



Università degli Studi della Tuscia

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

Dottorato di Ricerca in Ecologia forestale

XXV ciclo

s.s.d. BIO/05

Effetti della qualità degli habitat sull'ecologia dei micromammiferi forestali in paesaggi frammentati dell'Italia centrale

**Tesi di dottorato di
Andrea Schiavano**

**Coordinatore del corso
Prof. Paolo De Angelis**

**Tutore
Prof. Marzio Zapparoli**



17 giugno 2013

*La primavera è tornata, il sole ha abbracciato la terra.
Presto vedremo i figli del loro amore.
Ogni seme, ogni animale si è svegliato.
Anche noi siamo stati generati da questa grande forza.
Per questo crediamo che anche gli altri uomini
e i nostri fratelli animali abbiano il nostro
stesso diritto a vivere su questa terra.*

Toro Seduto

*Andai nel mondo perché desideravo vivere con saggezza,
per affrontare solo i fatti essenziali della vita,
e per vedere se non fossi capace di imparare quanto essa aveva da insegnarmi,
e per non scoprire, in punto di morte, che non ero vissuto.
Non volevo vivere quella che non era una vita,
a meno che non fosse assolutamente necessario.
Volevo vivere profondamente,
e succhiare tutto il midollo di essa, vivere da gagliardo, spartano,
tanto da distruggere tutto ciò che non fosse vita.*

Henry David Thoreau

INDICE

Riassunto	pag. 10
Abstract	pag. 13
1. Introduzione	pag. 16
1.1 Frammentazione degli habitat: genealogia del concetto	pag. 17
1.2 Definizioni e processi	pag. 18
1.3 Distinzione dei processi: perdita di habitat vs frammentazione <i>per se</i>	pag. 21
1.4 Qualità degli habitat	pag. 22
1.4.1 Misurazione della qualità degli habitat e dei frammenti	pag. 25
1.5 Connettività del paesaggio	pag. 27
1.6 Popolazioni spazialmente strutturate	pag. 28
1.7 I piccoli Roditori come specie modello	pag. 31
1.8 Finalità del progetto e obiettivi della tesi	pag. 31
2. Specie modello	pag. 33
2.1 Moscardino	pag. 33
2.1.1 Sistematica	pag. 33
2.1.2 Distribuzione geografica	pag. 34
2.1.3 Morfologia	pag. 34
2.1.4 Riproduzione	pag. 35
2.1.5 Ecologia	pag. 35
2.1.6 Status e conservazione	pag. 38
2.2 Topo selvatico	pag. 39
2.2.1 Sistematica	pag. 39
2.2.2 Distribuzione geografica	pag. 39
2.2.3 Morfologia	pag. 39

2.2.4 Riproduzione	pag. 41
2.2.5 Ecologia	pag. 42
2.2.6 Status e conservazione	pag. 43
2.3 Topo selvatico a collo giallo	pag. 44
2.3.1 Sistematica	pag. 44
2.3.2 Distribuzione geografica	pag. 45
2.3.3 Morfologia	pag. 45
2.3.4 Riproduzione	pag. 46
2.3.5 Ecologia	pag. 46
2.3.6 Status e conservazione	pag. 48
2.4 Arvicola rossastra	pag. 48
2.4.1 Sistematica	pag. 48
2.4.2 Distribuzione geografica	pag. 49
2.4.3 Morfologia	pag. 49
2.4.4 Riproduzione	pag. 50
2.4.5 Ecologia	pag. 51
2.4.6 Status e conservazione	pag. 52
3. Materiali e metodi	pag. 53
3.1 Area di studio	pag. 53
3.1.1 Regione Lazio	pag. 53
3.1.1.1 Aspetti geografici e geomorfologici	pag. 53
3.1.1.2 Lineamenti idrografici	pag. 58
3.1.1.3 Clima e vegetazione	pag. 59
3.1.1.4 Uso del suolo	pag. 62
3.1.1.5 Il paesaggio della Sabina	pag. 64
3.1.1.5.1 Aspetti geografici e geomorfologici	pag. 64

3.1.1.5.2	Clima e vegetazione	pag. 65
3.1.1.5.3	Cenni sul popolamento animale	pag. 66
3.1.1.6	Il paesaggio della Tuscia Viterbese	pag. 67
3.1.1.6.1	Aspetti geografici e geomorfologici	pag. 67
3.1.1.6.2	Clima e vegetazione	pag. 68
3.1.1.6.3	Cenni sul popolamento animale	pag. 69
3.1.1.7	La Riserva Naturale Regionale “Selva del Lamone”	pag. 70
3.1.1.7.1	Aspetti geografici e geomorfologici	pag. 70
3.1.1.7.2	Clima e vegetazione	pag. 72
3.1.1.7.3	Cenni sul popolamento animale	pag. 73
3.2	Disegno sperimentale	pag. 74
3.2.1	Raccolta dati demografici	pag. 75
3.2.1.1	Roditori arboricoli (<i>Muscardinus avellanarius</i>)	pag. 75
3.2.1.2	Roditori terricoli (<i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>A. flavicollis</i> e <i>Myodes glareolus</i>)	pag. 80
3.2.2	Variabili	pag. 84
3.2.2.1	Raccolta variabili strutturali dei frammenti	pag. 84
3.2.2.1.1	Roditori arboricoli (<i>Muscardinus avellanarius</i>)	pag. 84
3.2.2.1.2	Roditori terricoli (<i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>A. flavicollis</i> e <i>Myodes glareolus</i>)	pag. 87
3.2.2.2	Risorse	pag. 88
3.2.2.2.1	Roditori arboricoli (<i>Muscardinus avellanarius</i>)	pag. 88
3.2.2.2.2	Roditori terricoli (<i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>A. flavicollis</i> e <i>Myodes glareolus</i>)	pag. 90
3.2.2.3	Raccolta variabili geometriche e di connessione/isolamento dei frammenti	pag. 90

3.2.3 Variabili meteorologiche	pag. 93
3.2.4 Stima della produzione di ghiande nei frammenti	pag. 94
3.2.4.1 Raccolta ghiande	pag. 95
3.2.4.2 Essiccazione ghiande	pag. 95
3.2.5 Potere calorifico superiore delle ghiande	pag. 97
3.3 Analisi dei dati	pag. 99
3.3.1 Analisi esplorative	pag. 99
3.3.2 Analisi dei componenti principali	pag. 100
3.3.3 Modelli <i>occupancy</i>	pag. 100
4. Risultati	pag. 106
4.1 Andamento delle catture	pag. 106
4.2 Densità delle popolazioni	pag. 110
4.3 Andamento dell'abbondanza	pag. 120
4.4 Tasso di accrescimento	pag. 120
4.5 Tasso di fecondità	pag. 127
4.6 Modelli <i>occupancy</i>	pag. 133
4.7 Influenza delle variabili strutturali, delle risorse e della configurazione spaziale sulla densità e sulla fecondità	pag. 142
4.7.1 Influenza sulla densità media totale	pag. 143
4.7.2 Influenza sulla fecondità media totale	pag. 147
4.8 Potere Calorifico Superiore delle ghiande	pag. 155
5. Discussione	pag. 158
5.1 Interpretazione dei risultati	pag. 158
5.1.1 Demografia	pag. 158
5.1.2 Ruolo della qualità degli habitat	pag. 164

6. Conclusioni	pag. 173
6.1 Considerazioni generali	pag. 173
6.2 Strategie di conservazione e ricerche future	pag. 175
Bibliografia	pag. 178
Appendice	
Appendice A	pag. 210
Appendice B1	pag. 211
Appendice B2	pag. 212
Appendice B3	pag. 212
Appendice C	pag. 213
Appendice D	pag. 214
Appendice E	pag. 215
Appendice F1	pag. 216
Appendice F2	pag. 217
Appendice G1	pag. 218
Appendice G2	pag. 218
Appendice G3	pag. 219
Appendice H1	pag. 220
Appendice H2	pag. 221
Appendice H3	pag. 222
Appendice H4	pag. 223
Appendice H5	pag. 224
Appendice H6	pag. 225
Appendice H7	pag. 226
Appendice H8	pag. 227
Appendice I1	pag. 228
Appendice I2	pag. 229
Appendice I3	pag. 230
Appendice J1	pag. 231
Appendice J2	pag. 233
Appendice J3	pag. 234
Appendice J4	pag. 235
Appendice K1	pag. 236
Appendice K2	pag. 238

Appendice K3	pag. 240
Appendice K4	pag. 241
Appendice L1	pag. 243
Appendice L2	pag. 244
Appendice L3	pag. 245
Appendice L4	pag. 246
Ringraziamenti	pag. 247
Archivio fotografico	pag. 248

Riassunto

Il processo di frammentazione degli habitat e la misurazione della loro qualità sono tra i temi più importanti che concernono la Biologia della conservazione.

La frammentazione del paesaggio o frammentazione degli “habitat” è una delle principali cause di declino della biodiversità (Fahrig, 2003, Foley et al., 2005). Per frammentazione dell’habitat, si intendono almeno quattro fenomeni distinti:

- perdita di habitat (*habitat loss*);
- frammentazione *per se* (*habitat subdivision*);
- degradazione dell’habitat (*habitat degradation*);
- interruzione della connettività (*connectivity break*).

I primi due fenomeni tendono a coesistere nella maggior parte dei paesaggi reali e sono difficili da distinguere, nel senso che nella maggior parte dei paesaggi frammentati si osservano contemporaneamente entrambi. La degradazione dell’habitat è quel processo che porta ad un graduale deterioramento della qualità dell’habitat e può verificarsi indipendentemente dalla perdita e dalla frammentazione dell’habitat, sebbene possa essere facilitato da questi ultimi due (Mortelliti et al., 2010b). Per connettività si intende il grado di permeabilità del paesaggio ai movimenti degli individui tra i diversi frammenti di habitat (Taylor et al., 1993).

La qualità dell’habitat può essere definita come la capacità dell’ambiente di fornire le condizioni adeguate per la persistenza degli individui e della popolazione (Hall et al., 1997), tuttavia altre definizioni insistono sugli effetti che essa produce sui parametri demografici e sulle dinamiche di popolazione (vedi Van Horne, 1983; Pulliam, 1988; Runge et al., 2006). Misurare e valutare la qualità degli habitat in funzione del loro ruolo nella biologia di una specie, è spesso difficile. Diverse ricerche hanno dimostrato che la qualità dell’habitat in un frammento determina i modelli di distribuzione di popolazioni spazialmente strutturate (Mortelliti et al., 2010b; Thomas et al., 2001) e che i concetti di frammentazione e qualità degli habitat sono spesso complementari (Mortelliti et al., 2010b). Bisogna fare attenzione, nell’elaborazione del disegno sperimentale e nelle successive analisi, a separare il contributo indipendente delle risorse dal ruolo della geometria del frammento e, successivamente, verificare l’interazione tra risorse del frammento e le caratteristiche geometriche.

L’obiettivo di questo studio è in primo luogo, capire quali risorse giocano un ruolo chiave nella determinazione di parametri demografici strettamente connessi alla qualità degli habitat come la

fecondità e la densità, in secondo luogo, valutare il ruolo che tali risorse hanno nelle dinamiche di popolazione e nei modelli di distribuzione di quattro specie di roditori forestali (*Muscardinus avellanarius*, *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus* e *Myodes glareolus*) e, infine, forniregli strumenti per elaborare strategie di conservazione ottimali per le specie suddette in paesaggi agricoli, focalizzando le azioni di conservazione che massimizzano la persistenza delle popolazioni al minimo costo..

Per *M. avellanarius* l'area di studio include tre diversi paesaggi:

- il territorio del Comune di Fara Sabina, in Provincia di Rieti (11 siti);
- il territorio dei Comuni di Viterbo e Montefiascone, in Provincia di Viterbo (9 siti);
- la Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone in Provincia di Viterbo, considerata come area di controllo, in quanto continuum ambientale non frammentato (10 griglie).

Per il topo selvatico, il topo selvatico a collo giallo e l'arvicola rossastra:

- il paesaggio di Viterbo (29 siti);

Tutti i paesaggi indagati sono caratterizzati da un elevato livello di perdita di habitat (meno del 20% di copertura forestale) e di frammentazione.

Per paesaggio, in questo studio, si intende un'area definita e delimitata arbitrariamente di forma quadrata (16x16 Km), all'interno della quale sono stati individuati dei frammenti in modo tale che per ognuno di essi fosse prevista una replica spaziale, sia all'interno del singolo paesaggio che tra paesaggi differenti.

Le analisi sono state condotte su dati di presenza/assenza (CMR) 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, e sui dati di densità e fecondità mediante modelli di regressione lineare. In entrambi i casi i modelli sono stati selezionati seguendo l'"information-theoretic approach" basato sul calcolo degli AIC (*Akaike Information Criteria*).

Dai risultati ottenuti, emerge che la presenza e la densità di *M. avellanarius* sono determinate dal grado di maturità arborea e dal numero di frammenti connessi a ciascun frammento; i processi di colonizzazione, invece, sono regolati dall'ammontare di habitat forestale che circonda i frammenti occupati dalla specie e dalla loro configurazione spaziale, mentre quelli di estinzione risentono della dimensione dei frammenti e dell'abbondanza di specie arbustive i cui frutti rientrano nella dieta abituale; sulla fecondità, infine, incidono negativamente le variabili esplicative dell'abbondanza di risorse trofiche e i valori di densità della specie stessa.

Per *A. flavicollis* l'abbondanza di risorse (produzione di ghiande, abbondanza, ricchezza e diversità di specie arbustive) incide fortemente nello spiegare i valori di densità registrati, mentre la

connettività assume rilevanza nei confronti della probabilità di estinzione. I modelli elaborati riguardo la fecondità per *A. flavicollis*, non hanno fornito un quadro chiaro sulle variabili che influenzano questo parametro e sul loro relativo peso. Con ogni probabilità le variabili considerate hanno un ruolo marginale nel determinare i processi riproduttivi della specie.

Le dinamiche di colonizzazione/estinzione in *A. sylvaticus* sembrano influenzate rispettivamente dalla connettività e dalla produzione di ghiande. Per questo roditore, la produzione di ghiande dimostra di avere affetti positivi sull'attività riproduttiva, ma negativi sui valori di densità. Nessuna delle variabili prese in considerazione ha mostrato una correlazione con la probabilità di colonizzazione di *M. glareolus*, mentre le dimensioni del frammento e il numero di siepi ne condizionano la probabilità di estinzione. Questa circostanza, unitamente alla riduzione della capacità riproduttiva nelle aree in cui le densità di *A. flavicollis* e *A. sylvaticus* sono più elevate, fa supporre l'esistenza di una competizione interspecifica che sfavorisce il cricetide.

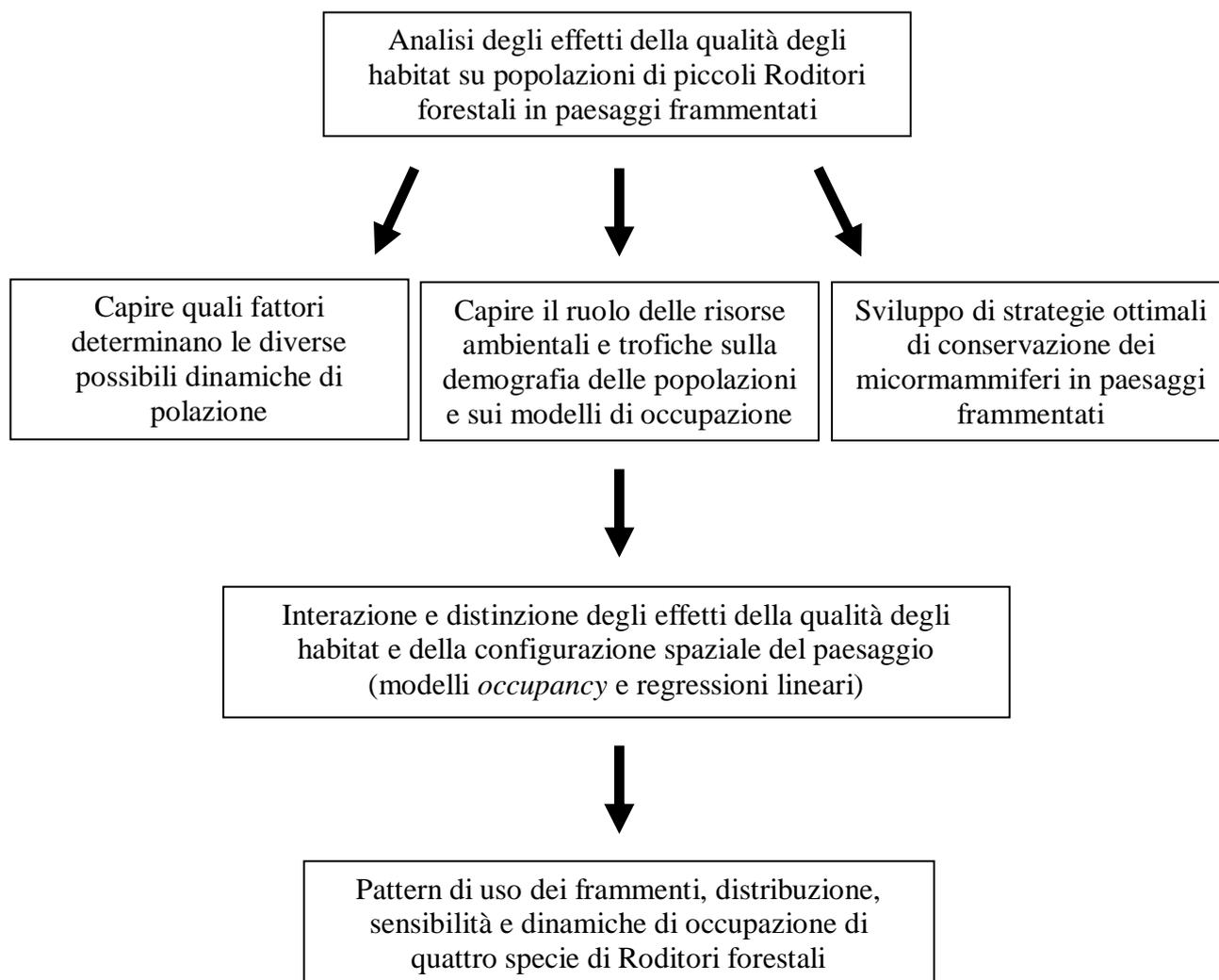


Fig. A. Schema degli obiettivi della ricerca e sommario delle ipotesi testate.

Abstract

Habitat fragmentation process and their quality surveying are among the most important matters concerning conservation Biology. Landscape fragmentation or “habitat” fragmentation is one of the main causes of biodiversity decline (Fahrig, 2003, Foley *et al.*, 2005).

The habitat fragmentation concerns four different circumstances:

- habitat loss;
- habitat subdivision;
- habitat degradation;
- connectivity break.

The first two phenomenons usually coexist in most of real landscapes and are very difficult to recognize because both can be observed contemporaneously in fragmented landscapes. Habitat degradation leads to a gradual worsening of the habitat quality and it can occur independently of the habitat loss and fragmentation, even if it can be eased by these last two circumstances (Mortelliti *et al.*, 2010b). Connectivity refers to the landscape permeability level to the individuals transfers among the different habitat fragments (Taylor *et al.*, 1993).

We can consider the habitat quality to be the environment ability to promote the endurance of the individuals and the population (Hall *et al.*, 1997), anyway there are also some definition based on the effects the habitat quality produces on demographical parameters and the population dynamics (Van Horne, 1983; Pulliam, 1988; Runge *et al.*, 2006). It is very difficult to evaluate and take into consideration habitat quality according to their role in the biology of a species. Different researches show that the habitat quality in a fragment determines the patterns of distribution in spatially structured populations (Mortelliti *et al.*, 2010b; Thomas *et al.*, 2001) and that habitat fragmentation and habitat quality are often collateral concepts (Mortelliti *et al.*, 2010b).

During the processing of the experimental project and the following analysis, it's important to pay attention to the separation of the independent contribute of environmental resources from the fragments spatial configuration role and, then, to the check of the interaction between the fragment resources and geometrical characteristics.

Firstly, by this study, we would like to understand which resources play a key-role in determining demographical parameters strictly connected to the habitat quality such as fecundity

and density, secondly we want to evaluate the role of resources abundance in population dynamics and patterns of distribution of four species of forestry rodents (*Muscardinus avellanarius*, *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus* e *Myodes glareolus*) and, in the end, to give the instruments to elaborate the best conservation strategies for this species in agricultural landscapes, focusing on conservation actions that can optimize the population endurance with lowest costs.

M. avellanarius has been studied in three different landscapes:

- the area of Fara Sabina, in Rieti district (11 siti);
- the area of Viterbo e Montefiascone, in Viterbo district (9 siti);
- the Regional Natural Reserve “Selva del Lamone” in Viterbo district, considered as a check area because it is a not fragmented environmental continuum (10 grids).

Apodemus flavicollis, *A. sylvaticus* and *Myodes glareolus* in:

- Viterbo landscape (29 patches);

All these landscapes are characterized by a high level of habitat loss (less than 20% of forestry cover) and fragmentation.

In this work we call “landscape” an arbitrarily well defined and delimited area square shaped (16x16 Km), where we have distinguished some fragments in order that for each of them there would be a spatial repetition into the landscape itself and among different landscapes.

Analisis are based on presence/absence data using occupancy models by MacKenzie *et al.* (2002, 2003) based on progressing survey that allow to understand the capture probability of a species and to focus the false absences, and linear models are fitted to density and fertility data. Patch and landscape scale metrics together with patch internal structure and resource availability were used as predictor variables.

In both cases the models have been chosen following the “*information-theoretic approach*” based on AIC evaluation (*Akaike Information Criteria*).

According to the results, *M. avellanarius* presence and density are determined by patch maturity level and by the number of fragments connected to each fragment; colonization processes, instead, are regulated by the forestry habitat around the fragments occupied by the species and their spatial configuration, instead the extinction processes depend on patch size and the abundance of bush species producing fruits that are part of rodents' diet; in the end, fecundity is negatively influenced

by the abundance of food resources and the density values of the species itself.

Concerning *A. flavicollis*, the abundance of resources (acorn production, abundance and variety of bush species) is very important to explain the density values collected, while connectivity becomes important for extinction probability. Regarding fecundity, the models we have elaborated don't show clearly which variables influence this parameter. Probably, they have a low influence on the reproduction process of this species.

Colonization/extinction dynamics in *A. sylvaticus* seem to depend, respectively, from connectivity and acorn production. In fact acorns seem to have positive effects on this rodent reproduction, but have negative ones on density values.

Neither of the variables we have considered seem to influence *M. glareolus* colonization probability, on the contrary, the patch size and the number of hedgerows influence its extinction probability. This condition, together with the reduction of reproduction ability in the areas where *A. flavicollis* and *A. sylvaticus* densities are more elevated, presumes the existence of an inter-species competition that penalises the bank vole.

1. Introduzione

Il processo di frammentazione degli habitat e la misurazione della loro qualità sono tra i temi più importanti che concernono la Biologia della conservazione.

La frammentazione è considerata una delle principali cause di perdita di biodiversità (Fahrig, 2003; Foley *et al.*, 2005) e tra i fattori più importanti che determinano il cambiamento del paesaggio (Fischer e Lindenmayer, 2007; Mortelliti *et al.*, 2011). Inoltre, essa è ritenuta la causa di estinzione più grave per i Mammiferi, che colpisce quasi il 40% delle specie (Mortelliti *et al.*, 2010a; Schipper *et al.*, 2008). È indubbio però che la sua influenza si estenda anche su altri gruppi tassonomici, come Uccelli (Andrén, 1994; Recher, 1999), Rettili (Gibbons *et al.*, 2000), Anfibi (Stuart *et al.*, 2004), invertebrati (Didham *et al.*, 1996) e piante (Hobbs e Yates, 2003).

La frammentazione è un processo di origine antropica che negli ultimi decenni ha subito una forte accelerazione, trasformando anche quei paesaggi nei quali si era instaurato un equilibrio tra i modelli antropici di sfruttamento delle risorse e gli ecosistemi naturali (Turner, 2005). Essa agisce su diverse scale e può generare molteplici effetti, sia a livello locale che regionale. Tali effetti non sono necessariamente negativi e dipendono dalla sensibilità e dalla capacità di adattamento delle specie (Fahrig, 2003; McGarigal e Cushman, 2002; Davies *et al.*, 2001).

Misurare e valutare la qualità degli habitat in funzione del loro ruolo nella biologia di una specie, è spesso difficile. Prove empiriche che la qualità dell'habitat di un frammento svolge un ruolo importante nel determinare il modello di distribuzione di una specie e nella regolazione della sua dinamica spaziale in paesaggi frammentati sono sempre più numerose (Mortelliti *et al.*, 2010b; Thomas *et al.*, 2001). È per questo che la frammentazione e la qualità degli habitat sono concetti tra loro interconnessi: il processo di degrado ambientale, che può essere generato o facilitato dalla frammentazione, può portare ad una variazione della qualità dell'habitat, creando di conseguenza un mosaico di frammenti caratterizzati da differenti livelli di idoneità (Mortelliti *et al.*, 2010b). In tal senso, fattori che influenzano in maniera determinante molteplici aspetti demografici delle popolazioni animali, sono le dimensioni dei frammenti e il grado di connettività/isolamento tra questi (Mortelliti *et al.*, 2011; Holland e Bennett, 2010).

La letteratura scientifica, sia sugli effetti della frammentazione sia sulla misurazione della qualità degli habitat, è ampia ma, nonostante, ciò i risultati acquisiti stentano a fornire gli strumenti adeguati per contrastare l'attuale ritmo con cui gli ecosistemi vengono alterati dalle attività antropiche (Lindenmayer e Fischer, 2007). In molti casi, l'uso di una terminologia vaga e inadeguata (Bunnell, 1999; Haila, 2002; Fahrig, 2003) e la scelta di variabili esplicative improprie (Van Horne, 1983;

Mortelliti *et. al.*, 2010b) ha portato a conclusioni errate e fuorvianti.

Per una sintesi delle principali definizioni adottate nel testo si veda l'Appendice A.

1.1 Frammentazione degli habitat: genealogia del concetto

In Ecologia, il concetto di frammentazione degli habitat è stato introdotto negli anni '70 del Novecento (Haila, 2002), ma l'origine dell'idea risale alla *Teoria della biogeografia insulare* di McArthur e Wilson (1967), secondo la quale la ricchezza di specie in un'isola oceanica è in funzione: 1) della sua area e distanza dalla terraferma o dall'isola sorgente più vicina e 2) dei tassi di colonizzazione di nuove specie e di estinzione di quelle già presenti.

L'accostamento degli assunti che caratterizzano questa teoria con il concetto di frammentazione degli habitat si è rivelato però erraneo per almeno tre motivi: a) l'analogia tra i frammenti e le isole oceaniche non prende in considerazione i meccanismi che presumibilmente rendono i frammenti "isole" e la plasticità ecologica di molte specie (Haila, 2002); b) la distribuzione di una popolazione in paesaggi frammentati è influenzata non solo dalle dimensioni e dalla distanza reciproca dei frammenti, ma anche dalle fluttuazioni naturali della sua consistenza numerica; c) la dimensione dei frammenti rappresenta la variabile fondamentale per spiegare la variazione del numero di specie attraverso un range di frammenti di dimensioni differenti, ignorando come l'eterogeneità delle condizioni ambientali (ad esempio, la qualità degli habitat) possa influenzarne abbondanza e composizione specifica (Haila, 2002). Inoltre, la *Teoria della biogeografia insulare* non fornisce risposte riguardo gli effetti della frammentazione sulle dinamiche di popolazione (Haila, 2002).

Negli anni '80, con la nascita dell'*Ecologia del Paesaggio*, l'assunto che l'omogeneità spaziale implica una costanza temporale (*Teoria dell'equilibrio*), viene soppiantato dall'idea di un paesaggio caratterizzato da una variabilità spazio-temporale, guidata dai processi tipici della *Teoria del non-equilibrio* operanti su differenti scale (Haila, 2002). Da allora, negli studi sugli effetti della frammentazione è posta particolare enfasi sulle modalità con cui un organismo percepisce l'ambiente (Haila, 1991): i frammenti di habitat non sono più accostati per analogia alle isole oceaniche, ma considerati in quanto immersi in un particolare tipo di contesto ambientale (Wiens, 1995). Come auspicato da Haila (2002), maggiore attenzione andrebbe rivolta all'analisi della matrice che circonda i frammenti di habitat. Infatti, anche se il paradigma "frammento = isola oceanica" è stato definitivamente superato, resta ancora da approfondire il ruolo svolto dalla matrice in paesaggi frammentati sulla percezione dell'ambiente da parte delle specie animali.

1.2 Definizioni e processi

La frammentazione è spesso definita come un processo nel corso del quale un habitat omogeneo di vasta estensione è trasformato in una serie di frammenti di minore superficie, separati l'uno dall'altro da una matrice di habitat diversi da quello originale (vedi Wilcove *et al.*, 1986) (Fig. 1).

Secondo Villard *et al.* (1999), invece, la frammentazione è un processo attraverso il quale un determinato tipo di habitat è parzialmente o completamente rimosso, così da alterarne la configurazione originale.

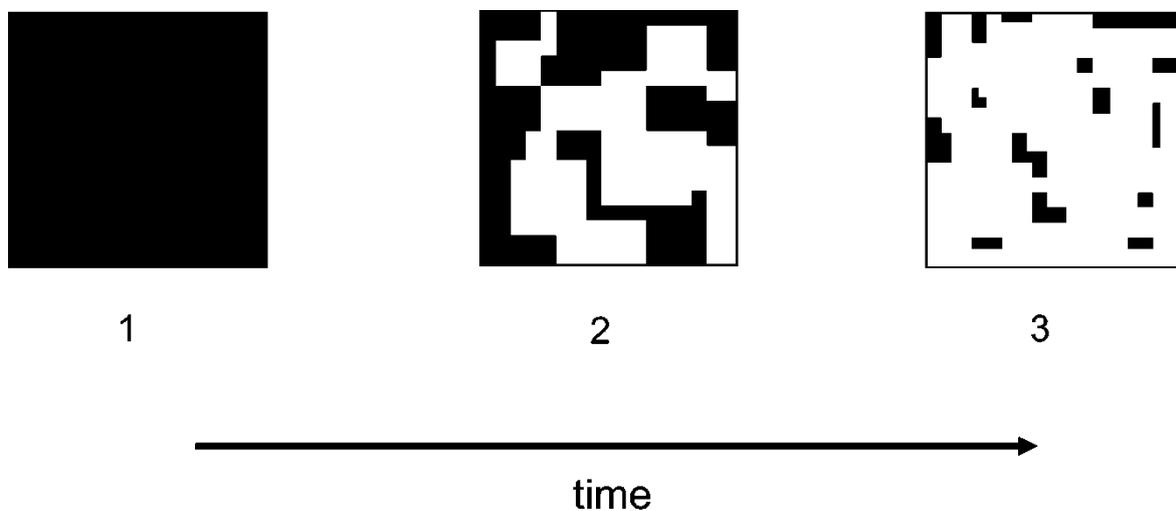


Fig. 1. Il processo di frammentazione. In nero è rappresentato l'habitat e in bianco la matrice (Fahrig, 2003).

Anche se denotano un approccio diverso, entrambe le definizioni possono essere ritenute valide. Infatti, per suddividere un ambiente omogeneo in più frammenti, deve essere inevitabilmente rimossa una certa quantità di habitat (Fahrig, 1997). Ciò può avvenire in diversi modi, portando a differenti configurazioni spaziali. Due paesaggi possono presentare la stessa quantità totale di habitat e differenziarsi nel modo in cui questo è distribuito (Fig. 2).

La configurazione di un habitat, o la sua alterazione, ha dimostrato di influenzare la presenza o l'abbondanza (Askins e Philbrick, 1987; Verboom *et al.*, 1991; Villard *et al.*, 1995), i movimenti (Wegner e Merriam, 1979; Wiens e Milne, 1989; Machtans *et al.*, 1996; Sutcliffe e Thomas, 1996), e la persistenza (Hanski *et al.*, 1994; 1995) di specie. Nonostante la frammentazione sia ampiamente considerata un processo degenerativo, alcune ricerche hanno evidenziato che essa può avere un effetto positivo sulla sopravvivenza delle popolazioni a scala di paesaggio, in quanto 1) in

presenza di disturbi locali asincroni, favorisce l'equilibrio tra due specie in competizione, creando un compromesso tra tasso di dispersione e abilità competitive (Levin, 1974; Slatkin, 1974; Atkinson e Shorrocks, 1981) e stabilizza la dinamica di una singola specie riducendo il rischio di estinzione simultanea dell'intera popolazione (den Boer, 1981); 2) determina la persistenza di un sistema predatore-preda, dato che l'esistenza di un numero maggiore di frammenti può aumentare il numero di siti di rifugio in cui le prede possono accrescersi e disperdersi, diminuendo il tasso totale di predazione (Huffaker, 1958; Levin, 1976; Kareiva, 1987; Roland, 1993).

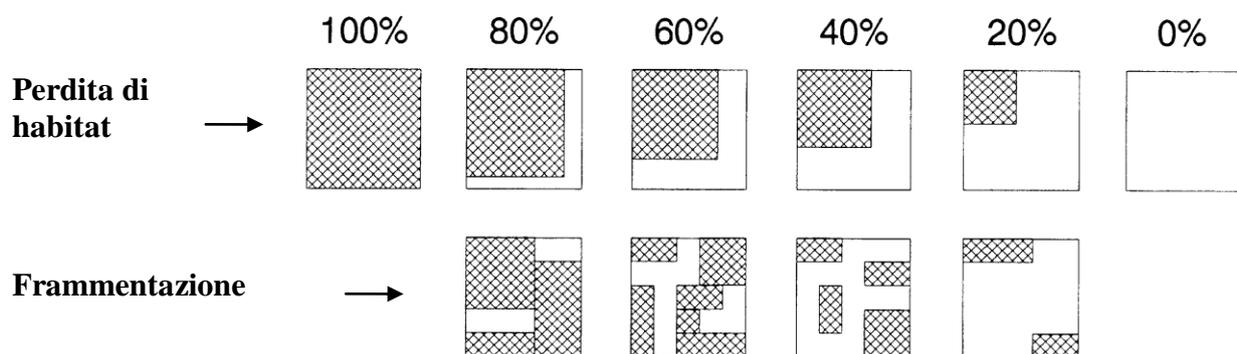


Fig. 2. Diversi gradi di rimozione dell'habitat da un paesaggio, con effetti diversi sulla configurazione spaziale dei frammenti: nella parte superiore della figura sono indicati paesaggi soggetti solo a perdita di habitat, nella parte inferiore paesaggi soggetti a "frammentazione". Modificato da McGarigal e McComb (1995).

Per frammentazione dell'habitat, si intendono almeno quattro fenomeni distinti, i quali però sono stati spesso confusi tra loro:

- **perdita di habitat**, un processo deterministico durante il quale si ha una diminuzione progressiva della disponibilità di risorse e di condizioni necessarie alla presenza e persistenza di una specie (Lindenmayer e Fischer, 2007) (Fig. 3);
- **frammentazione *per se***, il processo di suddivisione di un grande habitat in frammenti sempre più piccoli e più isolati tra di loro (Fahrig, 2003; McGarigal e Cushman, 2002) (Fig. 3);
- **degradazione dell'habitat**, il graduale deterioramento della qualità dell'habitat (Mortelliti *et al.*, 2010b);
- **interruzione della connettività**, ovvero il grado di permeabilità del paesaggio ai movimenti degli individui tra i frammenti (Taylor *et al.*, 1993).

Mentre i primi due possono essere considerati "la causa" del processo di frammentazione, i

secondi due ne costituiscono ” l’effetto”.

Per lo studio della frammentazione sono state proposte molte misure quantitative, basate sui quattro effetti principali che essa determina sul pattern di distribuzione dell’habitat (McGarigal *et al.*, 2002; Fahrig, 2003): 1) riduzione della quantità complessiva di habitat; 2) aumento del numero totale dei frammenti; 3) diminuzione delle dimensioni dei singoli frammenti; 4) aumento dell’isolamento dei frammenti.

Per distinguere gli effetti della perdita di habitat da quelli della frammentazione *per se*, l’uso di queste quattro misure quantitative è problematico in quanto esse sono spesso altamente correlate tra loro rendendo difficile la separazione tra i due processi (Fahrig, 2003; Lindenmayer e Fischer, 2007). Un approccio spesso utilizzato per controllare le correlazioni prevede il controllo statistico di queste variabili (McGarigal e McComb, 1995; Villard *et al.*, 1999; Koper *et al.*, 2007). Il miglior metodo, tuttavia, risulta essere quello sperimentale, scegliendo unità di campionamento (paesaggi) nei quali la quantità di habitat rimane costante mentre varia la configurazione spaziale dei frammenti (Bennett *et al.*, 2006; Radford e Bennett, 2007).

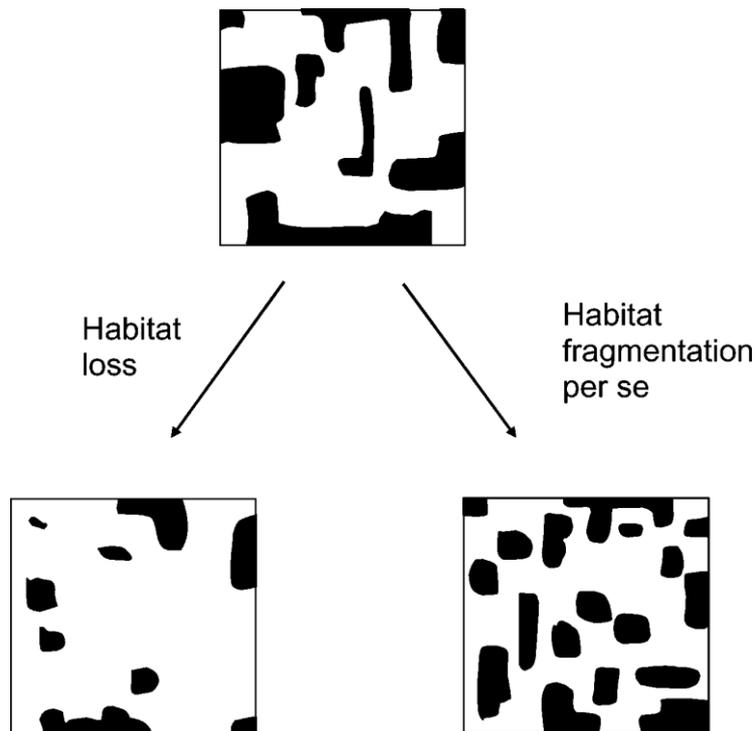


Fig. 3. La perdita di habitat e la frammentazione *per se* sono due processi distinti. Il primo consiste in una riduzione dell’habitat disponibile, il secondo in una suddivisione dell’habitat in frammenti sempre più piccoli e isolati (Fahrig, 2003).

1.3 Distinzione dei processi: perdita di habitat vs frammentazione *per se*

Negli studi di ecologia del paesaggio e della conservazione, la perdita di habitat è stato un aspetto lungamente sottovalutato tanto che, per molto tempo, il grado di frammentazione degli habitat è stato misurato semplicemente in funzione dell'ammontare di habitat residuo (Fahrig, 2003).

La perdita di habitat ha pesanti effetti negativi che possono essere rilevati da misure dirette della biodiversità, come la ricchezza di specie (Wettstein e Schmid, 1999; Gurd *et al.*, 2001; Schmiegelow e Monkkonen, 2002; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002), l'abbondanza di individui, la loro distribuzione (Hinsley *et al.*, 1995; Hanski *et al.*, 1996; Gibbs, 1998; Hargis *et al.*, 1999; Best *et al.*, 2001) e la diversità genetica (Gibbs, 2001).

È stato dimostrato come questo processo abbia effetti negativi sul tasso di accrescimento delle popolazioni (Bascompte *et al.*, 2002; Donovan e Flather, 2002), sulla lunghezza delle catene trofiche nelle comunità (Komonen *et al.*, 2000), sulle interazioni tra le specie (Taylor e Merriam, 1995), sul numero di animali specialisti di grandi dimensioni (Gibbs e Stanton, 2001), sul successo riproduttivo (Kurki *et al.*, 2000), sul foraggiamento (Mahan e Yahner, 1999), sulla dispersione degli individui (With e Crist, 1995; Pither e Taylor, 1998; With e King, 1999; Bélisle *et al.*, 2001) e sul tasso di predazione (Bergin *et al.*, 2000, Hartley e Hunter, 1998).

D'altro canto, studi empirici dimostrano che la frammentazione *per se* ha degli effetti sulla biodiversità molto più deboli rispetto alla perdita di habitat, che possono essere sia positivi che negativi (Fahrig, 2003).

Gli effetti negativi sono dovuti a due cause principali:

1) la frammentazione *per se* determina la formazione di un elevato numero di piccoli frammenti, al punto che ciascun frammento di habitat potrebbe essere troppo piccolo o troppo isolato per sostenere una popolazione locale o persino un territorio individuale; pertanto, quelle specie che necessitano di un territorio di dimensioni maggiori di quelle del frammento stesso, potrebbero trovare grandi difficoltà nell'attraversare la matrice (Fahrig, 2003), rimanendo quindi isolate nei frammenti, andando incontro a fluttuazioni numeriche di natura stocastica che, se associate a densità di popolazione particolarmente basse, potrebbero portare a fenomeni di estinzione locale;

2) il cosiddetto effetto margine (*edge effect*): a parità di habitat, paesaggi più frammentati hanno margini più sviluppati rispetto a paesaggi meno frammentati; questo aumenta le probabilità di contatto con specie competitive o predatori (provenienti anche dalla matrice), riducendo in definitiva la fitness della popolazione (Fahrig, 2002).

Molti autori concordano nel fatto che diversi degli effetti finora documentati, provocati dalla frammentazione *per se*, sono positivi (Fahrig, 2003). Molte specie richiedono più di una tipologia di habitat durante il loro ciclo vitale e un paesaggio frammentato, con un buon livello di eterogeneità ambientale, può meglio soddisfare le loro esigenze rispetto ad un altro caratterizzato da una maggiore continuità d'habitat (Law e Dickman, 1998; Pope *et al.*, 2000). Infine, ci sono specie generaliste che traggono vantaggio dall'effetto margine per via della maggior disponibilità di fonti trofiche che si accumulano ai margini dei frammenti (Carlson e Hartman, 2001; Kremsater e Bunnell, 1999; Laurence *et al.*, 2001).

In definitiva, perdita di habitat e frammentazione *per se* sono due fenomeni intimamente legati, che caratterizzano le dinamiche dei paesaggi naturali condizionati da attività antropiche. Evidenze sperimentali attestano tuttavia il ruolo prioritario operato dalla perdita di habitat come principale fonte di rischio, rispetto a quello, meno evidente e non necessariamente negativo, operato dalla frammentazione *per se* (McGarigal e McComb, 1995; Trzcinski *et al.*, 1999; Radford e Bennett, 2007; Mortelliti *et al.*, 2010c; Mortelliti *et al.*, 2011). È di fondamentale importanza quindi, il riconoscimento dei due fenomeni e la loro separazione, in quanto ciascuno di essi ha effetti diversi che richiedono misure gestionali differenti.

