate nei corridoi ecologici dall’area centrale più vicina.

Id	Corridoi ecologici	minima	massima	media	dev. st.
Con1	Sorcelle	0,3	3,5	2,0	1,0
Con2	Rio Maggiore E	0,3	0,8	0,8	0,8
Con3	Rio Maggiore W	0,3	2,5	1,5	0,7
Con4	Fosso Isola	0,3	2,0	1,1	0,7
Con5	Monte Ramiano	0,5	7,0	3,7	2,0
Con6	Rio Fratta	0,3	4,1	1,8	1,4

La ricchezza di specie rilevata attraverso le fototrappole nelle due diverse strutture del paesaggio (aree centrali e corridoi ecologici) è legata all’intensità di campionamento (Hill, 1973; Gaston, 1996; Lande et al., 2000). Pertanto è stato analizzato il confronto tra la ricchezza di specie nelle diverse stazioni e lo sforzo di campionamento quantificato in giorni di ripresa per trappola fotografica.

La relazione tra ricchezza di specie e sforzo di campionamento cresce inizialmente rapida, quindi progressivamente più lenta fino ad un valore stabile oltre un certo numero di campioni (Colwell e

Coddington, 1994). L'andamento è dovuto alla probabilità di campionare specie più o meno abbondanti. La rapida crescita iniziale della curva è dovuta alle specie più abbondanti (maggior numero di individui, distribuzione su tutta l'area di indagine) che hanno alta probabilità di essere campionate anche con basso numero di campioni. Le specie più rare (basso numero di individui, distribuzione limitata) hanno meno probabilità di entrare nel campione e verranno rilevate solo con un numero elevato di unità di campionamento (Gotelli e Colwell, 2001).

Per capire la diversità tra comunità all'interno di un paesaggio (*β -diversità*) (Whittaker, 1972) sono stati analizzati i seguenti indici:

- ricchezza specifica, che si basa sul numero di specie presenti nel momento del campionamento (n):

$$S = \sum n_i$$

- indice di ricchezza specifica di Margalef (1958) calcolato dividendo il numero delle specie per il logaritmo del numero di individui, secondo la seguente formula:

$$d = (S - 1) / \log N$$

dove S è uguale al numero di specie; N uguale al numero di individui. Il valore dell'indice cresce se il numero di specie è grande rispetto al numero di individui. L'indice trasforma il numero di specie nel campione in una proporzione, dove le specie vengono aggiunte in funzione dell'incremento del campione.

Per quanto riguarda l'analisi dei flussi faunistici per ogni punto di contatto sono stati esaminati il numero totale di eventi, il numero di eventi per ogni specie target rilevata, la presenza di animali domestici e il disturbo antropico. In questo studio, tutti i mammiferi selvatici filmati o fotografati sono considerati specie target.

Per confrontare l'intensità di utilizzo delle diverse stazioni monitorate da parte della fauna, pesandolo sullo sforzo di campionamento, è stato valutato un Indice d'uso (IU):

$$IU = n_i / n_t$$

dove n_i è il numero di eventi delle specie i -esima e n_t è il numero di giorni trappola per ciascun sito (Carbone et al., 2001). Le differenze tra le frequenze di comparsa delle diverse specie nei differenti siti monitorati, pesate sullo sforzo di campionamento, sono state analizzate test del chi-quadrato per tabelle di contingenza (chi-quadrato di Pearson).

3.4.5.3. Modelli di occupazione e stima della rilevabilità delle specie

La distribuzione spaziale delle specie è generata da processi complessi che comprendono le interazioni degli individui con l'ambiente, generalmente descritti e semplificati come selezione

dell'habitat (Hanski, 1998). In realtà, il pattern di occorrenza di una specie è determinato da processi dinamici di colonizzazione e estinzione locale, processi demografici di natalità, fecondità e mortalità, influenzati da numerosi fattori ambientali. Per comprendere un fenomeno ecologico determinato da una moltitudine di processi e fattori, variabili nel tempo e nello spazio, è richiesto un modello, ovvero una semplificazione della complessità del sistema che ha generato le osservazioni, utile a spiegare e predire il fenomeno (Sunarto et al., 2013).

Per studiare le dinamiche esistenti in popolazioni spazialmente strutturate e definire quali tra le variabili esaminate sono maggiormente implicate negli eventi di occupazione, estinzione e colonizzazione è stata effettuata una analisi dei dati di presenza/assenza delle diverse specie nelle strutture del paesaggio campionate (Guilera-Arroita et al., 2010). In una prima fase è stato creato un database che ricostruisse gli eventi di presenza/assenza (*detection history*) delle specie contattate in ogni stazione e raggruppate per ogni corridoio o area centrale. La presenza delle specie è stata determinata in base agli eventi di cattura delle fototrappole nel corso delle sessioni. La *detection history* è stata creata secondo l'archiviazione dei dati secondo il metodo binario. In molti campi dell'ecologia, la collezione di dati binari indicano se la specie è stata rilevata (1) o non rilevata (0) in un campione di unità discrete (siti), è utilizzata per stimare la probabilità di occupazione di un sito (MacKenzie et al., 2006; Royle et al., 2003; Kéry e Scaub, 2011).

Per probabilità di occupazione si intende la proporzione di siti occupati dalla specie in un'area contenente un elevato numero di siti (teoricamente infinito) di presenza potenziale. La proporzione di siti occupati nel campione è invece una realizzazione stocastica, interpretabile come variabile casuale di una distribuzione nominale con n siti campionati e probabilità di occupazione, φ (MacKenzie et al., 2005). La probabilità di occupazione misura l'incidenza di una specie in un'area, ed è quindi una variabile di stato che è usata per caratterizzare una popolazione. Il tasso di occupazione può essere considerato un surrogato dell'abbondanza numerica di una specie e nei casi in cui il sito non contiene più di un individuo, l'occupazione coincide con l'abbondanza (MacKenzie et al., 2002). Questi modelli non descrivono la distribuzione reale di una specie ma la distribuzione apparente, che è in funzione delle distribuzione reale e delle probabilità di rilevare la specie in un sito occupato, p . La proporzione attesa di siti in cui è rilevata la specie, è il prodotto tra la probabilità di rilevamento, p , e la probabilità di occupazione φ :

$$s_d / s = p \varphi$$

dove s_d è il numero di siti in cui è stata rilevata la specie e s è il numero di siti totali campionati (MacKenzie et al., 2006).

Segue la probabilità di occupazione attesa:

$$\varphi = s_d / sp$$

quindi per stimare la probabilità di occupazione ϕ , è necessario stimare la probabilità di rilevamento p . solamente quando $p = 1$, l'approccio modellistico convenzionale è adeguato. Generalmente però, $p < 1$. Quando la presenza della specie è rilevata con $p < 1$, come nel caso dell'analisi di questo studio per quanto riguarda le aree centrali e i corridoi ecologici nella prima sessione, le osservazioni saranno contaminate da un certo numero di false assenze (MacKenzie et al., 2006). La modellizzazione della distribuzione apparente produce quattro possibili distorsioni nelle stime dei parametri (MacKenzie et al., 2002):

- 1) l'estensione della distribuzione della specie sarà sottostimata;
- 2) le stime delle relazioni tra la probabilità di occupazione e le variabili predittive saranno distorte verso il valore 0 (Tyre et al., 2003); gli effetti sistematici sulla probabilità di occupazione saranno quindi sottostimati;
- 3) i fattori che influenzano la capacità di rilevare la specie indurranno apparenti relazioni tra la probabilità di occupazione di quei fattori;
- 4) se un medesimo fattore influenza la probabilità di occupazione e la probabilità di occupazione stimata subirà una distorsione rispetto alla forma reale, che dipenderà dalla relazione con la probabilità di rilevamento.

Pertanto anche in questo studio le osservazioni della presenza di una specie non sono state prodotte meramente da un processo ecologico (per esempio la selezione dell'habitat), ma anche da un processo osservazionale relativo alla probabilità di rilevare la specie in un sito occupato.

I dati di presenza/assenza dei corridoi ecologici nella prima e seconda sessione sono stati analizzati secondo l'approccio proposto da MacKenzie et al. (2003). Un altro approccio comunemente usato per stimare la probabilità di colonizzazione ed estinzione è quello dell'*incidence function* (Hanski, 1998), nel quale l'incidenza è considerata sia come la probabilità che una specie occupi un sito specifico che come la proporzione attesa di siti simili occupati. Questo approccio presume che conoscendo il pattern di siti occupati si possano stimare la probabilità di estinzione e di colonizzazione. Tuttavia, è sempre difficile inferire il processo (dinamiche di estinzione/colonizzazione) dal modello (presenza nei siti di campionamento) e, generalmente, i pattern che si osservano possono essere generati da diversi processi (Clinchy et al., 2002). Inoltre, questo modello non tiene conto delle false assenze: se la specie viene trovata in un sito, questo ne indica chiaramente la presenza; al contrario, quando la specie non viene catturata, ciò può essere dovuto a due circostanze: o la specie non è presente nel sito (quindi è realmente assente) oppure la specie è presente ma non è stata catturata. Non tenere conto di questa seconda eventualità (delle cosiddette false assenze), comporta:

- una sottostima della proporzione di area occupata (PAO);

- un *bias* nella stima dei tassi di colonizzazione ed estinzione;
- errate conclusioni riguardo le relazioni esistenti tra la presenza della specie e le caratteristiche dell'habitat, soprattutto in presenza di un grado di catturabilità della specie che varia a seconda dell'habitat (MacKenzie, 2005).

Per stimare la proporzione di siti occupati da una specie in un certo intervallo di tempo, MacKenzie et al. (2003) hanno elaborato un metodo che tiene conto della possibilità che la specie non venga rilevata, anche se essa è presente nel sito (*imperfect detectability*); questi eventi hanno luogo quando la probabilità di cattura della specie è inferiore ad 1 ($p < 1$).

Il disegno di campionamento (*Multi-season occupancy model*) che permette di applicare questo metodo presuppone che un certo numero di siti N , vengano visitati per un dato numero di periodi primari di campionamento T ; ognuno di questi periodi primari include un certo numero k di visite al sito. In ogni occasione, vengono raccolti dati sulla presenza o l'assenza della specie in ciascun sito.

Secondo MacKenzie et al. (2003, 2005) gli assunti di questo metodo sono:

- durante le k visite al sito il sistema è considerato demograficamente chiuso, ciò significa che in ogni sito campionato non si sono verificati processi di colonizzazione/estinzione o immigrazione/emigrazione. Gli schemi di presenza della specie nei siti possono invece variare (sono considerati demograficamente aperti) tra i diversi periodi primari di campionamento T ;
- le specie non sono falsamente rilevate;
- i siti di rilevamento sono tra loro indipendenti; questo significa che i siti dovrebbero essere abbastanza lontani da essere biologicamente indipendenti;
- in un dato momento tutti i parametri sono costanti in tutti i siti.

La violazione degli assunti comporta un inevitabile *bias* nella stima dei parametri e conseguentemente nei modelli occupancy.

La probabilità di presenza ϕ ad un determinato tempo t è definita dall'equazione:

$$\phi_t = \phi_{t-1} (1 - \epsilon_{t-1}) + (1 - \phi_{t-1}) \gamma_{t-1}$$

in cui la probabilità di presenza ϕ (*psi*) al tempo t dipende dalla probabilità di presenza della specie al tempo $t - 1$, dalla probabilità di estinzione ϵ (*eps*) e dalla probabilità di colonizzazione γ (*gamma*).

Le potenziali relazioni tra un particolare parametro della precedente equazione e le covariate di interesse, possono essere analizzate usando il modello logistico:

$$\theta = \frac{\text{EXP}(Y\beta)}{1 + \text{EXP}(Y\beta)}$$

in cui θ è la probabilità di interesse (ad esempio ϕ), Y è la matrice contenente le informazioni relative alla covariata e β è il vettore del coefficiente del modello logistico da stimare (MacKenzie

et al., 2003). Possono essere elaborati e testati una serie di modelli, costruiti per riflettere le ipotesi formulate circa il funzionamento del sistema in esame. In Tabella 11 sono riportate le covariate in funzione delle quali sono stati modellizzati i diversi parametri relativi alle probabilità di presenza, colonizzazione, estinzione e cattura.

Tab. 11 - Covariate con i relativi codici utilizzate per l'elaborazione con i modelli di occupancy

Codici	Lista delle covariate	Tipo di covariate
agr	area agricola	ambientale
ape	aree aperte naturali	ambientale
ces	aree cespugliate	ambientale
bos	aree boscate	ambientale
urb	urbanizzato	ambientale
dist-AC	distanza della fototrappola dall'area centrale	connessione e isolamento

Questo tipo di analisi, non si basa sull'approccio statistico classico del testare un'ipotesi nulla, per supportare o meno un ipotesi, così da poterla categorizzare come significativa o non significativa, ma è fondato sul più complesso *information theoretic approach*, cioè sulla selezione del modello (o del set di modelli) che meglio fitta i dati raccolti (Burnham e Anderson, 2002). Questo approccio nega l'esistenza di un vero modello semplice, in grado di descrivere la realtà: ogni modello è, invece, visto come un'approssimazione della realtà.

L'obiettivo è quello di determinare quale, tra i modelli elaborati, si avvicina maggiormente alla realtà sconosciuta che ha generato i dati (Cooch e White, 2012) e per farlo esistono diversi criteri.

In questo studio è stato utilizzato l'*Akaike's Information Criterion* (AIC) il quale è un parametro quantitativo che viene calcolato per ogni funzione e quella con AIC minore viene scelta come la più adatta a descrivere le osservazioni.

Come base teorica del suo approccio, Akaike (1973) propose l'uso del *Kullback-Leibler information* (K-L) (Kullback e Leibler, 1951), definita come la distanza tra un modello e la realtà osservata. Nel momento in cui viene definito un altro modello, può essere elaborata una misura relativa della distanza K-L.

Sottraendo la distanza K-L di uno dei due modelli a quella dell'altro, il componente dell'equazione che rappresenta il vero modello si annulla. Come mostrato nel riquadro seguente, la differenza ottenuta stabilisce il modello migliore tra i due elaborati, cioè quello che si avvicina maggiormente alla realtà.

$$K-L_1 = \text{Realtà} - \text{modello}_1$$

$$K-L_2 = \text{Realtà} - \text{modello}_2$$

$$\begin{aligned}
(K-L_1) - (K-L_2) &= (Realtà - modello_1) - (Realtà - modello_2) = \\
&= Realtà - modello_2 - Realtà + modello_1 = \\
&= modello_2 - modello_1
\end{aligned}$$

In questo modo Akaike definì una misura per stimare quale, tra tutti i modelli delineati, si avvicina maggiormente alla realtà sconosciuta che ha generato i dati e che minimizza la distanza K-L (Cooch e White, 2012). Inoltre, Akaike dimostrò la relazione esistente tra la distanza K-L e la funzione di *Fisher* che massimizza il *log-likelihood* (Burnham e Anderson, 2002) come si può evincere anche dalla formula che esprime l'AIC:

$$AIC = -2 \log [\mathcal{L}(\theta/y)] + 2K$$

dove l'espressione $\log [\mathcal{L}(\theta / y)]$ è il valore di *log-likelihood* al suo punto massimo così come teorizzato da Fisher (1922), θ è il vettore del parametro da stimare, y rappresenta il dato empirico e k è il numero di parametri stimati.

I modelli testati vengono ordinati in base all'AIC e il modello con il valore di AIC più basso è il miglior modello (*best model*). Gli altri modelli sono classificati in base alla differenza tra il proprio AIC e quello del modello migliore ($\Delta AIC = AIC_{best} - AIC_x$). Questa misura, definita ΔAIC , ha grande importanza nella fase di selezione dei modelli che meglio si adatta ai dati raccolti. Secondo Burnham e Anderson (2002), si può affermare con una ragionevole sicurezza che, entro una differenza $\leq 2 \Delta AIC$, i modelli hanno approssimativamente lo stesso peso nei dati, e rappresentano quindi buoni modelli, però può anche essere scelta la funzione che presenta il valore di χ^2 più elevato (la curva della funzione si adatta meglio a quella delle osservazioni reali) (Jenks et al., 2011).

Il modello con il valore di AIC più basso (*best model*) può essere definito anche come il modello più risparmiatore, ovvero quello che trova il giusto compromesso tra precisione e massimo adattamento alla realtà o tra distorsione e varianza (Fig.23). La precisione (o la distanza K-L) può essere aumentata con l'aggiunta di altri parametri nel modello, ma ad un certo punto, l'ulteriore aggiunta avrà l'effetto opposto a quello desiderato, cioè la stima della distanza relativa K-L aumenterà a causa del "rumore" nei parametri stimati che non sono realmente necessari per ottenere un buon modello (Burnham e Anderson, 2002). Questo concetto è espresso anche nella formula dell'AIC, dove il primo termine sul lato destro $[-2\log[\mathcal{L}(\theta/y)]]$ tende a diminuire con l'aggiunta di parametri al modello, mentre il secondo termine ($2k$) aumenta quanti più parametri sono aggiunti al modello.

Nel caso di survey con basso numero di siti campionati, il parametro AIC viene corretto per tenere conto dell'effettivo numero di siti e viene indicato con la sigla AIC_c :

$$AIC = -2 \log [\mathcal{L}(\theta/y)] + 2K\left(\frac{n}{n-K-1}\right)$$

dove n è la dimensione del campione.

Dato il numero di stazioni campionate in questo studio, 49 per le aree centrali e 58 per i corridoi ecologici è stato scelto di utilizzare nelle analisi l'AIC_c.

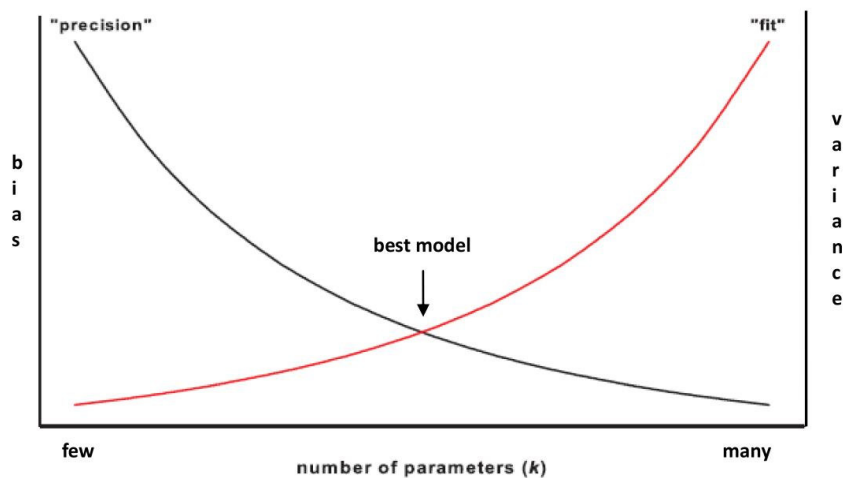


Fig. 23 - In questo grafico è schematizzato il concetto di scelta del best model, ovvero il giusto compromesso tra precisione e massimo adattamento alla realtà o tra distorsione e varianza.