Per esempio, se la maggiore minaccia per una specie è la perdita di habitat, una misura di conservazione efficace può essere quella di aumentare l'ammontare totale dell'habitat a livello di paesaggio (McCarthy & Lindenmayer, 1999). Al contrario, se una specie è più sensibile alla suddivisione dell'habitat e al consequenziale isolamento si potrebbe aumentare la connettività strutturale tra i frammenti (mediante siepi o *stepping stones*) per facilitare la naturale dispersione oppure operare una "dispersione artificiale" attraverso dei programmi di traslocazione (Cooper *et al.*, 2002).

1.4 Qualità degli habitat

La degradazione dell'habitat è quel processo che porta ad un graduale deterioramento della qualità dell'habitat. Esso può verificarsi indipendentemente dalla perdita e dalla frammentazione dell'habitat, sebbene possa essere facilitato da questi ultimi due (Mortelliti *et al.*, 2010b). La maggior parte degli studi sulla frammentazione si sono concentrati sui processi di perdita di habitat e frammentazione *per se*, mentre il ruolo della qualità degli habitat nei paesaggi frammentati è stato trascurato, soprattutto a causa delle difficoltà nella scelta delle sue misure quantitative (Mortelliti *et al.*, 2010b). Tuttavia, ci sono sempre più studi che evidenziano il suo ruolo nel determinare i pattern

di distribuzione delle specie (Thomas *et al.*, 2001; Holland e Bennett, 2007; Mortelliti e Boitani, 2008), l'abbondanza delle popolazioni (Lloyd, 2008) e le dinamiche di colonizzazione ed estinzione (Franken e Hik, 2004).

Un importante ruolo della "qualità dei frammenti" nel determinare modelli di occupazione è stato dimostrato per le piante (Adriaens *et al.*, 2009), le farfalle diurne (Fleishman *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2001), le farfalle notturne (Summerville e Crist, 2004), altri insetti (Wettstein e Schmid, 1999; Heisswolf *et al.*, 2009), gli anfibi (Marsh e Trenham, 2001), gli uccelli (Verboom *et al.*, 1991; Lloyd, 2008), i piccoli mammiferi (Holland e Bennett, 2007), i primati (Arroyo-Rodriguez e Mandujano, 2006) e i carnivori (Virgos, 2001; Mortelliti e Boitani, 2008).

La qualità dell'habitat è stata definita come la capacità dell'ambiente di fornire le condizioni adeguate per la persistenza degli individui e della popolazione (Hall *et al.*, 1997). Van Horne (1983), invece, ha definito la qualità dell'habitat come la *fitness* individuale media per unità di superficie, quantificandola in funzione della densità, della fecondità e della sopravvivenza secondo la seguente funzione:

$$Q_j = \frac{\{[\sum_{xj} n_{xj} (l_{\alpha j} B_{xj} + P_{xj})] / \sum_{xj} n_{xj}\} (1/a_j)}{\sum_i \{[\sum_{xi} n_{xi} (l_{\alpha i} B_{xi} + P_{xi})] / \sum_{xi} n_{xi}\} (1/a_i)}$$

dove Q_j è la qualità relativa di habitat per una determinata specie, B_x è la fecondità di un individuo di x anni e l_α è la probabilità che la prole sopravviva fino a α , l'età riproduttiva. P è la probabilità di sopravvivere dall'età x all'età $x+1$, n è il numero di individui in ognuno degli i habitat ed a è l'area che comprende tutti gli individui campionati nell'habitat i -esimo.

Più tardi, nel suo lavoro sulla struttura *sink-source* delle popolazioni, Pulliam (1988) ha interpretato la qualità degli habitat in base alle dinamiche *source/sink*: negli "habitat *source*" (ad esempio, habitat di qualità superiore) le nascite superano i decessi e l'emigrazione supera l'immigrazione, mentre in "habitat *sink*" (ad esempio, habitat di qualità inferiore) i decessi superano le nascite e l'immigrazione supera l'emigrazione. Poiché le definizioni di cui sopra si applicano solo alle popolazioni all'equilibrio, Pulliam (1988) ha definito, più in generale, che sono popolazioni *source* quelle in cui, in un periodo di tempo relativamente lungo, c'è una "esportazione" netta di individui, mentre sono popolazioni *sink* quelle in cui vi è un'"importazione" netta di individui. Tutto ciò è riassunto nella seguente equazione:

$$\lambda = PA + Pj\beta$$

dove λ è il tasso di crescita di una determinata popolazione in un determinato habitat, PA e Pj sono i tassi di sopravvivenza di uno specifico habitat degli adulti (A) e dei giovani (J), β è il tasso riproduttivo pro-capite in un dato habitat. In un habitat *source* $\lambda > 1$, mentre in uno *sink* $\lambda < 1$. Questa definizione presuppone che le popolazioni sono in equilibrio e che la sopravvivenza è misurata dall'età pre-riproduttiva a quella pre-dispersione (non annualmente).

Come sostenuto da Runge *et al.* (2006), la definizione di Pulliam (1988) non include la mortalità durante l'emigrazione, tuttavia essa può avere un effetto profondo sulla crescita delle popolazioni spazialmente strutturate. Su tale base, Runge *et al.* (2006) hanno esteso il concetto di popolazioni *source-sink*, sottolineando il ruolo delle popolazioni locali in un contesto di paesaggio. Il contributo di Runge *et al.* (2006) è ben sintetizzato nella seguente equazione:

$$C^r = \Phi_A^{rr} + \sum_{s \neq r} \Phi_A^{rs} + \beta^r (\Phi_j^{rr} + \sum_{s \neq r} \Phi_j^{rs})$$

dove C^r è il contributo di un membro della sottopopolazione focale r alla popolazione spazialmente strutturata, Φ_A^{rr} è la sopravvivenza apparente di adulti che rimangono nella sottopopolazione r , Φ_A^{rs} è la sopravvivenza apparente di adulti che emigrano verso altre sottopopolazioni, β^r è il numero dei piccoli per adulto; Φ_j^{rr} è la sopravvivenza apparente di giovani che rimangono nella sottopopolazione r e Φ_j^{rs} è la sopravvivenza apparente di giovani che emigrano in altre sottopopolazioni. Se $C^r > 1$, la sottopopolazione focale contribuisce con più individui di quanti ne perde con la mortalità ed è quindi *source*. Se $C^r < 1$, la sottopopolazione focale perde più animali per la mortalità di quanti ne fornisce ed è dunque *sink*. L'aspetto cruciale di C^r è che fornisce una prospettiva più ampia e più realistica della dinamica *source-sink*: il termine C^r rappresenta l'utile netto per l'intero sistema e non solo per la popolazione (Runge *et al.*, 2006.).

Anche se la qualità dell'habitat è spesso vista come una delle principali cause delle dinamiche *source-sink* (Thomas e Kunin, 1999), queste potrebbero essere il risultato di diversi altri fattori (Kaweki, 2004).

In paesaggi frammentati, ad esempio, le proprietà geometriche dei frammenti hanno ripercussioni sulle popolazioni animali, incluso i parametri demografici quali la sopravvivenza e l'emigrazione (Hanski e Gaggiotti, 2004). Infatti, in questo caso entrano in gioco parametri come: a) la struttura spaziale che circonda il frammento focale (la disposizioni spaziale dei frammenti e la loro prossimità); b) le caratteristiche della matrice, compreso il rischio di predazione; c) la capacità percettiva di copertura o di dispersione dei singoli individui, che contribuisce a determinare la

possibilità di raggiungere un altro frammento (Schooley e Wiens, 2003).

Queste caratteristiche possono essere quantificate con una funzione di dispersione (Wiens, 2001), ma non sono legate alla qualità dell'habitat. Allo stesso tempo, anche se non vi è alcuna evidenza empirica, non si può escludere che i frammenti di elevata qualità producono individui sani che possono completare la dispersione con maggiore successo. In altre parole, distinguere il ruolo della qualità dell'habitat da quello della configurazione spaziale può essere abbastanza complicato (vedi Pöyry *et al.*, 2009 e Zheng *et al.*, 2009).

1.4.1 Misurazione della qualità degli habitat e dei frammenti

Per misurare la qualità degli habitat sono state utilizzate diverse metodologie, che considerano sia gli individui sia le popolazioni.

Un primo gruppo di metodi consiste nel misurare direttamente le caratteristiche degli habitat. In questo caso, si può fare una distinzione tra metodi che misurano la struttura dell'habitat (Santos *et al.*, 2008), metodi che prevedono la misurazione delle risorse limitanti (Matter *et al.*, 2009) e metodi che utilizzano la misurazione delle risorse trofiche (Johnson, 2007). In molti casi, la misurazione delle risorse come indice della qualità di un frammento può essere un buon compromesso, a condizione che il disegno sperimentale e la successiva analisi permettano di: a) separare il contributo indipendente delle risorse dal ruolo della geometria del frammento e b) successivamente verificare l'interazione tra risorse del frammento e le caratteristiche geometriche. Questo tipo di misurazioni possono essere facili per piccoli invertebrati, ma estremamente complesse per specie di vertebrati delle quali si conosce poco l'autoecologia di base. Inoltre, è importante essere cauti nell'interpretazione dei risultati dal momento che anche altri fattori chiave, diversi dalle risorse trofiche, possono giocare un ruolo cruciale (Mortelliti *et al.*, 2010b).

Mortelliti *et al.* (2010b) hanno evidenziato la relazione gerarchica tra i diversi livelli possibili di valutazione della qualità di un frammento (Fig. 4). Il primo livello (effetto sulla popolazione) fornisce la misura più accurata della qualità del frammento, a costo, però, di una misurabilità più complessa (vedi Franken e Hik, 2004) e di possibili effetti confondenti con le proprietà spaziali dei frammenti/paesaggi. Il secondo livello comprende la misurazione delle risorse chiave che possono giocare un ruolo nella determinazione dei parametri misurati nel primo livello, come la sopravvivenza, la fecondità e la densità. Il terzo livello (struttura dei frammenti) è il più facile da misurare, ma con una bassa precisione. Il secondo livello (risorse chiave), è probabile che sia il miglior compromesso per la maggior parte degli studi e sottolinea l'importanza degli studi di

autoecologia di base che aiutano a inquadrare in modo chiaro le esigenze delle specie *target* e a massimizzare la forza dei risultati ottenuti.

Un secondo gruppo è rappresentato da metodi in cui la qualità degli habitat è dedotta attraverso l'esame dei suoi effetti sulle popolazioni. Tali metodi sono più legati alla concettualizzazione e alla quantificazione di qualità descritte precedentemente e comprendono la misura dei tassi di riproduzione, sopravvivenza e crescita della popolazione (vedi Franken e Hik, 2004).

L'applicazione di questi metodi in studi sul campo è complessa su animali come i vertebrati e, soprattutto, è complicata dal fatto che le proprietà del frammento e/o del paesaggio possono avere un effetto significativo sulle caratteristiche della popolazione stessa.

Un terzo gruppo di metodi consiste in studi incentrati su misure distributive quali i modelli temporali di occupazione (Sergio e Newton, 2003). Anche in questo caso, il rischio di effetti confondenti con le proprietà del frammento/paesaggio è alto.

Un quarto gruppo di metodi di misurazione consiste nella misurazione delle condizioni individuali, come la morfologia e la fisiologia dell'individuo ed è stato applicato principalmente in studi sugli uccelli in paesaggi continui. La cautela nell'applicazione di questi metodi è giustificata dal fatto che: 1) la variazioni della condizione corporea può essere la causa della selezione dell'habitat piuttosto che la conseguenza; 2) la variazione della condizione corporea deve determinare una variazione nella riproduzione e nella sopravvivenza; 3) sono possibili effetti ritardati nel tempo (Johnson, 2007).

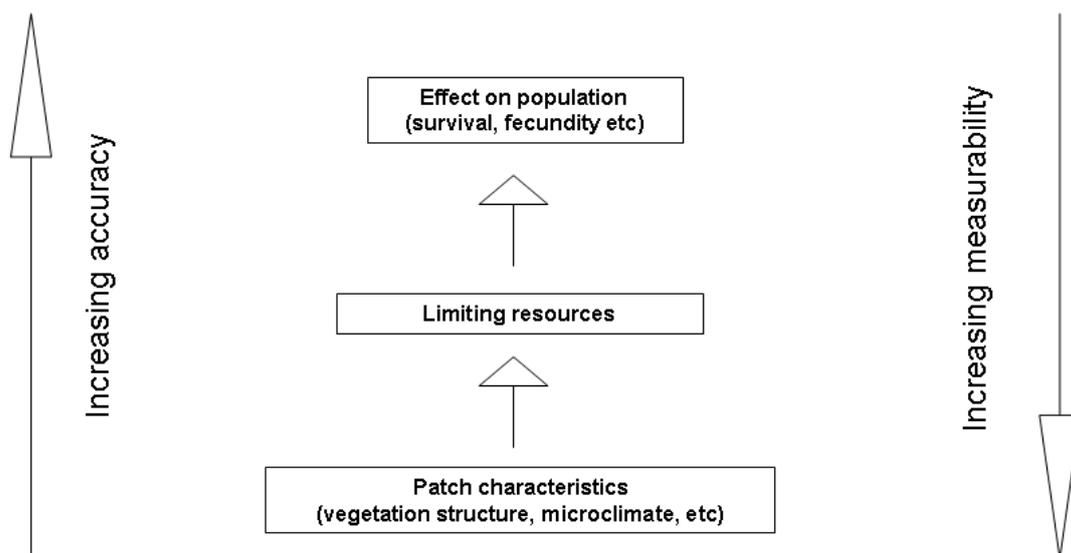


Fig. 4. Relazione gerarchica tra i diversi livelli possibili ai quali la qualità dei frammenti può essere valutata (da Mortelliti *et al.*, 2010b).

1.5 Connettività del paesaggio

Un ulteriore effetto della frammentazione è la diminuzione della connettività del paesaggio (Fahrig, 2003; Haila, 2002). 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:

- 1) la connettività strutturale, che prende in considerazione solo gli elementi di connessione fisica tra i frammenti che costituiscono il paesaggio;
- 2) 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 (Bascompte e Solé 1996; Mortelliti *et al.*, 2010c; Bright e Morris 1996; 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).

1.6 Popolazioni spazialmente strutturate

La quantità e la configurazione spaziale degli habitat in paesaggi frammentati sono fattori che condizionano inevitabilmente la distribuzione e le dinamiche delle popolazioni animali. Per lo studio delle popolazioni spazialmente strutturate in paesaggi frammentati, la *teoria delle metapopolazioni* rappresenta il paradigma ecologico più adoperato (Hanski e Simberloff, 1997).

Nella sua accezione più ampia - *un insieme di popolazioni locali interconnesse dal processo di migrazione* (Hanski e Simberloff, 1997) - il termine metapopolazione si adatta bene a molti contesti, ma la sua generalità ha portato ad un uso esagerato, e in definitiva poco informativo, di questo termine. Per poter parlare di metapopolazione, secondo Hanski e Gilpin (1991) è necessario che:

- a) l'habitat sia distribuito in frammenti discreti;
- b) le dinamiche delle popolazioni locali non devono essere sincronizzate;
- c) ci siano evidenze di processi di estinzione e colonizzazione locali;
- d) ci siano evidenze di processi di dispersione tra le popolazioni locali.

La maggior parte degli studi sui mammiferi utilizza la dispersione come evidenza sperimentale della presenza di una metapopolazione. Sebbene sia innegabile l'importanza del suo ruolo, da sola non può essere considerata un indicatore affidabile, ma va combinato con gli altri requisiti.

Elmhagen e Angerbjörn (2001) propongono due criteri meno restrittivi per i grandi mammiferi, ossia che le popolazioni locali riproduttivamente attive devono:

- a) risultare discrete;
- b) avere diversi tassi di crescita.

L'uso del concetto di metapopolazione, quindi, non è sempre supportato da evidenze empiriche, soprattutto nei mammiferi. A tal proposito Oliver *et al.* (2009) hanno evidenziato come solo cinque popolazioni al mondo di mammiferi, in cui è stata studiata la dinamica di popolazione, rientrano nei requisiti di metapopolazione classica (tra l'altro queste popolazioni appartengono tutte a specie di piccoli mammiferi).

Un'altra problematica è legata al fatto che, sebbene le dinamiche delle popolazioni spazialmente strutturate (ivi comprese le metapopolazioni), siano indiscutibile conseguenza delle variazioni dei principali parametri ecologici della specie indagata, sono relativamente pochi gli studi che esplicitano empiricamente questa dipendenza, con una chiara conoscenza dei dati di autoecologia di base.

Nel tentativo di fare chiarezza ed evitare un uso inappropriato del termine di metapopolazione, Harrison (1991) ha proposto quattro principali tipologie di dinamiche spaziali (Fig. 5):

- **Metapopolazione classica.** Insieme di popolazioni conspecifiche che persistono in equilibrio dinamico tra estinzioni e (ri)colonizzazioni (Levin, 1970).
- **Popolazioni *source-sink*.** Insieme di sottopopolazioni, in alcune delle quali (*sink*) avvengono estinzioni locali che non influiscono sulla persistenza regionale della popolazione perché mantenuta dalle emigrazioni provenienti dalle popolazioni sorgente (*source*) (Pulliam, 1988).
- **Popolazioni *patchy*.** Popolazioni distribuite in frammenti di habitat e/o in habitat variabili dal punto di vista spaziale e temporale. Gli alti tassi di dispersal tengono unite queste popolazioni in quella che si può considerare un'unica entità demografica; la probabilità di estinzione di popolazioni locali è quindi molto bassa e di conseguenza non possono essere considerate delle metapopolazioni.
- **Metapopolazioni non all'equilibrio.** È tipico di ambienti altamente frammentati in cui l'estinzione non è controbilanciata dalle ricolonizzazioni (Bolger *et al.*, 1997); le estinzioni locali sono parte di un processo più ampio di declino regionale determinato da processi quali la degradazione, la frammentazione e la riduzione dell'habitat.

Alcuni autori sono in disaccordo con l'utilizzo di queste categorie, in quanto il mondo naturale non presenta dei confini netti tra una tipologia e l'altra (Hanski e Gaggiotti, 2004). All'interno di un'area, ad esempio, una stessa specie può presentare contemporaneamente più di una dinamica di popolazione che rientri in queste categorie. D'altronde, in ecologia è sempre più riconosciuta l'importanza delle dinamiche di non-equilibrio delle popolazioni naturali, caratterizzate, appunto, da frequenti estinzioni locali e ricolonizzazioni (Akçakaya, 2002).

Anche se ogni popolazione locale può esistere solo per un periodo di tempo breve, l'intera popolazione può persistere per un lungo periodo, con un *pattern* di scambio continuo delle *occupancy* delle popolazioni locali, come se i frammenti si “spengessero” e “accendessero” in modo

alternato. Il rischio di estinzione di una popolazione locale è determinato da fattori quali la grandezza della popolazione, i parametri demografici (ad es., il tasso di fecondità e di sopravvivenza) e la stocasticità ambientale e demografica che causa variazioni in questi parametri.

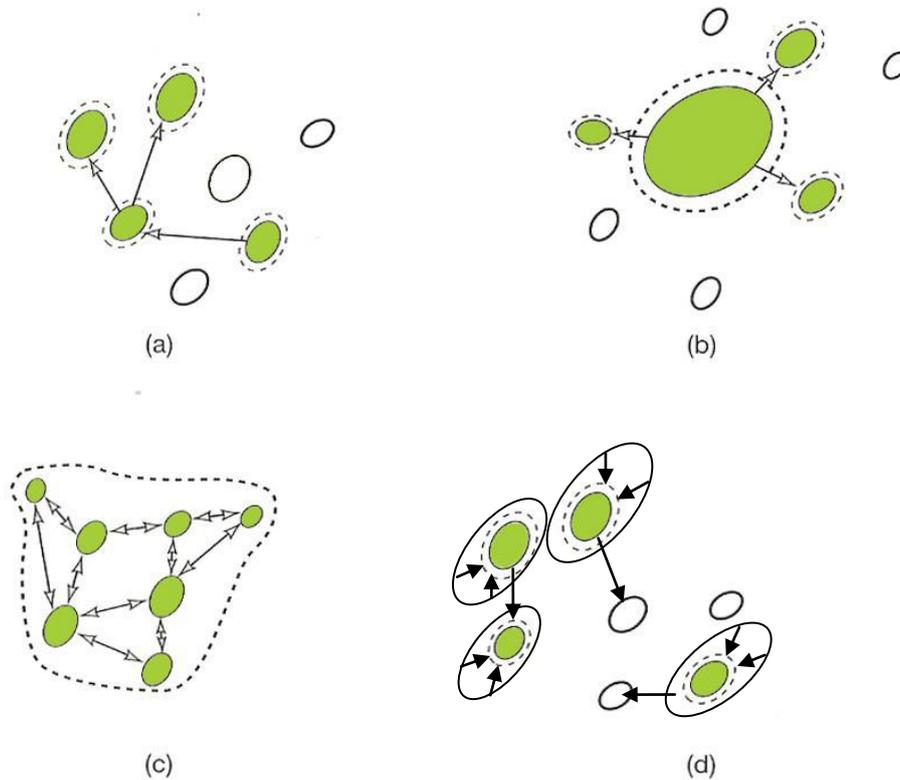


Fig. 5. Le tipologie di popolazioni spazialmente strutturate proposte da Harrison (1991). (a) Metapopolazione classica. (b) Popolazioni *source-sink*. (c) Popolazione *patchy*. (d) Metapopolazione non all'equilibrio. Mentre nelle figure a, b e c le frecce rappresentano solo il movimento degli individui tra le diverse popolazioni locali, nella figura d indicano anche una diminuzione delle dimensioni delle popolazioni, per un processo di declino regionale (vedi definizione di metapopolazione non all'equilibrio).

Il rischio di estinzione di un'intera popolazione spazialmente strutturata dipende, invece, non solo dai fattori che influenzano il rischio di estinzione di ogni singola popolazione locale, ma anche da altri fattori che operano a livello di "metapopolazione". Questi includono il numero e la configurazione spaziale dei frammenti di habitat che sono occupati dalle popolazioni locali, la somiglianza delle condizioni ambientali che le popolazioni sperimentano e la dispersione tra le popolazioni che può portare alla ricolonizzazione di frammenti localmente estinti (Akçakaya, 2002). Si tratta di vere e proprie proprietà che emergono quando il nostro sistema non è più costituito dalle singole popolazioni, ma da popolazioni spazialmente strutturate.

1.7 I piccoli Roditori come specie modello

Diversi studi si sono concentrati sulle dinamiche di popolazione di micromammiferi in paesaggi frammentati. Le specie strettamente legate alla vita sugli alberi, come ad esempio i marsupiali arboricoli, gli scoiattoli e i ghiri, sono spesso minacciati dalla perdita di habitat e dalla frammentazione *per se* (Lindenmayer *et al.*, 1999; Koprowski, 2005). In Europa, studi su singole specie hanno confermato questa ipotesi (vedi Bright *et al.*, 1994 per il moscardino; Rodriguez e Andr en, 1996 per lo scoiattolo comune; Capizzi *et al.*, 2003 per il ghiro). Per quanto concerne i Roditori terricoli, Bolger *et al.* (1997) e Van Apeldoorn *et al.* (1992) hanno evidenziato come sia la configurazione spaziale che la qualit  dei frammenti possono influenzarne la distribuzione. Inoltre,   stato evidenziato come la frammentazione e i processi ad essa collegati, causino cambiamenti nelle strutture delle comunit , con una riduzione della diversit  di specie e un aumento di quelle generaliste (Mill n *et al.*, 2003; Mitchel *et al.*, 2006).

In sintesi, la scelta di queste specie in studi di ecologia del paesaggio con particolare attenzione ai processi legati alla frammentazione   dovuta al fatto che:

- a) i piccoli mammiferi presentano una risposta pi  o meno intensa agli effetti della frammentazione a scala di *patch* e, grazie alla loro elevata densit  e alla loro facile contattabilit , permettono di ottenere un buon numero di dati demografici su cui fare inferenza (Bolger *et al.*, 1997);
- b) le tecniche di ricerca sul campo e l'ampia bibliografia dedicata alla biologia di base delle specie rendono particolarmente facile il reperimento dei principali dati demografici (Bright *et al.*, 2006; Morris, 2003; Bright & Morris, 1996; Plesner Jensen, 1993; Michel *et al.*, 2006; Juškaitis, 2008).

1.8 Finalit  del progetto e obiettivi della tesi

Questo lavoro fa parte di un progetto di ricerca pluriennale che, attraverso l'analisi di vari parametri demografici (come natalit , sopravvivenza, densit  di popolazione, fecondit , sex-ratio, struttura e consistenza di popolazione), ha come scopo quello di studiare l'ecologia di popolazione di quattro specie di micromammiferi forestali (*Muscardinus avellanarius*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*) in frammenti boschivi dell'Italia centrale.

La ricerca   suddivisa in tre tematiche:

1) Dinamiche di popolazione. L'obiettivo è quello di capire quali fattori intrinseci (bio-ecologia delle specie) ed estrinseci (caratteristiche del paesaggio) determinano l'instaurarsi delle diverse possibili dinamiche tipiche delle popolazioni spazialmente strutturate: *source-sink*, metapopolazione, popolazioni isolate o popolazioni continue.

2) Strategie di conservazione ottimali. Questa linea di ricerca è focalizzata sulla determinazione delle strategie di conservazione ottimali nei paesaggi agricoli, focalizzando le azioni di conservazione che massimizzano la persistenza delle popolazioni al minimo costo.

3) Ruolo della qualità degli habitat nei paesaggi frammentati. La terza linea di ricerca è focalizzata sul ruolo delle risorse ambientali e trofiche sulla demografia delle popolazioni.

L'obiettivo di questa tesi è incentrato principalmente sul ruolo della qualità degli habitat. In particolare il nostro sforzo è diretto a capire quali risorse giocano un ruolo chiave nella determinazione di parametri demografici strettamente connessi alla qualità degli habitat come la fecondità e la densità. Inoltre, alla luce di quanto riportato in Thomas e Kunin (1999) è nostra intenzione stabilire quali processi influenzano maggiormente le dinamiche di popolazione di queste specie, concentrandoci in prevalenza sui fattori che determinano gli eventi di estinzione e colonizzazione nei vari patch per ciascuna specie.

Come affermano diversi autori (Hanski e Gaggiotti, 2004; Mortelliti *et al.*, 2010b), in paesaggi frammentati le proprietà geometriche dei frammenti, anche se non sono legate alla qualità dell'habitat, hanno ripercussioni sulle popolazioni animali. Per questo motivo si è cercato di stabilire il loro effetto sui processi di colonizzazione/estinzione e sui parametri demografici, mantenendo separato il contributo indipendente delle risorse dal ruolo della geometria del frammento e, successivamente, verificando l'interazione tra risorse del frammento e le caratteristiche geometriche.

2. Specie modello

2.1 Moscardino

2.1.1 Sistematica

Il moscardino (*Muscardinus avellanarius* Linnaeus, 1758) è un Roditore appartenente ad un genere monospecifico della famiglia Gliridae Muirhead, 1819, sottofamiglia Leithiinae Lydekker, 1896. L'attribuzione a questa sottofamiglia piuttosto che ai Glirinae, come avveniva in precedenza, è stata suggerita da Montgelard *et al.* (2003) in base ad analisi sul DNA nucleare e mitocondriale. La specie è distinta in cinque sottospecie, in apparenza molto simili tra loro (Morris, 1999). Per l'Italia sono riconosciute due sottospecie (Storch, 1978):

- *Muscardinus a. avellanarius* Linnaeus, 1758;
- *M.uscardinus a. speciosus* Dehne, 1855.

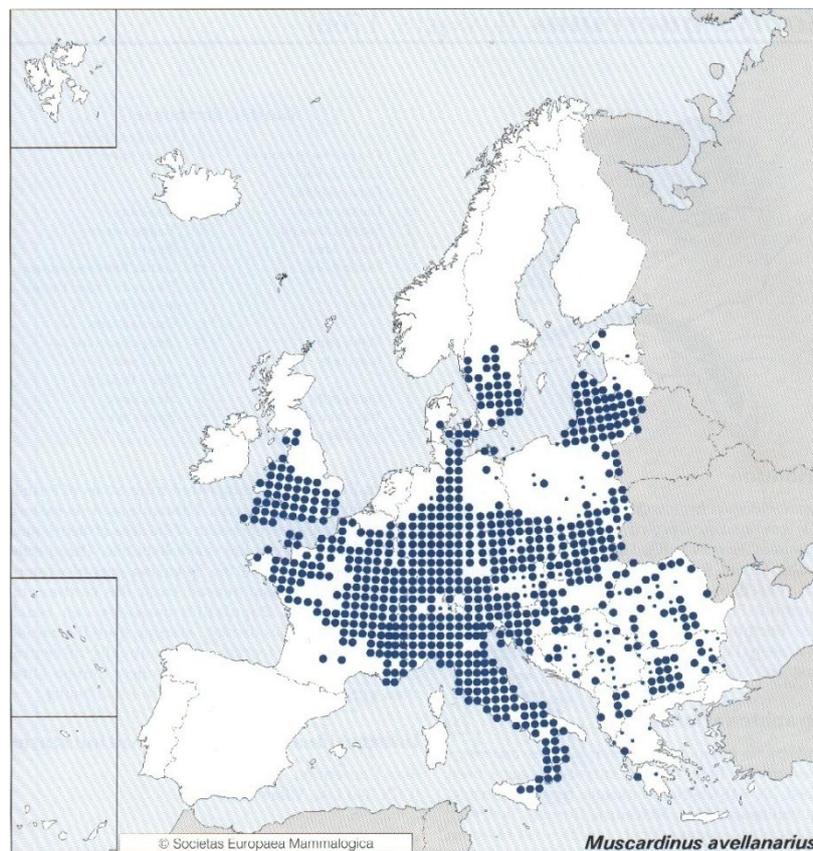


Fig. 6. Distribuzione geografica di *M. avellanarius* (da Mitchell-Jones *et al.*, 1999)

2.1.2 Distribuzione geografica

Il moscardino presenta una distribuzione Palearctica occidentale, dalla Russia europea alla Francia, a nord dalla Svezia, a sud fino alla penisola iberica (Pirenei), Peloponneso e Turchia settentrionale. Popolazioni insulari si trovano nell'Inghilterra meridionale, nell'Isola di Wight e a Corfù (Storch, 1978). In Italia, la specie è segnalata in tutta la penisola e nella Sicilia nordorientale (Amori *et al.*, 2008), risultando tuttavia rara o assente nella Pianura Padana, nel Salento e, in generale, in tutti le aree maggiormente antropizzate. È assente inoltre in Sardegna e nelle isole minori (Fig. 6).

2.1.3 Morfologia

Tra i Gliridi europei, il moscardino è quello che presenta le dimensioni del corpo minori. La coda è più corta del corpo, uniformemente pelosa e parzialmente prensile; le orecchie sono piccole ed arrotondate, prive di pelo, gli occhi sviluppati e prominenti. La colorazione di dorso e fianchi varia dal fulvo-giallastro al marrone-rossiccio, mentre il ventre è di color crema tendente al bianco. Le zampe anteriori hanno dita relativamente lunghe e provviste di cinque callosità allargate, le zampe posteriori hanno dita corte e larghe, con pollice rudimentale e privo di unghia, e con sei cuscinetti plantari allargati. Hanno otto mammelle, così distribuite: pettorali 1-1, ascellari 1-1, inguinali 2-2 (Amori *et al.*, 2008).

Caratteristica del genere è la forma del *glans penis*, che si presenta più corto dell'*os penis*. Quest'ultimo differisce da quello degli altri Gliridi italiani poiché è di dimensioni nettamente minori e non curvato (Kratochvil, 1973; Simson *et al.*, 1995).

Il cranio è subovale, con area occipitale arrotondata e profilo dorsale convesso. Il rostro è breve e le bulle si presentano poco sviluppate; la mandibola è robusta e presenta una tipica fenestrazione nel processo angolare (Amori *et al.*, 2008).

La morfologia dentale del genere *Muscardinus* è descritta da Ellerman (1940) e Toschi (1965). I molari presentano corona appiattita. Le file di molari superiori presentano un premolare di piccole dimensioni, con generalmente due creste. Il primo molare, di forma allungata, è molto più grande del secondo, con cinque creste oblique ben sviluppate. Le quattro depressioni che ne risultano sono molto ampie. Il secondo molare presenta sette creste trasversali, con depressioni più ridotte. Il terzo molare è simile al secondo, ma con dimensioni minori e creste meno sviluppate. I denti della fila molare inferiore presentano tutti sei creste, ad eccezione del premolare e del terzo molare, che presentano ambedue dimensioni ridotte. Il primo molare inferiore è meno allargato del superiore,

con creste meno oblique. La formula dentaria è la seguente:

I = Incisivi	1-1	0-0	1-1	3-3
C = Canini	I -----, C -----, PM -----, M ----- = 20			
PM = Premolari	1-1	0-0	1-1	3-3
M = Molari				

2.1.4 Riproduzione

La riproduzione del moscardino presenta una discreta variabilità. In gran parte dell'Europa comincia verso la fine della primavera e può proseguire per tutto il periodo estivo. Panchetti *et al.* (2004) hanno riscontrato delle differenze nei periodi riproduttivi in diverse località del Lazio, con differenti condizioni climatiche: in una faggeta collinare dei Monti Cimini è risultato compreso tra maggio e luglio, mentre in due località costiere caratterizzate da macchia mediterranea e bosco termofilo, si è concentrato nel periodo autunnale. In Sicilia gli atti riproduttivi possono avvenire durante tutto l'anno ma si concentrano in particolare nei mesi di novembre-dicembre ed in misura minore nei mesi di maggio-giugno (Sarà *et al.*, 2001).

Il potenziale riproduttivo del moscardino è piuttosto ridotto soprattutto se confrontato con quello di altri roditori di taglia simile. Le femmine possono effettuare fino a due parti all'anno, eccezionalmente tre, ma il parametro è influenzato dalle condizioni climatiche (Juškaitis, 2003a). La gestazione dura 22-24 giorni, il numero di piccoli per parto varia tra uno e otto, con valori medi che oscillano tra tre e cinque a seconda delle popolazioni (Gaisler *et al.*, 1977; Bright e Morris, 1996; Sarà *et al.*, 2001; Juškaitis, 2003a; 2003b). Lo svezzamento avviene in sei-otto settimane (Bright e Morris 1996).

2.1.5 Ecologia

Il moscardino è una specie tipicamente forestale, che abita i boschi e le siepi, soprattutto se provvisti di una adeguata diversità, sia strutturale sia in termini di composizione specifica (Bright e Morris, 1990; Bright e Morris, 1996; Bright *et al.*, 2006; Capizzi *et al.*, 2002). Frequenta soprattutto i boschi di latifoglie o misti, ma la si può ritrovare anche in boschi di conifere, qualora sia presente un abbondante sottobosco o radure con arbusti. È stato dimostrato che oculate pratiche forestali possono favorire la sua presenza (Bright e Morris, 1992). È diffusa dal piano basale fino a quote di media montagna; in Italia è segnalata fino a 1780 m, nel Parco Nazionale del Gran Paradiso

(Patriarca e Debernardi, 1997). È una specie notturna strettamente arboricola, che trascorre gran parte del tempo sui cespugli o sulle chiome degli alberi più bassi (Bright e Morris, 1991). L'uso di fili d'erba come materiale per la costruzione del nido dimostrerebbe anche una certa attività al suolo (Morris *et al.*, 1990), sebbene i risultati di studi condotti mediante trappolamenti e radiotelemetria suggeriscono che questa attività sia poco frequente (Bright e Morris, 1991; Capizzi, 1997; Amori *et al.*, 2008).

All'uscita dall'ibernazione invernale l'animale costruisce un nido sub-sferico di 8-15 cm di diametro nel folto dei cespugli, oppure all'interno di cavità degli alberi, in vecchi nidi di uccelli o di *Sciurus vulgaris* (Bright e Morris, 1991). Il nido è costruito con sottili strisce di corteccia di arbusti grossolanamente intrecciate, spesso accompagnate o parzialmente sostituite da fili d'erba, muschio e foglie. Il foro d'ingresso del nido è ben definito e ciò consente di distinguerlo da quello degli uccelli. Lo stesso individuo può costruire fino a quattro nidi, ma la maggior parte delle volte ne utilizza solo due (Bright e Morris, 1992). Il moscardino mostra una buona propensione ad occupare i nidi artificiali (*nestbox*), sia quelli predisposti per gli uccelli, sia quelli appositamente costruiti per lo studio di questo roditore che, a differenza dei primi, presentano il foro d'entrata rivolto verso il tronco.

L'inizio e la durata del periodo di ibernazione mostra profonde differenze nelle diverse popolazioni di questa specie. In generale, confrontando i dati dalla Sicilia alla Lituania, si può osservare come il periodo di ibernazione si allunghi all'aumentare della latitudine; analogamente, lo stesso avviene all'aumentare dell'altitudine. In gran parte dell'Europa continentale e nelle aree montane, l'ibernazione ha luogo dal tardo autunno fino a metà primavera (Amori *et al.*, 2008; Juškaitis, 2008). Negli ambienti mediterranei, invece, non si verifica un vero e proprio periodo di ibernazione, ma delle fasi di dormienza che si verificano nei periodi più freddi dell'anno e si protraggono per alcune settimane.

I nidi occupati durante l'ibernazione sono differenti da quelli utilizzati durante la fase attiva. Nell'Europa centro-settentrionale l'ibernazione avviene prevalentemente nel suolo, oppure in cavità, in ceppaie e all'interno di tane in disuso di altri roditori, mentre in Italia si è riscontrato l'uso di nidi aerei, tuttavia più compatti rispetto a quelli primaverili. L'occupazione delle cassette nido nel periodo dell'ibernazione non è infrequente in Italia (Amori *et al.*, 2008), mentre risulta più rara in altre parti dell'areale.

I movimenti degli individui sono piuttosto limitati. Bright e Morris (1991) hanno registrato spostamenti lineari medi per notte di 184 e 132 m, rispettivamente per i maschi e per le femmine. Spostamenti maggiori sono stati registrati nelle siepi, con valori medi di 295 m (Bright e MacPherson, 2002). Differenze tra sessi si osservano anche nelle dimensioni degli *home range*. In

Inghilterra, Bright e Morris (1991, 1992) hanno registrato valori medi compresi tra 0,45 e 0,68 ha per i maschi e tra 0,19 e 0,22 ha per le femmine. Dalla disposizione degli *home range* rispetto ai sessi degli individui è stata ipotizzata una organizzazione spaziale in cui lo spazio vitale dei maschi tende a sovrapporsi a quello di una o più femmine, e ad evitare sovrapposizioni con quello di altri maschi (Bright e Morris, 1992). In Lituania sono stati registrati valori medi degli *home range* pari a 1 ha per i maschi e 0,8 per le femmine (Juškaitis, 2008).

Come negli altri Gliridi, l'alimentazione è condizionata dall'assenza dell'intestino cieco, che rende impossibile la digestione di cibi ad alto contenuto in cellulosa. La dieta del moscardino pertanto si compone principalmente di fiori e frutti che si rendono via via disponibili durante il periodo di attività della specie, e, per brevi periodi, anche di invertebrati e uova di uccelli (Amori *et al.*, 2008). Gli studi condotti in Inghilterra ed in altri paesi europei mostrano che durante la primavera il moscardino si alimenta prevalentemente dei fiori di *Crataegus monogyna*, *Quercus* spp., *Acer* spp., *Lonicera* spp. e *Castanea sativa*. Durante l'estate, in mancanza di fiori e di frutti maturi, la specie si nutre anche di insetti, in particolare di afidi e di larve di lepidotteri. Con l'autunno, l'abbondanza di semi fa sì che essi diventino la fonte di cibo principale, in particolare quelli di *Taxus baccata*, *Viburnum* spp. e *Rubus* spp. Col sopraggiungere della loro maturazione, le nocciole diventano la fonte principale, mentre le ghiande sono consumate in misura inferiore, forse a causa dell'elevato contenuto in tannini che le rende di difficile digestione (Amori *et al.*, 2008).

Le popolazioni manifestano densità piuttosto basse. In base a studi condotti in Inghilterra, essa risulta compresa tra 3 e 11,9 ind/ha (Bright e Morris, 1990), mentre in Lituania uno studio pluriennale ha mostrato densità autunnali comprese tra 2,3 e 2,8 ind/ha e densità primaverili comprese tra 0,6 e 0,9 ind/ha (Amori *et al.*, 2008; Juškaitis, 2008). Anche in Italia sono state registrate densità autunnali superiori a quelle primaverili, con valori medi compresi tra 4,5 e 8,2 ind/ha (manca la citazione), mentre Sorace *et al.* (1999) hanno riscontrato densità massime di 6 ind/ha nell'Italia centrale.

I predatori naturali del moscardino sono principalmente rappresentati da Strigiformi (*Tyto alba*, *Strix aluco*) (Contoli, 1988) e Falconiformi (*Buteo buteo*) tra gli Uccelli, e i Carnivori tra i Mammiferi (*Vulpes vulpes*, *Martes foina*, *Felis silvestris*). L'amputazione della coda è spesso usata da questa specie per sfuggire all'attacco di un predatore. Il moscardino è una specie relativamente longeva, che in natura riesce a sopravvivere per 3-4 anni, eccezionalmente 5 (Amori *et al.*, 2008). Tra parassiti si annoverano Insetti Sifonatteri (*Ctenophthalmus nobilis*, *Megabithris turbidus*), Anopluri (*Schizophthirus pleurophaeus*) e Aracnidi Acari (*Radfordia oudemansi*, *Demodex moscardini*) (Toschi, 1965).

¹ La nomenclatura scientifica delle specie vegetali segue Pignatti (1982).

I dati sulla competizione con altre specie sono scarsi. Da una ricerca condotta in Sicilia (Sarà *et al.*, 2005) è stata ipotizzata un possibile competizione nell'utilizzo delle cassette nido nelle zone in cui la specie è sintopica con la cinciarella (*Parus caeruleus*); inoltre, lo stesso studio ha evidenziato che l'aumento di densità di una delle due specie provoca un calo di densità dell'altra. In località dell'Italia centrale (Palo Laziale, Burano e Orbetello) è stata riscontrata competizione con *Rattus rattus* per l'occupazione delle cassette nido (Amori *et al.*, 2008).

2.1.6 Status e conservazione

Il moscardino è protetto a livello nazionale dalla Legge 157/92, ed è incluso nell'elenco delle "specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa" dell'Allegato IV della Direttiva comunitaria 92/43 "Habitat". È incluso inoltre nell'Allegato III ("Specie di fauna protette") della Convenzione di Berna. Nella Red List dell'IUCN figura nella categoria "Least Concern" (Amori *et al.*, 2008; Panchetti, 2009).