4 Risultati

Nel periodo 14 maggio - 30 novembre 2012 e 30 aprile -27 settembre 2013 le fototrappole sono state attive 2.772 notti trappola per un totale di 66.391 ore. Per le Aree centrali lo sforzo di campionamento è stato in totale di 755 notti trappola (tabella 12).

Tab. 12 – Sforzo di campionamento nelle Aree centrali.

id	Aree centrali	n. fototrappole	turno	giorni/trap	ore attività
AC1	Bosco del Barco	4	15	60	1.453
AC2	Sorcelle	8	15	120	2.874
AC3	Rio Maggiore W	10	17	170	4.066
AC4	Pizzo Iella	9	15	135	3.223
AC5	Mola	10	15	150	3.589
AC6	Cerreto	8	15	120	2.907
Totale		49	92	755	18.112

Per i Corridoi ecologici lo sforzo totale di campionamento è stato di 1.127 giorni/fototrappola nella prima sessione di monitoraggio e di 890 giorni/fototrappola nella seconda sessione, ripartito fra i sei ambiti di connessione riportati nelle tabelle 13 e 14:

Tab. 13 – Sforzo di campionamento dei corridoi ecologici nella prima sessione di rilievi.

<u>Sessione 1</u>					
id	Corridoi ecologici	n. fototrappole	turno	giorni/trap	ore attività
Con1	Fosso Sorcelle	12	23	276	6.601
Con2	Rio Maggiore W	8	19	152	3.617
Con3	Rio Maggiore E	6	18	108	2.579
Con4	Fosso Isola	8	21	168	4.011
Con5	Monte Ramiano	13	19	247	5.882
Con6	Rio Fratta	11	16	176	4.240
Totale		58	116	1127	26.930

Tab. 14 - Sforzo di campionamento dei corridoi ecologici nella seconda sessione di rilievi.

<u>Sessione 2</u>					
id	Corridoi ecologici	n. fototrappole	turno	giorni/trap	ore attività
Con1	Fosso Sorcelle	12	16	192	4.582
Con2	Rio Maggiore W	8	16	128	3.087
Con3	Rio Maggiore E	6	15	90	2.142
Con4	Fosso Isola	8	15	120	2.906
Con5	Monte Ramiano	13	15	195	4.667
Con6	Rio Fratta	11	15	165	3.958
Totale		58	92	890	21.342

4.1 Le specie rilevate

L'uso delle trappole fotografiche ha permesso di registrare complessivamente 1.588 eventi, di cui 1.439 (91%) hanno documentato l'effettiva presenza di 11 delle totali specie oggetto di studio (Fig.25), mentre 149 (9%) sono stati classificati come eventi di disturbo (animali domestici e uomo) (Fig. 24). Il riconoscimento delle specie non ha costituito problemi particolari, anche nel caso di foto mosse. Una eccezione è rappresentata dalle specie del genere *Martes*, faina (*M. foina*) e martora (*M. martes*), le quali, per l'elevato rischio di identificazione errata, sono state considerate insieme. Le specie attese ma non rilevate sono state cinque: lepre italiana (*Lepus corsicanus*), lupo (*Canis lupus*), donnola (*Mustela nivalis*), puzzola (*M. putorius*) e daino (*Dama dama*).

Il risultato faunisticamente più importante è rappresentato dal rilevamento della presenza, del gatto selvatico (*Felis silvestris*) e del capriolo (*Capreolus capreolus*).

Il riconoscimento fotografico del gatto selvatico è stato confermato dal Prof. Bernardino Ragni, dell'Università degli Studi di Perugia, e dal Dott. Luca Lapini, Museo Friulano di Storia Naturale. La specie è stata osservata nelle seguenti aree d'indagine: 1 evento nell'Area centrale Bosco del Barco; 2 eventi nel corridoio Rio Maggiore E, 3 eventi nel corridoio Rio Maggiore W, probabilmente dello stesso individuo e 4 eventi, tutti osservati nell'arco dello stesso giorno nel corridoio ecologico Monte Ramiano.

La specie capriolo, mai segnalata prima del 2013 nell'area di studio, nel presente lavoro è stata contattata in tutte le Aree centrali, tranne Pizzo Iella e nei due corridoi ecologici di Fosso Sorcella e Rio Fratta.

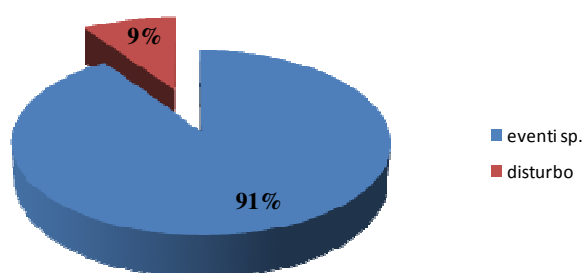


Fig. 24 – Confronto tra il numero eventi riferibili a specie selvatiche ed eventi di disturbo.

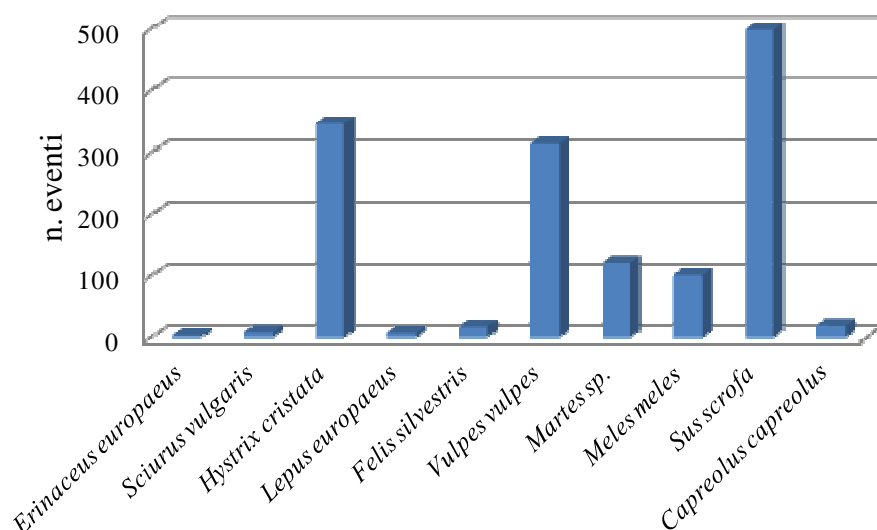


Fig. 25 - Numero complessivo di eventi per specie.

Nelle tabelle 15 e 16 sono riportati il numero di eventi e le frequenze di cattura fotografica, distribuite nelle due strutture di paesaggio (aree centrali e corridoi ecologici) e per quanto riguarda gli ambiti di connessione sono riportati i dati distinti per le due sessioni di cattura fotografica (Fig. 26).

Il numero di eventi può essere influenzato da diversi fattori tra cui l'abbondanza della specie nell'area studio, la scelta dei siti per le fototrappole, il modello di fototrappola, l'uso di esche e la reazione degli animali alle fototrappole (Forconi et al., 2009). Ad esempio, la fototrappola Fra10, posizionata nel corridoio Rio Fratta, ha rilevato la ricchezza specifica più alta, documentando in 15 giorni il 50% delle specie attese.

Tab. 15 – Numero di eventi e frequenza di cattura fotografica delle specie rilevate nelle aree centrali.

Specie	Bosco del Barco		Sorcelle		Aree centrali				Moka		Cerreto		totale eventi	totale frequenza %
	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	Rio Maggiore W		Pizzo Iella		n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %		
<i>Erinaceus europaeus</i>	-	-	1	2%	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2%
<i>Sciurus vulgaris</i>	-	-	2	4%	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,4%
<i>Hystrix cristata</i>	6	16%	10	20%	15	20%	22	56%	11	9%	10	8%	74	17%
<i>Lepus europaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Felis silvestris</i>	1	3%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2%
<i>Vulpes vulpes</i>	5	14%	12	24%	9	12%	6	15%	18	15%	17	13%	67	15%
<i>Martes spp.</i>	1	3%	3	6%	9	12%	3	8%	6	5%	6	5%	28	6%
<i>Meles meles</i>	6	16%	1	2%	4	5%	2	5%	8	7%	5	4%	26	6%
<i>Sus scrofa</i>	17	46%	20	40%	37	49%	6	15%	73	62%	86	68%	239	54%
<i>Capreolus capreolus</i>	1	3%	1	2%	1	1%	-	-	3	3%	2	2%	8	2%
Totale	37		50		75		39		119		126		446	

Tab. 16 - Numero di eventi e frequenza di cattura fotografica delle specie rilevate negli ambiti di connessione.

Specie	Ambiti di connessione - sessione I												totale eventi	totale frequenza %
	Fosso Sorcelle		Rio Maggiore W		Rio Maggiore E		Fosso Isola		Monte Ramiano		Rio fratta			
	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %		
<i>Erinaceus europaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sciurus vulgaris</i>	5	8%	-	-	1	1%	-	-	-	-	-	-	6	1%
<i>Hystrix cristata</i>	23	36%	13	17%	29	43%	20	56%	44	23%	28	30%	157	30%
<i>Lepus europaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Felis silvestris</i>	-	-	2	3%	3	4%	-	-	6	3%	-	-	11	2%
<i>Vulpes vulpes</i>	14	22%	43	57%	24	36%	5	14%	31	16%	18	19%	135	26%
<i>Martes spp.</i>	4	6%	8	11%	2	3%	2	6%	13	7%	8	9%	37	7%
<i>Meles meles</i>	5	8%	10	13%	3	4%	1	3%	21	11%	2	2%	42	8%
<i>Sus scrofa</i>	12	19%	-	-	5	7%	8	22%	74	39%	38	40%	137	26%
<i>Capreolus capreolus</i>	1	2%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2%
Totale	64		76		67		36		189		94		526	

Specie	Ambiti di connessione - sessione II												totale eventi	totale frequenza %
	Fosso Sorcelle		Rio Maggiore W		Rio Maggiore E		Fosso Isola		Monte Ramiano		Rio fratta			
	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %	n. eventi	frequenza %		
<i>Erinaceus europaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2%	2	0,4%
<i>Sciurus vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hystrix cristata</i>	24	19%	9	27%	17	38%	3	13%	29	20%	34	35%	116	25%
<i>Lepus europaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	7	5%	-	-	7	2%
<i>Felis silvestris</i>	-	-	-	-	1	2%	-	-	4	3%	-	-	5	1%
<i>Vulpes vulpes</i>	39	31%	12	36%	9	20%	2	8%	24	17%	26	27%	112	24%
<i>Martes spp.</i>	20	16%	4	12%	2	4%	7	29%	5	4%	19	20%	57	12%
<i>Meles meles</i>	5	4%	3	9%	6	13%	10	42%	5	4%	4	4%	33	7%
<i>Sus scrofa</i>	27	22%	5	15%	10	22%	2	8%	68	48%	11	11%	123	26%
<i>Capreolus capreolus</i>	9	7%	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1%	10	2%
Totale	124		33		45		24		142		97		465	

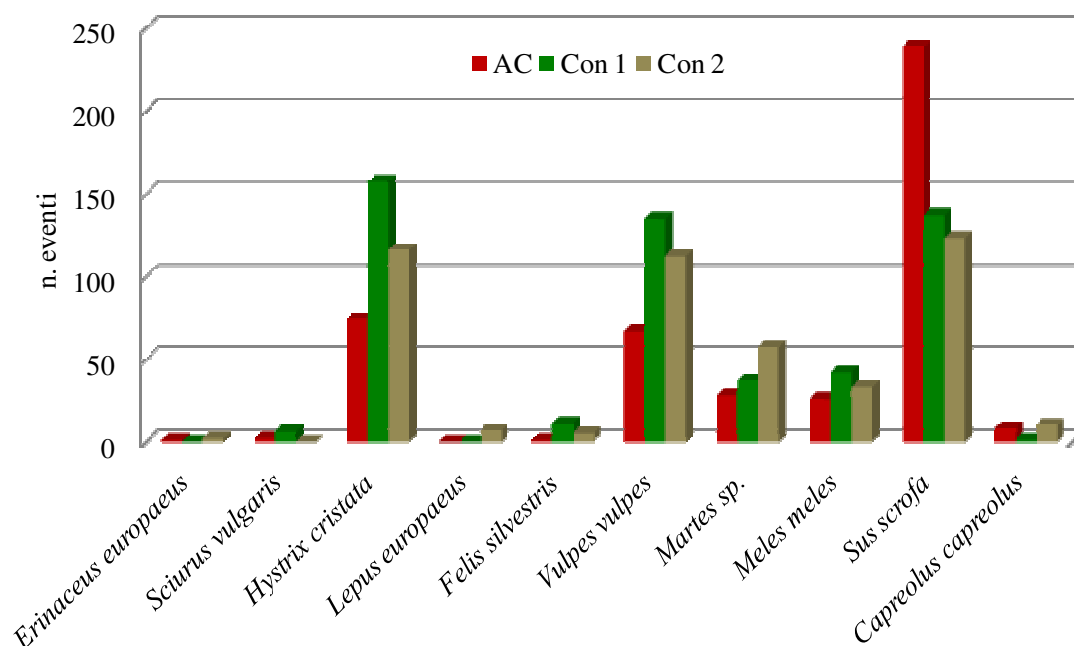


Fig. 26 – Confronto del numero di eventi per specie nelle aree centrali e nei corridoi ecologici (Sessione di rilievi uno e due).

Nelle tabelle 17, 18 e 19 si riportano i dati relativi ai fattori di disturbo in relazione al numero totale di eventi. Si nota che per quanto riguarda le aree centrali, il disturbo ha interessato in particolar modo il Bosco del Barco (16%) il quale, trovandosi in prossimità di un centro abitato, svolge anche una funzione ricreativa.

Una maggiore consistenza dei fattori di disturbo si è rilevata nei corridoi ecologici rispetto alle aree centrali, prevalentemente rappresentati da frequentazione antropica e dalla presenza di cani vaganti. Il corridoio ecologico che nella prima sessione di rilievi ha contattato più eventi di

disturbo, causati da cani padronali vaganti, è Rio Fratta, con il 27%. Monte Ramiano è il corridoio ecologico dove si è riscontrato solo il 3% di eventi di disturbo, riferiti a sei casi di passaggio di cercatori di funghi.

Nella seconda sessione di campionamento il numero degli eventi di disturbo si è ridotto notevolmente passando da 92 (15%) a 41 (8%) casi, probabilmente a causa della stagione micologica sfavorevole.

Nello specifico, i siti per cui sono stati registrati il maggiore e il minor numero di eventi sono rispettivamente Rio Maggiore W, con il 13%, e il Fosso Isola, con il 4%.

Tab. 17 – Numero di eventi nelle aree centrali delle specie selvatiche e dei fattori di disturbo. Eventi = totale eventi delle specie; n. specie. = numero di specie osservate; ev. disturbo = numero di eventi relativi ad animali domestici e all'uomo; tot. eventi = la somma di tutti gli eventi registrati (eventi + ev. disturbo).

id	Aree centrali	eventi	n. specie	ev. disturbo	tot. eventi
AC1	Bosco del Barco	37	5	7 (16%)	44
AC2	Sorcelle	50	6	4 (9%)	54
AC3	Rio Maggiore W	75	6	1 (2%)	76
AC4	Pizzo Iella	39	4	3 (7%)	42
AC5	Mola	119	6	1 (2%)	120
AC6	Cerreto	126	5	1 (2%)	127
Totale		446		17	463

Tab. 18 - Numero di eventi nei corridoi ecologici (Sessione 1) delle specie e dei fattori di disturbo. Eventi = totale eventi delle specie; n. specie. = numero di specie osservate; ev. disturbo = numero di eventi relativi ad animali domestici e all'uomo; tot. eventi = la somma di tutti gli eventi registrati (eventi + ev. disturbo).

Sessione 1					
id	Corridoi ecologici	eventi	n. specie	ev. disturbo	tot. eventi
Con1	Fosso Sorcelle	64	5	16 (20%)	80
Con2	Rio Maggiore W	76	6	12 (14%)	88
Con3	Rio Maggiore E	67	4	15 (18%)	82
Con4	Fosso Isola	36	3	9 (20%)	45
Con5	Monte Ramiano	189	7	6 (3%)	195
Con6	Rio Fratta	94	6	34 (27%)	128
Totale		526		92	618

Tab. 19 - Numero di eventi nei corridoi ecologici (seconda sessione) delle specie selvatiche e dei fattori di disturbo. Eventi = totale eventi delle specie; n. specie. = numero di specie osservate; ev. disturbo = numero di eventi relativi ad animali domestici e all'uomo; tot. eventi = la somma di tutti gli eventi registrati (eventi + ev. disturbo).

Sessione 2					
id	Corridoi ecologici	eventi	n. specie	ev. disturbo	tot. eventi
Con1	Fosso Sorcelle	124	6	12 (9%)	136
Con2	Rio Maggiore W	33	4	5 (13%)	38
Con3	Rio Maggiore E	45	5	5 (10%)	50
Con4	Fosso Isola	24	6	1 (4%)	27
Con5	Monte Ramiano	142	6	11 (7%)	152
Con6	Rio Fratta	97	8	7 (7%)	104
Totale		465		41	507

Per quanto riguarda il ritmo di attività, la distribuzione oraria degli eventi di tutti i mammiferi selvatici fotografati indica un'attività principalmente notturna, con due picchi, uno dopo il tramonto e l'altro all'alba (Fig. 27). La presenza di animali in movimento durante le ore diurne è molto bassa. Tuttavia, ogni specie ha un pattern di attività variabile.

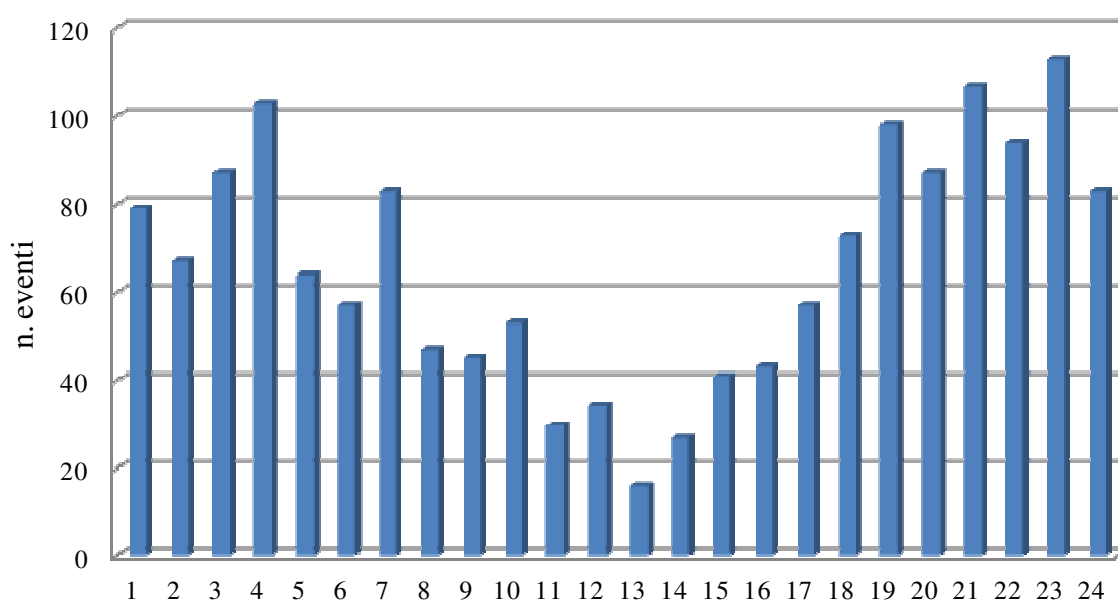


Fig. 27 – Distribuzione oraria (ora solare) degli eventi di tutti i mammiferi selvatici fotografati.

Nelle aree centrali e nelle due sessioni di rilievi dei corridoi ecologici, la ricchezza specifica è stata determinata tramite il calcolo dell'indice di Margalef. I dati sono riferiti ai valori medi delle specie per ogni area campionata.

Per quanto riguarda le aree centrali (Tab. 20), il valore massimo dell'indice di Margalef è stato registrato nell'area Sorcelle ($2,9 \pm 1,6$), mentre il valore minimo è stato osservato nell'area Pizzo Iella ($1,9 \pm 1,4$).

Per quanto riguarda i corridoi ecologici, nella Sessione 1 (Tab. 21) si registra il valore massimo nel corridoio Rio Maggiore W ($2,7 \pm 1,2$) e minimo nel corridoio Fosso Isola ($1,3 \pm 0,8$). Nella Sessione 2 (Tab. 22) invece si rileva il valore massimo in Fosso Isola ($3,6 \pm 1,8$) e minimo in Rio Maggiore W ($2 \pm 1,5$).

Considerando il numero medio di eventi totali registrati e ipotizzando l'osservazione di tutte e dieci le specie in ogni stazione il valore massimo riscontrabile è di $3,8 \pm 0,7$, mentre il valore minimo con due specie è di $0,2 \pm 0,8$. Pertanto si può affermare che, visto il metodo utilizzato (fototrappolamento), tutte le aree studiate presentano una discreta ricchezza specifica e che non si notano particolari variazioni tra le strutture del paesaggio studiate (Fig. 28).

Tab. 20 – Ricchezza specifica d calcolata con l'indice di Margalef nelle aree centrali.

id	Aree centrali	eventi	n. specie	d	dev. st.
AC1	Bosco del Barco	37	5	2,6	0,7
AC2	Sorcelle	50	6	2,9	1,6
AC3	Rio Maggiore W	75	6	2,7	1,4
AC4	Pizzo Iella	39	4	1,9	1,4
AC5	Mola	119	6	2,4	1,0
AC6	Cerreto	126	5	1,9	0,9
	Totale	446	5	1,5	

Tab. 21 - Ricchezza specifica d calcolata con l'indice di Margalef nei corridoi ecologici (Sessione 1).

Sessione 1					
id	Corridoi ecologici	eventi	n. specie	d	dev. st.
Con1	Fosso Sorcelle	64	5	2,2	1,4
Con2	Rio Maggiore W	76	6	2,7	1,2
Con3	Rio Maggiore E	67	4	1,6	0,8
Con4	Fosso Isola	36	3	1,3	0,8
Con5	Monte Ramiano	189	7	2,6	1,1
Con6	Rio Fratta	94	6	2,5	1,1
	Totale	526	5	1,5	

Tab. 22 - Ricchezza specifica d calcolata con l'indice di Margalef nei corridoi ecologici (Sessione 2).

id	Corridoi ecologici	Sessione 2			
		eventi	n. specie	d	dev. st
Con1	Fosso Sorcelle	124	6	2,4	1,5
Con2	Rio Maggiore W	33	4	2,0	1,5
Con3	Rio Maggiore E	45	5	2,4	1,9
Con4	Fosso Isola	24	6	3,6	1,8
Con5	Monte Ramiano	142	6	2,3	1,2
Con6	Rio Fratta	97	8	3,5	1,4
Totale		465	6	1,9	

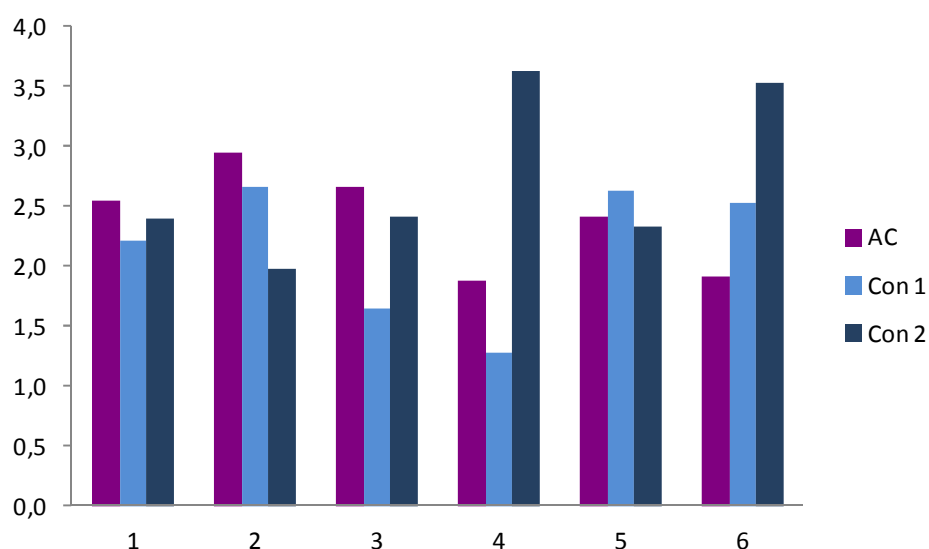


Fig. 28 – Distribuzione della ricchezza specifica (indice di Margalef) nelle sei aree di rilevamento delle aree centrali (AC) e dei corridoi ecologici nelle due sessioni (Con. 1 e Con. 2).

4.2 Analisi dei flussi faunistici

Pesando la frequenza dei passaggi delle specie registrate sullo sforzo di campionamento (notti-trappola) è stato possibile valutare l'Indice d'Uso (IU) delle diverse aree centrali e dei corridoi ecologici (Fig. 29).

Questo indice consente di valutare l'intensità dei flussi delle diverse specie di mammiferi ed è stato calcolato come descritto nel paragrafo 3.4.5.2.

Considerando il numero complessivo dei flussi delle specie, tra le aree centrali più intensamente frequentate troviamo:

- Cerreto (IU = 1,05), il dato risulta influenzato dalle intensità di utilizzo misurate per il cinghiale (IU = 0,72) e la volpe (IU = 0,14);
- Mola (IU = 0,79), dove anche qui cinghiale (IU = 0,49) e volpe (IU = 0,12) caratterizzano l'area;

- Bosco del Barco (IU = 0,62), dove fanno registrare le maggiori frequenze di utilizzo ben tre specie: cinghiale (IU = 0,28), tasso (IU = 0,10) e istrice (IU = 10) (Tab. 23).

Tab. 23 – Valori degli indici d’uso per specie nelle aree centrali.

id	Aree centrali	riccio	scoiattolo	istrice	lepre comune	gatto selvatico	volpe	<i>Martes</i> sp.	tasso	cinghiale	capriolo	IU tot.	dev. St.
AC1	Bosco del Barco	-	-	0,10	0,02	0,02	0,08	0,02	0,10	0,28	0,02	0,62	0,09
AC2	Sorcelle	0,01	0,02	0,08	-	-	0,10	0,03	0,01	0,17	0,01	0,42	0,06
AC3	Rio Maggiore W	-	-	0,09	-	-	0,05	0,05	0,02	0,22	0,01	0,44	0,07
AC4	Pizzo Iella	-	-	0,16	-	-	0,04	0,02	0,01	0,04	-	0,29	0,05
AC5	Mola	-	-	0,07	-	-	0,12	0,04	0,05	0,49	0,02	0,79	0,15
AC6	Cerreto	-	-	0,08	-	-	0,14	0,05	0,04	0,72	0,02	1,05	0,22
Media		0,01	0,02	0,10	0,02	0,02	0,09	0,03	0,04	0,32	0,01	0,60	0,11

Nei corridoi ecologici, la media dei flussi è leggermente inferiore (IU medio = 0,48) a quella delle aree centrali, anche se nel dettaglio alcuni ambiti di connessione presentano valori medi prossimi o migliori delle aree centrali con indici d’uso più elevati (Tab.24).

Tra i corridoi che nelle due sessioni sono stati più intensamente frequentati troviamo:

- Monte Ramiano, (IU medio = 0,75) interessato dalla maggiore intensità di utilizzo di tre specie, cinghiale (IU medio = 0,33), istrice (IU medio = 0,17) e volpe (IU medio = 0,13);
- Rio Maggiore E (IU medio = 0,56);
- Rio Fratta (IU medio = 0,56), sempre dovuto al massimo utilizzo delle specie descritte per Monte Ramiano.

Tab. 24 - Valori degli indici d’uso per specie nei corridoi ecologici indagati nelle due sessioni di fototrappolaggio.

id	Corridoi ecologici	sessione	riccio	scoiattolo	istrice	lepre comune	gatto selvatico	volpe	<i>Martes</i> spp.	tasso	cinghiale	capriolo	IU tot.	dev. St.
Con1	Fosso Sorcelle	1	-	0,02	0,08	-	-	0,05	0,01	0,02	0,04	-	0,23	0,03
		2	-	-	0,13	-	-	0,20	0,10	0,03	0,14	0,05	0,65	0,07
Con2	Rio Maggiore W	1	-	-	0,09	-	0,01	0,28	0,05	0,07	-	-	0,50	0,09
		2	-	-	0,07	-	-	0,09	0,03	0,02	0,04	-	0,26	0,03
Con3	Rio Maggiore E	1	-	0,01	0,27	-	0,03	0,22	0,02	0,03	0,05	-	0,62	0,10
		2	-	-	0,19	-	0,01	0,10	0,02	0,07	0,11	-	0,50	0,07
Con4	Fosso Isola	1	-	-	0,12	-	-	0,03	0,01	0,01	0,05	-	0,21	0,04
		2	-	-	0,03	-	0,02	0,02	0,06	0,08	0,02	-	0,22	0,03
Con5	Monte Ramiano	1	-	-	0,18	-	0,02	0,13	0,05	0,09	0,30	-	0,77	0,10
		2	-	-	0,15	0,04	0,02	0,12	0,03	0,03	0,35	-	0,73	0,11
Con6	Rio Fratta	1	-	-	0,16	-	-	0,10	0,05	0,01	0,22	-	0,53	0,08
		2	0,01	-	0,21	-	-	0,16	0,12	0,02	0,07	0,01	0,59	0,08
Media		1	0,01	0,01	0,14	0,04	0,02	0,13	0,05	0,04	0,13	0,03	0,48	0,07

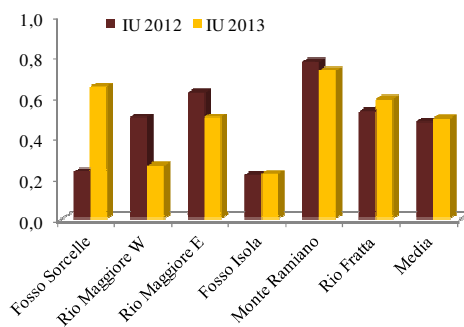
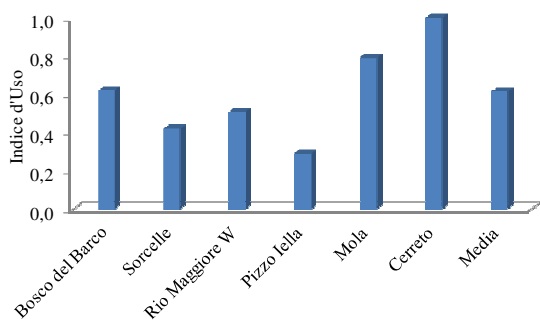


Fig. 29 – Valori Indice d'Uso a confronto nelle aree centrali (a sinistra) e nei corridoi ecologici (a destra) nelle due annate.

4.3 Stima di rilevabilità delle specie e modelli occupancy.

I risultati riportati di seguito sono stati ottenuti dall'analisi dei dati di presenza/assenza delle specie maggiormente osservate (tasso di frequenza > 5%) attraverso il software Presence[®] 8.8.

Le specie maggiormente osservate sono state: *Sus scrofa* (35%), *Hystrix cristata* (24%), *Vulpes vulpes* (22%), *Martes* sp. (*M. foina* e *M. martes*) (8%) e *Meles meles* (7%).

Le specie fotografate occasionalmente (tasso frequenza < 5%) non sono state considerate nell'analisi a causa dei valori di beta molto elevati e con un elevato errore standard. Nell'analisi della probabilità di estinzione (ϵ) e di colonizzazione (γ) il genere *Martes* non è stato considerato a causa della differente ecologia delle due specie.

Per ciascuna specie analizzata sono stati elencati i migliori modelli ottenuti, cioè quelli più parsimoniosi e che fittano meglio i dati, classificati secondo le differenze dell'*Akaike information criterion* corretto per piccoli campioni (ΔAIC_c).

Ciascun modello stima quattro parametri, che hanno un'importanza fondamentale per capire le dinamiche di popolazione delle specie oggetto di studio, in funzione di diverse covariate: probabilità di presenza (ψ), probabilità di colonizzazione (γ), probabilità di estinzione (ϵ) e probabilità di cattura fotografica (p).

Le cinque covariate derivano dall'analisi della composizione ambientale delle aree di studio (aree centrali e ambiti di connessione) concentrata all'interno del *buffer* circolare di 250 m di raggio. Nelle Figg. 30 e 31 vengono poste a confronto le estensioni percentuali delle destinazioni d'uso del suolo misurate nell'intorno delle fototrappole comprese nelle aree centrali e nei corridoi ecologici. Per quanto riguarda le aree centrali, nei buffer analizzati un ruolo predominate è emerso essere rivestito dalle aree occupate da copertura forestale, maggiore del 50% (Fig. 15), viceversa nella maggior parte dei corridoi ecologici (4 su 6) l'area predominante nei buffer è a copertura agricola (maggiore del 50%), solo negli ambiti di connessione Fosso Isola e Monte Ramiano la copertura agricola è inferiore al 30% perché nel primo caso trattasi di una forra con un'ampiezza media di 278,3 m $\pm$ 106,1, nel secondo caso trattasi di un'area collinare boscata con esposizione prevalente a nord-est di ampiezza media di 332 m $\pm$ 131,1 (Fig. 16).

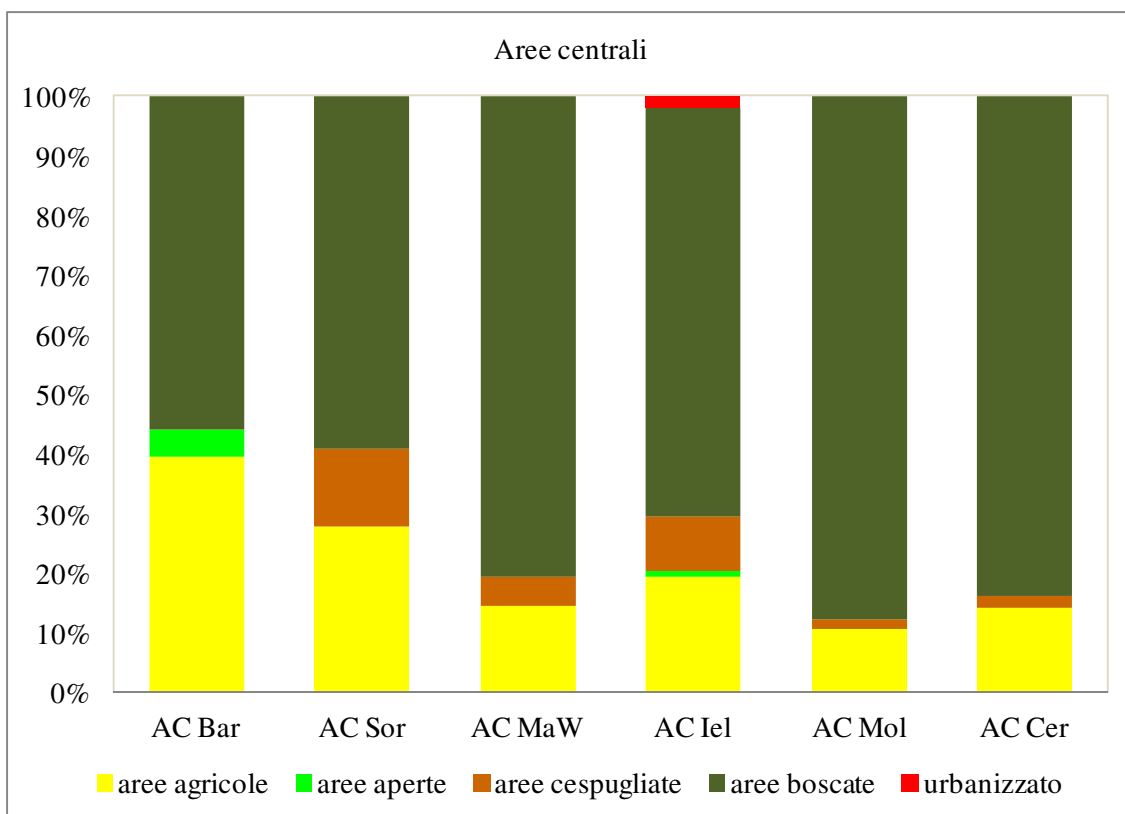


Fig. 30 – Estensione percentuale delle tipologie ambientali all'interno dei buffer di 250 m di raggio nell'intorno delle fototrappole nelle aree centrali. AC Bar = Bosco del Barco; AC Sor = Sorcelle; ACMaW = Rio Maggiore W; AC Iel = Pizzo Iella; AC Mol = Mola; ACCer = Cerreto.