In Italia la specie è abbastanza diffusa, anche se in Sicilia è considerato il mammifero terrestre più raro (Sarà *et al.*, 2000; 2001). In altri paesi europei presenta invece preoccupanti fenomeni di rarefazione, in particolare in Inghilterra dove tuttora è in fase di declino (Bright e MacPherson, 2002; Bright *et al.*, 2006).

I principali fattori di minaccia sono la perdita di habitat e, in misura minore, la frammentazione *per se* (Mortelliti *et al.*, 2010a; Mortelliti *et al.*, 2010b). Il ripristino dell'habitat perduto ed un'oculata gestione delle siepi, principali vettori di spostamento per questa specie tra un frammento ed un altro, sono di vitale importanza per garantire il flusso genico e la sopravvivenza di una popolazione in un paesaggio frammentato (Bright e MacPherson, 2002; Mortelliti *et al.*, 2011). Tuttavia, in paesaggi con meno del 10% di habitat forestale residuo, anche la presenza di lunghe siepi può avere un effetto limitato sulla probabilità di presenza di questo roditore (Mortelliti *et al.*, 2011). La forma di governo a ceduo può rappresentare la gestione forestale idonea per la conservazione della specie, purchè i turni siano sufficientemente lunghi (almeno 15 anni) e i tagli siano distribuiti nello spazio e nel tempo, in modo tale da garantire un mosaico di ambienti con diverse stadi di ricrescita del soprassuolo (Mortelliti *oss. pers.*).

2.2 Topo selvatico

2.2.1 Sistematica

Il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758) è un roditore terricolo appartenente alla famiglia dei Muridi Illiger, 1815 che, con i suoi 150 generi e 730 specie attualmente riconosciute, è a tutt'oggi la più ampia tra quelle dei Mammiferi (Musser e Carleton, 2005; Capizzi, 2008). Delle cinque sottofamiglie in cui Musser e Carleton (2005) suddividono il taxon, solo quella dei Murinae è rappresentata in Italia, dove è presente con quattro generi. Di questi, il genere *Apodemus* Kaup, 1829, è proprio delle zone temperate della Regione Palearctica e generalmente viene suddiviso in quattro sottogeneri (Nowak, 1999; Musser e Carleton, 2005; Capizzi, 2008). *A. sylvaticus* fa parte del sottogenere *Sylvaemus* Ognev & Worobiew, 1923. In Europa, sono state descritte circa trenta sottospecie di *A. sylvaticus*, di cui le seguenti sei sono segnalate in Italia (Capizzi e Filippucci, 2008):

- *A. s. sylvaticus* Linnaeus, 1758;
- *A. s. dichrurus* Rafinesque, 1814;
- *A. s. milleri* De Beaux, 1925;
- *A. s. hermani* Felter & Storch, 1970;
- *A. s. ilvanus* Kahmann & Niethammer, 1971.

2.2.2 Distribuzione geografica

Il topo selvatico è una specie Palearctica occidentale, distribuita in Europa, in Anatolia e nel Maghreb (Capizzi e Filippucci, 2008). In Europa è diffusa dalla Bielorussia e dall'Ucraina all'Irlanda, all'Inghilterra e all'Islanda, dalla Scandinavia alla Penisola Iberica e all'Italia. È presente anche in Africa settentrionale e in numerose isole del Mediterraneo, quali Corsica, Sardegna, Sicilia e Creta tra quelle maggiori, Elba, Giglio, Capri, Pantelleria, tra quelle minori (Amori, 1993; Capizzi e Santini, 2007) (Fig. 7).

2.2.3 Morfologia

L'aspetto è tipicamente murino, con orecchie sviluppate e occhi relativamente grandi, cranio con regione rostrale sviluppata e lungo diastema (Capizzi e Filippucci, 2008). Le caratteristiche morfologiche sono tuttavia molto eterogenee e possono variare ampiamente tra le popolazioni.

Inoltre, mentre in Europa centro-settentrionale la distinzione tra *A. sylvaticus* e *A. flavicollis* è agevole, sia a livello morfologico sia ecologico, procedendo verso sud si assiste ad una variazione clinale delle dimensioni opposta nelle due specie, grazie alla quale *A. sylvaticus* le incrementa e *A. flavicollis* le riduce e ad un aumento della valenza ecologica di *A. flavicollis*. Anche la macchia golare che, per la sua tipica forma di collare completo contraddistingue il Topo selvatico a collo giallo, in Europa meridionale diventa difficilmente utilizzabile come metodo di distinzione tra le due specie per il fatto che diventa sempre più simile a quella tipicamente allungata di *A. sylvaticus* (Capizzi e Filippucci, 2008). Diversi autori negli ultimi decenni, si sono occupati della distinzione sistematica tra *A. sylvaticus* e *A. flavicollis* nel sud Europa, ricorrendo a metodi diversi: analisi biometrica, analisi dei caratteri dentali, tentativi di incroci interspecifici, analisi del cariotipo, indice di fosfatasi alcalina, analisi elettroforetica di sistemi gene-enzima. Quest'ultimo sembra essere quello che offre le indicazioni più valide e non presenta limitazioni nella identificazione delle due specie (Capizzi e Filippucci, 2008; Filippucci *et al.*, 1989; Britton-Davidian, 1990; Vogel *et al.*, 1991; Mezhzherin e Zykov, 1991; Mezhzherin e Lashkova, 1992). Di recente è stata messa a punto una tecnica molecolare basata sull'estrazione del DNA da piccole porzioni di tessuto da animali vivi o conservati in etanolo, che, attraverso l'identificazione di *primers* specie-specifici, consente la classificazione delle tre specie italiane del sottogenere *Sylvaemus*, ossia *A. sylvaticus*, *A. flavicollis* e *A. alpicola* (Michaux *et al.*, 2001; Capizzi e Filippucci, 2008).

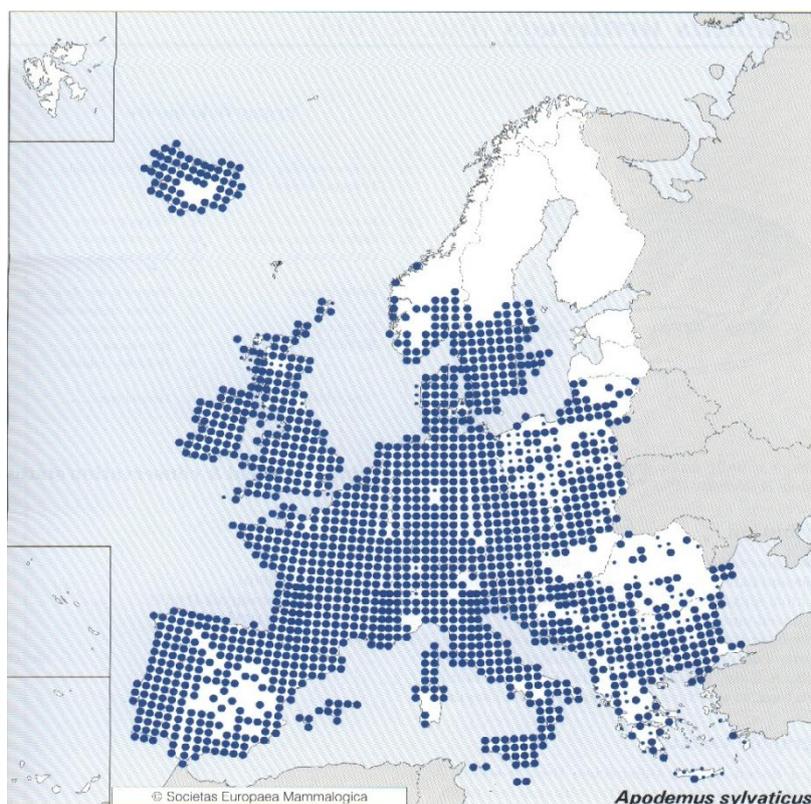


Fig. 7. Distribuzione geografica di *A. sylvaticus* (da Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

La colorazione della pelliccia di *A. sylvaticus* è variabile a seconda delle popolazioni (Capizzi e Filippucci, 2008): sulla zona dorsale può variare da grigio, grigio marrone, marrone con misto giallo o rosso, o color sabbia chiaro; le parti inferiori sono di colore bianco o grigio chiaro, spesso con riflessi gialli (Macdonald 1985; Nowak 1991; Parker 1990) e la linea di demarcazione fra la colorazione del dorso e quella del ventre non è generalmente ben marcata, a differenza di quanto si osserva in *A. flavicollis*. È quasi sempre presente una macchia più o meno allungata sul petto e tra le zampe anteriori di colore bruno-giallastro o arancio, tuttavia mai trasversale e che a volte sfuma verso l'addome (Capizzi e Filippucci, 2008). La parte dorsale dei piedi posteriori è di colore bianco.

La coda, che presenta anelli distinti in numero variabile da 120 a 190 (Niethammer, 1978), non è prensile (Macdonald 1985; Nowak 1991; Parker 1990) ed è lunga quasi quanto la lunghezza testa-corpo (Capizzi e Filippucci, 2008). È ricoperta da peli sparsi che non nascondono la pelle che è nettamente bicolore: scura superiormente e chiara nella parte inferiore. Alla base della coda è situata una ghiandola sebacea, assai sviluppata nei maschi, che secerne una sostanza biancastra. La struttura della ghiandola, esaminata in sezione trasversale, varia rispetto a *A. flavicollis* (Stoddart e Sales, 1985).

Il topo selvatico possiede tre paia di mammelle, due addominali e uno ascellare (Capizzi e Filippucci, 2008).

La formula dentaria è la seguente:

I = Incisivi	1-1	0-0	0-0	3-3
C = Canini	I -----, C -----, PM -----, M ----- = 16			
PM = Premolari	1-1	0-0	0-0	3-3
M = Molari				

2.2.4 Riproduzione

In gran parte dell'Europa continentale, l'attività riproduttiva va da marzo a inizio inverno, con un picco durante la stagione estiva e un'interruzione o una marcata riduzione invernale (Ashby, 1967; Birkan, 1968; Larsson *et al.*, 1973; Smal e Fairley, 1982; Flowerdew, 1991; Nowak, 1991). Nei paesi mediterranei l'attività riproduttiva si protrae invece da fine estate o inizio autunno a primavera (Saint Girons, 1972; Moreno e Kufner, 1988; Harich e Benazzou, 1990). Le femmine possono avere fino a quattro parti all'anno, con 4-7 giovani per parto, dopo un periodo di gestazione di 21-26 giorni (Nowak, 1991). Il numero di piccoli nei parti invernali è mediamente inferiore, probabilmente a causa del riassorbimento di alcuni embrioni (Baker, 1930; Smyth, 1966;

Flowerdew, 1991). I piccoli nascono ciechi e privi di pelo: il manto grigiastro tipico dell'abito giovanile inizia a formarsi intorno ai sei giorni di vita e gli occhi si aprono dopo circa 16 giorni (Flowerdew, 1991). L'allattamento dura 18-22 giorni, trascorsi i quali i piccoli sono indipendenti. Raggiungono la maturità sessuale dopo circa due mesi.

Le evidenze sui fattori che più influenzano la riproduzione non sono sempre concordi. Secondo alcuni Autori, temperatura e fotoperiodo sono i più importanti (Clarke, 1985), mentre, secondo altri, anche l'andamento della produzione di semi delle specie arboree (Smyth, 1966; Hansson, 1971; Le Louarne e Schmitt, 1972) e la competizione con specie affini come *A. flavicollis* (Montgomery, 1981; Flowerdew e Ellwood, 2001) giocano un ruolo fondamentale.

2.2.5 Ecologia

Il topo selvatico è una specie molto adattabile, che denota uno spiccato opportunismo sia nella scelta dell'habitat sia nelle abitudini alimentari (Capizzi e Filippucci, 2008). È diffuso dalla fascia mediterranea alle zone montane, dove può raggiungere quote prossime ai 2000 m s.l.m. in stretto rapporto però con la presenza di insediamenti o attività umane (Debernardi *et al.*, 2003). L'habitat ottimale è quello forestale, dove la copertura arborea offre riparo dai predatori e disponibilità di semi durante tutto l'anno (Capizzi e Luiselli, 1996; Marsh e Harris, 2000). È tuttavia in grado di vivere in diversi altri tipi di ambienti, quali siepi, incolti, parchi e giardini, coltivati (soprattutto cereali) (Loman, 1991; Rogers e Gorman, 1995; Tattersall *et al.*, 1997; Baker *et al.*, 2003). Nei campi coltivati a cereali, si possono raggiungere densità molto elevate in prossimità del periodo dello sfalcio o della raccolta (Tattersall *et al.*, 2001). Terminate tali operazioni, si assiste ad una vera e propria migrazione verso ambienti più congeniali e ad un incremento della pressione da parte dei predatori, con conseguente drastico calo della popolazione (Tew e MacDonald, 1993).

La specie tollera meglio di altri roditori forestali le operazioni di utilizzazione boschive, restando per parecchi anni dopo il taglio la specie dominante nelle tassocenosi murine (Capizzi e Luiselli, 1996).

Specie ad attività prevalentemente notturna, monomodale o, durante le notti di lunga durata, bimodale, può essere osservata in fasi più o meno consistenti di attività diurna all'interno delle gallerie o per lo più indotte dal trappolamento (Wolton, 1983; Halle, 1988; Flowerdew, 2000).

Le gallerie, scavate nel terreno e nella lettiera ad una profondità che varia da 8 a 18 cm di profondità, hanno un diametro di 3-4 cm e costituiscono un sistema assai articolato di cunicoli e di camere adibite a nidi o a depositi di cibo. Possono essere scavate da uno o più individui e, a volte, inglobare quelle scavate da altre specie (Capizzi e Filippucci, 2008). Ogni sistema di gallerie è

provvisto di numerosi fori d'uscita, che, a loro volta sono spesso ostruiti da foglie, rami o detriti (Flowerdew, 1991).

La dieta è principalmente granivora, con uno spiccato consumo di cibo di origine animale in alcuni periodi dell'anno, ma comprende anche radici, bacche, parti verdi di piante, frutti, corteccia e funghi (Hansson, 1985; Flowerdew, 1991). Crea ingenti scorte di semi all'interno delle gallerie soprattutto nel periodo autunno-invernale (Ashby, 1967; Jennings, 1975; Gurnell, 1985; Jensen e Nielsen, 1986; Flowerdew, 1991), contribuendo in questo modo alla propagazione di molte specie arboree.

La competizione a vari livelli con altre specie di Roditori forestali, soprattutto *Myodes glareolus* e *A. flavicollis*, è stata affrontata da diversi autori. Le interazioni competitive appaiono maggiori con *A. flavicollis*, col quale può entrare in concorrenza per le risorse trofiche in condizioni di scarsa disponibilità (Gurnell, 1985), che risulta predominante da un punto di vista comportamentale (Hoffmeyer, 1973; Montgomery, 1978). La simpatria con *A. flavicollis* può influenzare l'attività riproduttiva (Montgomery, 1981; Flowerdew e Ellwood, 2001).

I principali predatori del topo selvatico sono i Carnivori, gli Strigiformi e i Serpenti. L'attività prevalentemente notturna di *A. sylvaticus* lo preserva dalla predazione dei rapaci diurni (Flowerdew, 2000). Tra i Carnivori, i predatori maggiormente specializzati sono i Mustelidi, soprattutto *Mustela nivalis* (King, 1985; Flowerdew, 1991; Capizzi e Filippucci, 2008), mentre per quanto riguarda i rapaci notturni, *A. sylvaticus*, costituisce, insieme ad *A. flavicollis*, la fonte principale della dieta di *Strix aluco* e *Tyto alba* (Contoli, 1988).

Per quanto concerne i parassiti, in letteratura sono segnalate numerose specie appartenenti a diversi gruppi zoologici, quali i Cestodi, i Trematodi, i Nematodi, gli Acari, i Sifonatteri, e gli Anopluri (Milazzo *et al.*, 2005; Nieberding *et al.*, 2006; Klemmer e Krampitz, 1954; Flowerdew, 1991; Abu-Madi *et al.*, 2000; Milazzo *et al.*, 2008).

2.2.6 Status e conservazione

In Italia, il topo selvatico non è protetto da nessuna norma, né è inserito in alcuna convenzione internazionale o direttiva comunitaria (Capizzi, 2009a). È assai diffuso nelle aree rurali e forestali, dove può causare danni alle colture, soprattutto in serra, e alle semine forestali. È la prima specie a ricolonizzare le superfici forestali sottoposte a taglio colturale, risultando così più competitiva nei boschi cedui rispetto ad altri roditori forestali (Capizzi e Luiselli, 2006).

2.3 Topo selvatico a collo giallo

2.3.1 Sistematica

Il topo selvatico a collo giallo (*Apodemus flavicollis* Melchior, 1834) appartiene alla famiglia Muridae Illiger, 1815, sottofamiglia Murinae Illiger, 1815. Insieme ad *A. sylvaticus* e ad altre sette specie, fa parte del sottogenere *Sylvaemus* Ognev & Worobiew, 1923. Pertanto, dal punto di vista dell'inquadramento tassonomico del genere *Apodemus* Kaup, 1829 vale quanto detto riguardo al topo selvatico (vedi paragrafo 2.2.1).

Allo stato attuale delle conoscenze, sono state accertate cinque sottospecie di cui due in Italia (Capizzi e Filippucci, 2008):

- *A. f. flavicollis* Melchior, 1834;
- *A. f. geminae* von Lehmann, 1961.

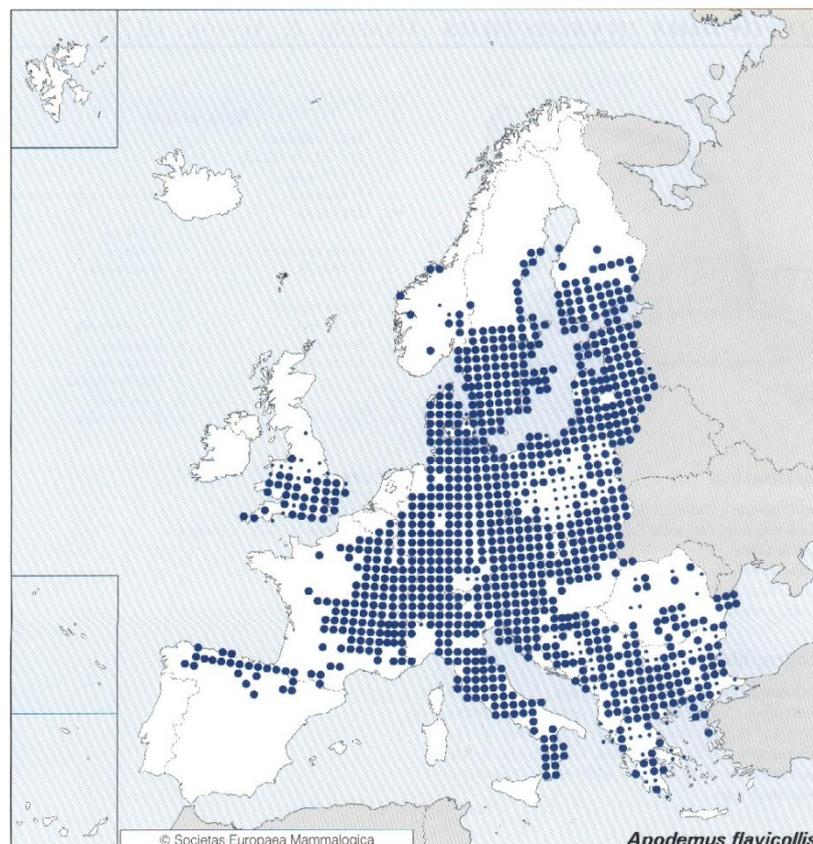


Fig. 8. Distribuzione geografica di *A. flavicollis* (da Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

2.3.2 Distribuzione geografica

È una specie a distribuzione Palearctica occidentale, diffusa in Europa dagli Urali alla Spagna settentrionale, e dalla Scandinavia meridionale alla Penisola italiana e ai Balcani, presente anche in Anatolia e nel Caucaso (Filippucci *et al.*, 1989; Filippucci *et al.*, 1996; Macholán *et al.*, 2001). In Italia è presente in tutto il territorio peninsulare ad eccezione delle aree maggiormente urbanizzate e coltivate, come la maggior parte delle aree costiere, della Pianura Padana e del Salento; assente in tutte le isole (Capizzi e Filippucci, 2008) (Fig. 8).

2.3.3 Morfologia

Tra le specie del sottogenere *Sylvaemus*, il topo selvatico a collo giallo è quella che raggiunge le dimensioni maggiori. Tuttavia le popolazioni dell'Europa meridionale hanno dimensioni ridotte rispetto a quelle centro-settentrionali.

Gli occhi sono relativamente grandi e sporgenti, le orecchie grandi e di forma ovale e comunque di dimensioni maggiori rispetto ad *A. sylvaticus*. La coda presenta anelli distinti in numero compreso tra 165-235 (Niethammer, 1978) e generalmente è più lunga del corpo, testa inclusa. È ricoperta di peli sparsi che non celano la pelle e si presenta bicolore ancor più nettamente che in *A. sylvaticus*, con la parte superiore scura e quella inferiore chiara (Capizzi e Filippucci, 2008). Alla base della coda è situata una ghiandola sebacea, assai sviluppata nei maschi, che secerne una sostanza biancastra. La struttura della ghiandola, esaminata in sezione trasversale, varia rispetto a *A. sylvaticus* (Stoddart e Sales, 1985).

Il pelo è bruno-arancio su dorso e fianchi, mentre la parte ventrale è biancastra con linea di demarcazione tra la parte dorsale e quella ventrale ben marcata. Caratteristica della specie è una macchia giallastra presente sul collo, che a seconda della sottospecie è più o meno ampia e può estendersi a mo' di collare. La parte superiore del piede posteriore è bianca.

Il cranio è piuttosto massiccio e non liscio, con regione rostrale sviluppata e lungo diastema e rilievi laterali negli adulti (Capizzi e Filippucci, 2008).

Il topo selvatico a collo giallo possiede tre paia di mammelle, due addominali e una ascellare (Capizzi e Filippucci, 2008).

La formula dentaria è la seguente:

I = Incisivi	1-1	0-0	0-0	3-3
C = Canini	I -----,	C -----,	PM -----,	M ----- = 16
PM = Premolari	1-1	0-0	0-0	3-3
M = Molari				

Morfologicamente, questa specie è assai simile al topo selvatico comune ed al topo selvatico alpino, coi quali vive in simpatria in gran parte del suo areale, ma rispetto ai quali presenta differenze a livello cranico e dentale e, più in generale, dimensioni maggiori dovute alla maggiore lunghezza della coda rispetto al corpo. Nell'ultimo decennio, la discriminazione tra le tre specie è stata resa rapida e affidabile grazie a una tecnica molecolare già accennata (vedi paragrafo 2.2.3) e meglio descritta in Michaux *et al.*, 2001.

2.3.4 Riproduzione

L'attività riproduttiva di *A. flavicollis* si diversifica a seconda dell'areale della specie: nelle popolazioni dell'Europa centro-settentrionale avviene tra febbraio-marzo ed ottobre, con rari casi nei mesi invernali in concomitanza di annate di abbondante produzione di semi di specie forestali (Flowerdew, 1991; Stenseth *et al.*, 2002); mentre nelle regioni mediterranee la riproduzione durante l'inverno è più frequente, come testimoniano le numerose catture di giovani individui in primavera (Capizzi e Filippucci, 2008). La riproduzione è anticipata di due-otto settimane rispetto a quella di *A. sylvaticus* nelle stazioni in cui le due specie sono simpatriche (Montgomery, 1980b).

Ogni femmina adulta può avere due o tre parti all'anno (Flowerdew, 1991; Stenseth *et al.*, 2002) e dare alla luce un numero di piccoli variabile tra uno e undici, con una media compresa tra 5,0 e 6,8 (Flowerdew, 1985). I piccoli nascono ciechi, sordi e privi di pelo e le fasi di crescita ricalcano sostanzialmente quelle descritte per il topo selvatico (vedi paragrafo 2.2.4).

2.3.5 Ecologia

Il topo selvatico a collo giallo è una specie strettamente legata agli ecosistemi forestali, presente sia in boschi di conifere sia di latifoglie, con preferenza per questi ultimi (Wolk e Wolk, 1982; Locatelli e Paolucci, 1998; Debernardi *et al.*, 2003). Predilige i boschi maturi, evitando comunque quelli molto giovani o gli stadi iniziali dei cedui (Montgomery, 1985; Capizzi e Luiselli, 1996; Marsh *et al.*, 2001). Può tuttavia frequentare anche arbusteti aperti e habitat secondari. La sua distribuzione nelle aree boschive di grandi dimensioni è legata alla produttività e alla distribuzione spaziale delle specie arboree a disseminazione barocora, soprattutto querce e noccioli (Juškaitis, 2002).

È una specie terricola, ma ama arrampicarsi, alla ricerca di cibo o per spostarsi, sui rami della

piante arbustive ed arboree, giungendo talvolta sino alla cima degli alberi più alti (Borowsky, 1962; Montgomery, 1980a, 1991). La si può trovare solitamente all'interno di cassette nido (Montgomery e Gurnell, 1985) posizionate sui tronchi o sui rami degli alberi.

Ha abitudini strettamente notturne, con un picco di attività concentrato nelle ore centrali della notte.

Scava gallerie nella lettiera e nel sottosuolo che possono raggiungere anche 1,5 m di profondità, ma in genere sono concentrate nei primi 50 cm di suolo (Montgomery, 1991), oppure occupa quelle scavate da altri micromammiferi, in particolare *Myodes glareolus* (Amori *et al.*, 1986c). Il nido è ricavato all'interno delle gallerie, in camere allestite con foglie e piume e, specialmente in inverno, lo stesso nido può essere utilizzato da più individui. All'interno delle gallerie, in apposite camere-magazzino, accumula grandi quantità di semi di piante arboree e anche invertebrati. Tale comportamento è determinante per la dispersione dei semi di molte specie arboree, specialmente nelle annate di abbondante produzione (pasciona), quando le scorte che eccedono il fabbisogno germinano nelle tane (Jensen, 1982; 1985).

La dieta è essenzialmente granivora, con il cibo di origine animale che assume importanza soprattutto nel periodo primaverile-estivo (Holisova e Obrtel, 1980; Obrtel e Holisova, 1983; Hansson, 1985).

Come già accennato (vedi paragrafo 2.2.5), *A. flavicollis* spesso vive in simpatria con altri roditori forestali, con i quali può entrare in competizione, sia per le risorse trofiche e il microhabitat. Ciò è più evidente con *A. sylvaticus* piuttosto che con *M. glareolus*. Infatti, la sovrapposizione della nicchia trofica tra i due *Apodemus* può raggiungere l'80% (Holisova e Obrtel, 1980). Tuttavia, in condizioni di simpatria, *A. flavicollis* sembra essere predominante nei confronti di *A. sylvaticus*, anche grazie al fatto che il suo *home range* è più ampio (Montgomery, 1979; Wolton e Flowerdew, 1985).

I principali predatori del topo a collo giallo sono i Carnivori, gli Strigiformi, e gli Ofidi. Tra i Carnivori maggiori predatori sono i Mustelidi, soprattutto *Mustela nivalis*, *M. erminea*, *Martes foina* e *M. martes* (King, 1985; Zalewski *et al.*, 1995; Jedrzejewski *et al.*, 1996; Capizzi, 2000). Tra i rapaci notturni il principale predatore è *Strix aluco*, mentre tra i Rettili particolare importanza rivestono i Colubridi e i Viperidi che frequentano l'habitat forestale (Capizzi e Luiselli, 1996; Capizzi, 1997).

I parassiti legati al topo selvatico a collo giallo sono in gran parte gli stessi di *A. sylvaticus* (vedi paragrafo 2.2.5), tuttavia per informazioni più approfondite si rimanda a Milazzo *et al.*, 2008.

2.3.6 Status e conservazione

Come il topo selvatico, il topo selvatico a collo giallo non è una specie protetta dalla legislazione italiana, né da convenzioni internazionali o direttive comunitarie. È molto diffusa nelle aree forestali, sebbene risulta essere maggiormente penalizzata, rispetto ad *A. sylvaticus*, nei boschi cedui appena utilizzati e nei soprassuoli nei quali le operazioni di taglio interessano periodicamente l'intera superficie. Incontra condizioni più favorevoli nei boschi assestati, laddove cioè le operazioni selvicolturali seguono uno schema dilazionato nello spazio e nel tempo (Gurnell *et al.*, 1992; Capizzi e Luiselli, 1996).

2.4 Arvicola rossastra

2.4.1 Sistematica

L'arvicola rossastra (*Myodes glareolus* Schreber, 1780) è un roditore terragnolo appartenente alla famiglia dei Cricetidi Fischer, 1817, che comprende 6 sottofamiglie e 130 generi (Musser e Carleton, 2005; Capizzi, 2008). Con circa 580 specie è la seconda famiglia di Mammiferi più numerosa. Delle 12 specie incluse nel genere *Myodes* Pallas, 1811 (Musser e Carleton, 2005), tre vivono in Europa e solo *M. glareolus* è presente in Italia. Le altre si trovano in America settentrionale, in Asia centrale, Cina e Giappone (Amori e Paolucci, 2008).

Le ampie variazioni di dimensione corporea e della lunghezza della coda, dei pattern dentali e del colore del mantello hanno portato alla descrizione di oltre 30 sottospecie, delle quali quattro presenti in Italia:

- *M. g. nageri* Schinz, 1845;
- *M. g. hallucalis* Thomas, 1906;
- *M. g. garganicus* Hagen, 1958;
- *M. g. curcio* von Lehmann, 1961.

Il quadro è però ancora incompleto in quanto manca una revisione approfondita che sia basata su criteri, oltre che morfologici, anche genetici (Amori, 2008).

2.4.2 Distribuzione geografica

L'areale dell'arvicola rossastra comprende la Regione Palearctica, dal lago Baikal, la Russia centrale, la parte settentrionale della Turchia, compreso il Kazakistan e i Monti Altai fino alle isole britanniche (Musser e Carleton, 2005). A nord si spinge fino alla Scandinavia ed al Circolo Polare Artico, mentre a sud raggiunge i Pirenei ma è assente nella parte centro-meridionale della penisola Iberica (Spitzenberger, 1999) (Fig. 9).

In Italia è presente in tutto il territorio peninsulare anche nella Pianura Padana, dove però risulta rara in ampie porzioni; assente nel Salento e in tutte le isole (Amori e Aloise, 2005) (Fig. 9).

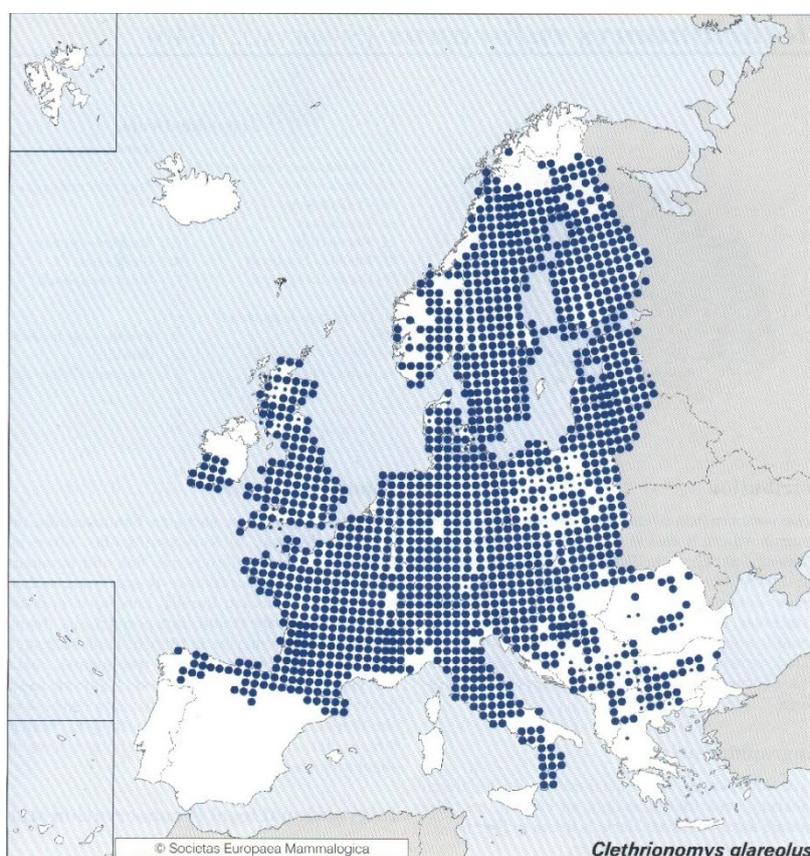


Fig. 9. Distribuzione geografica di *M. glareolus* (da Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

2.4.3 Morfologia

L'arvicola rossastra ha alcuni caratteri che ne facilitano il riconoscimento: la forma del cranio è arrotondata, gli occhi sono relativamente grandi, le orecchie superano in lunghezza il livello della pelliccia, la coda è lunga circa la metà della lunghezza del corpo e il piede posteriore possiede sei

callosità plantari. Il caratteristico colore rossiccio del dorso, variabile a livello individuale e a seconda della stagione, assume tonalità grigiastre sui lati del corpo per poi diventare biancastro sul ventre (Amori, 2008). Possiede quattro paia di mammelle: 1 pettorale, 1 ascellare e 2 inguinali.

La formula dentaria è la seguente:

$$\begin{array}{l}
 \text{I = Incisivi} \\
 \text{C = Canini} \\
 \text{PM = Premolari} \\
 \text{M = Molari}
 \end{array}
 \quad
 \begin{array}{cccc}
 1-1 & 0-0 & 0-0 & 3-3 \\
 \text{I -----, C -----, PM -----, M -----} & = & 16 & \\
 1-1 & 0-0 & 0-0 & 3-3
 \end{array}$$

2.4.4 Riproduzione

Il sistema di accoppiamento dell'arvicola rossastra può essere definito poligamo o anche promiscuo (Horne e Ylonen, 1998; Macdonald, 2001). Il territorio dei maschi (in particolare quelli dominanti) spesso si sovrappone con quello di più femmine, quindi tanto più grande è il territorio di ogni singolo maschio, maggiore è la probabilità che esso avrà di accoppiarsi con un ampio numero di femmine.

Il periodo riproduttivo è legato al fotoperiodo e va generalmente da aprile ad ottobre (Oksanen *et al.*, 2001), con un picco nel mese di giugno: in caso di annate particolarmente favorevoli o sfavorevoli in termini di presenza di cibo, tuttavia, la durata del periodo degli amori può espandersi da marzo a novembre o limitarsi ai soli mesi di maggio e giugno.

L'estro delle femmine dura circa quattro giorni (Oksanen *et al.*, 1999). La gestazione dura circa tre settimane: la prima gravidanza dell'anno dura solitamente di meno (18 giorni), mentre le successive (fino a cinque in un anno) hanno solitamente durata maggiore, poiché la femmina può rimanere di nuovo gravida mentre sta ancora allattando la figliata precedente e perciò molto probabilmente ritarda l'impianto degli ovuli nel proprio utero per evitare di partorire nuovamente mentre sta ancora accudendo i cuccioli (Macdonald, 2001; Koskela *et al.*, 1998). In prossimità del parto, le femmine divengono molto aggressive le une nei confronti delle altre e contraggono i confini del proprio territorio, evitando così di sovrapporre parte del proprio spazio vitale a quello di altre femmine. Il numero di piccoli per cucciolata varia da 1 a 10, con medie che oscillano tra quattro e otto (Macdonald, 2001; Oksanen *et al.*, 2001). I piccoli nascono ciechi, sordi e privi di pelo. I primi peli iniziano a crescere sul dorso a partire dal terzo giorno di vita, ma solo attorno alle 5 settimane di vita la peluria grigia giovanile lascerà il posto al manto definitivo. I cuccioli cominciano a sentire a partire dagli 11 giorni di vita, mentre a 12 giorni aprono gli occhi

(Macdonald, 2001). Lo svezzamento avviene dopo circa 20-25 giorni (Horne e Ylonen, 1998; Oksanen *et al.*, 1999; Macdonald, 2001; Oksanen *et al.*, 2001).

Studi hanno dimostrato che le popolazioni di arvicola rossastra hanno dei picchi di proliferazione ogni 3-4 anni, ai quali conseguono improvvisi e drastici cali numerici (Ferris-Kahn, 1995): questi sono dovuti al fatto che, in condizioni di stress da sovrappopolamento, le femmine ricorrono spesso all'infanticidio delle figlie femmine, mentre i piccoli maschi vengono il più delle volte risparmiati. La femmina può inoltre uccidere i cuccioli delle femmine dei territori vicini, così da evitare concorrenza sia per sé che per la propria progenie, mentre i maschi possono uccidere le nidiate per indurre l'estro nelle femmine (Koskela *et al.*, 1997; Koskela *et al.*, 1998; Horne e Ylonen, 1996).

2.4.5 Ecologia

L'arvicola rossastra vive soprattutto nei boschi, dal livello del mare sino ad oltre 2000 m di altitudine, ma la si può rinvenire anche in aree rocciose purchè ricoperte da arbusti (Amori, 2008). Di abitudini prevalentemente terricole, tuttavia è capace di arrampicarsi sugli alberi. È attiva soprattutto di notte e nelle ore crepuscolari, ma non è raro osservarla anche durante il giorno. Scava un complicato sistema di cunicoli e gallerie che utilizza sia come nido che come magazzino per l'accumulo di provviste.

La dieta è prevalentemente vegetariana a base di semi, di frutta, di funghi, di germogli di fiore e, più raramente, di radici e di bulbi, integrata talvolta con larve e adulti di insetti, vermi, lumache e altri invertebrati (Canova e Fasola, 1993).

Nelle aree dove l'arvicola rossiccia coabita col topo selvatico dal collo giallo (*Apodemus flavicollis*), è stata osservata una competizione interspecifica tra le due specie a livello di scelta di habitat a microscala (Amori, 2008), mentre Fasola e Canova (2000) hanno verificato una competizione interspecifica di tipo asimmetrico con il topo selvatico (*A. sylvaticus*), cioè la rimozione dall'area di studio di individui di *A. sylvaticus* provocava l'aumento della densità di popolazione di *M. glareolus*, ma non il contrario. Una peculiarità tra i Roditori, che l'arvicola rossastra condivide con le altre specie del genere *Myodes* è la territorialità delle femmine.

La maturità sessuale è raggiunta dopo 2-3 settimane nelle femmine e dopo 6-8 settimane nei maschi (Macdonald, 2001). Gli esemplari che si riproducono lo stesso anno della propria nascita generalmente non superano l'inverno, e questo è valido in particolare per le femmine. La longevità media è di 12-15 mesi, con la maggior parte degli individui che spesso non superano più di una stagione riproduttiva (Macdonald, 2001; Ostfeld, 1985).

I principali predatori di questo roditore sono diverse specie di Carnivori (*Vulpes vulpes*, *Martes* sp., *Mustela nivalis*, *Felis silvestris*, ecc.), alcune specie di rapaci notturni (*Strix aluco* e *Tyto alba*) e diverse specie di serpenti (cfr. Angelici e Luiselli, 1998; Amori, 2008). Per quanto riguarda i parassiti (ectoparassiti e endoparassiti), si rimanda ad Amori *et al.* (2000; 2008).

2.4.6 Status e conservazione

La specie non è protetta dalla legislazione italiana, né è inserita in alcuna convenzione internazionale o direttiva europea. Tuttavia appare vulnerabile sia alla perdita di habitat e alla frammentazione dell'habitat forestale che alle utilizzazioni forestali, soprattutto se effettuate su vaste superfici contigue e con turni brevi (Capizzi e Luiselli, 1996).

3. Materiali e metodi

3.1 Area di studio

Lo studio è stato condotto in Italia centrale, nel territorio della Regione Lazio. La raccolta dei dati demografici è avvenuta in aree diverse a seconda della specie target.

Per quanto riguarda il moscardino sono stati campionati tre paesaggi differenti:

- il territorio del Comune di Fara Sabina, in Provincia di Rieti (11 siti) (Appendice L1);
- il territorio dei Comuni di Viterbo e Montefiascone, in Provincia di Viterbo (9 siti) (Appendice L2);
- la Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone in Provincia di Viterbo, considerata come area di controllo, in quanto continuum ambientale non frammentato (10 griglie) (Appendice L3).

Per il topo selvatico, il topo selvatico a collo giallo e l'arvicola rossastra:

- il paesaggio di Viterbo (29 siti) (Appendice L4).

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 (Appendice A). Tutti i paesaggi indagati sono caratterizzati da un elevato livello di perdita di habitat (meno del 20% di copertura forestale) e di frammentazione. Ciò è stato rilevato attraverso la formulazione di alcuni parametri (vedi paragrafo 3.2) calcolati mediante l'utilizzo del software ArcView 3.3 (ESRI ©), il Corine Land Cover (con una risoluzione di 0,1 ha) e le ortofoto in scala 1:10.000 della Regione Lazio fornite dall'Agenzia Regionale Parchi. Successivamente, è stato eseguito un sopralluogo sul campo per confermarne l'idoneità. Il processo di selezione è stato pianificato in modo tale che per ogni frammento fosse prevista una replica spaziale sia all'interno del singolo paesaggio che tra paesaggi differenti.

3.1.1 Regione Lazio

3.1.1.1 Aspetti geografici e geomorfologici

La Regione Lazio, 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 Mainarde.

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), Lago di Vico (Monti Cimini), Lago di Bracciano (Monti Sabatini), Laghi di Albano e Nemi (Colli Albani) (Mancinella, 2011).

Le pianure del Lazio sono essenzialmente costiere, tra cui le più importanti 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). Nella Pianura Pontina, interessata in passato da grandi opere di bonifica, il fenomeno più imponente

è quello della subsidenza, collegata ai fenomeni di compattazione recente dei sedimenti a componente organica e all'abbattimento della falda per scopi irrigui (A.A.V.V., 1990). Infatti, essa rappresenta la parte più depressa da un punto di vista morfologico-strutturale dell'intero Lazio; essa è stata invasa a più riprese dal mare durante il Pliocene e il Quaternario, tanto che il rilievo isolato del M. Circeo, che da essa si erge verso ovest, è passato più volte da isola a promontorio.

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).

I processi interni alla crosta terrestre, responsabili dell'emersione e del sollevamento recente dell'Appennino, nonché dell'attività vulcanica pleistocenica, hanno disegnato l'ossatura generale dei rilievi del Lazio, sulla quale si sono esplicate, e continuano tuttora ad agire, le azioni modellatrici degli agenti esogeni; quest'azione di modellamento si è tradotta in una serie di morfotipi caratteristici, che hanno assunto aspetti peculiari anche in funzione della natura litologica e del grado di tettonizzazione delle rocce affioranti (A.A.V.V., 1990).

È possibile distinguere tre domini paleogeografici ai quali corrispondono tre grandi unità strutturali:

1. Il *Dominio toscano*, con una successione calcareo-marnosa di mare profondo meso-cenozoica e silico-clastica oligocenica, che affiora nel settore nordoccidentale della regione (Monti della Tolfa).
2. Il *Dominio umbro-sabino*, caratterizzato da una successione calcarea e calcareo-marnosa meso-cenozoica affiorante nei rilievi omonimi e nell'alto reatino.
3. Il *Dominio della piattaforma laziale-abruzzese-campana*, con una successione calcarea di mare basso, attualmente esposta in affioramento nei rilievi al confine Lazio-Abruzzo, nella dorsale dei Simbruini-Ernici e nei rilievi della fascia costiera a sud di Roma (Monti Lepini Ausoni-Aurunci).

La più importante linea tettonica a scala regionale è costituita dalla cosiddetta linea Olevano-Antrodoco, ad andamento N-S, alla quale corrisponde attualmente un sovrascorrimento delle unità paleogeografiche dei rilievi sabini e del reatino al di sopra delle successioni calcaree della piattaforma laziale-abruzzese.

Nella Regione Lazio si possono individuare i seguenti domini geologici: i grandi distretti

vulcanici, le pianure costiere, con la porzione terminale della Valle Tiberina, le dorsali appenniniche carbonatiche dei Lepini-Ausoni-Aurunci e dei Simbruini-Ernici e le dorsali calcareo-marnose della Sabina. Di seguito sono descritti i domini geologici e le strutture geomorfologiche ad essi associate (A.A.V.V., 1990; Pignotti, 2009, Amodio e Bovina, 2002).

- ♣ Distretti vulcanici. Si hanno tre tipi di domini vulcanici, quelli caratterizzati principalmente da litotipi acidi, da litotipi alcalino-potassici con attività centrale e da alcalino-potassici con attività areale. I distretti vulcanici acidi sono caratterizzati da ampi ripiani piroclastici dai quali si innalzano, con fianchi piuttosto ripidi, i rilievi lavici cupoliformi (domi). È questa la morfologia predominante dell'area Cimina. Nei distretti vulcanici alcalino-potassici, caratterizzati da attività centrale (Vico e Colli Albani) si individuano, invece, edifici centrali ben sviluppati, con la tipica forma conica troncata nella porzione superiore e fianchi a debole pendenza. In corrispondenza delle aree sommitali si individuano ampie depressioni dovute a collassi calderici, alcune delle quali occupati da bacini lacustri. I distretti vulcanici alcalino-potassici caratterizzati da attività areale (Vulsini e Sabatini) hanno caratteri morfologici assimilabili a dei plateau e caratterizzati dalla presenza di molti centri di emissione ampiamente diffusi nell'area. Anche i distretti dei Vulsini e dei Sabatini sono contraddistinti dalla presenza di depressioni vulcano-tettoniche occupate da bacini lacustri (Lago di Bolsena e Lago di Bracciano), da depressioni calderiche eccentriche (Latera per i Vulsini, Sacrofano e Baccano per i Sabatini) e da numerosi centri di emissione diffusi e morfologicamente ben individuabili (coni di scorie). Il reticolo idrografico, che interessa i distretti vulcanici laziali, è fortemente caratterizzato dalla presenza di pareti vallive fortemente acclivi e gradonate e da fondi vallivi spesso appiattiti da fenomeni di sovralluvionamento.
- ♣ Dorsali appenniniche calcaree. Ad oriente della Pianura Pontina si individuano nettamente le dorsali calcaree fra loro parallele e allungate in direzione NO-SE dei Monti Lepini-Ausoni-Aurunci e dei Monti Simbruini-Ernici e Prenestini. Queste dorsali calcaree, che rappresentano il resto dell'antica piattaforma carbonatica laziale-abruzzese, sono limitate spesso verso ovest da brusche scarpate di faglia e sono tagliate da valli sia longitudinali che trasversali rispetto alle strutture geologiche, impostate su linee tettoniche ad andamento appenninico ed antiappenninico; ne sono un esempio la valle dell'alto fiume Aniene tra Jenne e Subiaco, la valle Simbrivio e la valle di Carpineto Romano. Per tutta l'estensione di queste dorsali si possono osservare forme di modellamento carsico, anche molto accentuate. Il carsismo di superficie, infatti, è molto spinto, esplicandosi con tutti i tipi di strutture

superficiali, sia a scala macroscopica che a scala mesoscopica. Sono molto diffusi i “bacini carsici”, ampie depressioni dalle dimensioni dell’ordine del chilometro quadrato, con tipiche forme a conca o allungate, a volte costituite dalla coalescenza di diversi bacini minori. Il carsismo ipogeo è altrettanto sviluppato, con circuiti carsici di inghiottitoi, pozzi e gallerie, lunghi anche alcuni chilometri. Il reticolo idrografico in tali settori appenninici è scarsamente organizzato proprio a causa dell’intensa attività carsica che comporta la rapida cattura nel sottosuolo delle acque superficiali. Il pattern di drenaggio superficiale risulta comunque fortemente condizionato dai lineamenti tettonici principali che caratterizzano i bacini idrografici.

- ▲ Dorsali appenniniche calcareo-marnose. Sono costituite da litotipi della successione Umbro-Marchigiana-Sabina, in cui sono rappresentati, accanto ai litotipi calcarei, i litotipi calcareo-marnosi e marnosi. Le forme carsiche, seppur presenti, non sono così importanti come nel dominio geologico precedente, mentre assumono un ruolo predominante le forme dovute all’azione modellante delle acque superficiali. Si hanno quindi reticoli idrografici caratterizzati da un maggiore livello di organizzazione, i cui pattern, oltre ad essere fortemente controllati dalle linee strutturali, mostrano caratteri più tipici di bacini idrografici impostati su rocce a modesta permeabilità. Nei settori più elevati in quota dell’Appennino possono essere riconosciute, inoltre, forme di modellamento dovute all’azione morfogenetica dei ghiacciai che, nelle fasi fredde pleistoceniche, hanno avuto un importante sviluppo. Possono essere riconosciute, infatti, forme riconducibili a circhi glaciali, depositi morenici, valli ad “U”.

La Regione Lazio presenta un’elevata eterogeneità anche per quel che riguarda le forme derivanti da fenomeni franosi. La loro distribuzione spaziale è controllata in massima parte dalle specifiche condizioni geologiche, strutturali e geomorfologiche delle aree su cui insistono. In particolare nei settori appenninici, caratterizzati dalla presenza di litotipi calcarei e marnosi, sono prevalenti meccanismi riconducibili a crolli, *debris flow* e scorrimenti traslazionali. Nei distretti vulcanici, invece, prevalgono nettamente i processi di crollo e ribaltamento. Per quel che riguarda i rilievi collinari sabbioso-argillosi dell’alto Lazio, essi sono fortemente caratterizzati da dissesti di versante, tra cui i principali meccanismi di rottura sono riconducibili a movimenti complessi, scorrimenti rotazionali, colamenti associati a fenomeni di erosione di tipo calanchivo (Pignotti, 2009).

3.1.1.2 Lineamenti idrografici

Il Lazio non costituisce un'unità dal punto di vista idrografico. I due sistemi principali sono quello del fiume Tevere, per l'area settentrionale, e quello del fiume Liri-Garigliano, per l'area meridionale (Amodio e Bovina, 2002).

Il bacino del fiume Tevere ha una superficie totale di 17.200 km², di cui circa il 60% ricade nel Lazio. Il tratto iniziale ha un andamento appenninico (NW-SE) lungo il quale, a destra, raccoglie le acque dei versanti orientali degli apparati vulcanici Vulsino, Cimino, Vicano e Sabatino, mentre a sinistra, attraverso il fiume Nera riceve il contributo consistente di alcune importanti strutture carbonatiche appenniniche (Monti Sabini, Monti Reatini, Monti Cicolani). Approssimativamente all'altezza della confluenza con il fiume Farfa, il Tevere cambia direzione ed assume un andamento quasi trasversale al precedente (NNE-SSW). In questo tratto, in destra idrografica, riceve il drenaggio del reticolo dei versanti meridionali dell'apparato sabatino, mentre, in riva sinistra, ha il rilevante contributo dell'Aniene che drena, oltre all'intera struttura simbruina, i versanti settentrionali dei Monti Prenestini e dei Colli Albani. Nella porzione settentrionale del bacino prevalgono affioramenti di litologie poco permeabili che determinano un regime fortemente legato al ruscellamento. Nel settore meridionale, lungo il confine regionale, il regime di portata del fiume cambia a causa dei contributi del sistema Nera-Velino che, drenando gli acquiferi delle strutture carbonatiche appenniniche, determina il notevole incremento e la sensibile stabilizzazione della portata. Più a valle la confluenza con l'Aniene contribuisce ulteriormente all'aumento ed alla stabilizzazione del deflusso. Il reticolo idrografico che interessa i distretti vulcanici laziali è fortemente caratterizzato da un pattern di drenaggio per lo più centrifugo (Amodio e Bovina, 2002).

Il bacino del fiume Liri-Garigliano ha una superficie complessiva di circa 4.900 km² e drena gran parte del Lazio meridionale. Il maggior affluente di sinistra è il fiume Sacco che scorre nella Valle Latina, a prevalente andamento NW-SE. Il fiume Liri, in riva destra, riceve prima il contributo del fiume Melfa e successivamente quello del fiume Gari, dopo la cui confluenza cambia direzione e prende il nome di Garigliano. Nell'insieme il reticolo di questa porzione di territorio ha uno schema di tipo rettangolare ed è controllato da lineamenti tettonici ad andamento appenninico (NW-SE) ed antiappenninico (NE-SW) (Amodio e Bovina, 2002).

Partendo dal limite settentrionale e scendendo lungo costa, gli altri corsi d'acqua principali del Lazio sono: il fiume Fiora (sup. totale del bacino pari a 826 km², solo parzialmente compreso nel territorio regionale), il fiume Marta (1.071 km²), il fiume Mignone (496 km²), il fiume Badino (708 km²) (Amodio e Bovina, 2002).

3.1.1.3 Clima e vegetazione

Il clima della regione presenta una notevole variabilità da zona a zona (Pignotti, 2009). In generale, lungo la fascia costiera, i valori di temperatura variano tra i 9-10 °C di gennaio e i 24-25 °C di luglio, con precipitazioni piuttosto scarse lungo il tratto settentrionale (valori minimi inferiori ai 60 mm medi annui), mentre raggiungono valori attorno ai 1.000 mm medi annui nel tratto costiero a sud, al confine con la Campania. Verso l'interno il clima ha caratteri più spiccatamente continentali, man mano che ci si allontana dalla costa. Gli inverni sono freddi e con temperature minime piuttosto rigide e prossime allo zero e, talvolta, anche inferiori. Le precipitazioni aumentano in genere con la quota e sono mediamente distribuite nelle stagioni intermedie e in quella invernale, con un'unica stagione secca, quella estiva. I massimi pluviometrici si registrano nei massicci montuosi posti al confine con l'Abruzzo, maggiormente esposti alle perturbazioni atlantiche, raggiungendo valori anche superiori ai 2.000 mm. In inverno, sui rilievi, le precipitazioni sono generalmente nevose.

I diversi tipi litologici e i sistemi orografici del Lazio danno luogo a diverse regioni naturali ben caratterizzate dal punto di vista morfologico e vegetazionale (Blasi, 1994) e favoriscono un'elevata ricchezza floristica. Il profilo ecologico è quello di un'articolata fisiografia che vede anche la presenza di importanti rilievi prossimi al mare e che, come già ricordato, genera una grande varietà di tipi climatici. Inoltre, la millenaria gestione del territorio da parte dell'uomo ha frammentato la già articolata vegetazione potenziale in un gran numero di stadi di sostituzione. Dal punto di vista delle cause storiche la posizione geografica del Lazio ha fatto sì che la regione fosse interessata dal contributo di correnti floristiche di provenienza anche molto diversa (Blasi, 1994).

Nel Lazio sono state definite 15 unità fitoclimatiche distribuite nella Regione Temperata, Temperata di transizione, Mediterranea di transizione e Mediterranea, caratterizzate in termini di parametri ed indici climatici, fisionomie vegetazionali, flora e serie di vegetazione (Blasi, 1994).

Di seguito sono riportate le principali caratteristiche climatiche e vegetazionali suddivise per aree geografiche (Tonelli, 2006):

1. Alte vette dei rilievi appenninici. Termotipo subalpino inferiore; ombrotipo iperumido inferiore; regione axerica fredda (sottoregione temperata fredda). Precipitazioni abbondanti (1.614 mm), anche con episodi estivi (277 mm), assenza di aridità estiva, freddo invernale molto intenso. Faggete e arbusteti a *Juniperus alpina*, *Vaccinium myrtillus* ed *Arctostaphylos uva-ursi*.
2. Pedemonte dei rilievi più elevati; vette dei rilievi calcarei minori (province di Rieti, Frosinone e Latina) e del Monte Cimino. Termotipo montano inferiore; ombrotipo umido superiore/iperumido inferiore; regione mesaxerica/axerica fredda (sottoregione ipomesaxerica e temperata fredda).

Precipitazioni abbondanti (1.247-1.558 mm), assenza di aridità estiva, freddo piuttosto intenso d'inverno. Faggete, boschi a dominanza di *Ostrya carpinifolia*, boschi con potenzialità per castagneti, querceti misti e leccete.

3. Valli intramontane e appenniniche. Termotipo collinare superiore (submontano); ombrotipo umido superiore; regione mesaxerica (sottoregione ipomesaxerica). Precipitazioni piuttosto elevate (1.161-1.432 mm) con piogge estive tra 140 e 200 mm, aridità estiva assente o poco accentuata, freddo molto intenso in inverno. Ostrieti, boschi misti, querceti a roverella. Potenzialità per il castagno e per il leccio su affioramenti litoidi.

4. Valli intramontane a Nord di Frosinone; pedemonte dell'Antiappennino meridionale; rilievi montuosi a sud di Frosinone; caldera vicina; Rocca di Papa; Monte Artemisio. Termotipo collinare superiore (submontano); ombrotipo iperumido inferiore; regione mesaxerica (sottoregione ipomesaxerica). Precipitazioni molto elevate (1.431-1.606 mm) con frequenti episodi estivi, aridità estiva assente, freddo intenso in inverno. Ostrieti, faggete, boschi misti, querceti con potenzialità per il castagno e il leccio.

5. Bassa Val Roveto; pedemonte degli Ernici e del Monte Cairo; versante nord-orientale dell'Antiappennino meridionale. Termotipo collinare inferiore/superiore; ombrotipo umido superiore/iperumido inferiore; regione mesaxerica (sottoregione ipomesaxerica). Precipitazioni abbondanti (1.234-1.463 mm) con piogge estive, aridità estiva debole, freddo più o meno intenso da novembre ad aprile. Ostrieti, faggete, leccete, querceti misti. Potenzialità per il castagno e la roverella.

6. Regione vulsina e vicana; Lazio nord-occidentale; pedemonte sabino. Termotipo collinare inferiore/superiore; ombrotipo subumido superiore/umido inferiore; regione mesaxerica (sottoregione ipomesaxerica). Precipitazioni variabili tra 775 e 1.214 mm con piogge estive, aridità estiva debole, freddo prolungato da ottobre a maggio. Cerrete, querceti misti (cerro, roverella, rovere, farnia), castagneti. Potenzialità per faggete termofile e lembi di bosco misto con sclerofille e caducifoglie su affioramenti litoidi.

7. Valle del fiume Tevere tra Orte e Monterotondo. Termotipo collinare inferiore/superiore o mesomediterraneo superiore; ombrotipo umido inferiore; regione mesaxerica (sottoregione ipomesaxerica). Precipitazioni annuali medio-alte (954-1.166 mm) con episodi estivi, aridità estiva non molto pronunciata, freddo intenso da ottobre a maggio. Querceti a roverella e cerro con elementi della flora mediterranea. Potenzialità per farnia, farnetto e leccio. Vegetazione a salici, pioppi e ontani.

8. Valle del fiume Sacco da Zagarolo ad Aquino. Termotipo collinare inferiore o mesomediterraneo medio; ombrotipo umido inferiore; regione xeroterica (sottoregione mesomediterranea).

Precipitazioni costanti (1.098-1.233 mm), piogge estive scarse. Aridità estiva e subaridità variabili tra 1 e 2 mesi. Querceti a cerro, farnia e roverella con elementi della flora mediterranea ed un aumento del farnetto verso sud. Potenzialità per castagneti e boschi misti di *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia*, *Carpinus orientalis*.

9. Maremma laziale interna e Campagna Romana. Termotipo mesomediterraneo medio o collinare inferiore; ombrotipo subumido superiore; regione xeroterica/mesaxerica (sottoregione mesomediterranea/ipomesaxerica). Precipitazioni annuali comprese tra 810 e 940 mm, aridità estiva presente da giugno ad agosto, freddo prolungato, ma non intenso da novembre ad aprile. Cerrete, querceti misti a roverella e cerro con elementi del bosco di leccio e di sughera. Potenzialità per boschi mesofili (forre) e macchia mediterranea (dossi).

10. Versanti Sud-occidentali dell'Antiappennino meridionale; piano di Pontecorvo e Cassino. Termotipo mesomediterraneo inferiore o termocollinare; ombrotipo umido inferiore; regione xeroterica (sottoregione mesomediterranea). Precipitazioni abbondanti (1.132-1.519 mm) con episodi estivi sporadici, aridità debole, freddo poco intenso da novembre a marzo. Querceti con roverella, leccete, boschi misti a *Ostrya carpinifolia* e *Carpinus orientalis*. Potenzialità per cerro, farnetto, castagno e sughera.

11. Regione tolfetana e Sabatina; Colli Albani. Termotipo mesomediterraneo medio o termocollinare; ombrotipo subumido superiore/umido inferiore; regione xeroterica (sottoregione mesomediterranea). Precipitazioni abbondanti (822-1.110 mm), aridità non troppo intensa durante i mesi estivi, freddo poco intenso da novembre ad aprile. Cerrete, cerrete con roverella, leccete, castagneti, lembi di boschi mesofili a carpino bianco e nocciolo.

12. Agro Pontino. Termotipo mesomediterraneo inferiore; ombrotipo subumido superiore; regione xeroterica (sottoregione mesomediterranea). Precipitazioni da 842 a 966 mm, aridità estiva da maggio ad agosto, freddo non intenso da novembre ad aprile. Cerrete, querceti misti, boschi di sughera, boschi mesoigrofilo, macchia mediterranea, leccete con alloro e corbezzolo.

13. Litorale e colline retrostanti della Provincia di Viterbo e litorale della Provincia di Roma. Termotipo mesomediterraneo inferiore; ombrotipo secco superiore/subumido inferiore, regione xeroterica (sottoregione termomediterranea/mesomediterranea). Precipitazioni scarse (593-811 mm), aridità estiva intensa da maggio ad agosto con un mese di subaridità (aprile), freddo concentrato nel periodo invernale. Querceti con roverella, leccio e sughera, cerrete con farnetto, macchia mediterranea. Potenzialità per boschi con farnia e *Fraxinus oxycarpa* (forre e depressioni costiere).

14. Promontori del Lazio meridionale e piana di Fondi. Termotipo termo mediterraneo superiore; ombrotipo umido inferiore/subumido inferiore; regione xeroterica (sottoregione

termomediterranea). Precipitazioni elevate e molto variabili (tra 727 e 1.133 mm), aridità estiva pronunciata da maggio ad agosto, freddo poco accentuato e concentrato nel periodo invernale. Boschi di leccio e sughera, macchia mediterranea, querceti misti con roverella, carpino nero e carpino orientale.

15. Isole Ponziane. Termotipo termomediterraneo superiore; ombrotipo subumido inferiore, regione xeroterica (sottoregione termomediterranea). Precipitazioni scarse (649 mm) con apporti estivi sporadici, aridità estiva intensa (da aprile ad agosto), con due mesi di subaridità, freddo invernale quasi assente. Vari aspetti di macchia mediterranea con potenzialità per lembi di bosco a leccio e roverella.

Infine, per quanto riguarda la flora vascolare del Lazio (Anzalone, 1984), essa conta 3.185 entità, più del 50% della flora italiana (5.599 secondo Pignatti, 2002), distribuite in 898 generi e 161 famiglie. Le famiglie più rappresentate sono, in ordine decrescente: Compositae (370), Graminaceae (283), Leguminosae (270), Cruciferae (149), Caryophyllaceae (130), Umbelliferae (128) e Labiatae (103). Il genere più numeroso è *Trifolium*, con 55 entità. Le specie rare e rarissime costituiscono il 29% del patrimonio floristico, quelle molto comuni il 30% e quelle comuni il 19,2%. Quindi quasi un terzo della flora è costituita da specie a diffusione limitata, a conferma del notevole valore della flora del Lazio. Anche la flora officinale, che raggiunge il 26,2%, è ampiamente rappresentata (Cornellini e Petrella, 2002).

3.1.1.4 Uso del suolo

Secondo quanto riportato nel Rapporto di Valutazione Ambientale Strategica POR-FESR 2007-2013, il Lazio a riprova della presenza di una attività agricola rilevante, presenta una distribuzione dei seminativi su una superficie di 564.751,54 ha, che corrisponde ad una percentuale del 32,82% del territorio regionale: netta è la prevalenza (23,13%) di quelli non interessati dalla presenza di infrastrutture permanenti di irrigazione (seminativi semplici non irrigui). La copertura boschiva è rilevante, con valori pari a 492.778,63 ha, corrispondenti al 28,64% della superficie complessiva. I boschi di latifoglie prevalgono nettamente (27,55%), mentre percentuali minime spettano alle superfici a conifere con lo 0,61% ed ai boschi di tipo misto con lo 0,48%. Le superfici occupate da colture permanenti (12,19% del territorio regionale) si collocano al terzo posto per ampiezza di copertura del suolo nel Lazio (209.783,97 ha); si tratta per lo più di oliveti, che a fronte di una superficie di circa 130.000 ha occupano circa l'8% del territorio. Seguono in ordine di importanza frutteti con il 2,42% e vigneti, con l'1,56%. Una percentuale non trascurabile del territorio laziale risulta essere quella relativa alle aree caratterizzate da copertura vegetale arbustiva e/o erbacea in

evoluzione naturale (9,8%). In questo ambito prevalgono rispettivamente i cespuglieti ed arbusteti, le aree a pascolo naturale e praterie di alta quota. Le aree urbanizzate coprono complessivamente il 4,85% del territorio. Questa percentuale corrisponde ad una estensione di 83.457,74 ha, con una prevalenza non trascurabile degli insediamenti discontinui e sparsi rispetto a quelli continui. I prati stabili occupano una superficie di 51.487,07 ha (2,99% del territorio regionale), in larga misura concentrati in Provincia di Roma (più di 25.000 ha). Le zone agricole eterogenee occupano il 2,23% del territorio, si estendono per circa 38.382 ha. Ancora Roma risulta essere la provincia con la maggiore estensione di colture di questo tipo (12.266 ha). Le zone aperte, con vegetazione rada o assente, coprono una superficie pari a 35.721,08 ha; all'interno di questa classe assumono una certa rilevanza le zone interessate da presenza di aree con parziale copertura vegetale (aree con vegetazione rada propriamente dette), ricoprendo da sole l'1,79% del Lazio, rispetto alle aree con roccia nuda affiorante, aree calanchive, spiagge e falesie. Per ciò che riguarda gli insediamenti produttivi essi si collocano subito dopo, con una superficie complessiva di 30.664,27 ha (1,78% della superficie regionale), di cui 14.626,71 fanno capo alla classe insediamenti industriali o artigianali con spazi annessi. La Provincia di Roma è quella che risulta avere il valore maggiore, con circa 18.747 ha di territorio dedicati alle attività produttive. Le acque continentali coprono circa l'1,5% del Lazio, con una netta prevalenza dei bacini lacustri (1,28% di territorio, pari ad estensione di 22.049 ha) ed in particolare di quelli senza manifeste utilizzazioni produttive. Corsi d'acqua ed idrovie sono estesi per 3.576 ha (0,21 % di territorio). La Provincia di Viterbo risulta, per la natura geologica del suo territorio, quella con la maggior percentuale di acque continentali. Infatti al suo interno ricadono due grandi specchi lacustri (Bolsena e Vico) e un ampio tratto del fiume Tevere. Complessivamente in questa provincia, l'area occupata dagli elementi di questa classe è pari a 13.327,69 ha. Le zone verdi artificiali non agricole coprono una superficie pari a 9.309 ha, corrispondenti allo 0,54 % del territorio regionale. La Provincia di Roma è quella dove tali zone sono più diffuse, con una superficie pari a 7.088 ha. A tal proposito basti pensare al contributo del verde urbano della città di Roma, con i suoi parchi e l'estensione dei suoi cimiteri. Le aree estrattive occupano circa lo 0,5% del territorio, corrispondente ad una superficie di 8.226 ha. La Provincia di Roma risulta essere quella con la maggior percentuale di territorio adibito all'attività estrattiva (4.751 ha, pari allo 0,9 % del territorio). Le aree marittime, occupano lo 0,08% del territorio regionale: pur essendo la Provincia di Roma quella con lo sviluppo litorale maggiore, è nella Provincia di Latina, caratterizzata dalla presenza di importanti laghi costieri (ad es. il Lago di Sabaudia), che questa classe di uso del suolo è più rappresentata. Le zone umide interne e le zone umide costiere occupano porzioni di territorio regionale estremamente ridotte (ognuna circa lo 0,01%).

3.1.1.5 Il paesaggio della Sabina

3.1.1.5.1 Aspetti geografici e geomorfologici

La Sabina è una regione storico-geografica situata tra Umbria, Lazio e Abruzzo, il cui territorio è oggi distribuito tra cinque Province amministrative (Perugia, Terni, Rieti, Roma, L'Aquila). Attualmente, il termine è usato impropriamente per connotare l'intera Provincia di Rieti, mutuando l'uso storico più proprio per cui Sabina era il nome usato per indicare un territorio dello Stato Pontificio dai confini piuttosto variabili, estesa da Rieti e Valle del Turano fino al Tevere, escludendo le valli del Velino e quella del Salto.

Per quel che riguarda i rilievi montuosi della Sabina, essi sono costituiti da una sezione settentrionale, i Monti Sabini propriamente detti, e una sezione meridionale, i Monti Lucretili, entrambe facenti parte del Subappennino laziale. Tale complesso montuoso è delimitato a ovest dal Tevere, a nord dal Nera, a est dal Velino e dal Turano, a sud dall'Aniene. Corsi d'acqua minori sono il Farfa e la Laia, affluenti di sinistra del Tevere. L'altitudine media si aggira intorno ai 1.200 m s.l.m e varia dai 1.007 m della Cimata delle Serre ai 1.368 m del Monte Pellecchia.

Per quanto concerne le caratteristiche geomorfologiche che riguardano la Sabina, di seguito sono riportati i principali aspetti. Per maggiori dettagli si rimanda a pubblicazioni più dettagliate quali Parotto e Praturlon (1975), Serva e Salvini (1976), Salvini e Vittori (1982), Cavinato *et al.* (1986), Cosentino (1986), Corrado *et al.* (1992).

I Monti Sabini risultano formati da unità strutturali derivate dalla deformazione del dominio paleogeografico sabino che, nel corso del Mesozoico, ha rappresentato un dominio di transizione tra la piattaforma carbonatica laziale-abbruzzese e il contiguo bacino pelagico umbro-marchigiano (Cosentino *et al.*, 1993). Questo settore della catena appenninica è costituito, in affioramento, da quattro unità strutturali, delimitate alla base da quattro superfici di sovrascorrimento. Il carattere polibasico delle deformazioni che interessano questo tratto di orogene appenninico, è stato messo in relazione con la riattivazione fuori sequenza, durante il Pliocene, del settore sabino-reatino, già strutturato in seguito alle fasi tardo-mioceniche dell'orogenesi appenninica (Cipollari e Cosentino, 1992). Tale riattivazione tettonica ha determinato l'individuazione della linea Olevano-Antrodoco come elemento strutturale N-S di involuppo delle unità sabine più esterne Cosentino *et al.*, 1993). L'assetto tettonico dei Monti di Fara in Sabina è riferibile, nelle sue linee generali, ai caratteri strutturali dell'intero settore sabino dell'orogene appenninico (Cosentino *et al.*, 1993). I Monti di Fara in Sabina, costituiti da due delle unità tettoniche che caratterizzano la catena dei Monti Sabini, risultano completamente circondati da settori a morfologia collinare in cui affiorano principalmente

depositi sabbioso-conglomeratici del ciclo post-orogeno. In particolare, l'are si colloca nel settore in cui durante il Pleistocene inferiore si verificava l'interazione tra ambienti di sedimentazione di tipo continentale con un ambiente marino la cui linea di costa si collocava in corrispondenza del versante tiberino della catena sabina (Cosentino *et al.*, 1993).

Dal punto di vista stratigrafico i Monti di Fara in Sabina sono caratterizzati dall'affioramento di una successione sedimentaria meso-cenozoica comprendete termini che vanno dal Lias medio al Miocene inferiore (Cosentino *et al.*, 1993).

3.1.1.5.2 Clima e vegetazione

La Sabina ha caratteristiche fitoclimatiche che risentono molto dell'elevata eterogeneità fisiografica e morfologica del territorio. Da un punto di vista climatico e fitoclimatico può essere suddivisa in tre categorie principali:

- ▲ Fondo valli, caratterizzati da fiumi, torrenti e piccole zone umide. Si tratta di aree interessate da corsi d'acqua le cui formazioni vegetazionali predominanti sono quelle ad alofite delle acque correnti, boschi ripariali e idrofili, boschi di caducifoglie termofile, praterie post-colturali, boschi di origine antropica, tra cui le piante più comuni e caratterizzanti sono: il pioppo bianco (*Populus alba*), il pioppo nero (*Populus nigra*), il sambuco (*Sambucus nigra*), il salice (*Salix alba*), il salicone (*Salix caprea*), la cannuccia di palude (*Phragmites communis*), l'equiseto palustre (*Equisetum palustre*), la tifa (*Typha latifolia*), il farfaraccio (*Petasites hybridus*), la ginestra odorosa (*Spartium junceum*), il pungitopo (*Ruscus aculeatus*), la roverella (*Quercus pubescens*), l'ortica (*Urtica dioica*). Questi ambienti sono stati profondamente alterati nel corso del tempo dalle attività antropiche come la deviazione dei corsi d'acqua, la bonifica delle zone umide e il disboscamento per fare spazio alle coltivazioni e agli insediamenti legati all'idrocinetica (mulini, opifici e centrali idroelettriche). Nonostante ciò, i settori situati più a monte di queste aste fluviali presentano ancora elevati caratteri di naturalità. In base alla Carta del Fitoclima del Lazio (Blasi, 1993) tali aree sono caratterizzate da precipitazioni annuali abbondanti (954÷1.166 mm), aridità a luglio e agosto e temperatura media di 14°C. Sovente si verificano episodi di stress da freddo intenso che si prolunga da ottobre a maggio con temperature minime al di sotto degli 0°C.
- ▲ Zone collinari, e pedemontane, con coltivazioni non intensive, siepi e piccole aree boschive. Qui predominano le coltivazioni estensive, intervallate a piccole aree boschive situate

prevalentemente nelle zone più acclivi e esposte a nord e quindi poco idonee alle pratiche agronomiche. La vegetazione è costituita essenzialmente da specie tipiche delle successioni primaria e secondaria come la roverella (*Quercus pubescens*), il cerro (*Q. cerris*), l'acero campestre (*Acer campestre*), l'orniello (*Fraxinus ornus*), il corniolo (*Cornus mas*), il biancospino (*Crataegus* spp.), la vitalba (*Clematis vitalba*), l'albero di giuda (*Cercis siliquastrum*), la salsapariglia nostrana (*Smilax aspera*), l'asparago (*Asparagus acutifolius*). Le precipitazioni annue variano tra i 775 e i 1.214 mm, con debole aridità a luglio, agosto e sporadicamente a giugno. La temperatura media è di circa 13°C. Inverni freddi con temperature minime comprese tra i 1,2 a 2,9 °C. Stress da freddo prolungato da ottobre a maggio (Blasi, 1993).

- ▲ Zone montuose, caratterizzate da boschi e dal pascolo alto. Queste aree sono per lo più coperte da boschi, molti dei quali tagliati a rotazione secondo pratiche selvicolturali consolidate. La specie dominante di queste foreste è sicuramente il leccio (*Quercus ilex*). In prossimità delle vette delle montagne e sui versanti a nord predomina il bosco caducifoglio, con prevalenza di faggio e querceti misti. Man mano che aumentano l'altitudine e la pendenza gli interventi di selvicolturali si fanno sempre meno intensi a beneficio dell'ecosistema forestale e delle specie animali e vegetali ad esso legate. Le piante tipiche di questo ambiente sono: il leccio, il corbezzolo (*Arbutus unedo*), il faggio (*Fagus sylvatica*), l'alloro (*Laurus nobilis*), l'acero campestre, il ginepro (*Juniperus oxycedrus*), il viburno (*Viburnum tinus*), l'erica (*Erica arborea*), l'asparago. Le precipitazioni annue sono abbondanti (1247÷1.558 mm), così come quelle estive (160÷205 mm). La temperatura media è di circa 10°C, le estati sono fresche e gli inverni rigidi. Forte stress da freddo in inverno che si prolunga da ottobre a maggio (Blasi, 1993).

3.1.1.5.3 Cenni sul popolamento animale

La Sabina è una zona di transizione tra la valle del Tevere e le zone appenniniche interne. Ciò determina una variabilità ambientale che giustifica una elevata diversità faunistica in termini di numero di specie animali presenti, tuttavia passare in rassegna l'intera fauna presente in quest'area risulterebbe tedioso e non concorde con gli scopi previsti da questo lavoro. Pertanto, saranno trattate solo le specie più importanti e rappresentative della fauna dei Vertebrati nelle tre principali categorie ambientali che contraddistinguono la Sabina.

Riguardo gli ambienti di acqua dolce, le zone umide e le pianure della valle del Tevere, le specie più rappresentative dell'erpetofauna, della batracofauna e dell'ittiofauna sono: la biscia dal collare

(*Natrix natrix*), la salamandrina di Savi (*Salamandrina perspicillata*), il tritone crestato (*Triturus carnifex*), il rospo smeraldino (*Bufo viridis*), la trota fario (*Salmo trutta*), il vairone (*Leuciscus souffia*); tra i Crostacei va ricordato il gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*) e per gli Uccelli la gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*), il merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*), il martin pescatore (*Alcedo atthis*), l'airone cenerino (*Ardea cinerea*), il falco di palude (*Circus aeruginosus*), il nibbio bruno (*Milvus migrans*) e la ghiandaia marina (*Coracias garrulus*).

Tra la fauna delle zone collinari, troviamo la lucertola muraiola (*Podarcis muralis*), la lucertola campestre (*Podarcis sicula*), il gecko comune (*Tarentola mauritanica*), il ramarro (*Lacerta bilineata*), il biacco (*Hierophis viridiflavus*), il colubro d'Esculapio (*Zamenis longissima*), il rospo comune (*Bufo bufo*) per quanto riguarda l'erpetofauna. Per l'avifauna abbiamo la poiana (*Buteo buteo*), il gheppio (*Falco tinnunculus*), lo sparviere (*Accipiter nisus*), la civetta (*Athene noctua*), il picchio verde (*Picus viridis*).

Procedendo verso l'interno, le aree montane pre-appenniniche e appenniniche, contraddistinte da un minore impatto antropico, ospitano una fauna di elevato valore ecologico. Tra i Rettili, particolarmente interessante è la presenza del cervone (*Elaphe quatuorlineata*) e, per gli Anfibi, dell'ululone ventre giallo (*Bombina pachypus*). Per quanto riguarda l'avifauna, ed in particolare i Rapaci, una specie su tutte può ritenersi emblematica a causa della sua rarità: l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*). La sua presenza è accertata sui Monti Lucretili e sul massiccio del Terminillo. Altre specie facenti parte della comunità ornitica degne di menzione sono il falco pellegrino (*Falco peregrinus*) e il gufo comune (*Asio otus*). Tra i mammiferi troviamo specie ubiquitarie che frequentano diverse tipologie di ambienti, come il riccio europeo (*Erinacues europeus*), la talpa romana (*Talpa romana*), lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), il ghiro (*Glis glis*), l'istrice (*Hystrix cristata*), la volpe (*Vulpes vulpes*), la martora (*Martes martes*), la faina (*Martes foina*), il tasso (*Meles meles*), il cinghiale (*Sus scrofa*) e specie più sporadiche o legate a particolari condizioni di naturalità come il lupo (*Canis lupus*) e il gatto selvatico (*Felis silvestris*).

3.1.1.6 Il paesaggio della Tuscia Viterbese

3.1.1.6.1 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 con i suoi 1.053 m s.l.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, il Lago di Vico ed il Lago di Bolsena.

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, ancora oggi individuabili, che hanno edificato vaste aree del Viterbese 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 pressochè 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) rendendolo così come oggi appare ai nostri occhi.

3.1.1.6.2 Clima e vegetazione

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* e *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).

3.1.1.6.3 Cenni sul popolamento animale

La fauna del Viterbese è complessa e diversificata. 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 od 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).

In questa sede ci si limiterà a trattare solo le specie più importanti e rappresentative della fauna dei Vertebrati; per informazioni più dettagliate si rimanda a Olmi e Zapparoli (1992), Bologna *et al.* (2000), Celletti e Papi (2003), Vigna Taglianti e Zapparoli (1992), Brunelli *et al.* (2011).

Tra i Mammiferi è interessante la presenza del lupo. Stime risalenti a venti anni fa (Boitani, 1976) indicavano una popolazione stabile di circa dodici individui nell'area compresa tra Tarquinia, Vetralla, Bracciano, Campagnano e i Monti della Tolfa, mentre studi più recenti (Boitani e Fabbri, 1983), oltre a confermare l'esistenza di una popolazione stabile nel settore sud-occidentale della Provincia di Viterbo, considerano la zona compresa tra i confini con la Toscana, le colline del Tuscanese e i Monti Cimini, territorio di presenza saltuaria. Anche la lontra (*Lutra lutra*), una tra le specie maggiormente minacciate di estinzione in Italia (Arcà, 1992), rappresenta una eccellenza faunistica dell'Alto Lazio. Era presente lungo il corso del Fiora e dei suoi affluenti almeno fino alla fine degli anni '80 (Arcà, 1986; Reggiani *et al.*, 1986).

Per quanto riguarda l'avifauna, ed in particolare i Rapaci, una specie su tutte può ritenersi estremamente emblematica per via della sua quasi definitiva scomparsa dai territori della Tuscia e del Lazio (Vigna Taglianti e Zapparoli, 1992): il capovaccaio (*Neophron percnopterus*). Fino agli '50-'60 dello scorso secolo questa specie nidificava nei Monti di Castro e nei Monti della Tolfa (Arcà, 1992; Bologna, 1976; Chiavetta, 1977); oggi, ormai estinto come specie nidificante in tutto il Lazio, è segnalato sempre più raramente attraverso osservazioni di singoli individui estivanti (Boano *et al.*, 1995).

Infine, tra l'erpetofauna è significativa la presenza della salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*) nei Monti Cimini (Bologna *et al.*, 2000). Questa specie sembra in forte rarefazione nel Lazio, dove attualmente sono state confermate due sole popolazioni, entrambe costituite da pochi individui: una, appunto, nel complesso vulcanico cimino e l'altra nei Monti Simbruini (Fr) (Bologna *et al.*, 2000).

3.1.1.7 La Riserva Naturale Regionale “Selva del Lamone”

3.1.1.7.1 Aspetti geografici e geomorfologici

La Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone, istituita con L.R. n. 45 del 12 settembre 1994, si estende per 2.030 ha nel territorio del Comune di Farnese, Provincia di Viterbo, al confine con la Regione Toscana (4717948 E UTM 32 T, 720227 N UTM 32 T).

Il comprensorio della Selva del Lamone si sviluppa, invece, per oltre 2.500 ha, di cui la quasi

totalità ricadenti nel territorio del Comune di Farnese e soggetti a tutela attraverso la Riserva Naturale. La restante parte è compresa nel territorio del Comune di Ischia di Castro e non è inclusa nell'Area protetta. Inoltre, per quanto riguarda la Rete Ecologica Europea Natura 2000 di cui SIC e

ZPS sono parte integrante, nel comprensorio della Selva del Lamone ne sono stati istituiti ben quattro a testimonianza della estrema rilevanza naturalistica che riveste questa area.

Il territorio della Riserva è caratterizzato da una morfologia dolce che gradualmente degrada in direzione SW verso il Mar Tirreno, ed ospita uno degli ultimi lembi di bosco planiziale della Penisola. Le quote che si raggiungono sono modeste: la più elevata si registra in località Semonte (428 m s.l.m.), la più bassa in località Lamoncello (242 m s.l.m.) e comunque l'andamento del territorio è sostanzialmente pianeggiante, interrotto solamente ai confini o all'esterno della Selva da profonde incisioni prodotte dai corsi d'acqua.

Il territorio della Selva del Lamone ricade su un vasto plateau lavico roccioso che rende la superficie estremamente impervia. La sua genesi geologica è la medesima dell'intero Alto Lazio e risale a circa un milione di anni fa, quando l'attività vulcanica dei Vulsini interessò un'estesa area di circa 2.200 km² compresa tra i Monti di Castro ed il fiume Tevere. Tali, geologicamente parlando, recenti eventi, avvenuti nell'epoca Pleistocenica del periodo Quaternario, si protrassero fino a circa 50.000 anni fa e contribuirono a modellare il territorio del Nord del Lazio che, in seguito all'azione dei corsi d'acqua e degli agenti meteorologici, ha assunto la morfologia attuale. Intorno al milione di anni fa, all'interno di una zona depressa corrispondente alla intersezione del Graben principale con una seconda depressione trasversale ubicata subito a Nord del Monte Argentario, inizia l'attività vulcanica dei Vulsini (Fabbri, 1992). Circa 500 mila anni fa comincia la maggiore attività dei Vulsini che si sviluppa attraverso più cicli (Nappi e Marini, 1986). I prodotti vulcanici presenti nell'area della Selva del Lamone sono riferibili al ciclo di Latera, la cui attività si è sviluppata in tre fasi principali rispettivamente denominate precaldérica, intracaldérica e postcaldérica (Nappi, 1969). L'area in esame è interessata principalmente da prodotti del secondo e del terzo periodo. Nel secondo periodo del ciclo di Latera si ha la deposizione soprattutto di ingenti colate piroclastiche che si sono espanse a ventaglio per tutta l'area. Queste si sono sovrapposte alle precedenti morfologie, colmando le valli e formando dei plateau successivamente incisi da corsi d'acqua i quali hanno man mano attribuito al territorio in questione quel tipico aspetto collinare con profondi valloni e forre di erosione (Fabbri, 1992). Nel terzo ed ultimo periodo dell'attività di Latera si ha la messa in posto delle effusioni laviche finali con l'edificazione di alcuni coni di scorie di composizione da olivin-latitiche a tefritico-leucitica ed i cui prodotti più recenti risalgono ad una età compresa tra i 170 mila e i 55 mila anni fa (Amodio *et al.*, 1987).