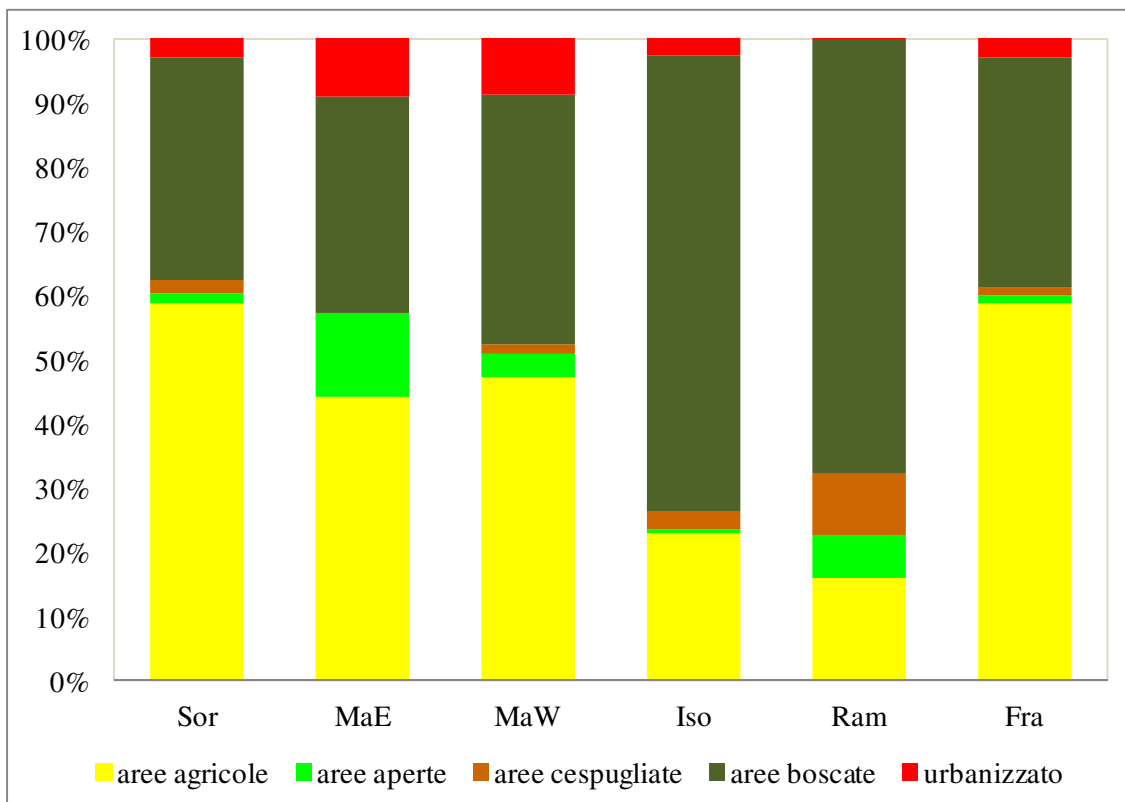


Fig. 31 - Estensione percentuale delle tipologie ambientali dei buffer di 250 m di raggio nell'intorno delle fototrappole negli ambiti di connessione. Sor = Sorcelle; MaE = Rio Maggiore E; MaW = Rio Maggiore W; Iso = Fosso Isola; Ram = Monte Ramiano; Fra = Rio Fratta.

Per l'analisi della colonizzazione e dell'estinzione nei corridoi ecologici è stato utilizzato il modello *multi-season occupancy model* (MacKenzie et al., 2003). Di seguito, sono evidenziate le relazioni che le covariate hanno sui parametri di *occupancy*, per spiegare i dati di presenza/assenza raccolti durante il periodo di campionamento.

***Hystrix cristata*.** Come riportato in tabella 25 tra i modelli elaborati per la probabilità di rilevamento dell'istrice, sei presentano un valore entro i $2 \cdot \Delta AIC$. Sebbene il miglior modello risulti quello non influenzato da nessuna covariata (1Ist) vengono presi in considerazione anche i modelli 2Ist e 3Ist i quali presentano un AIC wgt prossimo al miglior modello. Nel modello 2Ist la covariata relativa all'area cespugliata è positivamente correlata ($\beta = 1,46$; se = 1,06), mentre nel modello 3Ist l'area boscata risponde negativamente alla correlazione ($\beta = -0,50$; se = 0,40).

Tab. 25 - Elenco dei sei modelli migliori ottenuti per l'istrice attraverso le analisi con il programma Presence. I modelli sono ordinati in base alle differenze nel Akaike's information criterion (ΔAIC). La probabilità di rilevamento fotografico p , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Model p	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, $p ()$	1289,27	0,00	0,25	1,00	4	1281,27
2Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, p (ces+)	1289,49	0,22	0,22	0,90	5	1279,49
3Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, p (bos-)	1289,60	0,33	0,21	0,85	5	1279,60
4Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, p (agr-)	1290,80	1,53	0,12	0,47	5	1280,80
5Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, p (dist-)	1290,93	1,66	0,11	0,44	5	1280,93
6Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\epsilon ()$, p (urb-)	1291,21	1,94	0,09	0,38	5	1281,21

Per quanto riguarda la probabilità di presenza (ψ) nei corridoi ecologici, il valore percentuale rilevato nella prima sessione è di 0,70 (se = 0,06 - CI95% = 0,56-0,81) e nella seconda sessione è di 0,60 (se = 0,67 - CI95% = 0,48-0,74). In questo caso, il miglior modello risulta quello non influenzato da nessuna variabile (1Ist, Tab. 26), tuttavia le variabili bosco e distanza-AC (distanza della fototrappola dall'area centrale), i cui valori sono rispettivamente $\beta = -1,30$; se = 1,40 e $\beta = -0,18$; se = 0,26, dimostrano che la specie predilige zone di margine in prossimità delle aree centrali. Gli altri modelli, nonostante il valore entro i $2 \cdot \Delta AIC$ non sono stati considerati perché presentano un errore standard elevato (se > 3,9).

Tab. 26 - La probabilità di presenza ψ , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli presi in considerazione.

Codice	Modello ψ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Ist	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1289,27	0,00	0,30	1,00	4	1281,27
2Ist	$\psi (\text{bos-})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1290,40	1,13	0,17	0,57	5	1280,40
3Ist	$\psi (\text{ces})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1290,45	1,18	0,17	0,55	5	1280,45
4Ist	$\psi (\text{dist-})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1290,78	1,51	0,14	0,47	5	1280,78
5Ist	$\psi (\text{urb})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1291,15	1,88	0,12	0,39	5	1281,15
6Ist	$\psi (\text{agr-})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1291,27	2,00	0,11	0,37	5	1281,27

La colonizzazione (γ) è invece influenzata negativamente dalla distanza-AC ($\beta = -0,38$; $se = 0,54$) e positivamente dall'area agricola ($\beta = 2,97$; $se = 1,6$) (Tab. 27). Questo denota la necessità della specie di avere zone di rifugio in prossimità delle aree agricole sfruttate per cercare cibo.

Tab. 27 - La probabilità di colonizzazione γ , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio

Codice	Modello γ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p (\text{ces})$	1290,61	0,00	0,36	1,00	6	1278,61
2Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma (\text{agr+})$, $\varepsilon ()$, $p (\text{ces})$	1291,06	0,45	0,29	0,80	7	1277,06
3Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma (\text{bos-})$, $\varepsilon ()$, $p (\text{ces})$	1291,93	1,32	0,19	0,52	7	1277,93
4Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma (\text{dist-})$, $\varepsilon ()$, $p (\text{ces})$	1292,11	1,50	0,17	0,47	7	1278,11

La probabilità di estinzione (ε) presenta l'area agricola di segno negativo $\beta = -3,08$; $se = 1,58$, questo conferma il legame con le zone di margine in prossimità delle aree agricole (Tab. 28).

Tab. 28 - La probabilità di colonizzazione ε , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello ε	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma ()$, $\varepsilon (\text{agr-})$, $p (\text{ces})$	1287,97	0,00	0,52	1,00	7	1273,97
2Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma ()$, $\varepsilon (\text{bos+})$, $p (\text{ces})$	1289,82	1,85	0,21	0,40	7	1275,82
3Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p (\text{ces})$	1290,61	2,64	0,14	0,27	6	1278,61
4Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma ()$, $\varepsilon (\text{dist})$, $p (\text{ces})$	1291,60	3,63	0,08	0,16	7	1277,60
5Ist	$\psi (\text{bos})$, $\gamma (\text{dist-})$, $\varepsilon (\text{urb})$, $p (\text{ces})$	1292,48	4,51	0,05	0,10	7	1278,48

***Vulpes vulpes*.** Per questa specie i primi cinque modelli riportati in tabella 29 risultano essere attendibili riguardo la probabilità di rilevamento perché presentano un valore entro i $2*\Delta AIC$ e un errore standard accettabile ($se < 2$), tutti i modelli risultano essere idonei. La volpe infatti è una delle specie più adattabili alle diverse tipologie ambientali. Le covariate che influenzano in modo

negativo la rilevabilità sono l'urbanizzato ($\beta = -1,79$; se = 1,06) e il bosco ($\beta = -0,45$; se = 0,39). Al contrario sono di segno positivo l'agricolo ($\beta = 0,57$; se = 0,34) e il cespugliato ($\beta = 1,50$; se = 1,20).

Tab. 29 - Elenco dei sei modelli migliori ottenuti per la volpe. I modelli sono ordinati in base alle differenze nel Akaike's information criterion (ΔAIC). La probabilità di rilevamento fotografico p , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Model p	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1214,10	0,00	0,25	1,00	5	1204,10
2Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (agr+)	1214,47	0,37	0,21	0,83	5	1204,47
3Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, $p ()$	1215,27	1,17	0,14	0,56	4	1207,27
4Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (ces+)	1215,84	1,74	0,10	0,42	5	1205,84
5Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (bos-)	1215,91	1,81	0,10	0,40	5	1205,91
6Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (ape)	1216,11	2,01	0,09	0,37	5	1206,11

Per quanto riguarda la probabilità di presenza (ψ) negli ambiti di connessione, il valore percentuale rilevato nella prima sessione è di 0,70; se = 0,06; CI95% = 0,56-0,81 e nella seconda sessione è di 0,56; se = 0,07; CI95% = 0,42-0,69. In questo caso il miglior modello risulta quello non influenzato da nessuna variabile e considerando solo i valori entro $2*\Delta AIC$ e con se < 2 emerge che la rilevabilità è correlata in modo negativo dalle seguenti covariate: agricolo ($\beta = -1,14$; se = 1,30), distanza-AC ($\beta = -0,06$; se = 0,27) e dal bosco ($\beta = -0,23$; se = 1,41) (Tab. 30)

Tab. 30 - La probabilità di presenza ψ , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli presi in considerazione.

Codice	Modello ψ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Vol	$\psi ()$, $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1214,10	0,00	0,31	1,00	5	1204,10
2Vol	ψ (agr-), $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1215,30	1,20	0,17	0,55	6	1203,30
3Vol	ψ (ces), $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1215,58	1,48	0,15	0,48	6	1203,58
4Vol	ψ (urb), $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1215,79	1,69	0,13	0,43	6	1203,79
5Vol	ψ (dist-), $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1216,04	1,94	0,12	0,38	6	1204,04
6Vol	ψ (bos-), $\gamma ()$, $\varepsilon ()$, p (urb-)	1216,07	1,97	0,12	0,37	6	1204,07

Per la volpe i parametri della colonizzazione della specie hanno dato dei modelli con errori standard elevati pertanto non possono essere presi in considerazione per spiegare il parametro.

Le variabili che influenzano la probabilità di estinzione (ε) sono la correlazione negativa dell'ambiente agricolo a margine del corridoio ($\beta = -1,74$; se = 1,38) e le correlazioni positive delle aree boscate ($\beta = 1,08$; se = 1,51) e della distanza delle fototrappole dall'Area centrale ($\beta = 0,09$; se = 0,30), questo dimostra la predilezione della specie per gli ambienti di rifugio in prossimità delle aree agricole (Tab. 31).

Tab. 31 - La probabilità di colonizzazione ε , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello ε	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Vol	ψ (agr), γ (), ε (), p (urb)	1215,30	0,00	0,37	1,00	6	1203,30
2Vol	ψ (agr-), γ (), ε (agr-), p (urb)	1215,67	0,37	0,31	0,83	7	1201,67
3Vol	ψ (agr), γ (), ε (bos+), p (urb)	1216,78	1,48	0,18	0,48	7	1202,78
4Vol	ψ (agr), γ (), ε (dist+), p (urb)	1217,19	1,89	0,14	0,39	7	1203,19

Meles meles. Per il tasso un solo modello tra quelli elaborati è rientrato entro il $2^* \Delta AIC$ (Tab. 32). La variabile legata all'ambiente agricolo ha risposto in modo negativo ($\beta = -1,66$; $se = 0,64$) alla probabilità di cattura fotografica. Infatti, il numero di contatti è stato maggiore nelle aree a prevalenza di bosco.

Tab. 32 - Elenco dei sei modelli migliori ottenuti per il tasso. I modelli sono ordinati in base alle differenze nel Akaike's information criterion (ΔAIC). La probabilità di rilevamento fotografico p, è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Model p	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Tas	ψ (), γ (), ε (), p (agr-)	483,06	0,00	0,67	1,00	5	473,06
2Tas	ψ (), γ (), ε (), p ()	487,69	4,63	0,07	0,10	4	479,69
3Tas	ψ (), γ (), ε (), p (ape)	487,78	4,72	0,06	0,09	5	477,78
4Tas	ψ (), γ (), ε (), p (bos)	488,06	5,00	0,05	0,08	5	478,06
5Tas	ψ (), γ (), ε (), p (ces)	489,61	6,55	0,03	0,04	5	479,61
6Tas	ψ (), γ (), ε (), p (dist)	489,67	6,61	0,02	0,04	5	479,67

La probabilità di presenza nella prima sessione di campionamento è stata di 0,36 ($se = 0,09$; $CI_{95\%} = 0,20-0,55$), mentre nella seconda sessione è aumentata a 0,48 ($se = 0,09$; $CI_{95\%} = 0,28-0,67$). Il modello 1Tas in tabella 33 evidenzia la correlazione negativa dell'ambiente agricolo ($\beta = -2,42$; $se = 1,54$) con la ψ , anche questo caso conferma che il tasso è legato ad aree con prevalenza di bosco. Gli altri modelli con valori inferiori a $2^* \Delta AIC$ non sono stati valutati a causa dell'elevato errore standard ($se > 5,63$).

Tab. 33 - La probabilità di presenza ψ , In grigio chiaro sono evidenziati i modelli presi in considerazione.

Codice	Modello ψ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Tas	ψ (agr-), γ (), ε (), p (agr-)	482,51	0,00	0,23	1,00	6	470,51
2Tas	ψ (ces), γ (), ε (), p (agr)	482,83	0,32	0,20	0,85	6	470,83
3Tas	ψ (), γ (), ε (), p ()	483,06	0,55	0,18	0,76	5	473,06
4Tas	ψ (bos), γ (), ε (), p (agr)	483,48	0,97	0,14	0,62	6	471,48
5Tas	ψ (dist), γ (), ε (), p (agr)	484,21	1,70	0,10	0,43	6	472,21
6Tas	ψ (urb), γ (), ε (), p (agr)	484,77	2,26	0,08	0,32	6	472,77

La ε e la γ sono correlate rispettivamente in modo positivo ($\beta = 0,22$; se = 0,61) (Tab. 34) e negativo ($\beta = -0,26$; se = 0,46) dalla variabile distanza-AC (Tab. 35). Anche quest'ultima modellizzazione conferma l'importanza del collegamento del corridoi con l'Area centrale (prevalentemente boscata), infatti le fototrappole posizionate più lontano dal confine dell'Area centrale hanno rilevato meno eventi.

Tab. 34 - La probabilità di colonizzazione ε , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello ε	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Tas	ψ (agr-), γ (), ε (), p (agr-)	482,51	0,00	0,57	1,00	6,00	470,51
2Tas	ψ (agr), γ (), ε (dist+), p (agr-)	484,38	1,87	0,22	0,39	7,00	470,38
3Tas	ψ (agr), γ (), ε (agr), p (agr)	484,46	1,95	0,21	0,38	7,00	470,46

Tab. 35 - La probabilità di colonizzazione γ , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello γ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Tas	ψ (agr-), γ (), ε (), p (agr-)	482,51	0,00	0,28	1,00	6,00	470,51
2Tas	ψ (agr), γ (ces), ε (), p (agr)	483,42	0,91	0,18	0,63	7,00	469,42
3Tas	ψ (agr), γ (agr), ε (), p (agr)	483,60	1,09	0,16	0,58	7,00	469,60
4Tas	ψ (agr), γ (ape), ε (), p (agr)	483,87	1,36	0,14	0,51	7,00	469,87
5Tas	ψ (agr-), γ (dist-), ε (), p (agr-)	484,20	1,69	0,12	0,43	7,00	470,20
6Tas	ψ (agr-), γ (bos-), ε (), p (agr-)	484,49	1,98	0,11	0,37	7,00	470,49

Sus scrofa. Il cinghiale è facilmente contattabile in ambiente boscato secondo quanto riscontrato dalla correlazione negativa della variabile agricola ($\beta = -0,26$; se = 0,46) con il parametro p (1Cin, Tab. 36).

Tab. 36 - Elenco dei sei modelli migliori ottenuti per il cinghiale. I modelli sono ordinati in base alle differenze nel Akaike's information criterion (ΔAIC). La probabilità di rilevamento fotografico p , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Model p	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Cin	ψ (), γ (), ε (), p (agr-)	1227,44	0,00	0,93	1,00	5	1217,44
2Cin	ψ (), γ (), ε (), p (ces)	1232,53	5,09	0,07	0,08	5	1222,53
3Cin	ψ (), γ (), ε (), p (bos)	1241,38	13,94	0,00	0,00	5	1231,38
4Cin	ψ (), γ (), ε (), p (dist)	1256,58	29,14	0,00	0,00	5	1246,58
5Cin	ψ (), γ (), ε (), p ()	1259,86	32,42	0,00	0,00	5	1249,86
6Cin	ψ (), γ (), ε (), p (urb)	1264,03	36,59	0,00	0,00	4	1256,03

La probabilità di presenza è aumentata nella seconda sessione di rilievi, passando dal 67% (se = 0,07; CI95% = 0,51-0,79) della prima sessione al 76% (= 0,06; CI95% = 0,63-0,88). Il miglior modello è dato dalla variabile bosco con una risposta positiva ($\beta = 1,78$; se = 1,62) e dalla covariata

agricola negativa ($\beta = -1,07$; se = 1,40), mentre gli altri modelli non sono considerabili a causa dell'errore standard elevato (se > 3,59) (Tab.37).