Si hanno, tuttavia, altri tipi di affioramenti, come le arenarie messe in luce dall'attività erosiva

del fosso Olpeta, i piroclasti incoerenti che affiorano nella zona settentrione e in quella meridionale del Lamone o i travertini, dovuti a precipitazione chimica di acque idrotermali, presenti nel settore orientale del comprensorio. L'elemento più evidente e caratteristico resta comunque il palteau lavico, il quale costituisce un uniforme altopiano che declina dolcemente verso SW e rimane ben distinto dal più movimentato paesaggio circostante. Al suo interno, questa enorme massa lavica presenta una morfologia diversificata e unica nel suo genere, costituita da alture di forma conica originate da un accumulo di pietre di varie dimensioni, note localmente con il nome di "murce", alternate a inghiottitoi, avvallamenti e crateri che in alcuni casi assumono la conformazione di veri e propri anfiteatri lavici a forma di cono rovesciato, localmente detti "pile" (Papi e Baragliu, 2007).

Dal punto di vista idrologico ed idrogeografico, il Lamone è praticamente sprovvisto di sorgenti e di importanti corsi d'acqua, e fa da spartiacque di due sottobacini imbriferi, quelli del fosso Olpeta a Sud e del fosso Arsa a Nord, ricollegabili al bacino del fiume Fiora.

3.1.1.7.2 Clima e vegetazione

In base alla Carta Fitoclimatica del Lazio (Blasi, 1993), dal punto di vista climatico il comprensorio della Selva del Lamone è riconducibile per lo più al tipo temperato, termotipo collinare inferiore e ombrotipo subumido superiore della Regione mesaxerica (il tipo n. 6 della Carta Fitoclimatica). La temperatura media annua è di circa 13°C con media delle massime che si aggira intorno ai 18°C e la media delle minime del mese più freddo compresa tra 1,2 e 2,9°C. Le precipitazioni sono variabili con una media di 1.000 mm annui, distribuite soprattutto nel periodo autunno-inverno e con debole siccità estiva soprattutto nei mesi di luglio e agosto (sporadicamente a giugno). E' questo il clima della regione vulsina e di tutto il settore NE della Provincia di Viterbo.

Tuttavia procedendo in direzione S-SW il clima è caratterizzato via via da condizione gradualmente più miti che potremmo definire di transazione verso il tipo mediterraneo (il tipo n. 9 della Carta Fitoclimatica) con precipitazioni sensibilmente ridotte ed intensificazione dell'aridità estiva. E' questo il clima della Maremma laziale interna a S della conca vulsina e dei pianori a W di Viterbo (Scoppola, 1995).

L'area della Selva del Lamone è collocabile, dal punto di vista vegetazionale, nella fascia dei boschi sopramediterranei, tra le fasce mediterranea superiore e submontana. La vegetazione di tale fascia rispecchia pienamente le condizioni transitorie che intercorrono nel passaggio dalla zona costiera a quella collinare, determinando la coesistenza di specie mediterranee dal temperamento spiccatamente termofilo con specie tipiche dell'area collinare medio-superiore che esigono condizioni termopluviometriche maggiormente mesiche. Inoltre, la particolare composizione

litologica e le caratteristiche edafiche hanno certamente influenzato lo spettro floristico del comprensorio del Lamone, condizionando altresì un intenso sviluppo delle attività umane. La commistione di tutti questi fattori determinano e influenzano la presenza di 873 entità floristiche censite (D.R.E.Am., 2002), ma si presume vengano possano essere oltre 900 (G. A. Baragliu, com. pers.).

Gli ambienti predominanti all'interno della Selva del Lamone sono i querceti misti con prevalenza di cerro e roverella intervallati da pascoli, colture agrarie e arbusteti. Il bosco di latifoglie decidue, seppur alterato dall'azione antropica, rappresenta il tipo di vegetazione più evoluto oltre che più diffuso. Ampi sono i tratti coperti da un bosco misto a dominanza di specie quercine con aspetti più mesofili o più termofili alterni a seconda delle esposizioni e delle condizioni edafiche. Le specie accessorie che caratterizzano il soprassuolo forestale, sono il carpino bianco (*Carpinus betulus*), l'acero campestre (*Acer campestre*), l'acero minore (*Acer monspessolanum*), il bagolaro (*Celtis australis*), il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), l'orniello (*Fraxinus ornus*), il leccio (*Quercus ilex*), l'agrifoglio (*Ilex aquifolium*) e il ciavardello (*Sorbus torminalis*). Tra le specie arbustive si annoverano la fillirea (*Phillyrea latifolia*), il ligustro (*Ligustrum vulgare*), il nocciòlo (*Corylus avellana*), il prugnolo (*Prunus spinosa*), il corniolo (*Cornus mas*), il sanguinello (*Cornus sanguinea*) e il biancospino (*Crataegus* spp.). A rendere più variegata la componente floristica concorrono le lianose, la vitalba (*Clematis vitalba*) e lo stracciabrache (*Smilax aspera*), e la comunissima edera (*Hedera helix*).

In zone con particolari condizioni microclimatiche si hanno presenze di piccoli nuclei di faggio (*Fagus sylvatica*), residui di faggete sotto quota che testimoniano situazioni climatiche passate più oceaniche. Inoltre, lungo il corso del fiume Olpetà, influenzati dalla vicinanza della falda acquifera, crescono boschi ripariali con ontano (*Alnus glutinosa*), salice bianco (*Salix alba*) e pioppo nero (*Populus nigra*) ai quali spesso si associano il nocciòlo, l'olmo (*Ulmus minor*) e il sambuco (*Sambucus nigra*).

3.1.1.7.3 Cenni sul popolamento animale

La Riserva Naturale Selva del Lamone, grazie alla posizione geografica e alla varietà di ambienti presenti, ospita una comunità animale ricca e variegata con presenza di specie sia mediterranee che tipicamente centroeuropee (Papi, 2007).

Complessivamente i Vertebrati terrestri, esclusi i Chiroterti, sono rappresentati da 116 specie tra Anfibi, Rettili, Uccelli nidificanti e mammiferi ossia il 28% delle specie italiane e il 51% di quelle presenti nel Lazio (Papi, 2007). Per sottolineare la straordinaria rilevanza naturalistica del territorio,

in questa sede verranno ricordate solo le specie più rappresentative, per informazioni maggiormente dettagliate si rimanda AA.VV. (2007), Arcà (1992), Casi (1996).

Tra i Mammiferi è sicuramente emblematica la presenza nel bacino del fiume Fiora e dell'affluente Olpeta (Reggiani *et al.*, 1986), almeno fino agli anni '90 dello scorso secolo, della lontra (*Lutra lutra*). L'ultima dato certo di presenza sul fiume Olpeta risale al 2000, ma recenti indagini dirette condotte sul tratto laziale del Fiora hanno dato esito negativo (AA.VV, 2004). Molto interessante è anche la saltuaria presenza del lupo, dovuta principalmente allo spostamento di pochi individui lungo la direttrice Monte Amiata-Monti della Tolfa e al continuo incremento delle popolazioni di cinghiale. Infine, di notevole pregio naturalistico è la presenza del gatto selvatico.

Per quanto concerne l'avifauna, attualmente sono state censite 64 specie nidificanti (Papi, 2007). Tra le specie di maggiore valore naturalistico si annoverano il succiacapre (*Caprimulgus europaeus*), inserito nella lista rossa della fauna d'Italia e la quaglia (*Coturnix coturnix*), specie questa in allegato I della direttiva "Uccelli". Recentemente è stata accertata la presenza, come specie nidificante, del Picchio rosso minore (*Dendrocopos minor*), oltre che del Picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*) e del Picchio verde (*Picus viridis*) (Politi *et al.*, 2009), ad indicare la complessità strutturale che il bosco sta assumendo. Tra i Rapaci diurni le specie di maggiore interesse sono il biancone (*Circaetus gallicus*) e l'albanella minore (*Circus pygargus*).

In merito all'erpetofauna, tra le specie più minacciate presenti al Lamone si annoverano la testuggine comune (*Testudo hermanni*), la testuggine palustre (*Emys orbicularis*) e la salamandrina di Savi (*Salamandrina perspicillata*).

3.2 Disegno sperimentale

Come già accennato questo lavoro è parte di un progetto di ricerca sull'ecologia, sulla dinamica di popolazione e sulle strategie ottimali di conservazione dei piccoli mammiferi in paesaggi frammentati dell'Italia centrale (Mortelliti *et al.*, 2011; Santarelli, 2011). Per comprendere meglio come i diversi processi agiscono sulle complesse dinamiche di popolazione, sono stati raccolti i dati relativi ai principali parametri demografici (densità, tasso di accrescimento della popolazione, fecondità, sopravvivenza), alle dinamiche di estinzione/colonizzazione e all'uso dell'habitat di quattro specie di roditori forestali (*Muscardinus avellanarius*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis* e *Myodes glareolus*). A tale scopo sono stati adottati due diversi disegni sperimentali, uno per il moscardino e uno per le altre tre specie, che tengono conto delle differenze esistenti tra le specie oggetto di studio, sia a livello ecologico che comportamentale.

3.2.1 Raccolta dati demografici

La raccolta dei dati demografici può essere così schematizzata:

- a) selezione delle aree campione;
- b) costruzione delle griglie;
- c) trappolamento.

La scelta dei siti di campionamento è stata effettuata in relazione a: 1) tipologia vegetazionale, per la maggior parte caratterizzata da querceto misto di caducifoglie (*Quercus cerris* e *Q. pubescens*), idonea per ospitare specie tipicamente forestali; 2) elevato livello di perdita di habitat (meno del 20% di copertura forestale); 3) elevato grado di frammentazione (intesa come suddivisione dell'habitat).

All'interno dei paesaggi la selezione dei frammenti da campionare è avvenuta dapprima mediante l'individuazione di habitat potenzialmente idonei (querceti misti di caducifoglie) sulle ortofoto in scala 1:10.000 della Regione Lazio, fornite dall'Agenzia Regionale Parchi, utilizzando il software ArcView 3.3 (ESRI ©); successivamente ne è stata verificata l'idoneità attraverso vari sopralluoghi in campo.

3.2.1.1 Roditori arboricoli (*Muscardinus avellanarius*)

La presenza del moscardino nei boschi è stata rilevata mediante l'ausilio di cassette nido di legno (*nest-box*), di dimensione media 10 x 18 x 21 cm, con foro di entrata di circa 3,5 cm di diametro (Fig. 10). L'efficacia delle cassette nido nei *survey* sul moscardino è ampiamente documentata in letteratura (Bright *et al.*, 2006; Bright & Morris 1996; Morris *et al.*, 1990; Sorace *et al.*, 1998). La loro rassomiglianza con le cavità naturali degli alberi le rende dei siti di nidificazione preferenziali per il moscardino, mentre i contenuti costi di realizzazione consentono un loro diffuso utilizzo.

Le cassette nido sono state fissate sul fusto degli alberi mediante l'utilizzo di filo metallico, ad una altezza media di 1,5 m in accordo con quanto riportato da Bright *et al.* (2006), avendo cura di rivolgere il foro di ingresso verso il tronco. Grazie a questa accortezza e a due spessori di legno montati ai lati del foro, si riduce la possibilità di ingresso di altre specie: è infatti nota la tendenza da parte di *Apodemus* sp., *Rattus rattus*, *Parus major* e *Cyanistes caeruleus* ad occupare le cassette per la costruzione dei loro nidi (Sarà *et al.*, 2005; Sorace *et al.*, 1994). Le cassette nido sono state sistemate ad una distanza di 40 m l'una dall'altra, per un totale di 6 cassette per ha di superficie.



Fig. 10. Cassetta nido utilizzata nel *survey* sul moscardino. Si noti il foro d'ingresso rivolto verso il fusto degli alberi.

Questi valori sono stati decisi in base alle dimensioni medie degli *home range* (Bright e Morris, 1992; 1996), dei valori di densità attesi e da precedenti *survey* condotti nell'Italia centrale (Mortelliti, comm. pers.). Le cassette, prima di essere posizionate, sono state “sporcate”, con terra, foglie e muschio raccolti sul luogo per far assumere alle stesse un odore più naturale possibile. Nei frammenti di dimensioni inferiori a 5 ha è stata campionata l'intera area, mentre in quelli di dimensioni maggiori sono state costruite delle griglie quadrate di 36 cassette (Fig. 11).

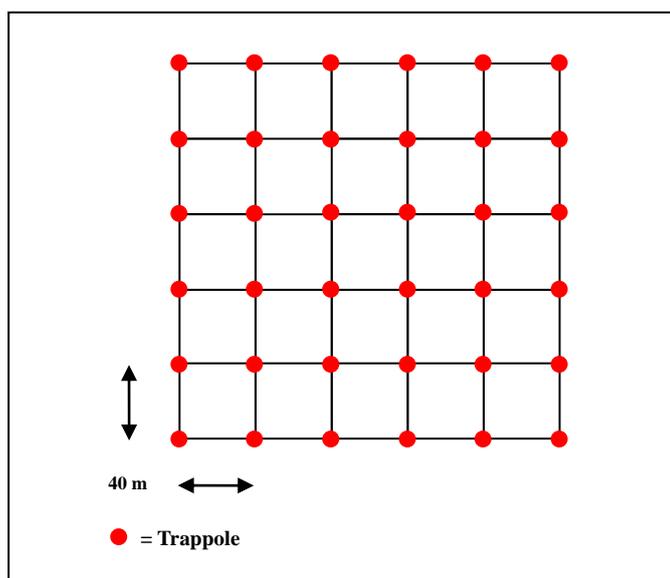


Fig. 11. Schema di una griglia quadrata nel campionamento di *M. avellanarius*.

Complessivamente sono state campionate 30 aree:

- 11 frammenti boschivi nel comune di Fara Sabina, Provincia di Rieti, Lazio (Appendice L1);
- 9 frammenti nei comuni di Viterbo e di Montefiascone, Provincia di Viterbo, Lazio (Appendice L2);
- 10 aree campione nella Riserva Naturale Selva del Lamone, Provincia di Viterbo, Lazio (Appendice L3).

Il paesaggio della Riserva Naturale Selva del Lamone è considerato come area di controllo, in quanto caratterizzato da una copertura boschiva pressochè continua (*continuum* ambientale non frammentato).

Il processo di selezione è stato pianificato in modo tale che ogni frammento presentasse una sua replica spaziale sia all'interno del singolo paesaggio che tra paesaggi differenti e, all'interno dello stesso paesaggio, ci fosse un gradiente:

- di dimensioni dei frammenti da campionare;
- di connettività strutturale (presenza di siepi e isolamento del frammento);
- di struttura arbustiva.

Inoltre, come criterio di selezione dei frammenti da campionare è stata presa in considerazione anche la gestione forestale. Da questo punto di vista, le 30 aree indagate possono essere suddivise in quattro principali tipologie:

- aree recentemente ceduate o ceduo giovane (meno di 5 anni di età; 2 griglie);
- boschi di neoformazione (età compresa tra 6 e 20 anni; 4 griglie);
- ceduo invecchiato (età compresa tra 21 e 35 anni; 18 griglie);
- alto fusto (oltre 35 anni di età; 6 griglie).

Ad ogni cassetta è stato assegnato un numero identificativo e sono state registrate le coordinate geografiche mediante l'ausilio di GPS Garmin[®], modelli MAP 60CSX, eTrex Vista HCX e eTrex H. Si è quindi proceduto alla realizzazione di un database cartografico in cui ogni cassetta nido è stata georeferenziata mediante l'utilizzo del software ArcGis 9.3 (ESRI[®]).

In totale sono state posizionate 778 cassette nido così ripartite:

- 208 nella Sabina reatina;
- 210 nel Viterbese;
- 360 nella Riserva Naturale Regionale "Selva del Lamone".

Il periodo di studio va da maggio 2010 ad agosto 2012. Nell'arco del 2010 i controlli sono stati effettuati a cadenza mensile secca, cioè si è tornati in ogni sito di campionamento una volta ogni mese. Negli anni 2011 e 2012, considerato il basso numero di ricatture dell'anno precedente, è stato modificato il protocollo di controllo, mantenendo la cadenza mensile e alternando controlli secchi a

controlli tripli. In pratica in un mese si controllava ogni sito una sola volta, il mese successivo si controllava ogni sito per tre volte con una pausa tra un controllo e l'altro di tre giorni, e così via alternando un mese il controllo secco e il mese successivo il controllo triplo. In Sabina, nel 2012, si è tornati al protocollo iniziale per il fatto che, essendo il numero di cattura molto basso nonostante lo sforzo di campionamento, il nuovo protocollo non aveva portato alcun vantaggio. In Appendice B1 sono riportate le informazioni relative alle date e alle modalità dei controlli suddivise per paesaggi.

Per ogni individuo catturato si è proceduto alla raccolta di un campione di tessuto per le analisi genetiche e dei seguenti dati su un'apposita scheda:

- nome dell'operatore
- data di cattura;
- paesaggio, nome del frammento (o della griglia) e numero della cassetta-nido;
- codice di marcatura e tipo di cattura (nuovo individuo o ricattura);
- età (Juvenile, sub-adult, adult);
- peso, con una pesola a molla (Pesola[®]; sensibilità di 0,5 g, max capacità 100 g);
- sesso;
- stato riproduttivo (Estro, testicoli, mammelle ecc.);
- lunghezza piede posteriore destro, dal tallone alla punta del terzo dito, con accuratezza di 0,5 mm.

Nei casi in cui è stato trovato un esemplare femmina in fase di allattamento, inizialmente sono stati annotati anche:

- numero di cuccioli;
- occhi chiusi o aperti;
- presenza o meno di pelliccia;
- età stimata (giorni o settimane di vita);
- peso;
- sesso (laddove riconoscibile);
- prelievo campione di tessuto per analisi genetiche (effettuato solo su individui di dimensioni tali da non comportare alcun rischio).

In seguito ad episodi di abbandono da parte della madre e conseguenziale morte dei piccoli dopo le operazioni di controllo, si è deciso di evitare la manipolazione sia della madre che della prole e di prendere nota solo dei dati che potevano essere raccolti visivamente (N. piccoli, presenza/assenza di pelo, occhi aperti/chiusi, età stimata). In questo modo, non inducendo stress nella madre, i casi di abbandono del nido si sono completamente annullati.

Durante i controlli del 2010, gli esemplari di moscardino con un peso uguale o superiore a 13 g rinvenuti all'interno dei *nest-box* sono stati dapprima blandamente sedati con basse dosi di etere etilico, quindi successivamente marcati mediante l'utilizzo di PIT, Passive Integrated Transponder (Biomark Inc.). Ogni PIT consiste in una bobina elettromagnetica, un condensatore ed un microchip racchiusi all'interno di una capsula di vetro biologicamente sterile di dimensioni 8 x 2 mm 134.2 KHz ISO. Per l'impianto sottocutaneo è stata utilizzata una siringa modello MK7. Le onde radio a bassa frequenza emesse dal lettore (modello Pocket Reader EX) inducono il PIT a trasmettere un codice alfanumerico univoco a dieci caratteri che viene proiettato sullo schermo del lettore stesso. Questa tecnologia è stata inizialmente sviluppata per la marcatura dei Pesci, ma negli anni ha assunto sempre maggiore importanza negli studi condotti su altri gruppi animali come Rettili, Anfibi, Uccelli e Mammiferi (Elbin e Burger, 1994). Una volta finita l'operazione, gli individui sono stati riposti all'interno della cassetta nido, per consentire il pieno recupero delle facoltà motorie che avveniva, in media, dopo 6 ore dall'operazione di marcatura. In questo arco di tempo, il foro di ingresso della cassetta nido era ostruito per evitare possibili atti di predazione, per essere riaperto in un secondo momento. Per gli individui di peso inferiore a 13 g si è voluto usare una tecnica di marcatura meno invasiva, l'*ear-clipping*, che consiste nel taglio di una porzione del padiglione auricolare dell'individuo seguendo appositi codici. In condizioni del tutto eccezionali si è ricorso anche all'utilizzo di un metodo di marcatura temporaneo, il *fur clipping*, che consiste nell'eliminazione di sezioni di pelliccia in posizioni prestabilite del corpo dell'animale.

A partire dal primo controllo 2011 è stata modificata anche la tecnica di marcatura. Dato che le operazioni previste dall'uso del PIT sono molto invasive, si è deciso di sperimentare alcune tecniche alternative abbondantemente utilizzate in studi sull'ecologia di popolazioni di micro mammiferi e ampiamente documentate in letteratura, l'*ear-clipping*, l'*ear-tagging*, l'*ear-tattoo* (Twigg, 1976; Wood e Slade, 1990; Leclercq e Rozenfeld, 2001; Lindner e Fuelling, 2002; Powell e Proulx, 2003). Dopo un breve periodo di prova è stata adottata la tecnica dell'*ear-tagging*, ossia l'applicazione di una targhetta metallica (5 x 2,5 mm) provvista di un codice identificativo sul lobo auricolare degli animali. Questa tecnica, nel corso del 2011, si è dimostrata comunque poco affidabile a lungo termine, in quanto la targhetta è soggetta a distacco dal lobo. Infatti diversi individui precedentemente marcati con PIT e poi muniti di targhetta, sono stati poi ricatturati senza quest'ultima. La targhetta, per sua conformazione, può facilmente impigliarsi in rami o spine e causare la lacerazione del lobo auricolare. Tali ferite possono sembrare, ad una prima analisi, simili ad una marcatura per *ear-clipping*, ma in realtà il taglio è più ampio, a forma di "U" e con i margini sfrangiati.

Per questo motivo, a partire dal primo controllo del 2012, è stata definitivamente adottata la

marcatura tramite *aluminium rings*, secondo quanto riportato da Juškaitis (2008). Questa tecnica, che prevede l'utilizzo di anelli di alluminio (2,5 x 8 mm) con codice identificativo inciso posizionati su una delle zampe posteriori sopra la caviglia, è poco invasiva e, dato che gli anelli non si perdono, consente l'identificazione degli esemplari marcati in studi di medio-lungo termine. L'uso di questa nuova tecnica di marcatura su individui già marcati con l'*ear-tagging* consentirà di effettuare una stima del tasso di perdita della targhetta.

3.2.1.2 Roditori terricoli (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis* e *Myodes glareolus*)

Il campionamento dei micromammiferi terricoli è stato effettuato con il metodo di Cattura-Marcatura-Ricattura (CMR). Tale metodo, messo a punto per la prima volta nel 1896 dal biologo marino Carl Georg Johannes Petersen e del quale sono state sviluppate in seguito diverse varianti, è comunemente utilizzato negli studi di ecologia per stimare l'abbondanza di una popolazione (vedi Krebs, 1999). Per le catture sono stati utilizzati due diversi tipi di trappole a vivo, il modello Sherman (H. B. Sherman Inc., Tallahassee, Florida) e il modello Longworth (Penlon Ltd., Oxford, U.K.) nel rapporto di circa 4:1, in base alle risorse disponibili (Fig. 12). Questi due tipi di trappole sono facilmente reperibili sul mercato e diffusamente usate in studi di vario genere su popolazioni di micromammiferi (Grant e Morris, 1971; Jacob *et al.*, 2002; Anthony *et al.*, 2005). All'interno delle trappole sono stati inseriti della canapa che fungesse da nido e un misto di semi di girasole, burro di arachidi e mele come attrattivo. Dato che i micromammiferi hanno un metabolismo molto più accelerato rispetto a quello di mammiferi di dimensioni maggiori, la composizione della mistura è stata studiata in modo tale da consentire la sopravvivenza degli individui dal momento della cattura a quello del rilascio.



Fig. 12. A sinistra una trappola *Sherman* e a destra una *Longworth*.

Il disegno sperimentale è stato impostato in modo da considerare tre fattori determinanti (vedi Appendice C):

- il livello di connettività strutturale: per ogni frammento, il numero delle siepi che si originano dal bosco è stato categorizzato in due classi: alto e basso;
- le dimensioni del frammento: sono state definite 5 classi dimensionali:
 - a. < 2 ha;
 - b. ≥ 2 e ≤ 5 ha;
 - c. ≥ 5 e ≤ 10 ha;
 - d. ≥ 10 e ≤ 25 ha;
 - e. area di controllo: ≥ 400 ha.
- la densità arbustiva del sottobosco: è stata stimata visivamente e categorizzata in due classi: alta e bassa.

I frammenti sono stati scelti all'interno di un'area quadrata di 16 km di lato (256 km²), cercando di avere almeno una replica per ogni combinazione di fattori. Non è stato possibile trovare in natura tutte le condizioni sperimentali ricercate: in particolare, non sono stati individuati e campionati frammenti con superficie inferiore a 2 ha con connettività strutturale elevata e densità arbustiva bassa e frammenti con superficie compresa tra 5 e 10 ha con connettività strutturale bassa e densità arbustiva alta. Inoltre, nei seguenti casi non è stato possibile individuare una replica:

- ≥ 5 e ≤ 10 ha, bassa connettività strutturale e bassa densità arbustiva;
- ≥ 10 e ≤ 25 ha, bassa connettività strutturale e alta densità arbustiva;
- ≥ 10 e ≤ 25 ha, bassa connettività strutturale e bassa densità arbustiva.

Si è cercato, inoltre di individuare i frammenti da campionare ponendo attenzione al tipo di governo e alla gestione forestale condotta al loro interno. In tal senso sono state individuate tre categorie:

- aree recentemente ceduate o ceduo giovane (meno di 10 anni di età; 3 griglie);
- ceduo matricinato (età compresa tra 11 e 25 anni; 23 griglie);
- alto fusto (oltre 30 anni di età; 3 griglie).

Gli usi e i costumi locali, tendenti ad una gestione quasi esclusivamente a ceduo matricinato per l'approvvigionamento di legna da ardere, insieme ai fattori determinanti del disegno sperimentale sopra descritti, hanno determinato uno squilibrio nel numero di griglie appartenenti a ciascuna delle tre categorie di gestione forestale.

Sono stati campionati 29 frammenti boschivi, tutti nella Provincia di Viterbo (Appendice L4), all'interno dei quali sono state costruite delle griglie a maglia 10 x 10 m per il posizionamento delle trappole. La distanza tra le trappole è stata stabilita in base a quanto riportato in letteratura

sull'home range e sullo spostamento medio degli individui (Corbet e Harris, 1996). La forma e le dimensioni delle griglie variano a seconda dei frammenti campionati: la disposizione standard delle trappole prevedeva una griglia quadrata 7 x 7 (n = 49) nei boschi con forma e dimensioni che lo consentivano; in boschi con superficie inferiore a 0,36 ha, la cui forma non ha permesso la costruzione di una griglia standard, è stata campionata l'intera area e la disposizione delle trappole è stata adattata alla forma dei boschi stessi (Fig. 13). Pur sapendo che la distribuzione ottimale per lo studio di queste specie è una griglia 8 x 8 (n = 64) (Preatoni *et al.*, 1997), si è cercato di trovare un compromesso che ottimizzasse lo sforzo di campionamento in termini di numero di trappole e di operatori con il numero di repliche.

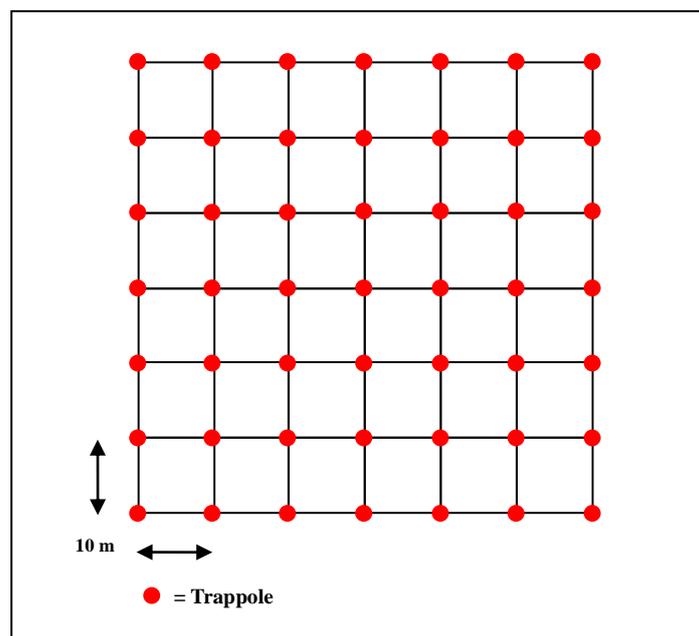


Fig. 13. Schema di una griglia quadrata nel campionamento dei Roditori terricoli.

Ogni punto della griglia nel quale è stata collocata una trappola è stato evidenziato con nastro segnaletico bianco/rosso, assegnando a ciascun sito un codice identificativo alfanumerico (ad es. A1 indica la prima trappola della fila A) e le rispettive coordinate geografiche sono state registrate mediante l'ausilio di un GPS (per marca e modelli vedi pag. 77). Si è quindi proceduto alla realizzazione di un database cartografico georeferenziato di tutte le griglie mediante l'utilizzo del software ArcGis 9.3 (ESRI®).

In totale sono state utilizzate circa 500 trappole per sessione. Per campionare tutti i frammenti selezionati del paesaggio, ogni sessione è stata suddivisa in tre sub-sessioni, durante le quali le

trappole sono state controllate una volta al giorno per tre giorni consecutivi.

Il periodo di studio va da aprile 2011 ad agosto 2012, con sessioni di trappolamento bimestrali. La durata di ogni sessione è stata di 12 giorni (inclusi i giorni di ritiro/riposizionamento delle trappole tra una sub-sessione e l'altra) e in totale sono state effettuate 40.500 notti/trappola (vedi Appendice B2 e B3).

Gli individui catturati sono stati marcati con la tecnica del *toe-clipping*, un metodo che attraverso il taglio dell'ultima porzione delle dita, consente di utilizzare dei codice identificativi predeterminati con diverse combinazioni possibili (Fig. 14). Tale metodo è ampiamente utilizzato per la marcatura di piccoli Roditori, di Anfibi e di Rettili (Waichman, 1992; Phillott *et al.*, 2007; Gannon e Sikes, 2007), sia in ricerche di laboratorio che di campo: è semplice, economico, fornisce materiale per le analisi genetiche e, se ben fatto, restituisce un dato di riconoscimento privo di errore.

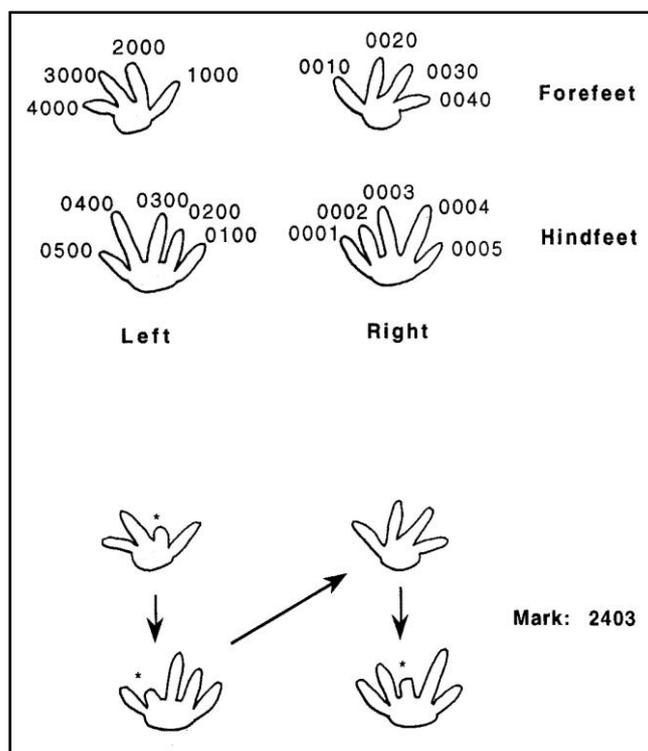


Fig. 14. Schema di marcatura con la tecnica del *toe-clipping*.

Gli animali marcati, dopo aver prelevato un campione di tessuto per le analisi genetiche, sono stati disinfettati e rilasciati nello stesso luogo di cattura per non alterare i dati relativi agli *home-range* individuali. Durante il periodo di studio sono stati marcati circa 2.500 *Apodemus* e 800 arvicole, con un tasso relativamente alto di ricatture, che avvalorava ancora di più la tesi sostenuta da diversi autori, ossia che il metodo ha un effetto minimo sulla sopravvivenza degli individui (Korn, 1987; Hayes *et al.*, 2009).

Per ogni individuo catturato si è proceduto alla raccolta dei seguenti dati su un'apposita scheda:

- nome dell'operatore;
- data di cattura;
- nome del frammento (o della griglia) e numero della trappola;
- tipo di trappola (Sherman o Longworth);
- specie;
- codice di marcatura e tipo di cattura (nuovo individuo o ricattura);
- età (juvenile, sub-adult, adult);
- peso, con una pesola a molla (Pesola[®]; sensibilità di 0,5 g, max capacità 100 g);
- sesso;
- stato riproduttivo (estro, testicoli, mammelle ecc.);
- lunghezza piede posteriore destro, dal tallone alla punta del terzo dito, con accuratezza di 0,5 mm.

Gli individui di sesso femminile rinvenuti morti all'interno delle trappole, sono stati conservati e successivamente ne sono state analizzate le ferite placentari per stimare il tasso di fertilità.

3.2.2 Variabili

I dati demografici raccolti in questo studio sono stati analizzati in funzione di una serie di variabili che descrivono la struttura della popolazione, le caratteristiche strutturali e geometriche dei frammenti boschivi e il grado di isolamento dei frammenti all'interno dei paesaggi.

3.2.2.1 Raccolta variabili strutturali dei frammenti

La raccolta delle variabili strutturali è stata effettuata in due occasioni nell'arco dell'intero progetto: nel mese di novembre 2010, durante l'abscissione fogliare, e nel mese di maggio 2012, dopo la ripresa vegetativa.

Il metodo di campionamento è stato impostato in funzione del disegno sperimentale adottato per la raccolta dei dati demografici ed è quindi diverso a seconda che si tratti di Roditori arboricoli o terricoli.

3.2.2.1.1 Roditori arboricoli (*Muscardinus avellanarius*)

Nei siti di campionamento del moscardino, la raccolta delle suddette variabili è avvenuta

all'interno di *plot* di rilevamento della vegetazione di 100 m² (10 x 10m). Sulla superficie di ciascun frammento è stata sovrapposta una griglia a maglie quadrate di 40 m di lato ai cui angoli erano posizionate le cassette nido. Ciascun quadrato è stato ulteriormente suddiviso in 16 aree quadrate minori di 10 m per lato. A quadrati maggiori alterni veniva estratto un numero casuale tra 1 e 16 per identificare il quadrato minore nel quale effettuare il *plot* (Fig. 15). I parametri sono stati misurati tramite stima visiva, previa standardizzazione dei rilevatori.

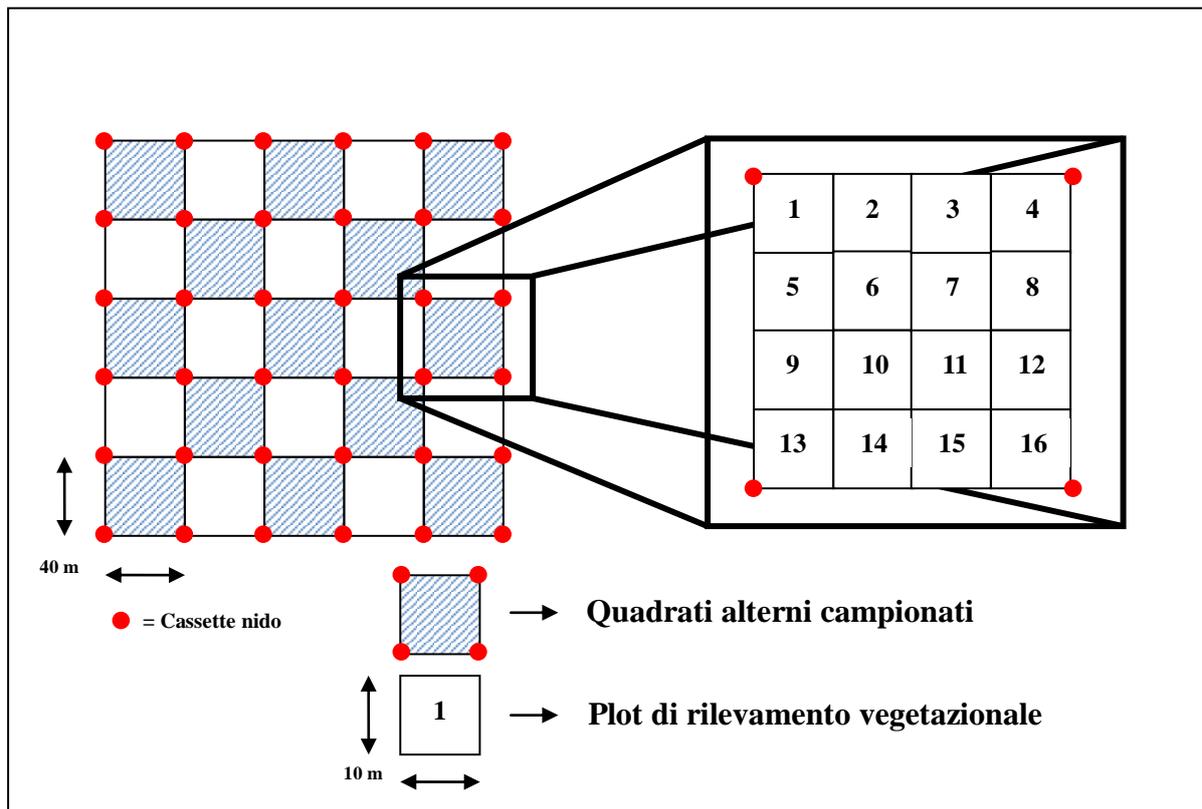


Fig. 15. Schema del protocollo di raccolta delle variabili strutturali nei frammenti di campionamento di *M. avellanarius*.

Per ogni *plot* sono state raccolte su un'apposita scheda le seguenti variabili (Tab. 1):

- N° di alberi morti;
- N° di alberi per *plot*
- N° di specie arbustive per *plot*;
- Altezza canopy;
- Dominanza. Per ciascuna specie arborea è stato calcolato un valore in base al grado di dominanza riscontrato in ciascun *plot*;
- Abbondanza arbustiva. È stata utilizzata una scala Braun-Blanquet modificata (ove 0 = 0, 1 = 0,1-25%, 2 = 25,1-50%, 3 = 50,1-75%, 4 = 75,1-100%) per ciascuna specie

arbustiva presa in considerazione. La scelta di queste specie è avvenuta dopo aver considerato sia le informazioni bibliografiche relative alla dieta del moscardino (Bright et al., 2006; Juškaitis, 2008), sia la composizione specifica dei boschi campionati, con l'eventuale presenza di fonti trofiche diverse rispetto a quelle presenti in altre zone del suo areale;

- Copertura canopy. È stata valutata mediante l'utilizzo di nove classi qualitative che vanno da 0 (assenza di copertura) a 8 (copertura totale);
- Cover arbustivo. Si è deciso di stratificare il campionamento per altezza dal suolo, in modo da ottenere un valore per ciascuna delle 7 classi considerate: 0,5 m, 1 m, 2 m, 4 m, 8 m, 16 m e 32 m. Per facilitare la raccolta dati sul campo ciascun plot è stato suddiviso in 4 quadrati uguali di 5 m di lato, all'interno dei quali veniva assegnato un 1 o uno 0 per il raggiungimento o meno di uno strato della vegetazione. La somma dei quattro valori ha dato una stima del cover di ciascuna classe per ogni plot eseguito. Per mancanza di dati le classi 16 e 32 m non sono state considerate nelle successive analisi;
- DBH (Diameter Breast Height) medio. È stato stimato a vista mediante l'impiego di classi dimensionali, di cui le prime due di 5 cm di ampiezza, quelle a seguire di 10 cm. In sede di analisi ne è stato ricavato un valore medio;
- Età. Valutata mediante stima visiva ed approssimativa per tutto il bosco;
- Gestione forestale. Valutata mediante stima visiva ed approssimativa per tutto il bosco.

Inoltre, sono state annotate anche le seguenti variabili micro-ambientali:

- Pascolo (con valori da 1 a 3 secondo l'intensità);
- Presenza/assenza di taglio della vegetazione con relativa superficie asportata;
- Pendenza (con valori da 0 a 3 secondo la pendenza);
- Esposizione prevalente (con valori da 0 a 9, partendo dal Nord e spostandosi in senso orario lungo i punti cardinali; 0 corrisponde ad una superficie piana e 9 rappresenta il caso in cui non è stato possibile identificare una esposizione prevalente).

Nella fase di compilazione del database sono state calcolate alcune variabile strutturali a partire da quelle ottenute direttamente dai *plot* vegetazionali, per la precisione:

- Indice di abbondanza arbustiva. È la somma delle abbondanze medie di tutti gli arbusti rilevati in un frammento.
- Media del numero di specie arbustive per plot (di ciascun frammento).
- Patch richness. È il numero di specie arbustive rilevate in un frammento.
- Indice di diversità di Simpson. È un comune indice di diversità che si basa sulla probabilità che due organismi presi a caso in una certa comunità non siano della stessa

specie (Simpson, 1949). In formula:

$$H_{SI} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

dove P^2i è la probabilità di scegliere a caso due organismi della stessa specie i . Varia tra 0 e 1, assumendo il primo valore quando è presente una sola specie, mentre si avvicina all'unità quando il numero di specie presente aumenta progressivamente e le relative abbondanze sono equilibrate tra loro.

Infine, sono state annotate anche una serie di informazioni complementari, quali le coordinate geografiche misurate al centro di ogni *plot* mediante l'impiego di un GPS (per marca e modelli vedi pag. 77), il paesaggio di riferimento, il nome del frammento, la data e i nomi dei rilevatori.

Tabella 1. Quadro generale delle variabili raccolte nei *plot*, con i relativi valori (numerici o categorie).