Tab. 37 - La probabilità di presenza ψ , In grigio sono evidenziati i modelli presi in considerazione.

Codice	Modello ψ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Cin	ψ (bos+), γ (), ε (), p (agr-)	1228,23	0,00	0,24	1,00	6	1216,23
2Cin	ψ (agr-), γ (), ε (), p (agr)	1228,89	0,66	0,17	0,72	6	1216,89
3Cin	ψ (urb), γ (), ε (), p (agr)	1229,03	0,80	0,16	0,67	6	1217,03
4Cin	ψ (dist), γ (), ε (), p (agr)	1229,26	1,03	0,15	0,60	6	1217,26
5Cin	ψ (ces), γ (), ε (), p (agr)	1229,35	1,12	0,14	0,57	6	1217,35
6Cin	ψ (ape), γ (), ε (), p (agr)	1229,42	1,19	0,13	0,55	6	1217,42

L'unico modello che spiega il parametro della colonizzazione è la correlazione positiva con la distanza-AC ($\beta = 1,04$; se = 0,82), probabilmente dovuta al fatto che gli individui giovani tendono a colonizzare nuove aree e pertanto si spostano lungo il corridoio allontanandosi dall'area centrale. Gli altri modelli con valori inferiori $2^* \Delta AIC$ non hanno mostrato correlazioni significative (Tab.38).

Tab. 38 - La probabilità di colonizzazione γ , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello γ	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Cin	ψ (bos+), γ (bos-), ε (), p (agr-)	1226,26	0,00	0,35	1,00	7,00	1212,26
2Cin	ψ (bos), γ (agr), ε (), p (agr)	1227,49	1,23	0,19	0,54	7,00	1213,49
3Cin	ψ (bos+), γ (dist+), ε (), p (agr-)	1228,02	1,76	0,14	0,41	7,00	1214,02
4Cin	ψ (bos), γ (), ε (), p (agr)	1228,23	1,97	0,13	0,37	6,00	1216,23
5Cin	ψ (bos), γ (ces), ε (), p (agr)	1228,90	2,64	0,09	0,27	7,00	1214,90
6Cin	ψ (bos), γ (ape), ε (), p (agr)	1229,94	3,68	0,05	0,16	7,00	1215,94

Contrariamente a quanto descritto per il parametro γ , l'estinzione è influenzata negativamente dalla distanza-AC ($\beta = -0,97$; se = 0,59) (Tab. 39).

Tab. 39- La probabilità di colonizzazione ε , è stata modellizzata in funzione delle covariate riportate nelle parentesi, le parentesi vuote () indicano che il parametro è costante. I modelli presi in considerazione sono evidenziati in grigio.

Codice	Modello ε	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par.	-2*LogLike
1Cin	ψ (bos+), γ (), ε (dist-), p (agr-)	1226,11	0,00	0,46	1,00	7,00	1212,11
2Cin	ψ (bos), γ (), ε (), p (agr)	1228,23	2,12	0,16	0,35	6,00	1216,23
3Cin	ψ (bos), γ (), ε (urb), p (agr)	1228,56	2,45	0,14	0,29	7,00	1214,56
4Cin	ψ (bos), γ (), ε (bos), p (agr)	1229,13	3,02	0,10	0,22	7,00	1215,13
5Cin	ψ (bos), γ (), ε (agr), p (agr)	1229,70	3,59	0,08	0,17	7,00	1215,70
6Cin	ψ (bos), γ (), ε (ape), p (agr)	1229,98	3,87	0,07	0,14	7,00	1215,98

5 Discussione

Il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico funzionale fra gli ambienti naturali è, pertanto, uno degli approcci prevalenti in quelle strategie di conservazione che si pongono come obiettivo la mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (Bennett, 1999; Haddad, 1999). Il presente studio ha indirizzato l'attenzione verso la connettività, cercando di definire le comunità di mammiferi che frequentano le aree sottoposte ad indagine, presupposto fondamentale per capire come vengono percepite e sfruttate le diverse strutture del paesaggio (aree centrali e corridoi ecologici) dalle specie rilevate. Bisogna sottolineare come la contiguità fisica, osservabile fra gli elementi paesistici, non indichi automaticamente una sua funzionalità per specie differenti e come in uno stesso paesaggio ogni specie potrà percepire differenti livelli di connettività. Al tempo stesso determinati sistemi del paesaggio potranno essere funzionalmente connettivi per alcune specie e meno per altre (Farina, 2001; Franco, 2003). Sicuramente anche l'aspetto temporale non va trascurato: ad esempio l'efficacia dell'area connettiva può anche essere differente, per una determinata specie, nei diversi periodi dell'anno (Dobson, et al., 1999). Il presente studio, attraverso rilievi con turni da 15 giorni, avrà sicuramente sottostimato la presenza di quelle specie con ampio *home range* e densità basse come ad esempio il gatto selvatico (0,3 individui/kmq, densità media in europa) (Lozano et al, 2006) o la martora con valori medi europei compresi tra 0,9 e 1,8 individui/kmq (Zalewski et al., 2006).

I risultati ottenuti con il presente lavoro forniscono informazioni riguardo alla distribuzione delle specie contattate con il metodo del fototrappolaggio e alle dinamiche di colonizzazione/estinzione nelle aree di rilievo. Nei paragrafi a seguire, le conclusioni raggiunte nel presente lavoro saranno valutate alla luce delle informazioni presenti in letteratura per ciascuna specie, procedendo ad un confronto dei risultati con i dati relativi a studi condotti in paesaggi frammentati e non.

5.1 Specie rilevate e loro uso delle strutture del paesaggio

Il metodo del fototrappolaggio ha permesso di documentare nell'area studio la presenza di 11 specie su 16 potenzialmente presenti (incluso il daino, specie parautoctona).

Queste specie saranno di seguito discusse in ordine di importanza in base al numero di eventi totali.

***Sus scrofa*.** È la specie più rappresentata con 499 eventi così distribuiti: 239 (53,7%) nelle aree centrali e 260 nei corridoi ecologici tra le due sessioni di rilievo, rispettivamente nel 2012 con 137 eventi (26%) e nel 2013 con 123 eventi (26,5%).

Come si nota dai dati sulla rilevabilità della presenza (*p*), in questo paesaggio il cinghiale è maggiormente contattabile nelle aree a prevalenza di bosco, anche per quanto riguarda gli ambiti di

connessione. Questo dato è confermato anche in un recente studio di Fusillo e Marcelli (2014) per quanto riguarda il Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni.

Nelle foto da me raccolte sono stati spesso osservati gruppi di individui di 1-4 adulti (Fig. 32) e fino a 9 giovani. Secondo Amici e Serrani (2004) la densità di cinghiale dichiarata per il settore sud-est della provincia di Viterbo è di 0,4 capi/kmq su una media della provincia di 1,4 capi/kmq, mentre, in Italia la densità media è di 3-5 capi/kmq (Pedrotti et al., 2001), in linea con le densità medie osservate in Europa di 5 capi/kmq (Apollonio, 2003). Il cinghiale presenta una attività prevalentemente notturna, con un picco dopo il tramonto, ma, all'interno del bosco, è attivo anche durante le ore centrali e pomeridiane. La specie presenta una stima dell'occupazione del 82% nelle aree centrali e del 65% nei corridoi. Probabilmente questa alta rilevabilità fotografica è solo apparente, ed è forse in relazione alla efficacia degli attrattivi utilizzati come esca nei confronti della specie. Si presuppone quindi che il dato di rilevamento sia sovrastimato vista la tendenza della specie a frequentare più volte l'area con l'esca. Il considerevole numero di osservazioni diurne potrebbe essere spiegato dalla collocazione della fototrappola, in prossimità di zone boscate di rifugio. Per quanto riguarda i modelli di *occupancy* relativi alla colonizzazione, la specie tende a essere maggiormente rilevata nelle fototrappole più distanti dall'area centrale. Le foto hanno messo in evidenza la presenza di individui giovani che, sicuramente spostandosi lungo il corridoio e utilizzando lo stesso come rifugio durante il giorno, si muovono in cerca di nuove aree da colonizzare. Viceversa, l'estinzione - parametro delicato da prendere in considerazione per questa specie - è negativamente influenzata dalla distanza-AC, pertanto il numero di eventi scende in prossimità dell'area centrale.



Fig. 32 – Gruppi di cinghiali giovani fotografati nell'area centrale Bosco del Barco il 05.06.2013 alle ore 20:20 (a sinistra) e nel corridoio Monte Ramiano il 16.07.2013 alle ore 3:04..

Hystrix cristata. Tra i roditori è la specie più rappresentata, con 347 eventi totali, così distribuiti: 74 (24%) nelle aree centrali, 273 nei corridoi ecologici tra le due annualità, rispettivamente nel 2012 con 157 eventi (30%) e nel 2013 con 116 eventi (25%).

Per quanto riguarda la probabilità di presenza (p), l'istrice sembra prediligere aree di margine a prevalenza cespugliato. Infatti è la specie più osservata negli ambiti di connessione, questo conferma la preferenza per gli ambienti agro-forestali o di macchia mediterranea (Amori, 2012) presenti nei versanti sud delle forre.

L'istrice, specie generalista e vagile, è definita da Sanderson et al., (2002) specie di mosaico, ovvero specie legata ad una serie di tipologie ambientali che usa in modo polifunzionale. Sicuramente, per le caratteristiche della zona (presenza di forre), gli ambiti di connessione vengono utilizzati come habitat: dove la specie vi risiede e si riproduce, utilizzando come tane le cavità naturali nel tufo o gallerie ipogee scavate dagli individui stessi oppure riutilizzando quelle di altri animali, come il tasso (Zavalloni et al., 1993; Amori et al., 2002). In questo caso, il corridoio assume la funzione di *source*. È una specie dalle spiccate abitudini notturne, infatti è stata osservata maggiormente nelle ore tra le 19 e le 24 (Fig. 33).

Probabilmente l'alta catturabilità fotografica di questo roditore è influenzata dalla presenza dell'esca a base di mais e fioccolato, la quale sembra molto efficace per attrarre l'individuo nel campo ottico della fotocamera. Infatti, la specie presenta una alta stima dell'occupazione, 61% nelle aree centrali e 63% nei corridoi. Come nel caso precedente, si suppone quindi che, il dato di rilevamento sia sovrastimato, vista la tendenza della specie a rivisitare più volte l'area della fototrappola. La colonizzazione (γ) correlata negativamente dalla distanza-AC, ribadisce che l'istrice preferisce le aree di margine ma ha comunque bisogno nelle vicinanze delle zone di rifugio boscate. Il parametro probabilità di estinzione è correlato in modo negativo con l'area agricola e questo potrebbe indicare che la specie sfrutta le zone di margine e agricole per l'alimentazione vegetariana, che comprende un'ampia gamma di piante spontanee o coltivate, di cui sono consumate prevalentemente le parti ipogee (Masseti et al., 2010).



Fig. 33 – Individuo di istrice fotografato nell'area centrale Sorcelle il 05.05.2013 alle ore 1:07 (a sinistra) e coppia fotografata il 09.05.2013 alle ore 2:05 (a destra).

Vulpes vulpes. La volpe è una specie generalista ed opportunistica, ben adattata a mosaici agroforestali a diverso grado di antropizzazione (Balestrieri et al., 2005); essa non rientra certo fra le specie maggiormente sensibili al processo di frammentazione ed alle sue componenti (Biondi et al., 2003). Semmai, la volpe può costituire un esempio di specie opportunistica che beneficia della presenza di corridoi ecologici (ambienti ripariali, aree verdi in senso lato) inseriti in paesaggi fortemente urbanizzati utilizzando, grazie al suo generalismo, anche vie di dispersione di origine antropica (corridoi di disturbo, come strade e linee ferroviarie) (Battisti e Romano, 2007).

In Italia, le densità medie più probabili sono valutate nell'ordine di 1-2,5 ind./kmq con densità massime fino a 5-8 ind./kmq (Lloyd, 1980). La presenza della specie nell'area studio è documentata da 314 eventi totali, così distribuiti: 67 (15%) nelle aree centrali, 247 nei corridoi ecologici tra le due sessioni di cattura fotografica, rispettivamente la prima con 135 eventi (26%), la seconda con 112 eventi (24%). Presenta una stima della *occupancy* pressochè identica in entrambe le strutture del paesaggio studiate, con valori del 60%, confermando l'ampia valenza ecologica della specie.

Ha un'attività prevalentemente notturna (Fig. 34), con due picchi, al tramonto e alba, ma nelle zone non particolarmente disturbate viene fotografata anche di giorno, specialmente nel periodo primaverile con i cuccioli. La volpe, si è mostrata sensibile all'esca posizionata in prossimità della fototrappola più di altri carnivori. In alcuni casi sono state registrate immagini dello stesso individuo che tentava ripetutamente e in giorni successivi di rimuovere la gabbietta con l'esca.

Come descritto nei risultati (Par. 4.3), le variabili che influenzano il parametro della colonizzazione non sono state in grado di modellizzare nessun risultato significativo, perché le osservazioni sono ben distribuite in tutti gli ambienti. Invece, il parametro estinzione afferma che la specie preferisce ambiente agricoli in prossimità di aree di rifugio boscate non collocate vicino ad

aree centrali. Virgos et al. (2002), hanno evidenziato, in contesti naturali e seminaturali della penisola iberica, una correlazione tra l'abbondanza degli individui e l'area dei frammenti forestali.



Fig. 34 – Individuo adulto di volpe fotografato nella area centrale Mola (16.09.2013 – 5.37 ore, a sinistra) e giovane (11.07.2012 – 19.26 ore, a destra) contattato nel corridoio Monte Ramiano.

Meles meles. Specie relativamente generalista e in grado di compiere movimenti a scala di paesaggio utilizzando il mosaico ambientale in modo polifunzionale (Sanderson et al., 2002).

Tra i mustelidi è la specie maggiormente catturata con le fototrappole. Nelle aree centrali sono stati rilevati 26 eventi (6%) (32% delle stazioni hanno rilevato la specie), nei corridoi rispettivamente 42 eventi (8%) durante il primo anno di rilievi (sessione 2012) e 33 eventi (7%) nel secondo anno (sessione 2013) (29% delle stazioni hanno rilevato la specie) con un Indice d'Uso di 0,04 identico nelle due strutture del paesaggio. Pertanto, si potrebbe affermare che la specie è piuttosto diffusa ma con densità basse, se si rapporta il dato con le densità rilevate in uno studio di Secchi et al. (2012) per l'area della Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa, dove è stata riscontrata una densità che varia da 2 a 20 individui adulti ogni 100 ha, mentre, nell'Eurasia continentale le densità sono comprese tra 0,23 e 0,67 ind./kmq (Kowalczyk et al., 2000; Frantz et al., 2010).

Il tasso è stato rilevato in maggior misura negli ambiti di connessione e nelle stazioni con più alta percentuale di copertura forestale. Virgos et al. (2002) affermano che in Spagna la presenza del tasso si è mostrata correlata direttamente alla superficie delle aree forestali e alla loro eterogeneità ambientale. In paesaggi ove le risorse hanno una distribuzione *patchy*, i movimenti giornalieri del tasso risultano molto più ampi rispetto a quelli dove, al contrario, le risorse sono concentrate in pochi siti (Kowalczyk et al., 2006). Gruppi di individui sono stati fotografati in diverse occasioni (Fig. 35), queste osservazioni risulterebbero coerenti con la socialità della specie che generalmente

si incentra su gruppi di individui (*clan*) che occupano il medesimo sistema di tana principale (Kowalczyk et al., 2000). Nelle aree centrali Bosco del Barco e Mola, le fototrappole posizionate a 50 m da tane attive hanno rilevato più passaggi della specie, rispettivamente 6 e 8 eventi che costituiscono il 16% e il 7% del totale degli eventi per ciascuna delle aree centrali. Le osservazioni denotano una attività prevalentemente notturna, con un picco al tramonto.

Dall'analisi dei modelli di *occupancy* (vedi par. 4.3) i parametri colonizzazione ed estinzione risultano correlati con la distanza-AC della stazione di rilevamento dall'area centrale, infatti fototrappole più distanti hanno rilevato meno eventi rispetto a quelle a ridosso delle formazioni boschive dell'area centrale, pertanto più ci si allontana dall'Area centrale e più la specie si estingue, colonizzando più facilmente le aree vicine. Questo dato mette in evidenza lo sfruttamento del corridoio nelle ore notturne da parte del tasso per fini alimentari per rientrare all'alba verso le aree boscate, dove presumibilmente è situata la tana. Gli individui di questa specie richiedono superfici di habitat idoneo di una certa dimensione (30-50 ha in zone ottimali; 150 ha in aree sub ottimali) e ciò può costituire una fattore di vulnerabilità (MacDonald et al., 1993; Rigo et al., 2003). Potrebbe essere interessante approfondire lo studio sulla distribuzione della specie e dell'interazione con il grado di frammentazione.



Fig. 35 – Gruppo di tassi fotografato in una stazione del corridoio ecologico Rio Maggiore E (a sinistra)posizionata in prossimità dell'area centrale Bosco del Barco e individuo singolo di tasso catturato in una stazione di Bosco del Barco il 05.06.2013 alle ore 00:50.

Martes spp. In questo paragrafo sono state raggruppati i dati relativi a *M. foina* e *M. martes* per i motivi descritti nel paragrafo 4.1. Le due specie hanno ecologia differente. La faina frequenta, in prevalenza, ambienti a mosaico (agro-ecosistemi e sistemi agro-forestali), evitando foreste e ambienti aperti di una certa estensione (Rondinini et al., 2002). Essa sembra adattarsi a paesaggi che presentano un certo grado di frammentazione, mostrandosi meno esigente in fatto di dispersione

rispetto alla martora. In Spagna, Virgos et al. (2002) hanno tuttavia osservato in questa specie una sensibilità ad alcuni fattori legati alla frammentazione (superficie e idoneità del frammento forestale, distanza dal frammento più vicino).

La martora, specialista legata ad habitat forestali, evita, in linea generale, le aree aperte. Queste sono però attraversate in prossimità di siepi o di fasce ripariali le quali possono quindi rappresentare gli elementi di paesaggio più funzionali in termini di connettività (Marchesi, 1989).

Le catture fotografiche hanno rilevato 122 eventi (8%) totali: 28 (6,3%) nelle aree centrali, 37 (7%) nella prima e 57 (12,3%) nella seconda annualità di rilievi nei corridoi ecologici. La maggior quantità di eventi negli ambiti di connessione sono stati concentrati nelle ore notturne (picchi di attività all'alba e al tramonto), questo dato potrebbe far pensare ad una frequentazione da parte di *M. foina*, incentivata dall'interesse per l'esca, la quale appare funzionale per incrementare la probabilità di cattura fotografica (Fig. 36).

In contrapposizione con il numero di eventi, le stazioni di fototrappolaggio che hanno osservato individui di *Martes* spp. sono state il 45% nelle aree centrali e il 35% negli ambiti di connessione.

Le osservazioni diurne (3) nel corridoio Monte Ramiano potrebbero far propendere per la specie *M. martes*. Anche se poco rilevata, la martora è sicuramente diffusa nel territorio. Secondo quanto descritto nell'Atlante dei Mammiferi del Lazio (Capizzi et. al., 2012) è possibile che in alcune aree della Tuscia viterbese la specie, seppur presente, non sia stata rilevata a causa del suo carattere elusivo o che in alcune occasioni non sia stato possibile distinguerla dalla faina.

La mancata distinzione delle due specie non ha permesso l'elaborazione dei dati con i modelli di *occupancy* e pertanto non sono state formulate considerazioni sui parametri di colonizzazione ed estinzione.

Una ricerca focalizzata verso queste due specie potrebbe permettere di capire meglio come vengono sfruttate le aree centrali e i corridoi ecologici. Per aumentare la certezza nella determinazione della specie, la collocazione delle fototrappole (due contrapposte) e l'esca dovrebbero essere posizionate in modo tale da avere immagini che mettano a fuoco la macchia golare con la sua colorazione, cercando di aumentare l'ampiezza del periodo di fototrappolaggio (almeno 30 giorni). In questa ricerca il numero di fototrappole disponibile non ha permesso questo tipo di approccio.



Fig. 36 – Due immagini di *Martes* spp. fotografate in una stazione posizionata al centro del corridoio ecologico Monte Ramiano, (a sinistra il 16.07.2013 - 22:51 e a destra il 14.07.2013 – 2:30).

***Capreolus capreolus*.** Il capriolo è stato rilevato in entrambe le strutture del paesaggio con un totale di 19 eventi (1%); nelle aree centrali sono stati osservati 8 eventi (1,8%), distribuiti su cinque aree centrali (esclusa Pizzo Iella) e in 8 stazioni di fototrappolaggio; nei corridoi sono stati invece osservati 10 eventi (2,2%), distribuiti su due aree d'indagine, Fosso Sorcelle (3 stazioni hanno rilevato la specie) e Rio Fratta (1 stazione). Gli individui, maschi giovani, sono stati fotografati in primavera (Fig. 37), in ambiente boscato in attività prevalentemente diurna, subito dopo l'alba e al tramonto. Nonostante la specie sia ormai ampiamente distribuita nella porzione centro-nord della Tuscia viterbese, in questa zona precedentemente non era mai stata segnalata. Questo dato è sicuramente da interpretare come una espansione dell'areale del capriolo verso la porzione sud-est della Provincia di Viterbo.

A causa dei pochi dati acquisiti non si possono fare considerazioni significative, si può però ipotizzare che gli individui giovani utilizzino i corridoi per spostarsi da una area centrale ad un'altra scegliendo quelle più idonee. Battisti et al. (2007) sostengono che le caratteristiche ecologiche e comportamentali di questa specie le consentono, in presenza di condizioni idonee, la ricolonizzazione di alcune aree con una certa facilità: ad esempio, in Italia, nel Veneto orientale, il capriolo sta lentamente rioccupando le aree pianiziarie utilizzando le fasce fluviali come corridoi, analoghe considerazioni possono essere fatte per alcuni settori dell'Italia centrale.



Fig. 37 – Caprioli maschi giovani fotografati nelle aree centrali Bosco del Barco il 05.06.2013 alle ore 23:03 (a sinistra) e Sorcelle il 05.05.2013 alle ore 15:28 (a destra, immagine video).

Felis silvestris. Tutte le foto acquisite, tranne un filmato, sono state esaminate da esperti i quali hanno confermato che, dalle caratteristiche morfologiche e da alcuni caratteri diagnostici, potrebbero riferirsi gatto selvatico anche se si ritengono necessarie analisi genetiche per confermare il dato (B. Ragni com. pers., 2013; L. Lapini, com. pers., 2013).

Il fenotipo gatto selvatico è stato rilevato una sola volta nell'area centrale Bosco del Barco, mentre 11 eventi si sono verificati nei corridoi ecologici nella sessione di rilievo 2012 e 5 nella sessione 2013. Visto il collegamento tra il Bosco del Barco e il corridoio Rio Maggiore E, le foto scattate potrebbero essere riferite ad uno stesso individuo che si sposta lungo il corridoio per raggiungere l'altra area centrale Rio Maggiore W, distante circa 4 km in linea retta. Il fenotipo gatto selvatico è stato osservato anche nel corridoio Rio Maggiore W il quale a sua volta è in continuità con AC Rio Maggiore W. I casi invece riferiti al corridoio Monte Ramiano, potrebbero riguardare un altro individuo con fenotipo gatto selvatico (Fig. 38).

Secondo Virgos et al. (2002), la presenza di questa specie molto elusiva in frammenti forestali è risultata, correlata ad una interazione fra alcuni parametri ambientali, tra cui la superficie dei frammenti e la disponibilità di prede, è, per il gatto selvatico, un fattore che determina anche le dimensioni del proprio *home range* individuale (da 60 a 350 ha in Scozia e Francia: MacDonald et al., 1993). Genovesi e Boitani (1993), affermano un *home range* di 1.115 ha, per una femmina seguita in Toscana centrale, mentre Anile e Ragni (2010), per la Sicilia dichiarano densità più alte di 0,21-0,46 individui/kmq dovute per la presenza di peculiari fattori ecologici favorevoli per il gatto selvatico, quali la presenza di popolazioni di coniglio selvatico europeo ed il clima mediterraneo che rende gli inverni, anche se rigidi, con poche e non persistenti nevicate. Colangelo (2012), conferma la presenza della specie nelle porzioni nord e sud-ovest della Provincia di Viterbo,

è probabile che in altre zone la specie sia presente seppur non segnalata, il che induce a ritenere che la distribuzione della specie sia in realtà più ampia di quella riscontrata.



Fig. 38 – Fenotipo gatto selvatico fotografato nel corridoi Monte Ramiano il 28.10.2013 alle ore 18:33.

Sciurus vulgaris. Specie sensibile alla frammentazione (Celada et al., 1994), è considerata un eccellente modello per studiare gli effetti del processo sui mammiferi forestali (Koprowski, 2005). Lo scoiattolo europeo necessita di un territorio di 2-10 ha (MacDonald e Barret, 1993; 6,4 ha i maschi, 4,5 ha le femmine: Wauthers e Dhondt, 1992) e quindi, in frammenti forestali di esigua superficie, le popolazioni possono non mantenersi vitali a causa del basso numero di individui presenti. Nel presente studio sono stati rilevati pochi eventi, 8 (1%), e la specie è stata osservata sia in nell'area centrale Sorcelle, sia nei corridoi Fosso Sorcelle, Rio Maggiore E e Rio Fratta. Tutte le catture fotografiche (filmate) sono state effettuate di giorno, coerentemente con le abitudini diurne dello scoiattolo.

Negli ambienti studiati la specie è sicuramente presente ma il tipo di posizionamento della fototrappola non era adatto per il suo rilevamento, quindi perfezionando la tecnica la probabilità di cattura fotografica potrebbe aumentare. In un lavoro di Di Cerbo e Biancardi (2013), la tecnica del fototrappolaggio è stata messa a punto per lo studio di un Sito di Interesse Comunitario situato all'interno del Parco Regionale Adda Nord (Lombardia, Italia) ed è risultato particolarmente efficace per il monitoraggio dei mammiferi arboricoli, permettendo il primo rilevamento di presenza della specie invasiva scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) in una zona occupata da scoiattoli rossi autoctoni (*Sciurus vulgaris*).

Lepus europaeus. Per quanto riguarda *Lepus europaeus* (7 eventi) è stata rilevata solo nel corridoio Monte Ramiano e, specificatamente, nella stazione di fototrappolamento più vicina al margine del bosco (trappola posizionata 30 m dal margine). È probabile che la sua presenza nell'ambiente boscato, in cui sono state posizionate le fototrappole, sia limitata, oltre al fatto che la sua densità nelle aree studiate sia piuttosto bassa a causa dell'ambiente non idoneo o per l'eccessivo prelievo venatorio. I pochi casi fotografati hanno rilevato un'attività all'alba, anche se il campione è troppo limitato per una valenza significativa (Fig. 39).



Fig. 39 – Lepre europea fotografata nel corridoio Monte Ramiano a sinistra e a destra nella stessa stazione.

Erinaceus europaeus. La specie è stata osservata solo in tre occasioni: un evento nell'area centrale Sorcelle e due eventi nel corridoio Rio Fratta (Fig. 40). Nonostante il riccio comune frequenti un'ampia gamma di ambienti (Amori et al., 2008) probabilmente è più contattabile in ambienti di margine o siepi.



Fig. 40 – Riccio comune fotografato nell'area centrale Sorcelle (a sinistra) e nel corridoio Rio Fratta (a destra).

6 Considerazioni finali

In questo lavoro si è cercato di concentrare l'attenzione sulla funzionalità degli ambiti di connessione e di comprendere la funzione *source* delle aree centrali, cercando di estrapolare un modello utile per il monitoraggio nel tempo delle popolazioni che utilizzano queste strutture del paesaggio. Si è trattato di uno studio mai condotto in Italia, per certi versi pionieristico nel particolare contesto di questo settore dell'Appennino centrale, caratterizzato dalla secolare presenza dell'uomo, i cui risultati - seppur limitati - sono utilizzabili come base per future più approfondite e dettagliate indagini.

I dati raccolti sembrano nel complesso dimostrare che, nell'area oggetto di studio, per quanto riguarda le specie di meso- e macromammiferi, la differenza tra le due strutture di paesaggio (aree centrali e corridoi) è veramente sottile. Infatti, in base ai valori dell'Indice d'Uso (aree centrali IU = 0,61; corridoi ecologici IU = 0,48), si nota una discrepanza leggermente sbilanciata verso le aree centrali rispetto agli ambiti di connessione.

Questo risultato potrebbe indicare che i corridoi presi in esame sono percepiti come veri e propri habitat (*habitat corridor*) che permettono comunque una continuità fra due *patch* di grandi dimensioni (Bennett, 1999; Dobson et al., 1999), ma che vengono avvertiti da alcune delle specie studiate (tasso, cinghiale) come un prolungamento dell'habitat-area centrale. Viceversa, altre specie (istrici) utilizzano questa struttura per risiedere e riprodursi.

Nel caso del gatto selvatico, i pochi ma significativi dati di presenza, permettono di ipotizzare che, almeno in questo settore peninsulare, la specie predilige le aree boscate ma tollera anche coperture di habitat forestale relativamente basse (56%).

Per quanto riguarda le specie del genere *Martes*, la distinzione della martora dalla faina avrebbe probabilmente contribuito ad una migliore caratterizzazione del significato funzionale del corridoio ecologico.

La mancata osservazione di alcune specie potenzialmente presenti potrebbe dipendere da diversi fattori come:

- la probabile assenza della specie;
- la tecnica del fototrappolaggio non adatta;
- la tempistica di rilievo troppo ristretta (15 giorni) per rilevare le specie con bassa densità;
- l'esca non idonea per tutte le specie;
- l'habitat di rilievo non adatto ad ospitare la specie.

La elevata naturalità delle forre e la loro conformazione incassata, in alcuni tratti con alte pareti verticali, crea una barriera che funge da filtro verso gli effetti di disturbo (antropico) provenienti dalla matrice circostante, agevolando così lo spostamento delle specie più sensibili.

Nonostante la difficoltà da parte dell'uomo nel sfruttare questi ambienti, rimane fondamentale promuovere la conservazione riducendo al minimo il disturbo, anche per quanto riguarda il caso delle utilizzazioni forestali.

In alcuni casi (es., corridoio Sorcelle) è stata notata una vera e propria interruzione della continuità naturale dovuta alla mancanza di copertura forestale in seguito a tagli. Due fototrappole posizionate per prova nell'area del taglio, in 15 giorni di attività hanno fotografato di notte solo alcuni individui di volpe e di cinghiale (Fig. 41). Sarebbe auspicabile in questi casi adottare un forma di gestione più appropriata, mantenendo delle fasce boscate che assicurino la funzionalità del corridoio ecologico.



Fig. 41 – Utilizzazioni forestali presso il corridoio ecologico Fosso Sorcelle, 05.05.2012.

Bibliografia

- A.A.V.V. 2006. Rapporto sullo Stato dell'Ambiente. Provincia di Viterbo. Sito web: http://www.provincia.vt.it/agenda21/Stato_Amb_2006/Geologia.pdf
- A.A.V.V., 1990. Guide geologiche regionali. Lazio. Società Geologica Italiana (ed.). BE-MA Editrice.
- A.A.V.V., 2001. Ministero dell'Ambiente. La valorizzazione delle risorse ambientali nelle politiche di sviluppo – La Rete Ecologica Nazionale. Centro Studi V. Giacomini (ed.), Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano: 22-39.
- A.A.V.V., 2010. Agenzia Regionale Parchi - Regione Lazio. Carta delle formazioni naturali e seminaturali della Regione Lazio; approfondimento e aggiornamento della Carta dell'Uso del Suolo (CUS Lazio 2000).
- AKAIKE H., 1973. Information theory as an extension of maximum likelihood principle. In: Petrov B.N., Csaki F. (eds). Second International Symposium on Information Theory: 267-281. Accademia di Kiadó, Budapest.
- ALTOBELLO G., 1921. Mammiferi. IV, Carnivori. Fauna Abruzzo e Molise. Colitti, Campobasso.
- AMICI A., SERRANI F., 2004. Linee guida per la gestione del cinghiale (*Sus scrofa*) nella Provincia di Viterbo. Università della Tuscia, Dipartimento di Produzioni Animali - Provincia di Viterbo, Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca. 81 pp.
- AMODIO M., BOVINA G., 2002. Geologia del Lazio. In: Sauli G., Cornellini P. e Preti F. (eds). Manuale di Ingegneria Naturalistica applicabile al settore idraulico: 29-35. Regione Lazio - Assessorato dell'Ambiente - Dipartimento Ambiente e Protezione Civile, 421 pp.
- AMORI G., ANGELICI F.M., BOITANI L., 1999. Mammals of Italy: a revised list of species and subspecies. *Senckenbergiana Biologica*, 79: 271-286.
- AMORI G., CONTOLI L., NAPPI A., (eds) 2008. Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE. Milano. 736 pp.
- ANDRÉN H., 1994. Effect of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- ANGELICI F.M., 2009. L'istrice *Hystrix cristata*: una specie in espansione. Distribuzione, biologia e aspetti di ecologia applicata. ISPRA, rapporto finale: 73 pp.
- ANGELICI F.M., LUISELLI L., 1998. Distribuzione, biogeografia dinamica e interazioni ecologiche tra Lepre appenninica *Lepus corsicanus* e Lepre europea *Lepus europaeus* in Italia. Il Congresso Italiano di Teriologia. Varese, 28-30 Ottobre 1998. Riassunti: 14.

- ANGELICI F.M., LUISELLI L., 2007. Body size and altitude partitioning of the hares *Lepus europaeus* and *Lepus corsicanus* living in sympatry and allopatry in Italy. *Wildlife Biology*, 13: 251-257.
- 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.
- ANZALONE B., 1984. Prodromo della Flora Romana. Elenco preliminare delle piante vascolari spontanee del Lazio. Regione Lazio, SBI, Quaderno Lazionatura, 5: 249 pp.
- ARADIS A., CAULI F., 2011. Albanella minore *Circus gallicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 118-119.
- ARCA' G., 1989. La Lontra nel bacino del Fiume Fiora. In: Cassola F. (ed.), *La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata*. WWF, Serie Atti e Studi, 5: 81-87.
- ARCA' G., 1992. Aspetti faunistici del comprensorio della valle del Fiora e della Selva del Lamone. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds), *L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 271-280. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- BALESTRIERI A., REMONTI L., PRIGIONI C., 2005. Local feeding specialization of the red fox (*Vulpes vulpes*) in response to eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) introduction (NW Italy). *Hystrix It. J. Mammology* (n.s.) 16 (2): 113-126.
- BATTISTI C., 2004. Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile. 248 pp.
- BATTISTI C., ROMANO B., 2007. Frammentazione e connettività. Dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. Città Studi Edizioni. 441 pp.
- BENNETT A. F., 1999. Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BENNETT A. F., HINSLEY S. A., BELLAMY P. E., SWETNAM R. D., MAC NALLY R., 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods. *Biological Conservation*, 119: 191-206.

- BIONDI M., CORRIDORE G., ROMANO B., TAMBURINI P., TETE' P., 2003. Evaluation and planning control of the eco system fragmentation due to urban development, ERSA 2003, Congress, Jyvaskyla, Finland.
- BLASI C., 1992. Lineamenti della vegetazione dell'Alto Lazio. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds). L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo: 23-34. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- BLASI C., 1993. Fitoclimatologia del Lazio. Univ. La Sapienza - Dip. Biologia vegetale, Regione Lazio - Assessorato Agricoltura, Foreste, Caccia e Pesca, Usi Civici. Roma.
- BLASI C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Fitosociologia, 27: 151-157.
- BLASI C., ABBATE G., FASCETTI S., MICHETTI L., FILASI L., 1991. La vegetazione del Parco suburbano Valle del Treja. Regione Lazio. Dip. Biologia Vegetale Univ. "La Sapienza" di Roma.
- BOANO A., BRUNELLI M., BULGARINI F., MONTEMAGGIORI A., SARROCCO S. e VISENTIN M., 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2 (1-2): 1-224.
- BOGAERT J., 2000. Quantifying Habitat Fragmentation as a Spatial Process in a Patch-Corridor-Matrix Landscape Model, PhD Dissertation, Faculteit Wetenschappen, Departement Biologie, University of Antwerpen.
- BOGAERT J., ROUSSEAU R., VAN HECKE P., IMPENS I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2-D shape compactness of habitats. Applied Mathematics and Computation, 111: 71-85.
- BOITANI L., 1976. Il Lupo in Italia: censimento, distribuzione e prime ricerche eco-etologiche Nell'area del Parco Nazionale d'Abruzzo. In: Pedrotti F. (ed.). SOS Fauna, animali in pericolo in Italia: 7-42. WWF, Camerino.
- BOITANI L., FABBRI M. L., 1983. Strategia nazionale di conservazione per il lupo (*Canis lupus*). Ricerche di Biologia della Selvaggina, Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, 72: 1-31 + 1 carta.
- BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., 2004. Analisi della rappresentatività del sistema delle aree protette della regione Lazio nella conservazione della biodiversità. Relazione finale: 97 pp.
- BOITANI L., FALCUCCI A., MAIORANO L., RONDININI C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. Conservation Biology, 21 (6): 1414-1422.