Variabile	Valori
N° Alberi Morti	Numerico
N° Alberi per Plot	Numerico
N° Specie Arbustive	Numerico
Altezza Canopy	Espressa in metri (valutata a vista)
Dominanza	Numerico
Abbondanza Arbustiva	0 =0, 1 =0,1-25%, 2 =2,1-50%, 3 =50,1-75%, 4 =75,1-100%
Copertura Canopy	Da 0 = No copertura a 8 = Copertura completa
Cover Arbustivo	0 = No e 1 = Sì (per ogni strato arbustivo)
DBH medio	1 = 0,1-5cm; 2 = 5,1-10cm; 3 = 10,1-20cm; 4 = 20,1-30cm ecc.
Età	Numerico (stimata a vista)
Pascolo	1 = Assente; 2 = Medio; 3 = Elevato
Taglio	0 = No; 1 = Sì (con superficie tagliata)
Pendenza	0 = Piano; 1 = Bassa; 2 = Media; 3 = Alta
Esposizione	0 = Piano; 1 = N; 2 = NE; 3 = E; 4 = SE; 5 = S; 6 = SW; 7 = W; 8 = NW; 9 = Tutte

3.2.2.1.2 Roditori terricoli (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis* e *Myodes glareolus*)

Per quanto riguarda i siti di campionamento dei roditori terricoli, le variabili strutturali sono state raccolte all'interno di *plot* di rilevamento della vegetazione di 100 m² (10 x 10 m). Sono state

individuare due aree di saggio di 400 m² ciascuna (20 x 20 m) aventi come vertici i punti di posizionamento delle trappole, una all'interno della griglia e l'altra con due lati in corrispondenza dei margini della griglia. Le due aree di saggio sono state posizionate in modo che non fossero tra loro adiacenti e che fossero il più possibile rappresentative delle condizioni ambientali presenti all'interno della griglia. In ognuna delle aree di saggio sono stati delimitati quattro *plot* aventi come vertici i punti di posizionamento delle trappole (Fig. 16).

Le variabili e le modalità di raccolta sono state le stesse descritte in precedenza (vedi paragrafo 3.2.2.1.1).

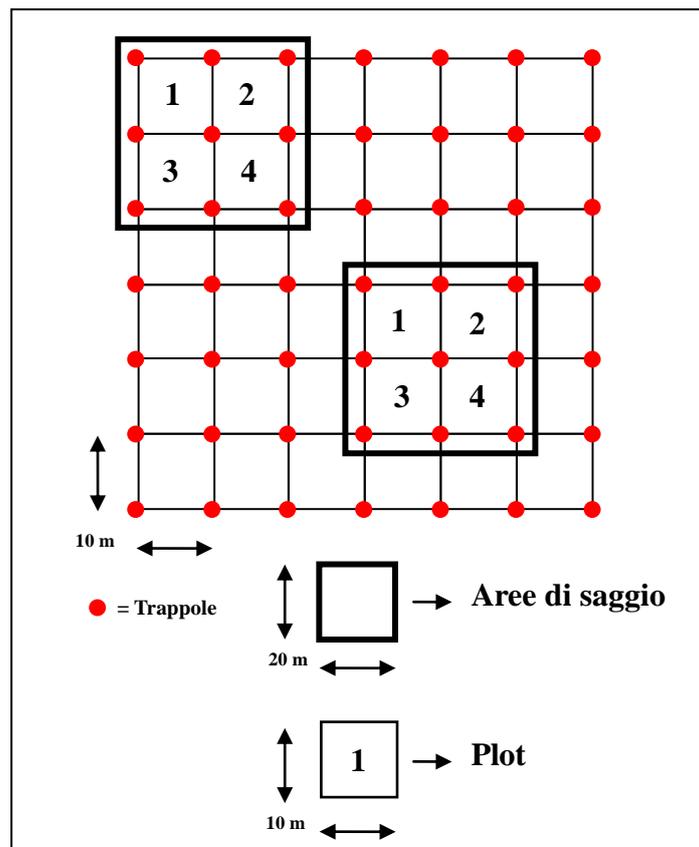


Fig. 16. Schema del protocollo di raccolta delle variabili strutturali e delle ghiande nei frammenti di campionamento dei Roditori terricoli.

3.2.2.2 Risorse

3.2.2.2.1 Roditori arboricoli (*Muscardinus avellanarius*)

Dai valori di abbondanza arbustiva raccolti per ogni specie all'interno dei *plot* vegetazionali,

sono state elaborate alcune ulteriori variabili legate ai processi fenologici delle specie arbustive (fioritura e fruttificazione) e alle abitudini alimentari del moscardino. Queste variabili, riportate in Tabella 2, sono state considerate rappresentative delle risorse trofiche presenti all'interno dei paesaggi e dei frammenti nei diversi periodi dell'anno.

I periodi di fioritura/fruttificazione derivano da osservazione diretta in natura o da notizie riportate in letteratura laddove non è stato possibile raccogliere informazioni sul campo.

Tabella 2. Quadro delle variabili legate alle risorse con i relativi valori (numerici) per *M. avellanarius*.

Variabile	Valori
N° arbusti fiore marzo	Numerico
N° arbusti fiore aprile	Numerico
N° arbusti fiore maggio	Numerico
N° arbusti fiore giugno	Numerico
N° arbusti fiore marzo-giugno	Numerico
N° arbusti frutto agosto	Numerico
N° arbusti frutto settembre	Numerico
N° arbusti frutto ottobre	Numerico
N° arbusti frutto novembre	Numerico
N° arbusti frutto ago/nov	Numerico
Abbondanza arbusti fiore marzo (AA_mar)	Numerico
Abb. arbusti fiore aprile (AA_apr)	Numerico
Abb. arbusti fiore maggio (AA_mag)	Numerico
Abb. arbusti fiore giugno (AA_giu)	Numerico
Abb. arbusti fiore mar/giu (AA_mar/giu)	Numerico
Abb. arbusti frutto agosto (AA_ago)	Numerico
Abb. arbusti frutto settembre (AA_sett)	Numerico
Abb. arbusti frutto ottobre (AA_ott)	Numerico
Abb. arbusti frutto novembre (AA_nov)	Numerico
Abb. arbusti frutto agosto-novembre (AA_ago/nov)	Numerico
Abb. arbusti frutto selezionati (AS)	Numerico
RA	Numerico
SS_0.5-4m	Numerico
PM	Numerico

Infine, sono state prese in considerazione anche le variabili derivanti dalle Analisi delle Componenti Principali (vedi paragrafo 3.3.2) che sono:

- Resources availability (RA): rappresenta l'abbondanza, la ricchezza e la diversità di risorse trofiche all'interno di ciascun frammento;
- Shrub Structure 0.5-4m (SS 0.5-4m): descrive lo sviluppo verticale dello strato arbustivo da 0.5 a 4 m;
- Patch Maturity (PM): esprime il grado di maturità del bosco.

3.2.2.2 Roditori terricoli (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis* e *Myodes glareolus*)

Dai valori di abbondanza arbustiva raccolti per ogni specie all'interno dei *plot* vegetazionali, è stata elaborata una variabile che descrivesse l'abbondanza di quelle specie arbustive i cui frutti rientrano nella dieta dei quattro Roditori terricoli (Abb. arbusti frutto selezionati). Inoltre, sono stati utilizzate le variabili scaturite dalle Analisi delle Componenti Principali (vedi paragrafo 3.3.) che sono:

- *Shrub availability (SA)*: rappresenta l'abbondanza, la ricchezza e la diversità di specie arbustive all'interno di ciascun frammento;
- *Oak Dominance (OD)*: esprime il grado di dominanza di specie quercine nei frammenti;
- *Ground Level Cover (GLC)*: descrive il grado di copertura a livello del suolo (erba + lettiera + suolo nudo);
- *Patch Maturity (PM)*: esprime il grado di maturità del bosco.

Infine, sono state considerate le variabili derivanti dalla stima della produzione di ghiande all'interno dei frammenti campionati. In Tabella 3 sono riassunte le variabili relative alle risorse per i Roditori terricoli.

Tabella 3. Quadro delle variabili legate alle risorse con i relativi valori (numerici) per i Roditori terricoli.

Variabile	Valori
Ghiande_tot	Numerico
Ghiande_cerro	Numerico
Ghiande_roverella	Numerico
SA	Numerico
OD	Numerico
GLC	Numerico
PM	Numerico

3.2.2.3 Raccolta variabili geometriche e di connessione/isolamento dei frammenti

Un secondo *set* di variabili è espressione delle caratteristiche geometriche e di isolamento/connessione di ciascun frammento (Tab. 4). Le variabili geometriche, calcolate attraverso il software Arcview 3.3[®] utilizzando l'estensione *XTools* e con l'ausilio delle ortofoto in

scala1:10000, sono le seguenti:

- Area frammento (Pch_ha). Esprime la dimensione di ciascun frammento.
- Perimetro frammento (Pch_perimeter). Esprime la lunghezza del perimetro di ogni frammento.
- Area griglia (Grid_ha). Esprime la dimensione di ogni griglia di campionamento.
- Perimetro griglia (Grid_perimeter). Esprime la lunghezza del perimetro di ogni griglia.
- Grid/patch area (Grid/pch_ha). Tiene conto della porzione di frammento campionata rispetto alla superficie boschiva totale del frammento espressa.

Tabella 4. Quadro generale delle variabili che caratterizzano la geometria e il grado di connessione ed isolamento dei frammenti campionati, con relativi valori (numerici o o unità di misura).

Variabile	Valori
Pch_ha	> 0 (in ha)
Pch_perimeter	> 1 (in m)
Grid_ha	> 0 (in ha)
Grid/pch_ha	> 0 (in ha)
Grid_perimeter	> 1 (in m)
Hdg_tot	> 0
Hdg_conn	> 0
Pch_conn	> 0
Pch_conn_ha	> 0 (in ha)
Nearest_dist	> 0 (in m)
Overl/buff_x	> 0
N_Pch_buff_x	> 0
N_hdg_buff_x	> 0
Dist_big_buff_x	> 0 (in m)
PI_buff_x	> 0
PI2_buff_x	> 0

Per quanto riguarda le variabili di connessione/isolamento, si è cercato da un lato di tenere conto di aspetti legati alla configurazione spaziale dei frammenti nel paesaggio, dall'altro di valutare come ogni specie percepisca il territorio circostante in base alle proprie capacità di dispersione.

Tra i metodi presenti in letteratura per descrivere l'isolamento dei frammenti (Bender *et al.*, 2003), si è scelto di utilizzare l'*area-informed isolation metric*, una metrica che valuta la quantità di habitat disponibile entro una certa distanza dal frammento. Questo metodo ha un maggiore potere predittivo per quanto riguarda i tassi di immigrazione rispetto alle metriche lineari comunemente usate, basate sul calcolo della distanza tra frammenti (Bender *et al.*, 2003). Il tipo di metrica scelto

tiene conto della capacità di dispersione degli individui e della quantità di habitat disponibile nell'area circostante il frammento. Si crea, in questo modo, un collegamento tra la quantità di habitat circostante e i tassi di estinzione e colonizzazione. L'*area-informed isolation metric*, al contrario di quanto avviene per le metriche lineari, non risente della variazione nella forma dei frammenti, della distanza dal limite del paesaggio (stabilito arbitrariamente dal ricercatore all'inizio dello studio) e della quantità di habitat residuo presente all'interno del paesaggio.

Utilizzando il software Arcview 3.3[®], le ortofoto in scala 1:10000 e attraverso un'ulteriore verifica sulle immagini del 2005 visionate in Google Earth (per avere un riscontro con fonti di informazione più recenti), per ogni frammento campionato sono state misurate le seguenti variabili:

- Siepi Totale (Hdg_tot). È il numero complessivo di siepi che si dipartono dal frammento focale.
- Siepi connesse (Hdg_conn). È il numero di siepi che partono dal frammento focale e che lo connettono fisicamente con altri frammenti circostanti.
- Patch connessi (Pch_conn). È il numero di frammenti connessi con il frammento focale.
- Area Patch connessi (Pch_conn_ha). È la superficie complessiva dei frammenti connessi con il frammento focale.
- Distanza Patch (Nearest_dist). È la distanza del frammento più vicino al frammento focale.
- Overlap/Buffer (Overl/buff_x). È la quantità di habitat presente entro una certa distanza dal frammento focale. Si definisce una fascia di territorio nella zona esterna a ciascun frammento (*Buffer*) e si misura la quantità di habitat, esterno al frammento focale, che è presente in questa fascia (*Overlap*) (Fig. 17). Maggiore è la superficie compresa in questa fascia, meno isolato sarà il frammento. Il quoziente tra i due termini serve per standardizzare la variabile che definisce la quantità di habitat e renderla indipendente dalla superficie del frammento. Per parametrizzare in maniera corretta la variabile, l'ampiezza scelta per definire la fascia deve riflettere la capacità di spostamento e dispersione della specie. Da un punto di vista biologico, questo approccio fornisce una misura diretta della quantità di habitat, e quindi la potenziale fonte di individui presente in prossimità del frammento focale (Bender *et al.*, 2003).
- N° Patch buffer (N_pch_buff_x). È il numero di frammenti all'interno della fascia definita.
- N° Siepi buffer (N_hdg_buff_x). È il numero di siepi (connesse e non) all'interno della fascia definita.

- *Distance Big buffer* (Dist_big_buff_x). È la distanza dal frammento focale del frammento più grande all'interno della fascia definita.
- *Proximity Index* (PI). È un indice che considera le dimensioni e la vicinanza di tutti i frammenti i cui margini si trovano ad una data distanza rispetto ad un frammento focale (Gustafson e Parker, 1994): esso fornisce quindi una misura indiretta della quantità di habitat residuo e della configurazione spaziale intorno ad un frammento focale. Questo indice si ottiene facendo la sommatoria dei rapporti tra l'area di un frammento S_i all'interno di un determinato raggio (buffer) e la sua distanza *edge-edge* (margine-margine) z_i dal frammento focale, come riportato nella formula seguente:

$$PI = \sum_{i=1}^n \left(\frac{S_i}{z_i} \right)$$

Può assumere valori > 0 . Per standardizzare la variabile, le distanze sono state elevate al quadrato originando una ulteriore variabile (PI^2).

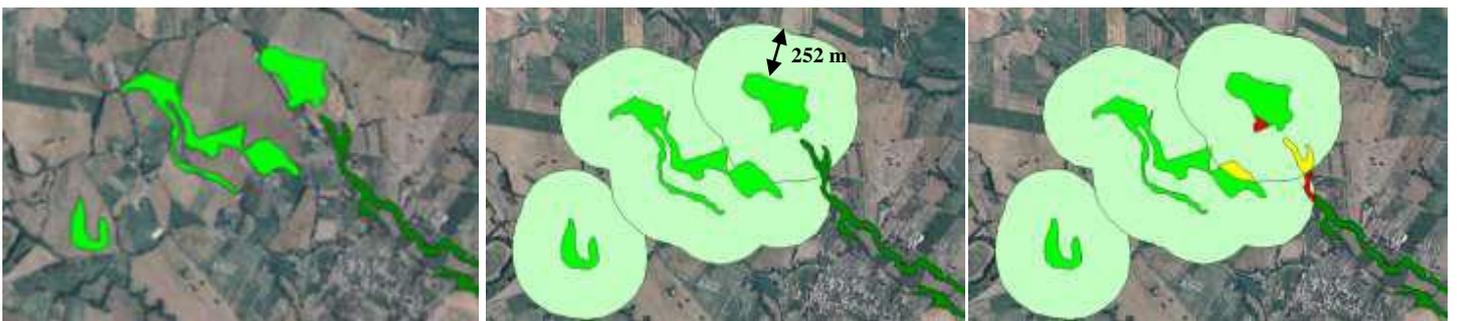


Fig. 17. (Tratto da Iannarilli, 2012). Esempio di realizzazione del *buffer*: nell'immagine a sinistra sono evidenziati in verde chiaro tre frammenti tra quelli campionati e in verde scuro i frammenti circostanti; nell'immagine al centro sono rappresentate le aree *buffer* per i tre frammenti; nell'immagine a destra, sono evidenziate in rosso le superfici boscate comprese entro l'area *buffer* del frammento focale e in giallo quelle dei frammenti circostanti. In questo caso l'ampiezza della fascia *buffer* è di 252 m, cioè quella utilizzata per *Myodes glareolus*. Per il genere *Apodemus* l'ampiezza del buffer è di 500 m, mentre per il moscardino sono state utilizzate tre misure: 106 m (distanza massima percorsa da un individuo nel nostro esperimento di traslocazione), 182 m (distanza massima registrata di spostamento da un frammento ad un'altro) e 497 m (distanza del frammento più isolato occupato dalla specie rispetto al bosco più vicino che è stato campionato).

3.2.3 Variabili meteorologiche

Per determinare l'interazione tra le dinamiche di popolazione e le condizioni meteorologiche, con particolare attenzione alle relazioni tra parametri termo-pluviometrici e detectability delle specie target, sono stati presi in considerazione i dati di temperatura e piovosità provenienti da sei stazioni meteorologiche dell'ARSIAL-SIARL (Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione

dell'Agricoltura del Lazio-Servizio Integrato Agrometeorologico della Regione Lazio). La scelta delle stazioni è avvenuta seguendo un criterio di vicinanza ai siti di campionamento di ciascun paesaggio come di seguito riportato:

- Paesaggio di Fara Sabina: 1) Stazione RI07SIE (Fara Sabina – Canneto);
2) Stazione RI10CME (Fara Sabina – S. Andrea);
- Paesaggio di Viterbo: 1) Stazione VT07SIE (Montefiascone – Commenda);
2) Stazione VT20CME (Celleno – Acquaforte);
- Paesaggio del Lamone: 1) Stazione VT22CME (Farnese – Gressa);
2) Stazione VT25SIE (Farnese – Pian di Sala).

Partendo dai dati termo-pluviometrici giornalieri relativi al periodo di studio relativo a *Muscardinus avellanarius* (maggio 2010 – agosto 2012) e a *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus* e *Myodes glareolus* (aprile 2011 – agosto 2012), sono stati creati due database distinti (uno per il moscardino, Roditore arboricolo, e uno per il topo selvatico collo giallo, per il topo selvatico e per l'arvicola rossastra, terricoli) elaborando le seguenti variabili relative ad ogni controllo per ciascun frammento indagato:

- Media delle temperature medie giornaliere (Mean_Tmed) misurata in °C;
- Minima delle temperature minime giornaliere (Min_Tmin) misurata in °C;
- Massima delle temperature massime giornaliere (Max_Tmax) misurata in °C;
- Media delle precipitazioni giornaliere (Mean_rain) misurata in cm.

3.2.4 Stima della produzione di ghiande nei frammenti

Come già accennato (vedi paragrafo 1.4.1), per valutare la qualità dei frammenti si può ricorrere alla stima delle risorse trofiche a condizione che il disegno sperimentale consenta: (i) di separare il contributo delle risorse dal ruolo della geometria del frammento e (ii) di verificare l'interazione tra risorse del frammento e le caratteristiche geometriche. Inoltre, è necessaria una conoscenza approfondita dell'autoecologia di base delle specie *target*.

Detto ciò, si è deciso di quantificare la produzione di ghiande delle due principali specie quercine (*Quercus cerris*, *Q. pubescens*) presenti nel paesaggio della Provincia di Viterbo per testarne il grado di interazione con i parametri demografici delle tre specie di Roditori terricoli, in quanto, come riportato in letteratura, risultano esserne consumatori abituali (Juškaitis, 2002; Canova e Fasola, 1993; Hansson, 1985; Flowerdew, 1991).

3.2.4.1 Raccolta ghiande

Le ghiande sono state raccolte all'interno delle stesse aree di saggio utilizzate per il rilevamento della vegetazione (vedi paragrafo 3.2.2.1.2 e fig. 16). In ognuna delle due aree di saggio sono stati delimitati quattro quadranti (10 x 10 m), aventi come vertici i punti di posizionamento delle trappole. In ogni quadrante sono stati individuati tutti gli alberi produttivi distinti tra matricine e polloni, la cui chioma ricadeva totalmente o parzialmente al suo interno. Per ogni pianta produttrice:

1. è stata stimata la superficie della chioma, misurando, con l'ausilio di una fettuccia metrica, la proiezione a terra dei due assi (maggiore e minore) della chioma;
2. sono stati eseguiti due *plot* circolari di 50 cm di raggio, a una distanza dal fusto e dal margine della chioma che consentisse ad ogni *plot* di essere rappresentativo della produttività di tutto l'albero; i due *plot* sono stati posizionati in maniera speculare rispetto al fusto, in modo che fossero tra loro indipendenti, se l'albero ricadeva totalmente all'interno dell'area di saggio; nel caso di alberi parzialmente dentro l'area di saggio, i *plot* sono stati effettuati dallo stesso lato della chioma.

Per ogni *plot* è stato contato il numero totale di ghiande raccolte, quello di ghiande consumate da larve di insetti e di quelle mangiate, con i relativi pesi. Successivamente, è stato prelevato e pesato un campione di ghiande sane pari al 20% del numero di quelle totali, mentre il resto è stato ridistribuito sotto l'albero. Nel caso in cui il numero di ghiande totale era ≤ 10 , sono state prelevate tutte le ghiande trovate. Le ghiande raccolte, debitamente contrassegnate da un codice identificativo del *plot*, del quadrante, dell'area di saggio e del bosco di provenienza, sono state conservate in sacchetti di tessuto/non tessuto e in un secondo tempo essiccate in stufa per 72 ore a 70°C, registrando infine il peso della massa secca. Complessivamente sono stati raccolti 387 campioni di ghiande, dei quali 198 di roverella e 189 di cerro.

3.2.4.2 Essiccazione ghiande

Le operazioni di essiccazione delle ghiande sono avvenute in laboratorio utilizzando la seguente strumentazione:

- bilancia Gibertini Europe 4000 AR;
- stufa KW[®] 86 AV.

Prima del loro inserimento in stufa, le ghiande sono state pulite da eventuali residui vegetali e terrosi. Successivamente il protocollo ha previsto le seguenti fasi:

- separazione delle ghiande sane da quelle consumate da larve di insetti: all'apertura dei campioni conservati nel tessuto/non tessuto, alcune ghiande sono risultate colonizzate da larve di Coleotteri e Lepidotteri. Per cercare di discernere la perdita di peso dovuta alle larve da quella dell'essiccazione vera e propria, si è ricorso alla separazione delle ghiande sane da quelle rovinate;
- riconteggio delle ghiande sane e di quelle bacate;
- pesare separatamente le ghiande sane e quelle bacate;
- sistemazione delle ghiande in vaschette di alluminio e loro inserimento in stufa a 70°C per circa 4 giorni;
- verifica della completa perdita di acqua mediante pesate intermedie: nel momento in cui il peso dell'ultima pesata equivale a quello della penultima, il campione si considera essiccato e viene tolto dalla stufa;
- ripesare separatamente dopo l'essiccazione le ghiande sane e quelle bacate;
- inserimento dei dati in un data base.

La stima della massa secca di ghiande suddivisa per specie è avvenuta come segue. Prima di tutto è stata calcolata la massa di ghiande per singolo *plot*, mediante la formula:

$$M_i = (P_{is20\%}/P_{iu20\%})P_{iutot} \quad [a]$$

dove $P_{is20\%}$ e $P_{iu20\%}$ sono rispettivamente il peso secco e il peso umido del campione di ghiande sane i-esimo preso (il 20% del N totale di ghiande) e P_{iutot} è il peso umido del totale delle ghiande sane del campione i-esimo raccolte nel *plot*. Dato che i *plot* effettuati per ogni pianta sono stati due, è stata calcolata la media algebrica:

$$\bar{M} = M_a + M_b / 2 \quad [b]$$

dove M_a e M_b sono rispettivamente la massa del *plot* A e del *plot* B. La chioma di un albero, considerata la sua forma, può essere paragonata per approssimazione ad un ellisse (Fig. 18), la cui area è rappresentata nella formula [c]

$$A = \pi ab \quad [c]$$

dove a e b (o d_1 e d_2) sono gli assi dell'ellisse. Nel nostro calcolo, a secondo se la chioma di un albero ricade interamente o parzialmente all'interno dell'area di saggio, il valore della formula [c] è

stato moltiplicato per un coefficiente esplicativo di questa variabile

$$A = \pi ab \left\{ \begin{array}{l} 1 = \text{chioma tot. dentro} \\ 0,5 = \text{metà chioma dentro} \\ 0,25 = \frac{1}{4} \text{ di chioma dentro} \end{array} \right. \quad [d]$$

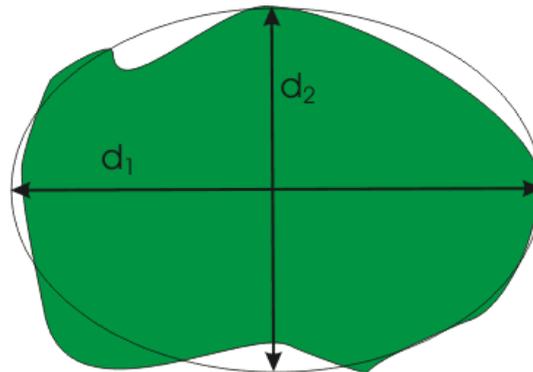


Fig. 18. Comparazione della chioma di un albero a un'ellisse. Nella formula [c] $a \neq b$; nel caso in cui $a = b$, l'ellisse diventa un cerchio e quindi $A = \pi r^2$.

Moltiplicando per ogni albero produttore i valori dalla formula [b] e quelli della formula [d] e sommando la massa media di ghiande di tutti gli alberi produttori all'interno delle aree di saggio si è ottenuto il valore della massa media di ghiande di tutti gli alberi produttori, che divisa per la superficie di entrambe le aree lesaggio dà la massa media di ghiande al m^2 di ogni frammento campionato (formula [e]).

$$M_i = \sum_{i=1} \bar{M}_i A_i / 800 \quad [e]$$

A questo punto è stato sufficiente rapportare il valore di M_i alle superfici della griglia di campionamento e del frammento per ottenere la stima di ghiande all'interno della griglia e dell'intero bosco (vedi Appendice D).

3.2.5 Potere calorifico superiore delle ghiande

Il Potere calorifico è la quantità di calore prodotta dall'unità di massa di un combustibile, quando questo brucia completamente. Esso si differenzia in Potere calorifico superiore (PCS) e

Potere calorifico inferiore. Il PCS è la quantità di calore che si rende disponibile per effetto della combustione completa a pressione costante della massa unitaria di un combustibile, quando i prodotti della combustione siano riportati alla temperatura iniziale del combustibile e del comburente. In altre parole, il PCS è la quantità di energia complessiva che si genera durante la combustione che tiene conto anche del calore contenuto nei gas di combustione. In base alla norma UNI EN 14918, nel settore energetico e alimentare quando si parla di Potere calorifico si tiene conto del PCS.

Il PCS delle ghiande è stato misurato in laboratorio su 43 campioni, dei quali 33, su un totale di 387 (circa il 8,5%), raccolti nei frammenti del paesaggio di Viterbo e 10, su un totale di 86 (circa il 11,6%), raccolti nei frammenti del paesaggio di Siena. Il paesaggio di Siena non è incluso in questo studio, tuttavia è uno dei paesaggi del progetto di ricerca complessivo nel quale sono stati raccolti dati di presenza/assenza sul moscardino e nel quale, nel 2011, è stato avviato da un gruppo di ricercatori della Fondazione Ethoikos (<http://www.ethoikos.it/>) uno studio sui Roditori terricoli che ricalca, dal punto di vista metodologico e del disegno sperimentale, la nostra ricerca. Per queste ragioni, i dati sulle ghiande provenienti dal paesaggio di Siena sono stati usati nel presente studio come termine di paragone.

La selezione dei campioni di ghiande da utilizzare per la valutazione del PCS è avvenuta in modo che:

- la quantità del campione fosse sufficiente per le analisi ($P_u \geq 20$ g);
- per ogni frammento si avesse almeno un campione di entrambe le specie vegetali (cerro e roverella);

Su un potenziale numero di campioni pari a 76, ne sono risultati idonei 43, dei quali 24 di cerro e 19 di roverella. Per valutare il contributo dell'esocarpo al valore del PCS sono state fatte delle prove su 12 campioni di ghiande sbucciate, dei quali 7 di cerro e 5 di roverella. I restanti 31 campioni sono stati analizzati con l'esocarpo (vedi Appendice E).

Per il calcolo del PCS delle ghiande ci siamo avvalsi della seguente strumentazione:

- calorimetro isoperibolico PARR 6200CLEF Semi - Automatico;
- mulino a coltelli SM100C;
- vibro-setacciatore AS200Control;
- bilancia analitica/idrostatica XS204DR;
- stufa termostatica Digiheat;
- pressa pellettizzatrice manuale.

Le operazioni svolte in laboratorio per ogni campione di ghiande possono essere suddivise in due fasi:

- determinazione del contenuto di umidità, una parte del campione è stata utilizzata per determinare il contenuto di umidità al quale riferire il contenuto calorifico (norma UNI EN 14774-1), la parte restante è servita per determinare il potere calorifico; dopo aver pesato il campione umido, si è passati al suo essiccamento in stufa a 105°C; sono state fatte poi delle pesate intermedie finché il peso non si è mantenuto costante; a questo punto il campione è stato rimosso dalla stufa e disposto nel disseccatore contenente un disseccante (perclorato di magnesio) fino al suo raffreddamento; il campione freddo è stato infine pesato per determinare il contenuto d'acqua, desumibile dalla differenza tra il peso umido e il peso secco;
- determinazione del PCS, la parte del campione non utilizzata per determinare il contenuto di umidità, è stata prima inserita nel mulino a coltelli e poi, una volta sminuzzata, è stata passata nel vibro-setacciatore con setaccio da 2 mm; infine, per ogni campione sono stati creati tre *pellets* di ca 1 g (variazione consentita $\pm 0,1$ g) con la pressa pellettizzatrice, che sono stati inseriti nel calorimetro.

3.3 Analisi dei dati

3.3.1 Analisi esplorative

Come descritto nel paragrafo 3.2.2.1, la raccolta delle variabili strutturali nei frammenti è stata effettuata due volte. In fase preliminare, svolta per capire se esisteva una differenza statisticamente significativa tra le variabili raccolte nel 2010 e nel 2012 eventualmente imputabile a cambiamenti dello stato dei luoghi o alla soggettività degli operatori, è stata eseguita un'analisi comparativa delle medie (T-test) che ci consentisse di capire se utilizzare i dati dei due anni separatamente oppure di accorparli attraverso una media. Per questa analisi è stato utilizzato il software statistico SPSS 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA). Il T-test è stato condotto considerando il coefficiente di correlazione statisticamente significativo con $p < 0,05$. I risultati hanno mostrato che solo alcune coppie di variabili erano tra loro significativamente diverse, per questo è stato deciso di fare la media tra i valori delle variabili raccolte nel 2010 e nel 2012 piuttosto che utilizzare nelle analisi successive i due Database separatamente.

Successivamente è stato condotto il test di Kolmogorov-Smirnov per testare la normalità delle variabili. Laddove necessario si è operata una trasformazione tramite logaritmo in base 10 (Log_{10}) per approssimare la normalità. Per le analisi statistiche si è utilizzato il software statistico SPSS

17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

3.3.2 Analisi dei componenti principali

L'analisi dei componenti principali (di seguito PCA, acronimo di *Principal Component Analysis*) è una tecnica di analisi esplorativa dei dati utilizzata nell'ambito della statistica multivariata. Fu proposta da Karl Pearson nel 1901 e sviluppata successivamente da Harold Hotelling nel 1933. Lo scopo di questa tecnica statistica è di ridurre un insieme più o meno ampio di variabili tra loro correlate, in variabili latenti dette Componenti Principali, tra loro indipendenti. Ciò avviene tramite una trasformazione lineare delle variabili che proietta quelle originarie in un nuovo sistema cartesiano nel quale le variabili vengono ordinate in ordine decrescente di varianza: pertanto, la variabile con maggiore varianza viene proiettata sul primo asse, la seconda sul secondo asse e così via. La riduzione della complessità di analisi avviene utilizzando i componenti principali come nuove variabili.

I criteri adoperati per la scelta del numero di componenti sono tre (Criteri euristici):

1. prendere solo quelle componenti che rappresentano l' 80-90% della variabilità complessiva;
2. seguire la “Regola di Kaiser”, ossia prendere solo quelle componenti che hanno un autovalore maggiore o uguale ad uno, oppure, allo stesso modo, le componenti che hanno varianza maggiore di quella media; tale criterio è stato adoperato in questo studio;
3. la scelta del numero di componenti (sufficienti a riprodurre con una buona approssimazione i dati di partenza) può essere fatta attraverso il grafico degli autovalori o *Screen Plot*; all'interno del grafico si sceglie il numero di componenti corrispondente al punto di “gomito” della spezzata.

Le PCA sono state eseguite mediante l'utilizzo del software statistico SPSS 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) e i risultati sono riportati in Appendice F1 e F2.

3.3.3 Modelli *occupancy*

Le variazioni nei tassi di estinzione e colonizzazione in popolazioni locali instabili determinano la persistenza a livello regionale di specie sensibili alla frammentazione (Hanski, 1998). Per studiare le dinamiche esistenti in popolazioni spazialmente strutturate e definire quali tra le variabili esaminate sono maggiormente implicate negli eventi di estinzione e colonizzazione è stata effettuata una analisi dei dati di presenza/assenza delle diverse specie nei frammenti campionati.

In una prima fase è stato creato un database che ricostruisce gli eventi di presenza/assenza (*detection history*) delle quattro specie studiate in ogni controllo effettuato. La presenza delle specie è stata determinata in base agli eventi di cattura nel corso delle varie sessioni.

Per il moscardino, a causa della maggiore elusività della specie (Bright e Morris, 1996), sono stati utilizzati anche segni indiretti della presenza della specie come la presenza di nuovi nidi all'interno dei *nest-box*. Questo è stato possibile grazie alla caratteristica forma con cui il moscardino realizza il nido, difficilmente confondibile con quello di altre specie (Juškaitis, 2008).

Per quanto riguarda il genere *Apodemus*, la distinzione tra *A. flavicollis* e *A. sylvaticus* nelle popolazioni dell'Europa meridionale non è sempre facile (vedi paragrafo 2.2.3). Quindi, per avere maggiore supporto nella distinzione e nei dati di presenza delle due specie, si è scelto di effettuare la determinazione della specie mediante PCR (*Polymerase Chain Reaction*) di alcuni campioni di tessuto provenienti da individui catturati in tutti i frammenti del paesaggio. Le analisi PCR sino ad ora effettuate (165 campioni su un totale di circa 2900 individui catturati pari al 5,6%) sono piuttosto esigue in rapporto al numero di individui marcati e quindi di campioni raccolti (Iannarilli, 2012); altri campioni saranno analizzati prima della conclusione del progetto. Tuttavia i dati parziali mostrano un errore di determinazione da parte dei rilevatori pari al 29%.

I dati di presenza/assenza 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:

1. 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 .
2. Le specie non sono falsamente rilevate.
3. I siti di rilevamento sono tra loro indipendenti. Questo significa che i siti dovrebbero essere abbastanza lontani da essere biologicamente indipendenti.
4. 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 al tempo t dipende dalla probabilità di presenza della specie al tempo $t - 1$, dalla probabilità di estinzione ϵ , e dalla probabilità di colonizzazione γ .

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 5 sono riportate le covariate in funzione delle quali sono stati modellizzati i diversi parametri relativi alle probabilità di presenza, colonizzazione, estinzione e cattura.

Tabella 5. Riassunto delle ipotesi testate e lista delle covariate utilizzate come variabili predittive per i modelli *occupancy*. Il simbolo x indica che le probabilità di presenza ϕ , colonizzazione γ , estinzione ϵ , e cattura p sono state modellizzate in funzione delle covariate indicate nella colonna “Lista delle covariate”. Covariate: Pch_area = area del frammento; Pch_perimeter = perimetro del frammento; Grid_area = area della griglia; Grid/pch_area = rapporto tra le aree della griglia e del frammento; Hdg_tot = numero di siepi che originano dal frammento focale; Hdg_conn = numero di siepi che connettono ad altri frammenti; Pch_conn = numero di frammenti connessi al frammento focale; Pch_conn_area = area dei frammenti connessi; Nearest_dist = distanza dal frammento più vicino; Overl/buff = area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all’estensione del buffer stesso; N_pch_buff = numero di frammenti all’interno dei buffer; N_hdg_buff = numero di siepi all’interno dei buffer; Dist_big_buff = distanza del frammento più grande all’interno dei buffer; PI = Proximity Index; PM = maturità del bosco; OD = dominanza di specie quercine; SA = disponibilità di arbusti; GLC = copertura a livello del suolo (erba + lettiera + suolo nudo); RA = disponibilità di risorse; SS_0.5-4m = struttura dello strato arbustivo tra 0.5 e 4 m; Gh_tot = produzione totale di ghiande; Gh_cer = produzione di ghiande di *Quercus cerris*; Gh_rov = produzione di ghiande di *Q. pubescens*; AA_ago/nov = cover delle specie arbustive che fruttificano tra agosto e novembre; AS = cover di specie arbustive selezionate perché importanti nella dieta; Mean_Tmed = media delle temperature medie giornaliere; Max_Tmax = massima delle temperature massime giornaliere; Min_Tmin = minima delle temperature minime giornaliere; Mean_rain = media dei mm di pioggia giornaliere.

Tipo di covariate	Lista delle covariate	ϕ	γ	ϵ	p
Geometriche	Pch_area; Pch_perimeter; Grid_area; Grid/pch_area	x	x	x	x
Connessione e isolamento	Hdg_tot; Hdg_conn; Pch_conn; Pch_conn_area; Nearest_dist; Overl/buff; N_Pch_buff; N_hdg_buff; Dist_big_buff; PI	x	x	x	
Risorse	PM; OD; SA; GLC; RA; SS_0.5-4m; Gh_tot; Gh_cer; Gh_rov; AA_ago/nov; AS	x	x	x	
Meteorologiche	Mean_Tmed; Max_Tmax; Min_Tmin; Mean_rain				x

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). 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 membro 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.

$$\begin{aligned}
 &K-L_1 = \text{Realtà} - \text{modello}_1 \\
 &K-L_2 = \text{Realtà} - \text{modello}_2 \\
 &(K-L_1) - (K-L_2) = (\text{Realtà} - \text{modello}_1) - (\text{Realtà} - \text{modello}_2) = \\
 &= \text{Realtà} - \text{modello}_1 - \text{Realtà} + \text{modello}_2 = \\
 &= \text{modello}_2 - \text{modello}_1
 \end{aligned}$$

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 *best model*. Gli altri modelli sono classificati in base alla differenza tra il proprio AIC e quello del modello migliore ($\Delta AIC = AIC_{\text{best}} - AIC_x$). Questa misura, definita ΔAIC , ha grande importanza nella fase di selezione dei modelli che meglio fittano i dati raccolti. Secondo Burnham e Anderson (2002), si può affermare con una ragionevole sicurezza che, entro i $2 * \Delta AIC$, i modelli hanno approssimativamente lo stesso peso nei dati, e rappresentano quindi buoni modelli.

Il modello con il valore di AIC più basso (*best model*) può essere definito anche come il modello più "parsimonioso", ovvero quello che trova il giusto compromesso tra "precisione" e massimo adattamento alla realtà o tra distorsione e varianza (Fig. 19). 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 AICc:

$$AICc = -2 \log(\mathcal{L}(\theta | y)) + 2K \left(\frac{n}{n - K - 1} \right)$$

dove n è la dimensione del campione.

Dato il numero di frammenti campionati in questo studio (29 per i terricoli, 30 per il moscardino) si è scelto di utilizzare nelle nostre analisi l'AICc.

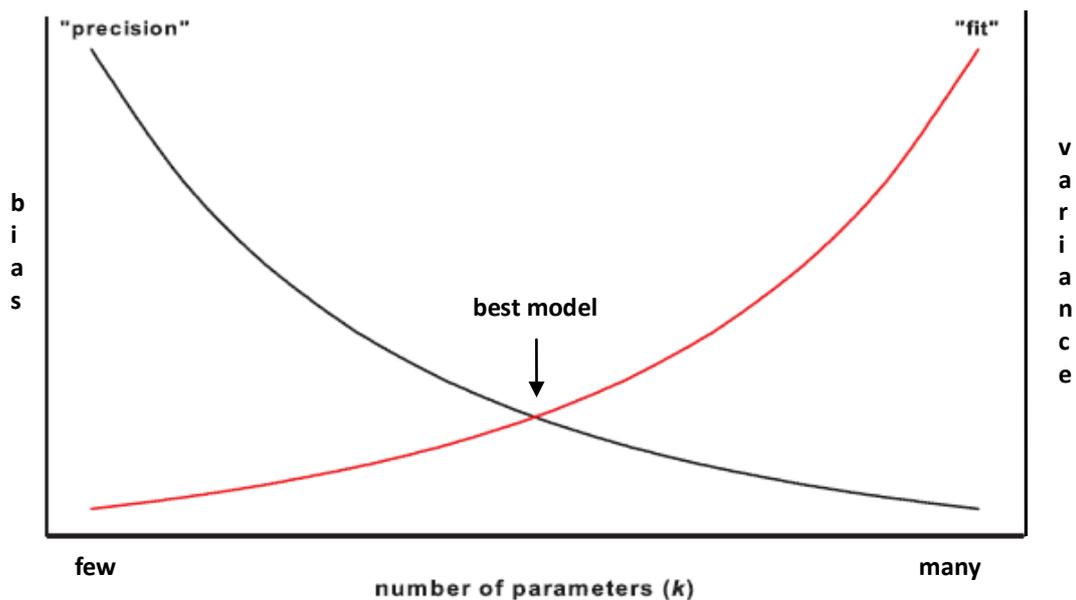


Fig. 19. In questo grafico è schematizzato il concetto di scelta del *best model*, ovvero il giusto compromesso tra "precisione" e massimo adattamento alla realtà o tra distorsione e varianza.

4. Risultati

4.1 Andamento delle catture

In Tabella 6, per ogni specie, sono riportati il numero di individui marcati, le catture totali e il numero di catture per individuo effettuate durante il periodo di studio.

Tabella 6. Individui marcati, catture totali e per individuo (catture totali su individui marcati) per ciascuna specie (da Iannarilli, 2012).

Specie	Individui marcati	Catture totali	Catture per individuo
<i>Muscardinus avellanarius</i>	392	470	1,20
<i>Apodemus flavicollis</i>	1458	2602	1,78
<i>Apodemus sylvaticus</i>	1453	2462	1,70
<i>Myodes glareolus</i>	933	1643	1,76

Roditori arboricoli. Le catture di moscardino hanno registrato due picchi stagionali corrispondenti ai periodi primaverile e autunnale e un calo importante durante l'estate e l'inverno (Fig. 20). Il basso numero di catture nel periodo invernale rispecchia la biologia della specie che, nei mesi più freddi dell'anno, entra in ibernazione o alterna fasi di dormienza a fasi di breve attività (vedi paragrafo 2.1.5). Durante il periodo estivo, invece, si è assistito a una diminuzione delle catture, soprattutto nel mese di agosto, ma non ad una completa carenza di dati di presenza della specie come riportato da Panchetti *et al.* (2004), che evidenziano non solo una totale mancanza di catture, ma anche l'assenza di nuovi nidi.

Da notare come, all'interno dei controlli tripli, il primo ha sempre un numero di catture maggiore rispetto ai due controlli successivi. Dai campionamenti effettuati la presenza del moscardino è stata accertata, almeno in un'occasione, in 25 dei 30 frammenti campionati: questo roditore arboricolo è stato rinvenuto in tutte le griglie campionate nei paesaggi del Lamone e di Viterbo, e in 5 degli 11 frammenti del paesaggio di Fara Sabina (assente nei frammenti FS4, FS5, FS6, FS7, FS9 e FS10).

In base alla gestione forestale, il numero di catture sono concentrate in ordine decrescente nelle seguenti categorie (Fig. 21):

- Boschi di neoformazione
- Ceduo invecchiato
- Alto fusto
- Ceduo giovane

Anche se il numero di frammenti campionati tra le singole tipologie di gestione forestale varia sensibilmente (Tab. 7), possiamo affermare che la categoria Boschi di neoformazione è quella a maggior vocazione per il moscardino, coerentemente con l'autoecologia della specie e con le informazioni presenti in letteratura.

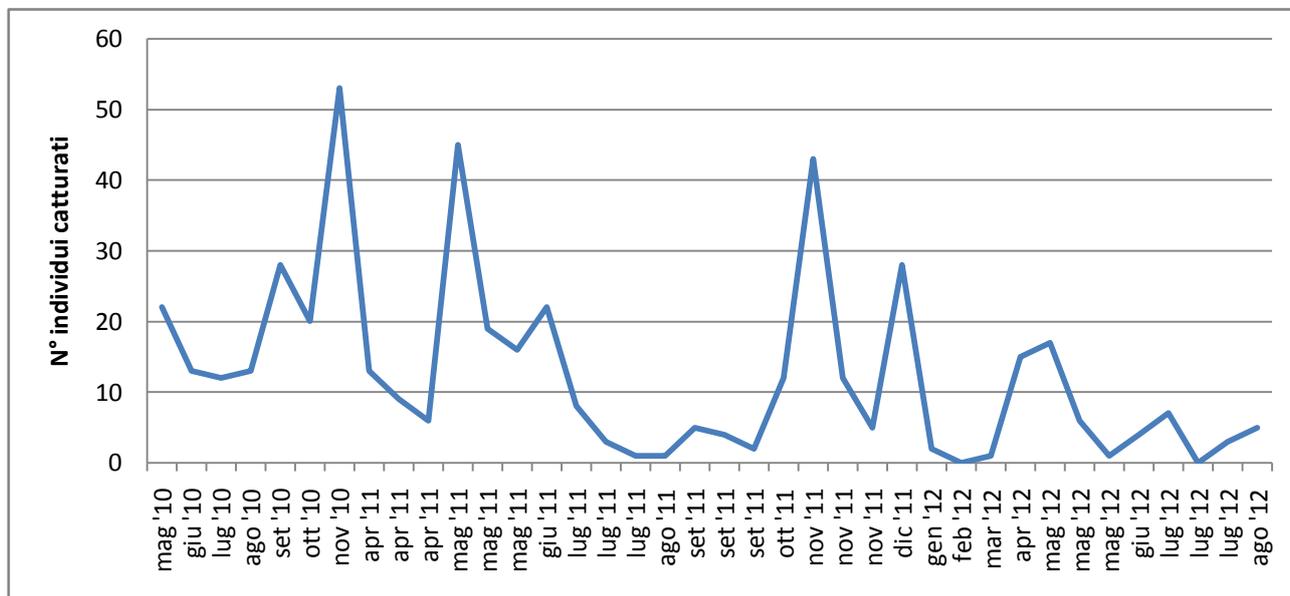


Fig. 20. Andamento delle catture in *M. avellanarius*. In primavera e autunno si è registrato il maggiore numero di catture; in estate e in inverno, invece, si è avuto un forte calo.

Tabella 7. Principali parametri statistici relativi alle catture di moscardino nelle quattro tipologie di gestione forestale prese in esame. Boschi di neoformazione = ex coltivi, aree di ricolonizzazione della vegetazione, arbusteti; Ceduo invecchiato = boschi di età superiore al turno previsto per il ceduo matricinato; Alto fusto = soprassuoli con età media pari o superiore al doppio del turno previsto per i cedui matricinati; Ceduo giovane = boschi governati a ceduo matricinato di recente utilizzazione.

Tipologie di gestione forestale	N	Media	Err. St.	Dev. st	CI min-max
Boschi di neoformazione	4	67,25	27,32	± 54,64	-19,69 – 154,20
Ceduo invecchiato	18	8,72	2,78	± 11,80	2,85 – 14,59
Alto fusto	6	7,67	4,33	± 10,60	-3,45 – 18,77
Ceduo giovane	2	2,00	1,00	± 1,41	-10,70 – 14,70

Roditori terricoli. Per quanto riguarda i roditori terricoli, le due specie di *Apodemus* sono risultate presenti in tutti i frammenti considerati; la presenza *Myodes glareolus* è stata evidenziata in 27 dei 29 frammenti campionati (non rilevata nei frammenti VT6 e VT25).

Le catture di *A. flavicollis* hanno evidenziato un leggero calo durante le sessioni estiva e autunnale (agosto e ottobre 2011), seguito da una netta e costante ripresa nelle successive sessioni del 2012 (Fig. 22). Si noti la differenza dell'andamento delle catture tra le sessioni del 2011 e del 2012: nel primo anno la tendenza è stata sostanzialmente stabile, nel secondo anno il trend ha

mostrato una crescita continua a partire dalla sessione invernale di febbraio fino al picco di quella estiva di agosto.

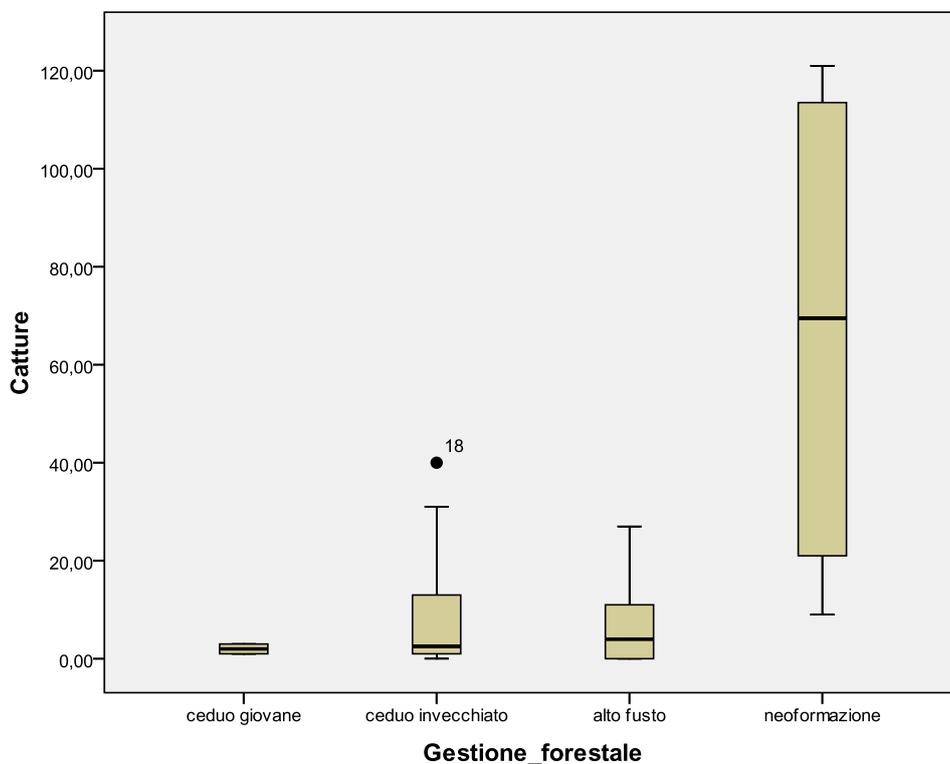


Fig. 21. Andamento delle catture per il moscardino a seconda della diversa gestione forestale riscontrata nei frammenti campionati. Il numero riportato nel grafico corrisponde alle catture relative al frammento VT7.

Per quanto riguarda *A. sylvaticus*, come rappresentato in Fig. 22, le catture mostrano un andamento sinusoidale: un primo picco durante la sessione di giugno 2011, una diminuzione durante il periodo estivo-autunnale, un aumento nelle sessioni invernali dove si è raggiunto un secondo picco in corrispondenza della sessione di febbraio 2012 e un ennesimo calo durante l'estate. Anche per *A. sylvaticus*, le catture evidenziano un trend positivo tra il 2011 e il 2012.

L'andamento delle catture in *M. glareolus* indicano una situazione nel complesso più stabile rispetto alle due specie di *Apodemus*, con due picchi primaverili (giugno 2011 e aprile 2012) e un minimo estivo-autunnale (Fig. 22).

Per ciascuna specie è stato analizzato l'andamento delle catture a seconda della gestione forestale riscontrata nei frammenti (Fig. 23 e Tab. 8). Nella categoria ceduo matricinato le catture maggiori hanno riguardato le due specie di *Apodemus* a scapito di *M. glareolus*. Nella tipologia alto fusto le catture hanno mostrato un andamento più equilibrato tra le specie, con una leggera dominanza di catture relative ad *A. sylvaticus*. Per quanto riguarda i frammenti ceduati da meno di

10 anni, le catture di *M. glareolus* sono nettamente superiori. Sommando i dati relativi alle singole specie, mediamente nei cedui giovani è stato registrato il maggiore numero di catture complessivo.

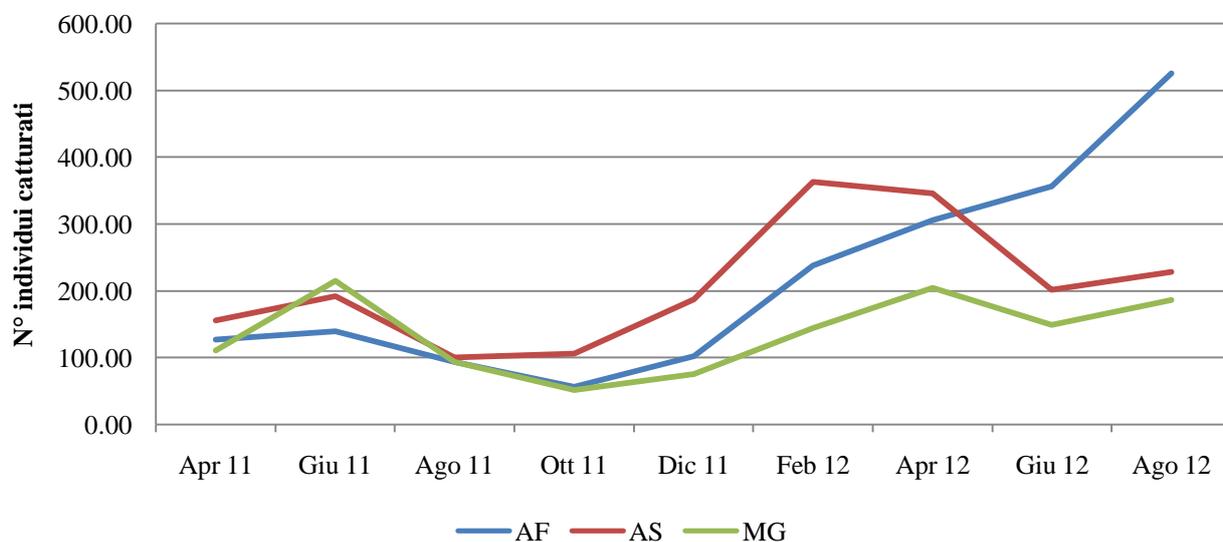


Fig. 22. Andamento delle catture in *A. flavicollis* (AF), *A. sylvaticus* (AS) *M. glareolus* (MG) in funzione del tempo. Da notare la flessione delle catture nella sessione estiva e autunnale e l'incremento delle catture nelle sessioni invernali.

Tabella 8. Principali parametri statistici relativi alle catture di *A. flavicollis* (Af), *A. sylvaticus* (As) e *M. glareolus* (Mg) nelle tre tipologie di gestione forestale prese in esame. Ceduo giovane = boschi governati a ceduo matricinato utilizzati da meno di 10 anni; Ceduo matricinato = boschi di età compresa tra 11 e 25 anni; Alto fusto = soprassuoli con età media pari o superiore al doppio del turno previsto per i cedui matricinati.

Specie	Tipologie di gestione forestale	N	Media	Err. St.	Dev. st	95% CI min-max
<i>A. flavicollis</i>	Ceduo matricinato	23	67,74	8,83	± 42,34	49,43 – 86,05
	Alto fusto	3	56,00	35,30	± 61,15	-95,9 – 207,9
	Ceduo giovane	3	72,67	24,23	± 41,97	-31,59 – 176,92
<i>A. sylvaticus</i>	Ceduo matricinato	23	65,17	6,24	± 29,91	52,24 – 78,10
	Alto fusto	3	57,00	13,53	± 23,43	-1,20 – 115,20
	Ceduo giovane	3	69,33	8,99	± 15,57	30,66 – 108,00
<i>M. glareolus</i>	Ceduo matricinato	23	30,09	8,54	± 40,97	12,37 – 47,80
	Alto fusto	3	42,33	19,47	± 33,72	-41,44 – 126,11
	Ceduo giovane	3	136,00	72,79	± 126,08	-177,20 – 449,20

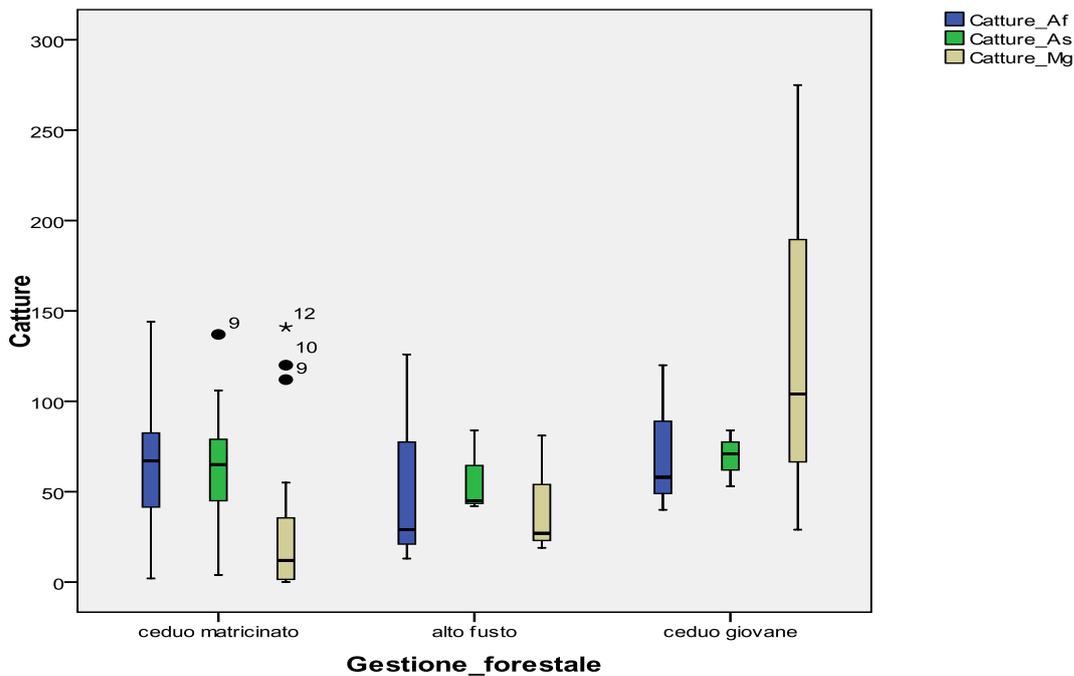


Fig. 23. Andamento delle catture per *A. flavicollis* (Af), *A. sylvaticus* (As) e *M. glareolus* (Mg) a seconda della diversa gestione forestale riscontrata nei frammenti campionati. I numeri riportati nel grafico in corrispondenza dei pallini e degli asterischi rappresentano le catture relative ai frammenti VT9, VT10 e VT12.

4.2 Densità delle popolazioni

I dati di densità sono stati stimati rapportando il numero di individui catturati in ogni frammento indagato alla superficie, espressa in ettari, della griglia di campionamento (n° di individui/ha). La superficie delle griglie utilizzata per il calcolo delle densità non include il *boundary strip* (Krebs, 1999), ovvero una zona *buffer* intorno alla griglia di campionamento, in quanto questo parametro, per essere calcolato, richiede la stima di variabili, come ad esempio l'*home range* della specie, che in questo studio non sono state raccolte. I valori di densità media riscontrata nei vari frammenti sono riportati in Appendice G3.

***Muscardinus avellanarius*.** I dati raccolti nel periodo di studio mostrano differenze nette nel confronto tra i valori di densità nei tre paesaggi indagati (Fig. 24). Nel corso del 2010, in tutti e tre i paesaggi, è stato registrato un primo picco durante il mese di maggio, seguito da un calo nei mesi primaverili ed estivi e una netta ripresa nel periodo autunnale, durante il quale, nel paesaggio del Lamone sono stati raggiunti i valori massimi di densità misurati nell'intero periodo di durata dello studio (4,6 e 4,4 individui/ha rispettivamente nelle griglie LM1 e LM7; Fig. 25 c). Nel 2011, i valori di densità primaverili sono stati piuttosto bassi; nel periodo estivo si è assistito a un aumento

delle densità fino a luglio, quando è stato raggiunto il picco annuale, seguito da un calo nei mesi autunnali. Come era prevedibile, le densità sono drasticamente diminuite nei successivi mesi invernali e primaverili, dato che, come noto, in questo periodo la specie entra in ibernazione. Durante il 2012, nei paesaggi di Viterbo e del Lamone, i valori di densità, dopo la pausa vernino-primaverile, hanno fatto registrare una ripresa, culminata nel mese di luglio, alla quale ha fatto seguito un repentino calo. In Sabina, invece, l'andamento della densità nel 2012 ha avuto un modesto accenno di ripresa a maggio, per poi azzerarsi da giugno fino alla fine del periodo di studio.

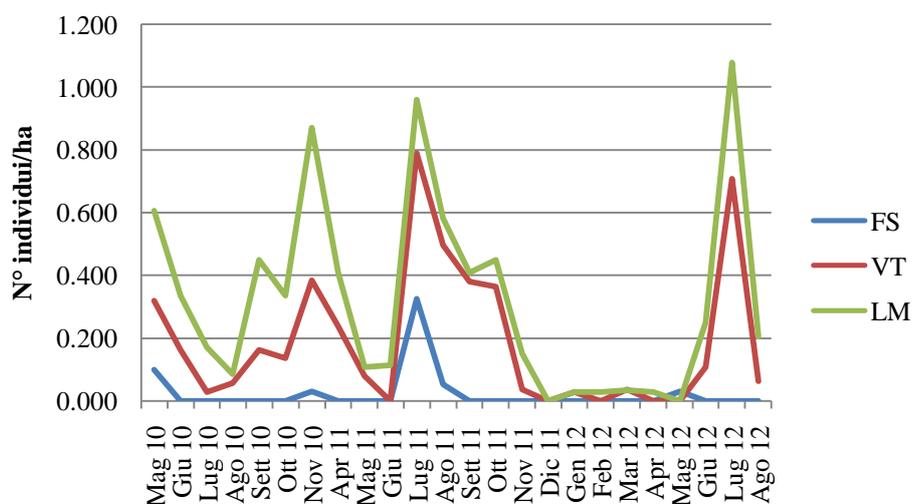
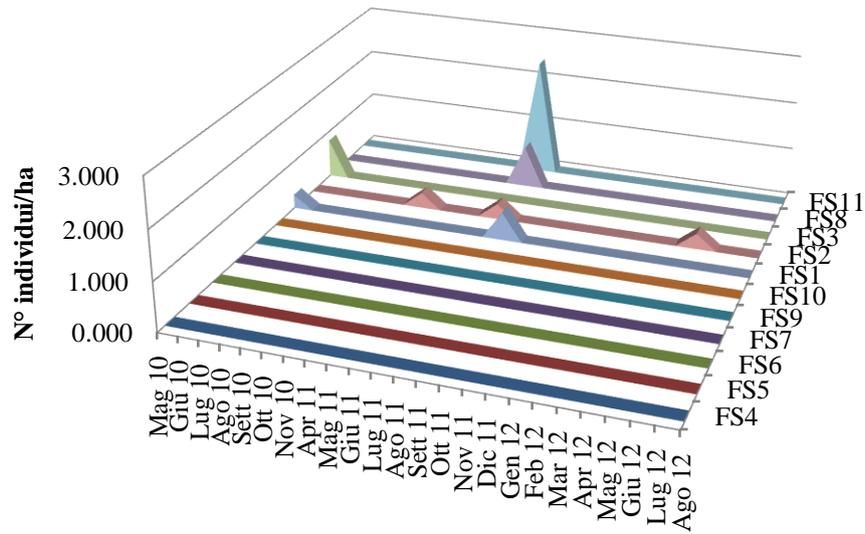


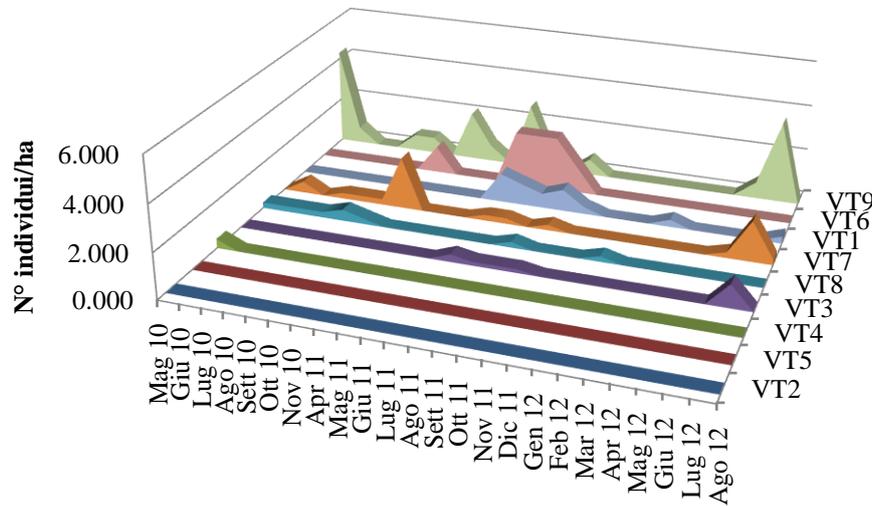
Fig. 24. Andamento della densità media in *M. avellanarius* nei tre paesaggi indagati nell'arco dell'intero periodo di studio. FS = Fara Sabina; VT = Viterbo; LM = Lamone. La densità (riportata sull'asse verticale) è espressa come numero di individui/ha.

Nei paesaggi di Viterbo e Fara Sabina i valori massimi di densità registrati sono stati rispettivamente di 4,29 ind/ha (nella griglia VT9 a maggio 2010) (Fig. 25 b) e di 2,4 ind/ha (nella griglia FS11 a luglio 2011) (Fig. 25 c). La densità media riscontrata durante l'intero periodo di studio nei tre paesaggi indagati è rispettivamente di 0,02 ind/ha in Sabina, 0,2 ind/ha a Viterbo e 0,3 ind/ha al Lamone (Appendice G1). L'analisi della varianza effettuata sui valori medi di densità per l'intero periodo di studio rilevati nei tre paesaggi ha mostrato differenze statisticamente non significative ($F(2,27) = 2,581$, $df = 29$, $N = 30$, $p = 0,094$) (Fig. 26). I successivi test post hoc di Tukey hanno rivelato come tutti i livelli della variabile indipendente non differissero significativamente tra loro (Tab. 9).

a)



b)



c)

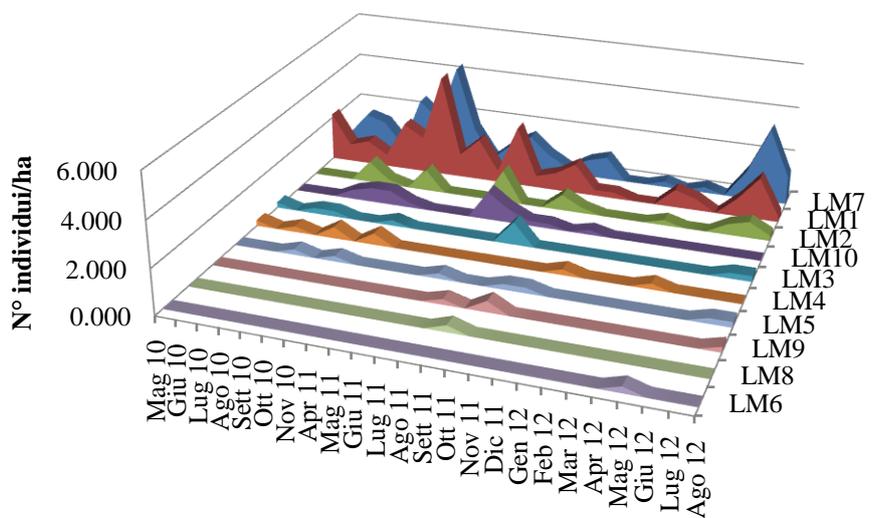


Fig. 25 a, b, c. Andamento della densità in funzione del tempo in *Muscardinus avellanarius* nei paesaggi di Fara Sabina (a), Viterbo (b) e Lamone (c). La densità (riportata sull'asse verticale) è espressa come numero di individui/ha.

Al Lamone, ad eccezione di alcuni frammenti, è stato osservato un calo generale della densità media dal 2010 al 2012. In Sabina e nel Viterbese, invece, rispetto al 2010 si è registrato un aumento medio nel 2011 e un calo nel 2012, con un andamento della densità nei singoli frammenti da un anno all'altro abbastanza eterogeneo (Fig. 27).

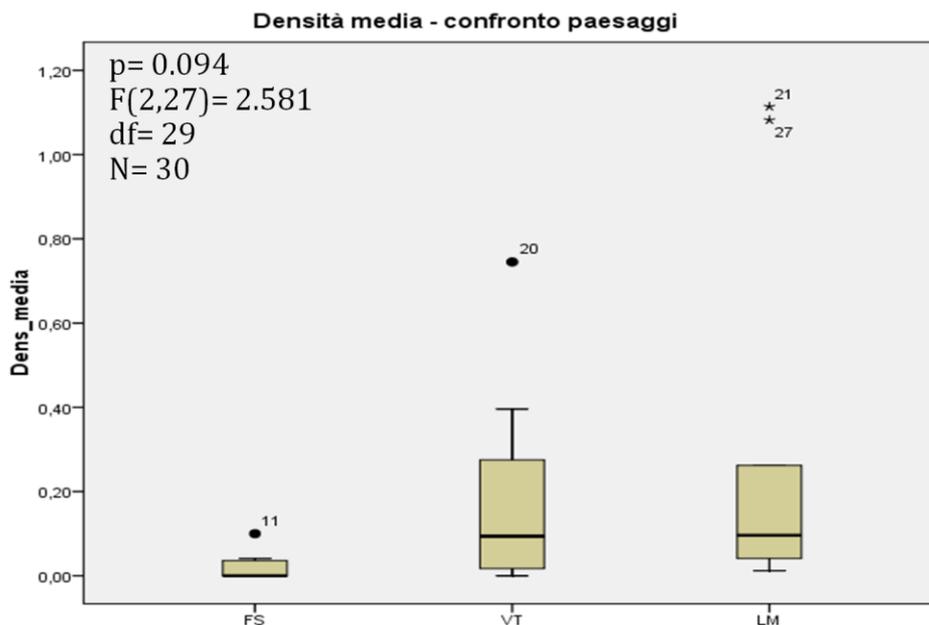


Fig. 26. Confronto tra le densità medie di moscardino nei tre paesaggi campionati. L'analisi della varianza (ANOVA) ha mostrato una differenza statisticamente non significativa tra le medie dei tre gruppi.

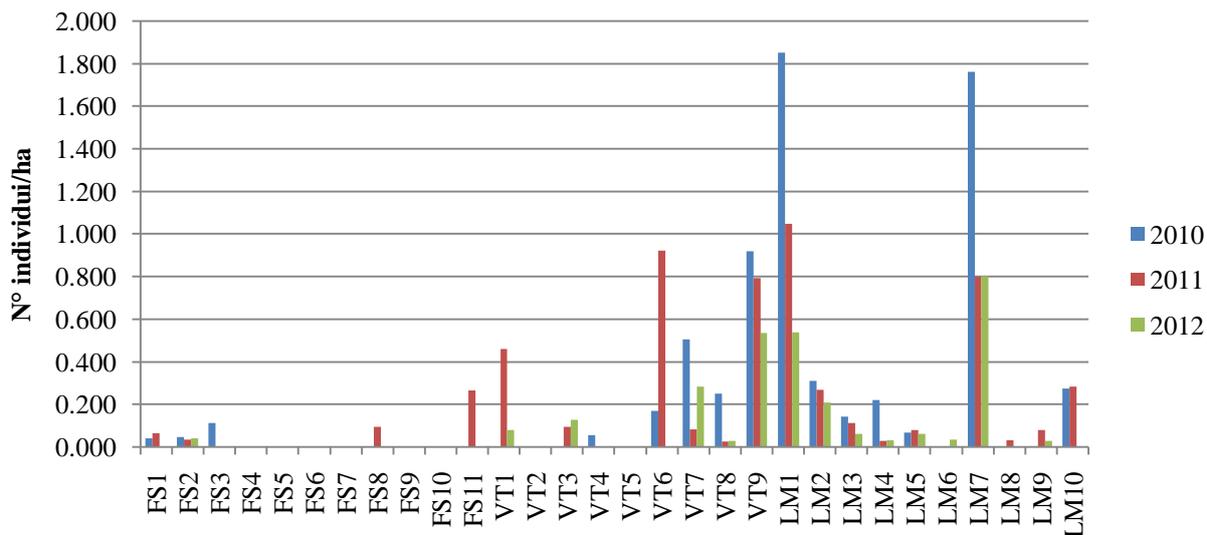


Fig. 27. Densità medie di moscardino riscontrate in ciascun frammento rispettivamente nel 2010, 2011 e 2012.

Tabella 9. Sottoinsiemi omogenei del test post hoc di Tukey. Serve, quando si hanno molte medie, ad individuare i gruppi di medie che non differiscono fra loro. In pratica, se due o più medie, come nel seguente caso, compaiono sulla stessa colonna la loro differenza non è statisticamente significativa.

Paesaggio	N	Sottoinsieme per $\alpha = 0,05$
		1
FS	11	0,022363636
VT	9	0,200555556
LM	10	0,297480459
Sig.		0,094

Apodemus flavicollis. In *A. flavicollis*, le densità minori sono state registrate nel mese di ottobre. A partire da febbraio 2012, in diversi frammenti, c'è stato un incremento costante nei valori di densità fino ad agosto 2012 (Fig. 29 a). I valori più alti si sono attestati sui 150 individui/ha circa nel frammento VT26. La densità media massima, pari a circa 46 ind/ha, è stata registrata in tre frammenti (VT2, VT3 e VT18), mentre 14 frammenti su 29 (48,27%) hanno una densità superiore a quella media calcolata per l'intero paesaggio, che è pari a 22 ind/ha (vedi Appendice G3).

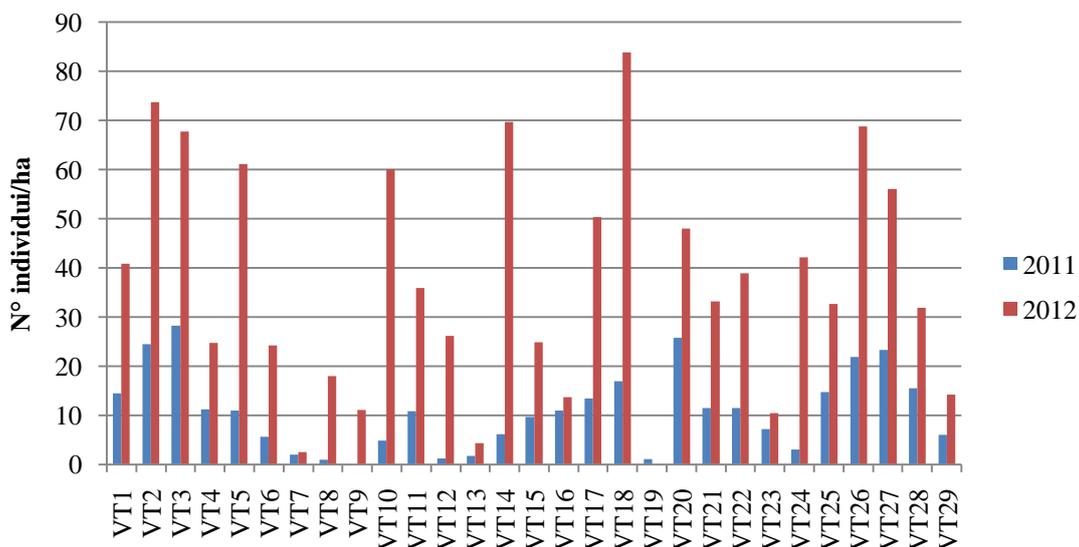


Fig. 28. Confronto tra le densità medie delle sessioni del 2011 e del 2012 registrate in *A. flavicollis*. Sull'asse delle ascisse sono riportati i frammenti campionati. Le densità sono espressi come numero di individui/ha.

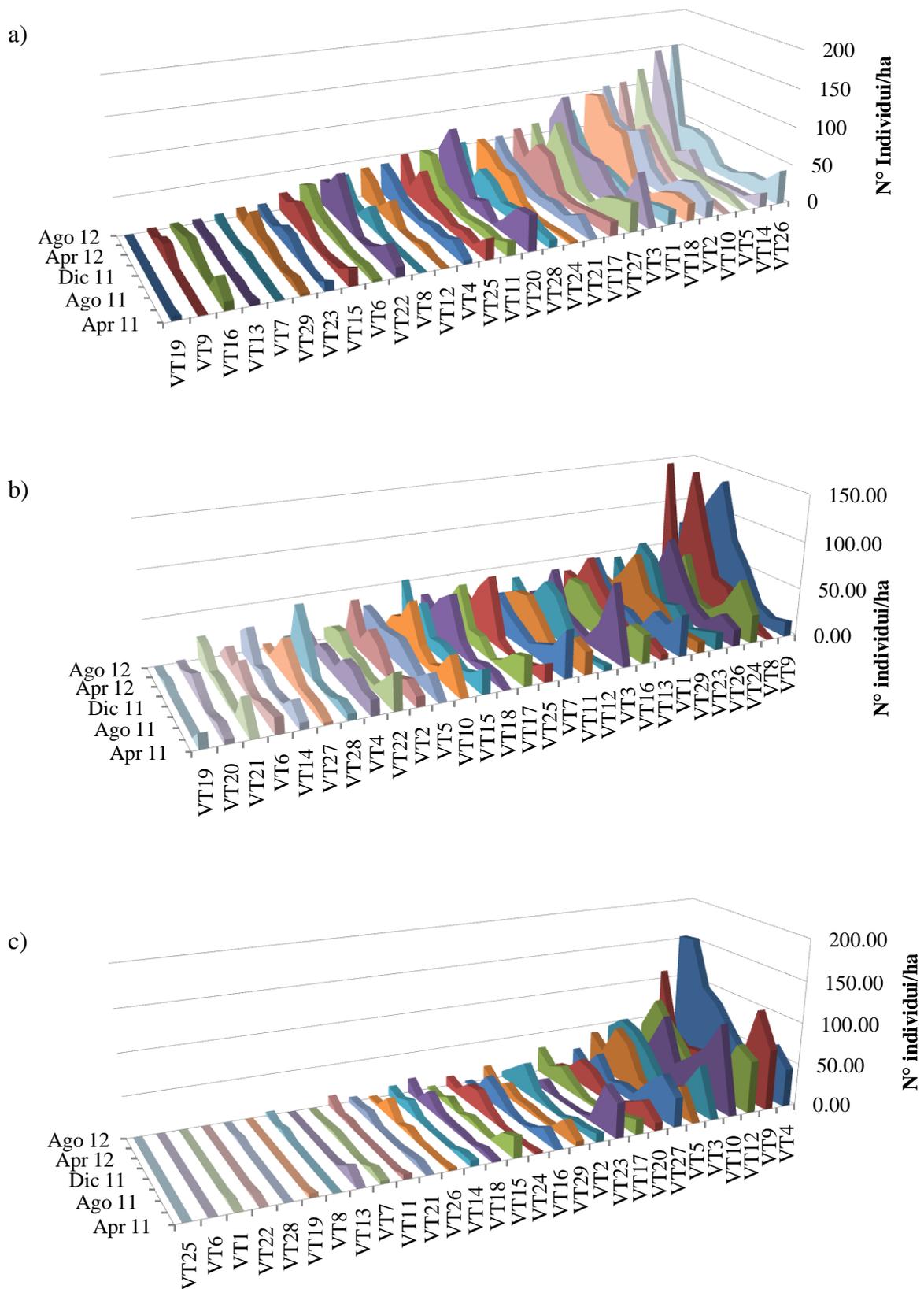


Fig. 29 a, b, c. Andamento della densità in funzione del tempo in *Apodemus flavicollis* (a), *Apodemus sylvaticus* (b) e *Myodes glareolus* (c). La densità è espressa come numero di individui per ettaro.

Il confronto tra i valori medi di densità riscontrati nei frammenti durante le sessioni del 2011 e del 2012, mostra un netto aumento in quest'ultimo anno (Fig. 28). L'analisi attraverso il test t di Student a campioni appaiati evidenzia sia una differenza statisticamente significativa tra le densità medie registrate nei due anni di campionamento ($t = -7,357$, $df = 28$, $N = 29$, $p < 0,01$), sia differenze significative tra i valori medi di densità tra sessioni avvenute negli stessi periodi dei due anni di studio (aprile, giugno e agosto) (Fig. 30 e Tab. 10).

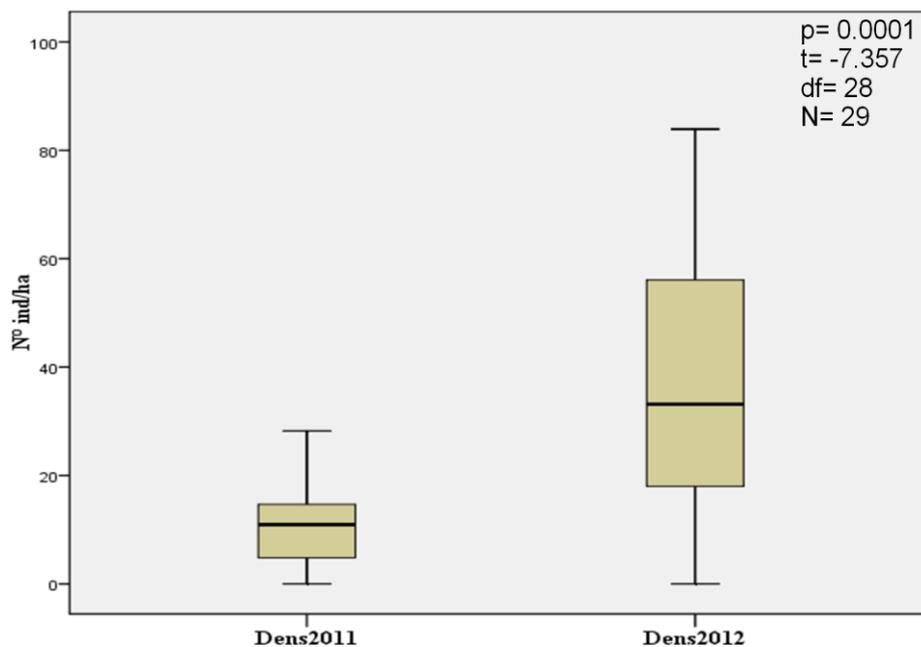


Fig. 30. Confronto tra le densità medie di *A. flavicollis* nel 2011 e nel 2012. L'analisi T-est a campioni appaiati mostra una differenza statisticamente significativa ($p < 0,01$).

Tabella 10. Analisi T-test a campioni appaiati: confronto tra valori medi di densità di sessioni dello stesso periodo ma di anni diversi e tra densità media delle sessioni del 2011 e del 2012 per *A. flavicollis*. Con l'asterisco sono evidenziati i valori significati ($p < 0,01$).

Campioni	p	t	df	N
Apr '11 - Apr '12	0,0001*	-5,159	28	29
Giu '11 - Giu '12	0,0001*	-4,768	28	29
Ago '11 - Ago '12	0,0001*	-6,234	28	29
2011 - 2012	0,0001*	-7,357	28	29

Apodemus sylvaticus. L'andamento della densità ha mostrato un primo picco nel mese di giugno 2011, un calo nei mesi estivi e una crescita nei mesi di febbraio e aprile 2012. I picchi

massimi, con valori intorno ai 143 individui/ha, sono stati rilevati nel frammento VT8, nelle sessioni di aprile e agosto 2012 (Fig. 29 b). La densità media calcolata per la specie è di 22 ind/ha, con 15 frammenti su 29 (51,72%) che hanno presentato un valore mediamente superiore. Il valore massimo di densità media è stato registrato nel frammento VT9 con 61 ind/ha (vedi Appendice G3).

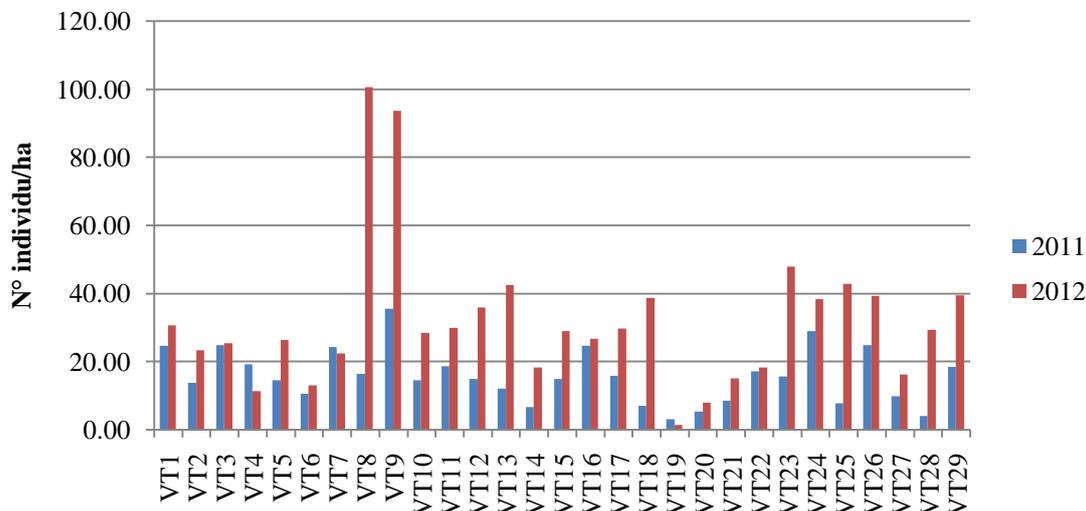


Fig. 31. Confronto tra le densità medie delle sessioni del 2011 e del 2012 registrate in *A. sylvaticus*. Sull'asse delle ascisse sono riportati i frammenti campionati. Le densità sono espressi come numero di individui/ha.