- BOLOGNA G., 1976. Annotazioni sulla situazione attuale del Capovaccaio o Avvoltoio degli egizi in Italia. In: Pedrotti F. (ed.). SOS Fauna, animali in pericolo in Italia: 43-65. WWF, Camerino.
- BOLOGNA M. A., CAPULA M., CARPANETO G. M., 2000. Anfibi e rettili del Lazio. Fratelli Palombi Editori, Roma. 160 pp.
- BROWDER R. G., BROWDER R. C., GARMAN G. C., 1995. An inexpensive and automatic multiple-exposure photographic system. *Journal of Field Ornithology*, 66: 37-43.
- BRUNELLI M., 2011. Lanario *Falco biarmicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma: 132-133.
- BRUNELLI M., SARROCCO S., CORBI F., BOANO A., DE FELICI S., GUERRIERI G., MESCHINI A., ROMA S., 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma. 464 pp.
- BRUNO E., RICCARDI C., 1995. The diet of the Crested porcupine *Hystrix cristata* L., 1758 in a Mediterranean rural area. *Zeitschrift fur Säugetierkunde*, 60: 226-236.
- BRUSCHI M., SCALISI M., (eds), 2011. Verso un Piano per il Sistema delle aree protette del Lazio. Contributi ARP 2007-2010, Edizioni ARP, Roma: 320 pp.
- BURNHAM K. P., ANDERSON D., 2002. Model selection and multimodel inference. A practical Information Theoretic Approach. Second edition. Ed. Springer, Verlag, NY, USA.
- CALVARIO E., LEONE A., SEBASTI S., 2005. Piano di Gestione del pSIC/ZPS "Fosso Cerreto" (IT 6010032) parte I, Studio generale. 96 pp.
- CAPIZZI D., BATTISTINI M., AMORI G., 2002. Analysis of the Hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. *Italian Journal of Zoology*, 69: 25-31.
- CAPIZZI D., MORTELLITI A., AMORI G., COLANGELO P., RONDININI C., (eds), 2012. I mammiferi del Lazio. Distribuzione, ecologia e conservazione. Edizioni ARP, Roma. 251 pp.
- CARBONE C., CHRISTIE S., CONFORTI K., COULSON T., FRANKLIN N., GINSBERG J.R., GRIFFITHS M., HOLDEN J., KAWANISHI K., KINNAIRD M., LAIDLAW R., LYNAM, A., MACDONALD D.W., MCDOUGAL C., NATH L., O'BRIEN T., SEIDENSTICKER J., SMITH D.J.L., SUNQUIST M., TILSON R., SHAHARUDDIN W. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4: 75-79.

- CARNEVALI L., PEDROTTI L., RIGA F., TOSO S., 2009. Banca Dati Ungulati: Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005. Biol. Cons. Fauna, 117: 1-168
- CASTALDI A., GUERRIERI G., 2011. Barbagianni *Tyto-alba*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 176-177.
- CELADA C., 1995. Frammentazione degli ambienti e conservazione: approcci empirici e modelli. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 293-297.
- CELADA C., BOGLIANI G., MARACCI A., 1994. Occupancy of isolated wood-lots by the red squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Italy. Biological Conservation, 69: 177-183.
- CELLETTI S., PAPI R., 2003. Fauna vertebrata terrestre della provincia di Viterbo. In AA.VV., 2003. Relazione sullo stato dell'ambiente della Provincia di Viterbo: 145-154. Provincia di Viterbo, Assessorato Ambiente. www.provincia.vt.it/ambiente/Stato_amb02/default.htm
- CELLETTI S., PAPI R., 2003. Fauna vertebrata terrestre della provincia di Viterbo. In AA.VV., 2003. Relazione sullo stato dell'ambiente della Provincia di Viterbo: 145-154. Provincia di Viterbo, Assessorato Ambiente. www.provincia.vt.it/ambiente/Stato_amb02/default.htm
- CHIAVETTA M., 1977. Ricerche sugli Uccelli rapaci del comprensorio Tolfetano-Cerite. In: A.A. V.V., Ricerche ecologiche, flogistiche e faunistiche nel comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate. Accademia Nazionale dei Lincei, Problemi Attuali di Scienza e di Cultura, Quad. 227: 177-189 + 2 tavv.
- CHIAVETTA M., 1977. Ricerche sugli Uccelli rapaci del comprensorio Tolfetano-Cerite. In: A.A. V.V., Ricerche ecologiche, flogistiche e faunistiche nel comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate. Accademia Nazionale dei Lincei, Problemi Attuali di Scienza e di Cultura, Quad. 227: 177-189 + 2 tavv.
- CHIRICI G., FATTORI C., CUTOLO N., TUFANO M., CORONA P., BARBATI A., BLASI C., COPIZ R., ROSSI L., BISCONTINI D., RIBERA A., MORGANTE L., MARCHETTI M., 2014. La realizzazione della carta delle formazioni naturali e semi-naturali e della carta forestale su basi tipologiche della regione Lazio. Italian Society of Silviculture and Forest Ecology, Forest@ 11: 65-71.
- CIUCCI P., BOITANI L., 2004. La ricerca del lupo in Italia: aspetti metodologici, ecologia alimentare e prospettive. In: Pellegrini M., (eds), Il futuro del lupo nella regione dei Parchi. Provincia di Teramo e WWF Abruzzo, Pescara: 43-69.

- CLINCHY M., HAYDON D. T., SMITH A. T., 2002. Pattern does not equal process: what does patch occupancy really tell us about metapopulation dynamics? *The American Naturalist*, 159 (4): 351-362.
- COLWELL R. K., CODDINGTON J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc. London*, 345: 101-118.
- COOCH E., WHITE G., 2012. Program MARK. A gentle introduction. 11th edition. Evan Cooch and Gary White (eds). <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>.
- CORBET G. B., 1978. *The Mammals of the Palaearctic Region: a taxonomic review*. British Museum (Natural History), Cornell University Press, London and Ithaca.
- CORNELINI P., PETRELLA P., 2002. Lineamenti della flora e vegetazione del Lazio. In: Sauli G., Cornellini P., Preti F. (eds). *Manuale di Ingegneria Naturalistica applicabile al settore idraulico*: 35-41. Regione Lazio - Assessorato dell'Ambiente - Dipartimento Ambiente e Protezione Civile. 421 pp.
- CROOKS K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.
- CROOKS K.R., SANJAYAN M., 2006a. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge.
- DAVIES K.F., GASCON C., MARGULES C.R., 2001. Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities. In: Soulé M.E., Orians G.H., 2001 (eds). *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press: 81-97.
- DAVIES Z. G., PULLIN A. S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22: 333-351.
- DE RITA D., 1992. Inquadramento geologico della Provincia di Viterbo. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds). *L'Ambiente nella tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 11-22. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- DE SANTIS E., ARADIS A. 2011. Sparviere *Accipiter nisus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 122-123.
- DI CERBO A., BIANCARDI C. M., 2013. Monitoring small and arboreal mammals by camera traps: effectiveness and applications. *Acta Theriologica*, volume 58 (3): 279-283

- DOBSON A., RALLS K., FOSTER M., SOULÉ M.E., SIMBERLOFF D., DOAK D., ESTES J.A., MILLS L.S., MATTSON D., DIRZO R., ARITA H., RYAN S., NORSE E.A., NOSS R.F., JOHNS D., 1999. Corridors: reconnecting fragmented landscapes. In: Soulé M.E., Terborgh J. (eds). *Continental Conservation. The Wildland Project*. Island press, Washington D.C.: 129-170.
- DORAZIO R. M., ROYLE J. A., SÖDERSTRÖM B., GLIMSKÄR A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87: 842-854.
- FABBRI M., 1992. Aspetti geologici del comprensorio della valle del Fiora e della Selva del Lamone. In: M. Olmi e M. Zapparoli (eds). *L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 257-262. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- FAHRIG L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 61: 603-610.
- FAHRIG L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12: 346-353.
- FAHRIG L., 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematic*, 34: 487-515.
- FARINA A., 2001. *Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni*. UTET Libreria, Torino. 673 pp.
- FELDHAMER G. A., THOMPSON B. C., CHAPMAN J. A., 2003. *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*. Ed. 2. The Johns Hopkins University Press. Baltimora. 1216 pp.
- FISCHER J., LINDENMAYER D. B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- FISHER R. A., 1922. On the mathematical foundations of theoretical statistics. *Royal Society of London. Philosophical Transactions (Series A)*, 222: 309-368.
- FOCARDI S., 2002. Daino *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., De Marinis A. M. (eds). *Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura*, 14, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica. 256-258.
- FOLEY J. A., DEFRIES R., ASNER G. P., BARFORD C., BONAN G., CARPENTER S. R., CHAPIN F. S., COE M. T., DAILY G. C., GIBBS H. K., HELKOWSKI J. H., HOLLOWAY T., HOWARD E. A., KUCHARIK C. J., MONFREDA C., PATZ J. A., PRENTICE I. C.,

- RAMANKUTTY N., SNYDER P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- FORCONI P., DI MARTINO V., FORLINI P., 2009. Mammiferi, come studiarli con le trappole fototrappole. Associazione Smilax Onlus. Tipografia Editrice Terni. Camerino, (MC). 145 pp
- FORMAN R.T.T., 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge Univ. Press.
- FRANCO D., 2003. Paesaggi sostenibili e biodiversità: motivi, obiettivi e opportunità di realizzazione delle reti ecologiche. *Genio rurale*, 10: 52-64.
- FRANTZ A. C., SCHLEY L., SCHAUL M., BALESTRIERI A., ROPER T. J., 2010. Spatial organisation of badgers (*Meles meles*) in a medium-density population in Luxembourg. *Hystrix It. J. Mamm.* (n.s.) 21(1): 3-18.
- FREGRAUS E. H., LIN K., AHUMADA J. A., BARU C., CHANDRA S., YOUN C., 2011. Data acquisition and management software for camera trap data: A case study from the TEAM Network. *Ecological Informatics*, 6: 346-353.
- FREY S. N., CONOVER M. R., 2006. Habitat use by meso-predator in a corridor environment. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1111-1118.
- FURLANETTO D., MANFREDI M., TROTTI F., 2005. La rete ecologica del parco del Ticino. Regione Lombardia. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino. 185 pp.
- FUSILLO R., MARCELLI M., 2014. Il gatto selvatico, la martora e altri mammiferi nel Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni. Fototrappolaggio, distribuzione ed ecologia. PNCVDA, Quaderni della Biodiversità, 1. 285 pp.
- GASTON K. J., 1996. Species richness: measure and measurement. In: Gaston K.J. (ed.) *Biodiversity: a biology by numbers and difference*. Blackwell Scienze, Oxford: 77-113.
- GENOVESI P., BOITANI L., 1993. Spacing patterns and activity rhythms of a wildcat (*Felis silvestris*) in Italy. Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Council of Europe, Strasbourg, Environmental encounters, 16: 98-101.
- GOETZ R. G., 1981. A photographic system for multiple automatic exposures under field conditions. *Journal of Wildlife Management*, 45: 273-276.
- GOTELLI N. J., COLWELL R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, volume 4: 379-391.
- GRIFFITH M., VAN SCHAIK C. P., 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology*, 7: 623-626.
- GRIFFITHS M., VAN SCHAIK C. P., 1993. Camera-trapping: A new tool for the study of elusive rain forest animals. *Tropical Biodiversity*, 1: 131-135.

- GUERRIERI G., CASTALDI A. 2011. Averla piccola *Lanius collurius*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma, 68: 340-341.
- GUGGISBERG, C. A. W., 1977. Early Wildlife Photographers. Taplinger, New York, USA. 128 pp.
- GUILLERA-ARROITA G., RIDOUT M. S., MORGAN B. J. T., 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Method in Ecology and Evolution*, 1: 131-139.
- HADDAD N. M., ROSEMBERG D. K., NOON B. R., 1999. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology*, 14: 1543-1545.
- HANSKI I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- HILL M. O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequence. *Ecology*, 54: 427-432.
- HINSLEY S. A., 2000. The costs of multiple patch use by birds. *Landscape Ecology*, 15: 765-775.
- IUCN, 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. <http://www.iucnredlist.org/>
- JENKS K. E., CHANTEAP P., DAMRON GCHAINARONG K., CUTTER P., CUTTER P., REDFORD T., LYNAM A. J., HOWARD J., LEIMGRUBER P., 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses an example from Khao Yai National Parck, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4 (2): 113-131.
- KARANTH K. U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333-338.
- KARANTH, K. U., NICHOLS J. D, 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79: 2852-2862.
- KAYS R. W., SLAUSON K. M, 2008. Remote cameras. In: Long R. A., MacKay P., Zielinski W. J., Ray J. C (eds.), *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington DC: 110-140.
- KELLY M.J., 2003. Jaguar monitoring in the Chiquibul forest, Belize. *Caribbean Geography*, 13: 19-32.
- KELLY M.J., HOLUB E.L., 2008. Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15 (2): 249-262.
- KERY M., SCHAUB M., 2012. Bayesian population analysis using WinBUGS. A hierarchical perspective. Academic Press.

- KIMBERLY A., 2002. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. In: Gutzwiller K. (ed.). Applying Landscape Ecology in Biological Conservation. Springer-Verlag. New York: 105-130.
- KOPROWSKI J. L., 2005. The response of tree squirrels to fragmentation: a review and synthesis. *Animal Conservation*, 8:369-378.
- KOWALCZYK R., BUNEVICH A., JEDRZEJEWSKA B., 2000. Badger density and distribution of setts in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) compared to other Eurasian population. *Acta Teriologica*, 45: 395-480.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A., JEDRZEJEWSKA B., 2006. Daily movement and territory use by badgers *Meles meles* in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Wildlife Biology*, 12: 385-391.
- KUCERA T. E., BARRETT H. H., 2011. A history of camera trapping. In: O'Connell, A. F., J. D. Nichols, K. U. Karanth (eds), *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA: 9-26.
- LANDE R., DE VRIES P. J., WALLA T. R., 2000. When species accumulation curves intersect: ranking diversity using small samples. *Oikos*, 89: 601-605.
- LINDENMAYER D. B., FISCHER J., 2007. Tackling the habitat fragmentation pantheon. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 127-132.
- LLOYD H. G., 1980. The red fox. B.T. Batsford Ltd., London.
- LOZANO J., MOLEO M., VIRGOS 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.
- LUCCHINI V., GALOV A., RANDI E., 2004. Evidence of genetic distinction and long-term population decline in wolves (*Canis lupus*) in the Italian Apennines. *Molecular Ecology*, 13: 523-536.
- LURZ P. W. W., GURNEL J., MAGRIS L., 2005. *Sciurus vulgaris*. *Mammalian species*. 769: 1-10.
- LYNCH J. M., 1994. Morphometric variation in the Badger (*Meles meles*): clinal variation in cranial size and shape across Eurasia. *Small Carn. Cons.*, IUCN, 10: 6-7.
- MACDONALD D. W., BARRETT P., 1993. *Mammals of Britain and Europe*. Harper Collins ed., London.
- MACDONALD D. W., DANIELS M.J., DRISCOLL C., KITCHENER A., YAMAGUCHI N., 2004. The Scottish wildcat, analyses for Conservation and an Action Plan. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford, UK.

- MACE R. D., MINTA S. C, MANLEY T. L., AUNE K. E., 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 74-82.
- MACGARIGAL K., MARKS J. B., 1995. *Fragstat: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351, Portland, OR. US Department Of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., LACHMAN G. B., DROEGE S., ROYLE, J. A., LANGTIMM, C. A., 2002. Estimating site occupancy when detection probability is less than one. *Ecology*, 83: 2248-2555.
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., ROYLE J. A., POLLOCK K. H., BAILEY L. L., HINES J. E., 2006. *Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, USA.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS J. D., SUTTON N., KAWANISHI K., BAILEY L. L., 2005. Improving inference in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology*, 86: 1101-1113.
- MACMAHON J.A., HOLL K.D., 2001. Ecological restoration. A key to conservation biology's future. In: Soulé M.E., Orians G.H. (ed.). *Conservation Biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press: 245-269.
- MANCINELLA D., 2011. Lineamenti geologici e geografici del Lazio. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (eds). *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio: 27-32*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- MARCHESI P., 1989. Roles and importance of passage ways for the Pine Marten (*Martes martes* L.) in heterogeneous environments. *Abstrat V international Theriological Congress*, Roma: 708.
- MARGALEF R., 1958. Information theory in ecology. *General Systematics*, 3: 36-71.
- MASSA R., 2001. Uso dei concetti di specie focale e di indoneità ambientale per la progettazione di una rete ecologica territoriale. *Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche*. Centro Studi V. Giacomini, Quaderni di Gargnano: 104-111.
- MASSETI M., ALBARELLA U., DE GROSSI MAZZORIN J., 2010. The crested porcupine, *Hystrix cristata* L., 1758, in Italy. *Anthropozoologica* 45 (2): 27-42.
- MATTIOLI L., FORCONI P., BERZI D., PERCO F., 2014. Poster: Stima della popolazione di lupo in Italia e prospettive di monitoraggio. IX Congresso Italiano di Teriologia - Civitella Alfedena (AQ), maggio 2014.

- MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A., 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 12 (2): 335-345.
- MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A., ENE E., 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- MECH L. D.; BOITANI L., 2003. Wolves: behavior, ecology and conservation. University of Chicago press, Chicago e Londra. 472 pp.
- MESCHINI A., SAVO E. 2011. Ghiandaia marina *Coracias garrullus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 200-201.
- MILNE B. T., 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Edited by Turner M. G., Gardner R. H. Springer-Verlag, NY: 199-235.
- MINGANTI A., PANELLA M., 2008. *Milvus milvus*. In Calvario E., Sebasti S., Copiz R., Salomone F., Brunelli M., Tallone G., Blasi C., (eds). Habitat e specie di interesse comunitario nel Lazio. , 301-302. Edizioni ARP – Agenzia Regionale Parchi, Roma: 400 pp.
- MOHD-AZLAN, J., 2009. The use of camera traps in Malaysian rainforests. *Journal of Tropical Biology and Conservation*, 5: 81-86.
- MONACO A., CAPIZZI D., 2011. Basi di dati e modellistica. In: Bruschi M., Scalisi M., (eds), 2011. Verso un Piano per il Sistema delle aree protette del Lazio. Contributi ARP 2007-2010, Edizioni ARP, Roma: 62-74.
- MORI E., MENCHETTI M., MAZZA G., SCALISI M., 2014. A new area of occurrence of an endemic Italian hare inferred by camera trapping. *Bollettino. Museo Regionale di Scienze Naturali*. Torino, 30, 1-2: 123-130.
- MORTELLITI A., AMORI G., BOITANI L., 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia*, 163: 535-547.
- MORTELLITI A., AMORI G., CAPIZZI D., CERVONE C., FAGIANI S., POLLINI B., BOITANI L., 2010. Independent effects of habitat loss and structural connectivity on landscape occupancy of forest dependent birds: when are hedgerows important? *Diversity and Distributions*, 16 (6): 941-951.

- MORTELLITI A., AMORI G., CAPIZZI D., CERVONE C., FAGIANI S., POLLINI B., BOITANI L., 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology*, 48: 153-162.
- MORTELLITI A., BOITANI L., 2008. Inferring red squirrel (*Sciurus vulgaris*) absence with hair tuber surveys: a sampling protocol. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 353-356.
- MORTELLITI A., BOITANI L., 2008. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 23: 285-298.
- NESBIT W., 1926. How to hunt with the camera. E. P. Dutton e Company, New York, NY.
- O'BRIEN T. G., KINNAIRD M. F., 2008. A picture is worth a thousand words: the application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, 18: 144-162.
- O'BRIEN T., SPIRONELLO W., NICHOLS J. D., ROVERO F., SCHIPPER J., 2011. TEAM Network. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA. 69 pp.
- O'CONNELL A. F., NICHOLS J. D., KARANTH K. U., 2011a. Camera Traps in Animal Ecology. Springer, New York, USA. 280 pp.
- O'CONNELL A. F., NICHOLS J. D., KARANTH K. U., 2011b. Introduction. In: O'Connell, A. F., J. D. Nichols, K. U. Karanth (eds). Camera Traps in Animal Ecology. Springer, New York, USA: 1-8.
- OLIVEIRA-SANTOS L. G. R., TORTATO M. A., GRAIPEL M. I. E., 2008. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 563-567.
- OLMI M., ZAPPAROLI M. (eds), 1992. L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- PEARSON, O. P., 1959. A traffic survey of *Microtus-Reithrodontomys* runways. *Journal of Mammalogy*, 40: 169-180
- PEDROTTI L., DUPRÉ E., PREATONI D., TOSO S., 2001. Banca Dati Ungulati: status, distribuzione, consistenza, gestione, prelievo venatorio e potenzialità degli Ungulati in Italia. *Biol. Cons. Fauna* n.109. 132 pp.
- PETRETTI F., 2011. Biancone *Circaetus gallicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 116-117.

- PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. 3 voll. Edagricole. Bologna.
- PIGNATTI S., 1994. Ecologia del paesaggio. UTET, Torino.
- PIGNATTI S., 2002. Flora d'Italia. Vol. 1, 2, 3. Edagricole. Bologna.
- PIGNOTTI S., PONCIA P.P., 2009. Il sistema geografico della montagna del Lazio. Rapporto intermedio. Regione Lazio. Sito web: <http://www.sgml.eim.gov.it>.
- RIGO V., AZZOLINI S., BIANCARDI C. M., GNOLI C., MARIANI P., 2003. Scelta dell'habitat del tasso (*Meles meles*) in un'area dell'Oltrepò Pavese. *Hystrix*, It. J. Mamm, (n.s.) 14: 30-31.
- ROMA S., 2011. Civetta *Athene noctua*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (eds), Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi). Roma 68: 182-183.
- ROMANO B., 2002. Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems. In: Convegno Internazionale sulla Montagna, Ambiente e Sviluppo (ICMED). Ottobre 15-19, 2002. Sichuan, China. 270-277.
- ROMER G.W., VALKENBURGH B.V., 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience*, 59: 165-173.
- RONDININI C., BATTISTONI A., PERONACE V., TEOFILI C. (eds). 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma. 54 pp.
- RONDININI C., BOITANI L., 2002. Habitat use by beech marten (*Martes foina*) in a fragmented landscape. *Ecography*, 25: 257-264
- RONDININI C., DONCASTER C.P., 2002. Road as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16: 504-509.
- RONDININI C., ERCOLI V., BOITANI L., 2006. Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius L.*) in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Zoology*, 269: 213-219.
- RONDININI, C., BATTISTONI, A., PERONACE, V., TEOFILI, C. (eds). 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma
- ROVERO F., TOBLER M., SANDERSON J., 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: J. Eymann, J. Degreef, Ch. Häuser, J.C. Monje, Y. Samyn and D. Vanden Spiegel (eds), Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring, 8 (1): 100-128.
- ROVERO F., TOBLER M., SANDERSON J., 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: J. Eymann, J. Degreef, Ch. Häuser, J.C. Monje, Y. Samyn and D.

- VandenSpiegel (eds) Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring, 8 (1): 100-128.
- ROVERO F., TOBLER M., SANDERSON J., 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In: Jutta Eymann, J. D., Häuser C., Monje J. C., Samyn Y. e Van den Spiegel D. (eds), Manual On Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories. Belgium Focal Point to the GTI, Brussels, Belgium. 29 pp.
- ROYLE J.A., NICHOLS J. D., 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point count. *Ecology*, 84: 777-790.
- SANDERSON E. W., REDFORD K. H., VEDDER A., COPPOLILLO P. B., WARDS S. E., 2002. A conceptual model for conservation planning based landscape species requirements. *Landscape Urban planning*, 58: 41-56.
- SANDERSON J.G., TROLLE M. 2005. Monitoring elusive mammals: Unattended cameras reveal secrets of some of the world's wildest places. *American Scientist*, 93: 148-155.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R.J., MARGULES C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5: 18-32.
- SCOPPOLA A., 1992. La vegetazione della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds). *L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 73-79. Università della Tuscia, Union PrintingEdizioni, Viterbo. 351 pp.
- SCOPPOLA A., 1995. Piante minacciate, vulnerabili o molto rare della Provincia di Viterbo. Amministrazione provinciale di Viterbo, 159 pp.
- SCOPPOLA A., AVENA G., 1992. La vegetazione della Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds). *L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 81-90. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- SECCHI M.B., D'ANTONI S. RAGANELLA PELLICIONI E., 2012. Atlanti dei piccoli carnivori della Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa. Collana Atlanti Locali, edizioni ARP, Roma: 80 pp.
- SHIRAS G. III, 1913. Wild animal that took their own pictures by day and by night. *The National Geographic Magazine*, 7: 763-834.
- SILVER S.C., OSTRO L.E.T., MARSH L.K., MAFFEI L., NOSS A.J., KELLY M.J., WALLACE R.B., GOMEZ H., AYALA G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38: 148-154.

- SINIBALDI I., SARROCCO S., 2011. Tecniche di elaborazione. Analisi spaziale per l'individuazione delle aree centrali. In: Bruschi M., Scalisi M., (eds), 2011. Verso un Piano per il Sistema delle aree protette del Lazio. Contributi ARP 2007-2010, Edizioni ARP, Roma: 74-80.
- SOULÉ M.E., TERBORGH J., 1999. Continental Conservation. The Wildland Project. Island press, Washington D.C., 209 pp.
- SPAGNESI M., DE MARINIS A. M. (eds), 2002. Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura, 14, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica. 309 pp.
- SPAGNESI M., DE MARINIS A.M. (eds), 2002. Mammiferi d'Italia. Quad. Cons. Natura, 14, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- SPAGNESI M., TOSO S., (eds), 1999. Iconografia dei Mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente - Servizio Conservazione Natura e Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.
- SUNARTO, KELLY M. J., KLENZENDORF S., VAUGHAN M. R., ZULFAHMI M. B. HUTAJULU, PARRAKKASI K., 2013. Threatened predators on the equator: Multi-point abundance estimates of the tiger *Pantera tigris* in central Sumatra. *Oryx*, 47: 211-220.
- TAYLOR P. D., FAHRIG L., HENEIN K., MERRIAM G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571-572.
- TAYLOR P. D., FAHRIG L., WITH K. A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks K., Sanjayan M. (eds). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press: 29-43.
- TEAM NETWORK, 2008. Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.0. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA. 84 pp.
- TEMPLE H.J., TERRY A., 2007. The Status and Distribution of European Mammals. Office for Official Publications of the European Communities. pp. VIII + 48
- TEWS J., BROSE U., GRIMM V., TIELBORGER K., WICHMANN M. C., SCHWAGNER M., JELTSCH F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92
- THEOBALD D. M., 2006. Exploring the functional connectivity of landscape using land-scape network. In: *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge: 416-443.
- TISCHENDORF L., FAHRIG L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90: 7-19.

- TONELLI W., 2006. Piano di tutela delle acque della Regione Lazio - Relazione vegetazionale - Stato vegetazionale dei bacini e Protezione fornita dalla vegetazione. Regione Lazio - Dipartimento Territorio. Roma. 262 pp.
- TOSCHI A., 1965. Fauna d'Italia vol 7. Mammalia: Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Calderini, Bologna.
- TROCCHI V., RIGA F., (eds), 2001. Piano d'azione nazionale per la Lepre italiana (*Lepus corsicanus*). Quad. Cons. Natura, 9, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- TROCCHI V., RIGA F., (eds), 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e la gestione. Min. Politiche Agricole e Forestali – Ist. Naz. Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 25:1-128.
- TYRE A. J., TENHUMBERG B., FIELD S. A. NIEJALKE D., PARRIS K., POSSINGHAM H. P., 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications*, 13: 1790-1801.
- VIGNA TAGLIANTI A., ZAPPAROLI M., 1992. Considerazioni generali sul popolamento animale dell'Alto Lazio. In: Olmi M. e Zapparoli M. (eds). *L'Ambiente nella Tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo*: 35-44. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.
- VILLARD M. A., TRZCINSKI M. K., MERRIAM G., 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.*, 13: 774-783.
- VIRGOS E., TELLERIA J. L., SANTOS T., 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-size Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1063-1079.
- WAUTHERS L., DHONDT A. A., 1992. Immigration pattern and success in red squirrels. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 33: 159-167.
- WHITTAKER R. H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* Vol. 21, No. 2/3. International Association for Plant Taxonomy (IAPT): 213-251. <http://www.jstor.org/stable/1218190>
- WITH K. A., GARDNER R. H., TURNER M. G., 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78: 151-169.
- ZALESKI A., JEDRZEJEWSKI W., 2006. Spatial organization and dynamics of pine marten *Martes martes* population in bialowieza Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29: 31-43.

ZAVALLONI D., CASTELLUCCI M., 1993. Analisi dell'areale dell'Istrice (*Hystrix cristata* Linnaeus, 1758) in Romagna. *Hystrix*, 5: 53-62.

Appendice A

Classi di uso del suolo della CUS 2010; sono barrate le classi non ritenute idonee e pertanto escluse. Sono stati altresì esclusi gli uliveti superiori a 2 ha poiché considerati come agricoltura intensiva.

Codice	Descrizione
1111	Tessuto residenziale continuo e denso
1112	Tessuto residenziale continuo e mediamente denso
1121	Tessuto residenziale discontinuo
1122	Tessuto residenziale rado
1123	Tessuto residenziale sparso
1211	Insediamiento industriale o artigianale
1212	Insediamiento commerciale
1213	Insediamiento dei grandi impianti di servizi pubblici e privati
1214	Insediamienti ospedalieri
1215	Insediamienti degli impianti tecnologici
1221	Reti stradali
1222	Reti ferroviarie
1223	Grandi impianti di concentramento e smistamento merci
1224	Aree per impianti delle telecomunicazioni
1225	Reti per la distribuzione, la produzione e il trasporto di energia
1226	Reti ed aree per la distribuzione idrica compresi gli impianti di captazione, serbatoi e stazioni di pompaggio
123	-Aree portuali
124	-Aeroporti
131	-Aree estrattive
1321	Discariche e depositi
1322	Depositi di rottami a cielo aperto
1331	Cantieri e spazi in costruzione e scavi
1332	Suoli rimaneggiati ed artefatti
141	-Aree urbane verdi
1421	Campeggi e Bungalows
1422	Strutture di sport e tempo libero
1423	Parchi di divertimento
1424	Aree archeologiche
143	-Cimiteri
2111	Seminativi in aree non irrigue
2112	Vivai in aree non irrigue
2113	Culture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree non irrigue
2121	Seminativi in aree irrigue
2122	Vivai in aree irrigue
2123	Culture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree irrigue
221	-Vigneti
222	-Frutteti e frutti minori

Codice	Descrizione	
223	Oliveti	Eliminati Oliveti > 2 ha
2241	Pioppeti, saliceti e altre latifoglie	
2241	Conifere a rapido accrescimento	
2243	Altre colture (eucalipti)	
231	Superfici a copertura erbacea densa (graminacee)	
241	Colture temporanee associate a colture permanenti	
242	Sistemi colturali e particellari complessi	
243	Aree prevalentemente occupate da coltura agraria con presenza di spazi naturali importanti	
311111	Leccete termomediterranee costiere	
311112	Leccete con caducifoglie	
311121	Sugherete miste a sempreverdi su terre rosse o suoli decarbonati	
311122	Sugherete dei substrati sabbiosi e arenacei con farnetto o altre caducifoglie	
311211	Cerrete collinari	
311212	Cerrete submontane	
311213	Cerrete con farnetto	
311221	Boschi mesomediterranei di roverella	
311222	Boschi submontano-montani di roverella	
31123	Querceti a prevalenza di farnia	
311311	Orno-ostrieti e boscaglie a carpinella	
311312	Ostrieti mesofili	
31132	Formazioni miste di valloni e forre (a tiglio, ornio e aceri; a carpino bianco e nocciolo; ad alloro)	
31133	Nuclei a betulla	
31134	Nuclei forestali di neoformazione in ambito agricolo e artificiale	
311411	Castagneti (eutrofici) su depositi vulcanici e castagneti (oligotrofici) su lave acide	
311412	Castagneti dei substrati arenacei e marnosi	
311421	Castagneti da frutto (eutrofici) su depositi vulcanici e castagneti (oligotrofici) su lave acide	
311422	Castagneti da frutto dei substrati arenacei e marnosi	
31151	Faggete termofile dei piani collinare e submontano	
31152	Faggete montane	
31161	Boscaglie ripariali a salici arbustivi	
31162	Boschi igrofili a pioppi e salice bianco e/o ad ontano nero e/o a frassino meridionale	
31171	Formazioni spontanee a robinia e/o ailanto	
31172	Rimboschimenti ad eucalipti	
3122	Boschi e piantagioni misti a prevalenza di pino nero, abeti, larice, cembro, pino silvestre	
31211	Pinete artificiali a pino domestico e/o pino marittimo	
31212	Pinete naturali o artificiali di pino d'Aleppo	
31311	Boschi misti a prevalenza di querce sempreverdi	
31312	Boschi misti a prevalenza di querce caducifoglie	
31313	Boschi misti a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermofile	
31314	Boschi misti a prevalenza di castagno	
31315	Boschi misti a prevalenza di faggio	

31321	Boschi e piantagioni misti a prevalenza di pini mediterranei o cipressi
Codice	Descrizione
31323	Boschi e piantagioni misti a prevalenza di altre conifere
32111	Praterie montane e alto-montane (a <i>Nardus stricta</i> e/o a <i>Festuca paniculata</i> ; a <i>Festuca violacea</i> subsp. <i>italica</i> ;
32113	Praterie pseudo-steppiche ad <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> e/o a <i>Hyparrhenia hirta</i>
32121	Praterie montane e d'altitudine (a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>Sesleria tenuifolia</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Festuca rubra</i>)
32122	Praterie e pseudo-garighe collinari e submontane (a <i>Bromus erectus</i> , <i>Festuca circummediterranea</i> ,
3221	Cespuglieti d'altitudine e montani a mirtillo, ginepro nano, ramno alpino, rosacee e leguminose arbustive
3222	Cespuglieti a dominanza di prugnolo, rovi, ginestre e/o felce aquilina
3223	Boscaglia illirica a <i>Pistacia terebinthus</i> e <i>Paliurus spina-christi</i> o a <i>Cercis siliquastrum</i> e <i>Pistacia terebinthus</i>
32311	Macchia alta retrodunale e interdunale
32312	Macchia alta interna e collinare
32321	Macchia a ginepro coccolone o a ginepro fenicio delle dune stabilizzate
32322	Macchia a ginepro fenicio delle coste alte, con euforbia arborescente e/o palma nana
32323	Macchia a mirto e lentisco o a olivastro e lentisco
32324	Garighe a cisti, erica e rosmarino o ad <i>Helichrysum litoreum</i>
331	piagge, sabbia nuda e dune con vegetazione erbacea psammofila
3321	Scogliere con vegetazione rada a <i>Limonium</i> sp. e <i>Crithmum maritimum</i>
3322	Rupi e pareti interne con vegetazione casmofitica
3331	Ghiaioni e falde di detrito
3332	Calanchi
3333	Greti fluviali con vegetazione rada (<i>Dittrichia viscosa</i> , <i>Xanthium italicum</i> , <i>Helichrysum italicum</i> , <i>Tamarix africana</i> ,
411	Paludi interne a vegetazione a rizofite sommerse o appena affioranti, ad elofite, a grandi carici, a giunchi; prati
4211	Vegetazione a salicornie annuali e/o altre specie alonitrofile annuali; garighe alofile a camefite e nanofanerofite
4212	Canneti oligoalini (fragmiteti e scirpeti)
422	Saline
5111	Fiumi, torrenti e fossi
5112	Canali e idrovie
5121	Bacini senza manifeste utilizzazioni produttive
5122	Bacini con prevalente utilizzazione per scopi irrigui
5123	Bacini con prevalente altra destinazione produttiva
5124	Acquaculture
521	Lagune, laghi e stagni costieri
522	Estuari
523	Aree al di là del limite delle maree più basse

Ringraziamenti

Desidero innanzitutto ringraziare il Prof Marzio Zapporoli per avermi dato l'opportunità di intraprendere questa avventura chiamata dottorato e per i preziosi insegnamenti.

Inoltre, ringrazio sentitamente il Dr Marco Scalisi, ideatore di questo progetto e per avermi dato la possibilità di farne parte, il Dr. Dario Capizzi per la disponibilità e i preziosi consigli durante l'elaborazione. Intendo inoltre ringraziare l'Agenzia Regionale Parchi della Regione Lazio per il materiale fornito, il supporto informatico e logistico. Inoltre vorrei esprimere la mia gratitudine per gli utili consigli del Dr. Alessio Mortelliti e Dr. Corrado Battisti.

Desidero ringraziare in particolare Emanuele, Irene e Andrea. Infine il grazie più grande va a Beatrice per essermi stata vicino ogni momento e per avermi dato la forza di non mollare.