Salvo qualche eccezione, la densità media registrata nei frammenti durante le sessioni del 2012 è maggiore di quella delle sessioni del 2011 (Fig. 31), come confermato dalle analisi del T-test a campioni appaiati ($t = -4.503$, $df = 28$, $N = 29$, $p < 0,01$) (Fig. 32 e Tab. 11). Anche il confronto tra le medie delle sessioni degli stessi periodi ma di anni diversi mostrano differenze significative.

Tabella 11. Analisi T-test a campioni appaiati: confronto tra valori medi di densità di sessioni dello stesso periodo ma di anni diversi e tra densità media delle sessioni del 2011 e del 2012 per *A. sylvaticus*. Con l'asterisco sono evidenziati i valori significati ($p < 0,01$).

Campioni	p	t	df	N
Apr '11 - Apr '12	0,001*	-3,823	28	29
Giu '11 - Giu '12	0,820	-0,230	28	29
Ago '11 - Ago '12	0,010*	-2,775	28	29
2011 - 2012	0,0001*	-4,503	28	29

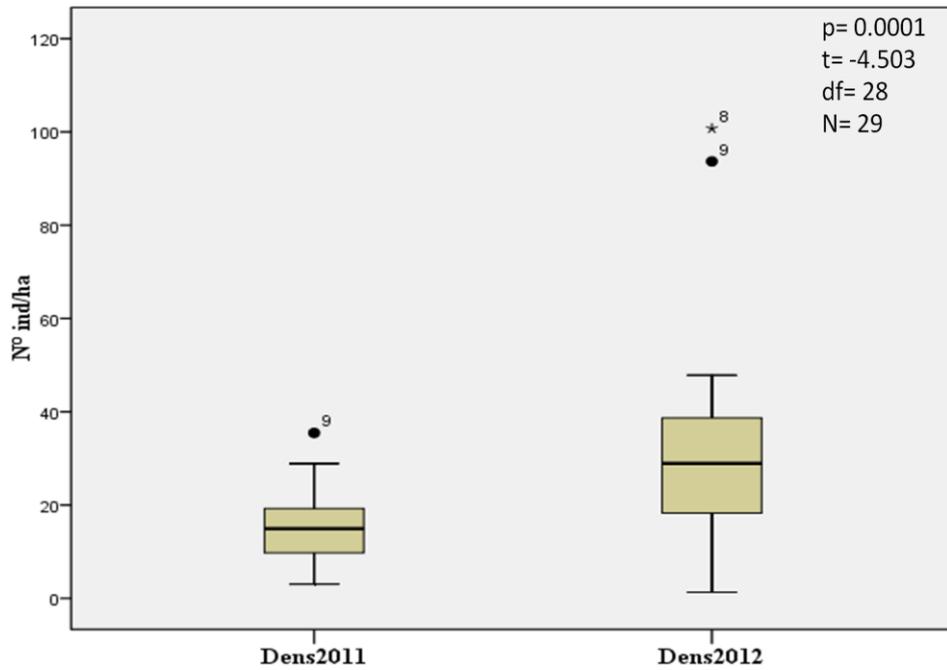


Fig. 32. Confronto tra le densità medie di *A. sylvaticus* nel 2011 e nel 2012. L'analisi T-est a campioni appaiati mostra una differenza statisticamente significativa ($p < 0.01$).

Myodes glareolus. Nel caso dell'arvicola rossastra le densità massime sono state rilevate nel mese di giugno 2011, le minime nel mese di ottobre 2011. L'andamento della densità si presenta nel complesso altalenante, con picchi nei mesi primaverili-estivi e un calo durante le sessioni estivo-autunnali. Il valore massimo registrato per la specie nell'arco della durata dello studio (Fig. 29 c) è stato raggiunto nel frammento VT4 con 155 individui/ha e, sempre nello stesso frammento, è stato riscontrata la densità media più elevata con 81 individui/ha.

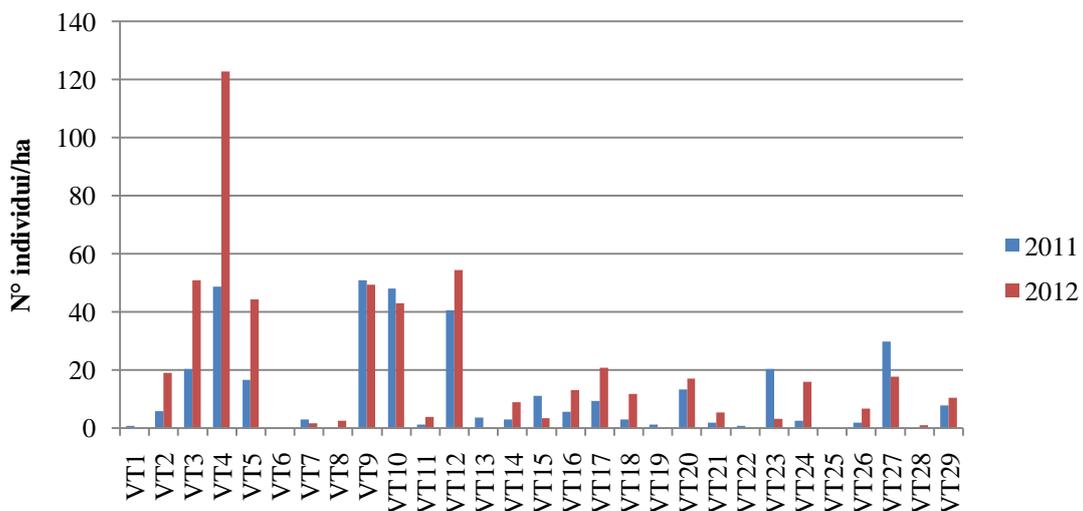


Fig. 33. Confronto tra le densità medie delle sessioni del 2011 e del 2012 registrate in *M. glareolus*. Sull'asse delle ascisse sono riportati i frammenti campionati. Le densità sono espressi come numero di individui/ha.

Quest'ultimo è anche il valore di densità media più elevato tra tutti quelli rilevati nel periodo di studio per le quattro specie. La densità media complessiva della specie è di 14 ind/ha; in 10 frammenti su 29 (34,48%) la densità è superiore al valore medio (vedi Appendice G3).

Mentre in alcuni frammenti la densità ha subito un incremento dal 2011 al 2012, in altri è stato osservato il fenomeno opposto (Fig. 33). I risultati del T-test per campioni appaiati, mostrano una differenza tra le densità medie del 2011 e del 2012 marginalmente significativa ($t = -1,988$, $df = 28$, $N = 29$, $p = 0,057$) (Fig. 34). Il raffronto tra i valori medi di densità rilevati negli stessi periodi dei due anni (aprile, giugno e agosto) hanno evidenziato una differenza significativa solo nella comparazione tra aprile 2011 e aprile 2012 ($t = -2,060$, $df = 28$, $N = 29$, $p = 0,049$) (Tab. 12).

Tabella 12. Analisi T-test a campioni appaiati: confronto tra valori medi di densità di sessioni dello stesso periodo ma di anni diversi e tra densità media delle sessioni del 2011 e del 2012 per *M. glareolus*. Con l'asterisco sono evidenziati i valori significati ($p < 0,01$).

Campioni	p	t	df	N
Apr '11 - Apr '12	0,049*	-2,060	28	29
Giu '11 - Giu '12	0,145	1,500	28	29
Ago '11 - Ago '12	0,065	-1,924	28	29
2011 - 2012	0,057	-1,988	28	29

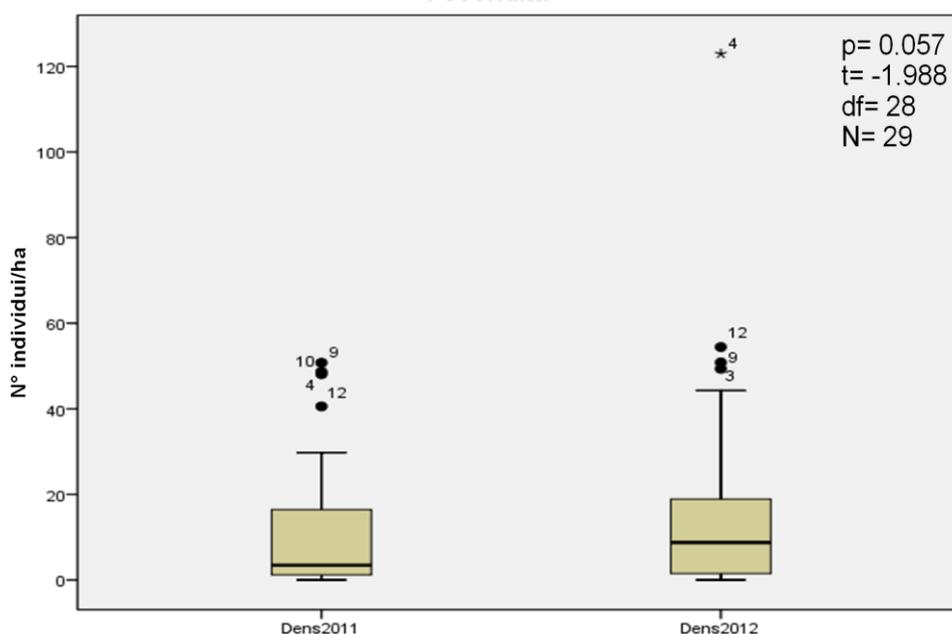


Fig. 34. Confronto tra le densità medie di *M. glareolus* nel 2011 e nel 2012. L'analisi T-test a campioni appaiati mostra una differenza marginalmente significativa ($p \sim 0,05$).

4.3 Andamento dell'abbondanza

L'abbondanza di individui è strettamente connessa ai valori di densità e alle dimensioni dei frammenti. I dati riportati di seguito indicano la stima del numero di individui presenti in ciascuno dei frammenti nelle diverse sessioni di campionamento.

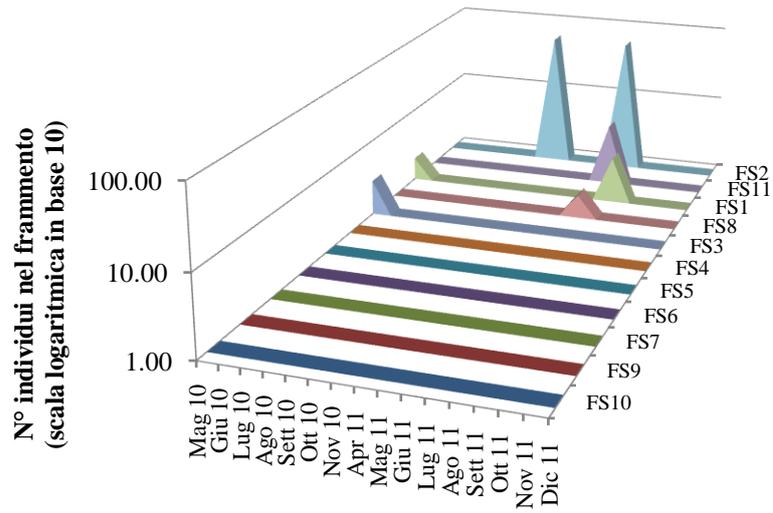
Roditori arboricoli. Per il moscardino, i valori più elevati di abbondanza sono stati riscontrati al Lamone, a causa della maggiore densità di individui e all'estensione dell'area. Dato che in questo paesaggio le griglie di campionamento sono tutte comprese all'interno di una vasta area boscata, l'abbondanza è stata calcolata partendo dalla densità media tra tutte e dieci le griglie. Il valore massimo di 3397 individui stimati è stato registrato nella sessione di novembre 2010 (Fig. 35 c). L'abbondanza nei paesaggi di Viterbo e Fara Sabina è stata calcolata per ogni frammento ed è risultata sensibilmente più bassa rispetto al Lamone: i valori massimi sono rispettivamente di 80 individui nel frammento VT3 e 58 nel frammento FS2, ovvero i frammenti con maggiore superficie boscata dei rispettivi paesaggi (Fig. 35 a, b).

Roditori terricoli. Per quanto concerne i Roditori terricoli, i valori massimi di abbondanza media sono stati raggiunti, per tutte e tre le specie, nel frammento VT14, vale a dire il più esteso tra quelli campionati. Tali valori sono rispettivamente di: 11941 individui di *A. flavicollis*, 4071 individui di *A. sylvaticus* e 1900 individui di *M. glareolus* (Fig. 36 a, b e c). I valori minimi, invece, per le due specie di *Apodemus* sono stati registrati nel frammento VT19, per l'arvicola rossastra risalgono al frammento VT28, appena dietro il frammento VT19. Relativamente ai picchi di abbondanza durante il periodo di studio, anche in questo caso, sono stati raggiunti per tutte e tre le specie nel frammento VT14, ma in periodi diversi: circa 50000 individui di *A. flavicollis* ad agosto 2012, circa 12000 di *A. sylvaticus* a giugno 2012 e circa 4800 di *M. glareolus* ad aprile 2012.

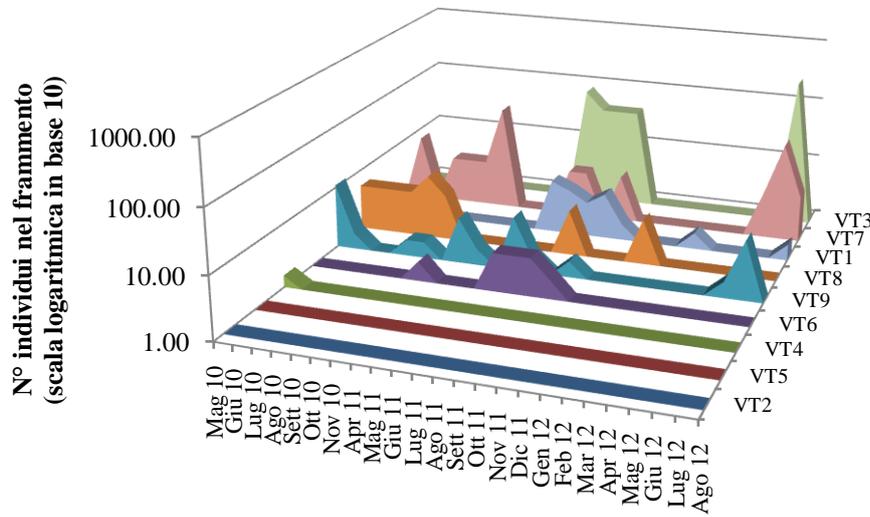
4.4 Tasso di accrescimento

Per il moscardino il calcolo del tasso di accrescimento è risultato difficoltoso per due principali cause legate alla densità: le forti oscillazioni nel tempo e i bassi valori riscontrati, soprattutto nei paesaggi di Fara Sabina e Viterbo. Per questo, nei risultati riportati di seguito sono stati omessi i frammenti della Sabina e parte di quelli di Viterbo. Per il Lamone, come per l'indice di abbondanza, considerata la continuità della copertura forestale, è stato determinato un tasso di accrescimento delle singole sessioni di campionamento dell'intero paesaggio, in modo da mostrare l'andamento nel tempo della popolazione.

a)



b)



c)

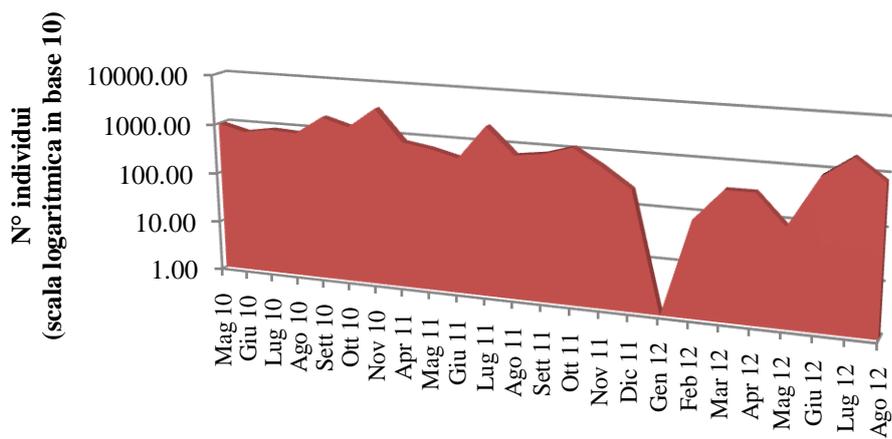


Fig. 35 a, b, c. Andamento dell'abbondanza in funzione del tempo in *Muscardinus avellanarius* nei paesaggi di Fara Sabina (a), Viterbo (b) e Lamone (c). La densità (riportata sull'asse verticale) è espressa come numero di individui/ha.

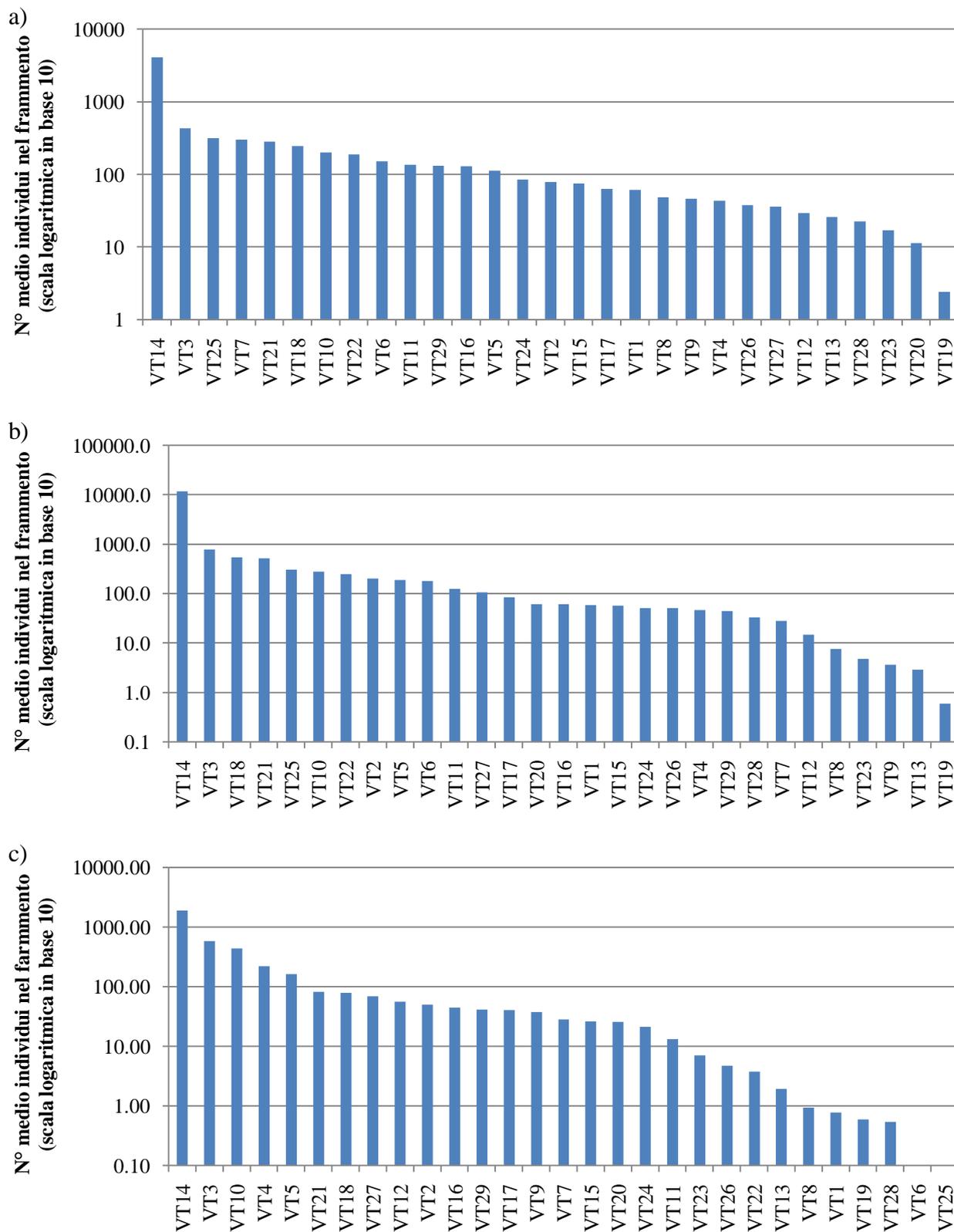


Fig. 36 a, b, c. Abbondanza di individui in ogni frammento campionato, calcolata come media tra i valori di abbondanza delle singole sessioni di campionamento. *A. flavicollis* (a), *A. sylvaticus* (b) e *M. glareolus* (c). L'abbondanza è espressa in scala logaritmica in base 10. I valori medi nei frammenti sono disposti in ordine decrescente.

Per i Roditori terricoli, invece, sono stati calcolati due diversi indici: il tasso di accrescimento totale, ottenuto facendo la media, per ogni frammento, del rapporto tra il numero di individui di una sessione e quello della sessione precedente, e il tasso di accrescimento annuale, dato, per ogni frammento, dalla media del rapporto tra il numero di individui delle sessioni eseguite negli stessi periodi di anni diversi (ad es. per le specie terricole i periodi a confronto sono aprile '11/aprile '12, giugno '11/giugno '12 e agosto '11/agosto '12). Inoltre, è stato determinato l'andamento del tasso di accrescimento in relazione al tempo.

Roditori arboricoli. Nel paesaggio di Viterbo, come raffigurato in Fig. 37, solamente nel frammento VT7 il moscardino presenta un tasso di accrescimento superiore a 1, nel resto dei frammenti il valore si attesta più o meno a 0,5, indicando un tendenziale decremento medio della popolazione nella quasi totalità dei frammenti.

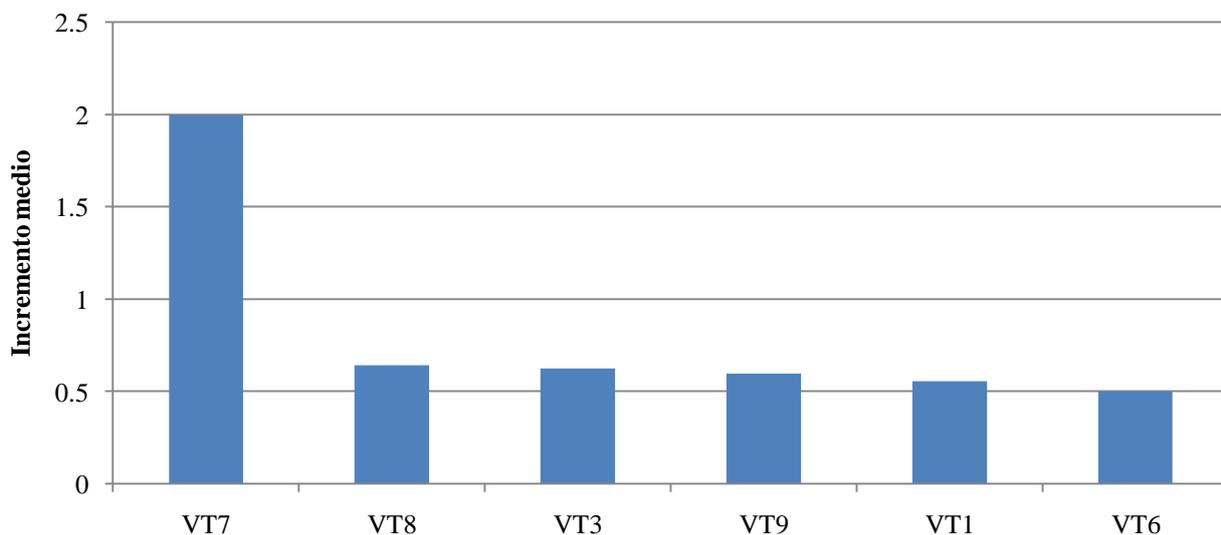


Fig. 37. Tasso di accrescimento medio di *M. avellanarius* nei frammenti del paesaggio di Viterbo. Sull'asse delle ascisse i valori medi nei frammenti sono disposti in ordine decrescente. Il valore 1 discrimina l'incremento dal decremento.

L'andamento medio del tasso di accrescimento in questo paesaggio nel corso del periodo di studio presenta fasi alterne di oscillazione: nel 2010 si è avuto un aumento quasi costante dalle sessioni primaverili a quelle autunnali; nel 2011 è stato registrato un decremento rispetto al 2010, ma i valori sono rimasti più o meno costanti nell'arco dell'anno; nel 2012 si è verificato un crollo netto che si è protratto sino alla sessione di agosto, quando è stato raggiunto il picco massimo (Fig. 38). Il valore medio di accrescimento della popolazione nei frammenti monitorati nel Viterbese nel corso del periodo di studio è di 0,9, ovvero un leggero decremento.

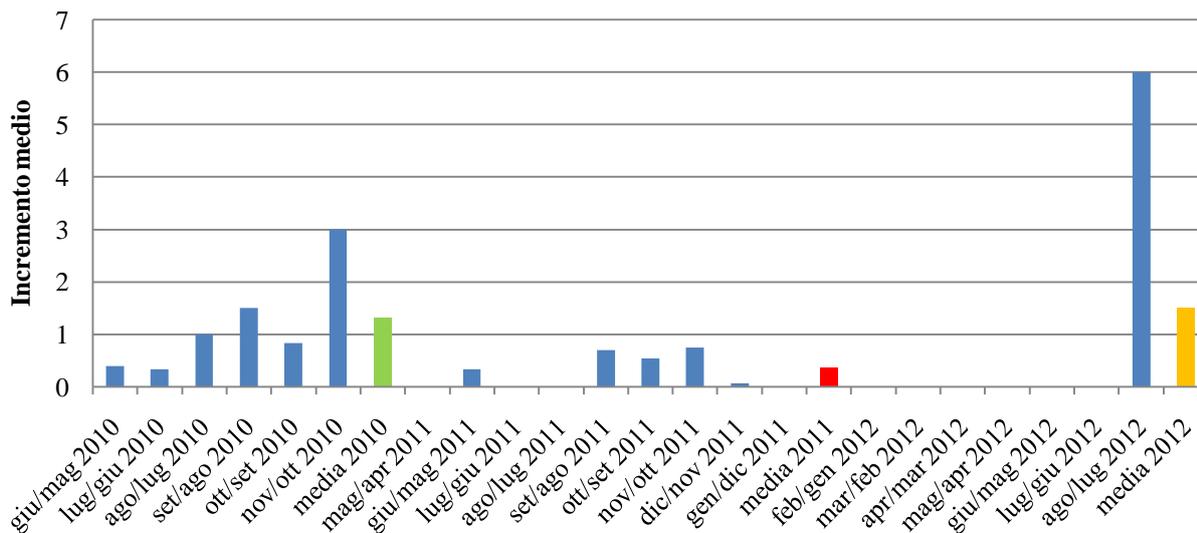


Fig. 38. Andamento del tasso di accrescimento medio di *M. avellanarius* in funzione del tempo nel paesaggio di Viterbo. Il valore 1 discrimina l'incremento dal decremento. In verde, rosso e arancione sono rappresentati i valori medi rispettivamente delle sessioni del 2010, del 2011 e del 2012.

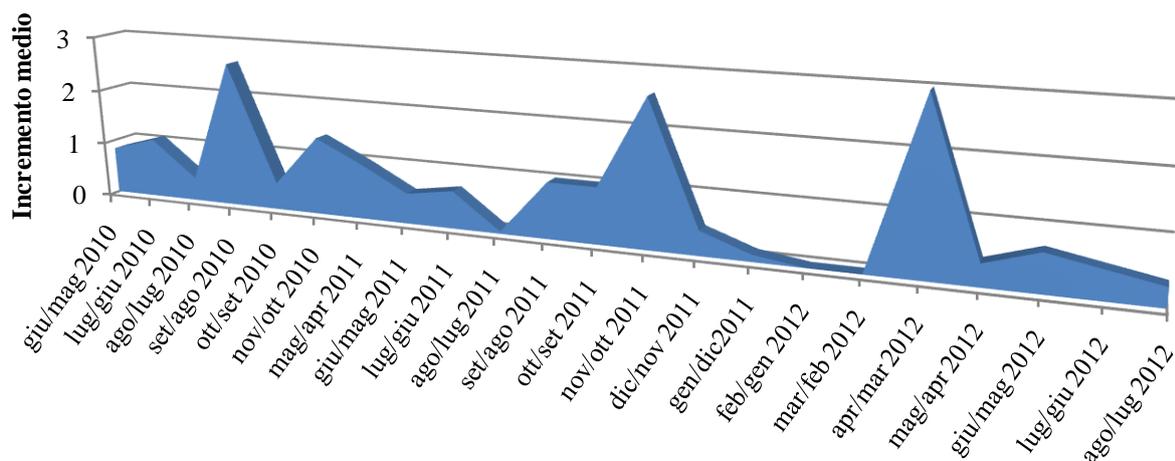


Fig. 39. Tasso di accrescimento medio di *M. avellanarius* in funzione del tempo nel paesaggio del Lamone. Il valore 1 discrimina l'incremento dal decremento.

Il trend al Lamone è sostanzialmente analogo al paesaggio di Viterbo: i dati mostrano forti oscillazioni nel tempo. Sono stati registrati tre picchi durante il periodo di studio: nel settembre 2010, nell'ottobre 2011 e nell'aprile 2012. I valori minimi registrati riguardano principalmente le sessioni invernali (Fig. 39). Il valore medio di accrescimento riscontrato in questo paesaggio durante lo studio è di 0,88, e indica, anche in questo caso, un lieve decremento della popolazione.

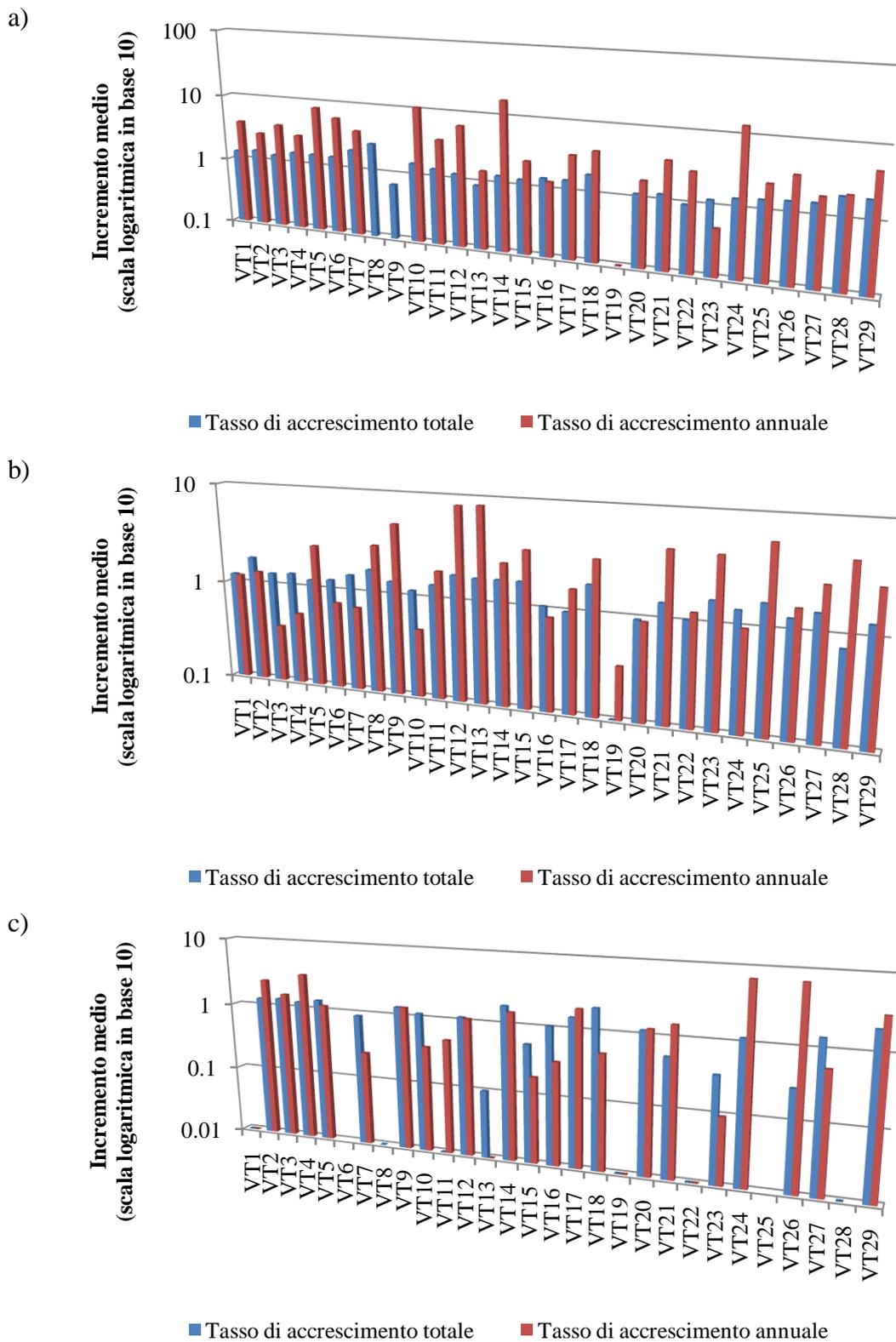


Fig. 40 a, b, c. Valori del tasso di accrescimento totale e annuale in ogni frammento campionato per le tre specie di Roditori terricoli: *A. flavicollis* (a), *A. sylvaticus* (b) e *M. glareolus* (c). Sull'asse delle ordinate sono riportati i valori medi espressi in scala logaritmica in base 10. Il valore 1 discrimina l'incremento dal decremento.

Roditori terricoli. Per le due specie di *Apodemus*, i dati rappresentati in Fig. 40 a e b, evidenziano popolazioni nel complesso in aumento, con la maggior parte dei frammenti che presentano valori di accrescimento medio totale e di accrescimento medio annuale superiori a 1. Anche a livello di paesaggio, entrambe le specie mostrano un evidente incremento della popolazione: il topo selvatico a collo giallo ha fatto registrare un tasso di accrescimento medio totale pari a 1,46 e un tasso di accrescimento annuo di 4,41, mentre il topo selvatico valori rispettivamente di 1,34 e 2,59.

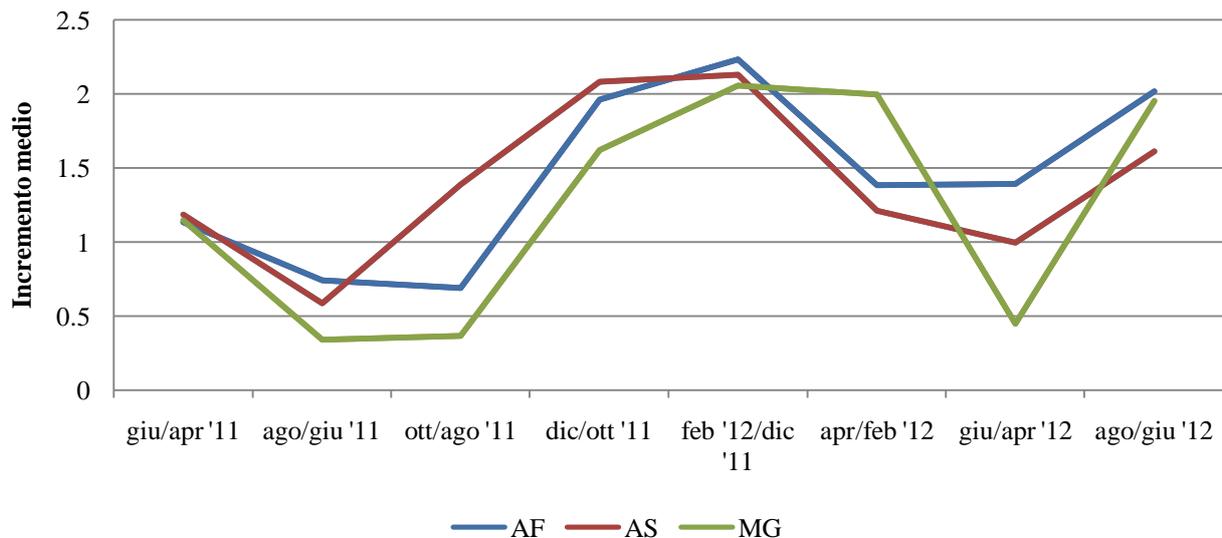


Fig. 41. Andamento del tasso di accrescimento medio totale in *A. flavicollis* (AF), *A. sylvaticus* (AS), *M. glareolus* (MG) in funzione del tempo. Il valore 1 discrimina l'incremento dal decremento. Da notare la flessione nelle sessioni estiva e autunnale del 2011 e primaverili del 2012, l'aumento nelle sessioni invernali tra il 2011 e il 2012 e estiva del 2012.

Nel caso dell'arvicola rossastra, la situazione è leggermente diversa. Mediamente la popolazione è in declino: il tasso di accrescimento medio totale è di 0,88 e più della metà dei frammenti presentano valori di questo indice inferiori a 1 (Fig. 40 c). Tuttavia, la specie mostra un incremento del tasso di accrescimento annuo, ovvero una ripresa nel corso del 2012 con un valore medio pari a 1,48.

Tutte e tre le specie presentano un andamento del tasso di accrescimento medio totale in funzione del tempo molto simile, con minimi e massimi delle rispettive curve che coincidono nelle stesse sessioni (Fig. 41). Le curve evidenziano un andamento sinusoidale, tuttavia le due specie di *Apodemus* si distinguono nettamente dall'arvicola rossastra: i primi mostrano un solo periodo caratterizzato da decremento, durante le sessioni estivo-autunnali del 2011, nelle quali i valori sono inferiori a 1, mentre nel resto delle sessioni i valori indicano sempre un accrestimento della popolazione; *M. glareolus*, al contrario, evidenzia due periodi di decremento, durante le sessioni estivo-autunnali del 2011 e la sessione di giugno 2012, e due di incremento, nel corso delle sessioni

vernino-primaverili tra il 2011 e il 2012 e la sessione di agosto 2012.

4.5 Tasso di Fecondità

La stima del tasso di fecondità e la successiva elaborazione dei dati sono state condizionate dal diverso metodo di campionamento utilizzato, a seconda, cioè, se la specie fosse di abitudini arboree o terricole. Mentre per il moscardino la raccolta dei dati sul numero di piccoli è avvenuta direttamente attraverso i controlli delle cassette nido, per le tre specie di Roditori terricoli ciò non è stato possibile a causa dell'utilizzo di trappole a vivo. Per ovviare a questo problema, è stato impostato un protocollo di ricerca finalizzato alla stima indiretta del tasso di fecondità di queste tre specie attraverso l'analisi delle ferite placentari su individui di sesso femminile ritrovati morti all'interno delle trappole. Ciò non ha permesso di determinare l'andamento delle nascite in funzione del tempo e la stagionalità.

Muscardinus avellanarius. Di seguito sono riportati solamente i dati di fecondità relativi ai paesaggi del Lamone e di Viterbo. In Sabina, infatti, durante il periodo di studio, non sono state rilevate femmine con prole all'interno delle cassette nido.

Dai dati raccolti, il paesaggio del Lamone ha mostrato valori di fertilità più elevati rispetto a quello di Viterbo, sia in termini assoluti che come numero medio di piccoli per femmina (Fig. 42 e Appendice G2): 190 piccoli totali rinvenuti con una media di 4,75 (SD \pm 1,69) piccoli/femmina e un range che varia da 1 a 8 per nidiata al Lamone, contro i 69 totali di Viterbo, una media di 3,75 (SD \pm 1,6) piccoli/femmina e un intervallo che oscilla da 2 a 7 per nidiata.

Il T test a campioni indipendenti ha mostrato una differenza significativa tra i valori di fecondità medi dei due paesaggi ($t = -2,854$, $df = 58$, $N = 60$, $p = 0,006$) (Fig. 42).

Al Lamone, la fecondità media più elevata è stata registrata nella griglia LM2 ($5,67 \pm 2,52$), mentre a Viterbo nel frammento VT7 ($4,4 \pm 1,65$).

L'analisi dell'andamento del tasso di fecondità ha evidenziato una ripartizione delle nascite in tre principali periodi dell'anno, la primavera, la tarda estate e l'autunno. Anche in questo caso le differenze tra i due paesaggi a confronto sono notevoli. In entrambi i paesaggi le nascite sono distribuite nei tre periodi suddetti, ma al Lamone sono concentrate quasi esclusivamente durante il periodo tardo estivo, mentre a Viterbo prevalentemente nel periodo autunnale (Figg. 43 e 44). L'analisi della varianza tra la fecondità media registrata nei tre diversi periodi (primavera, estate, autunno) ha evidenziato una significativa differenza nel paesaggio del Lamone ($F(2,37) = 3,764$, $df = 39$, $N = 40$, $p = 0,033$) (Fig. 45).

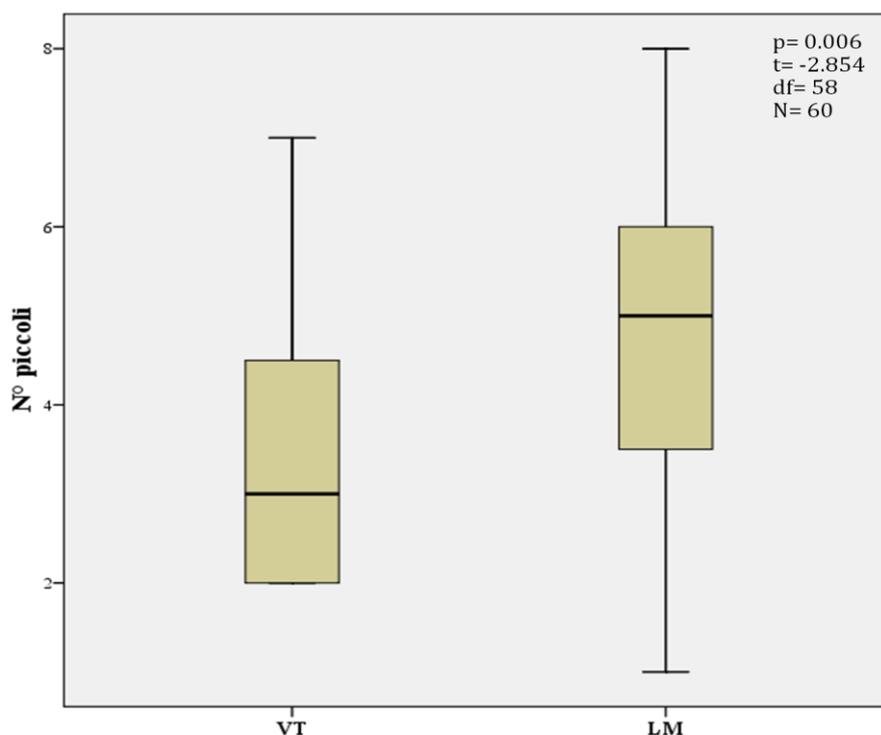


Fig. 42. Confronto tra i valori medi di fecondità di *M. avellanarius* riscontrati nei paesaggi di Viterbo (VT) e del Lamone (LM). L'analisi T test a campioni indipendenti ha messo in evidenza una differenza statisticamente significativa tra le fecondità medie dei due paesaggi ($p < 0.01$).

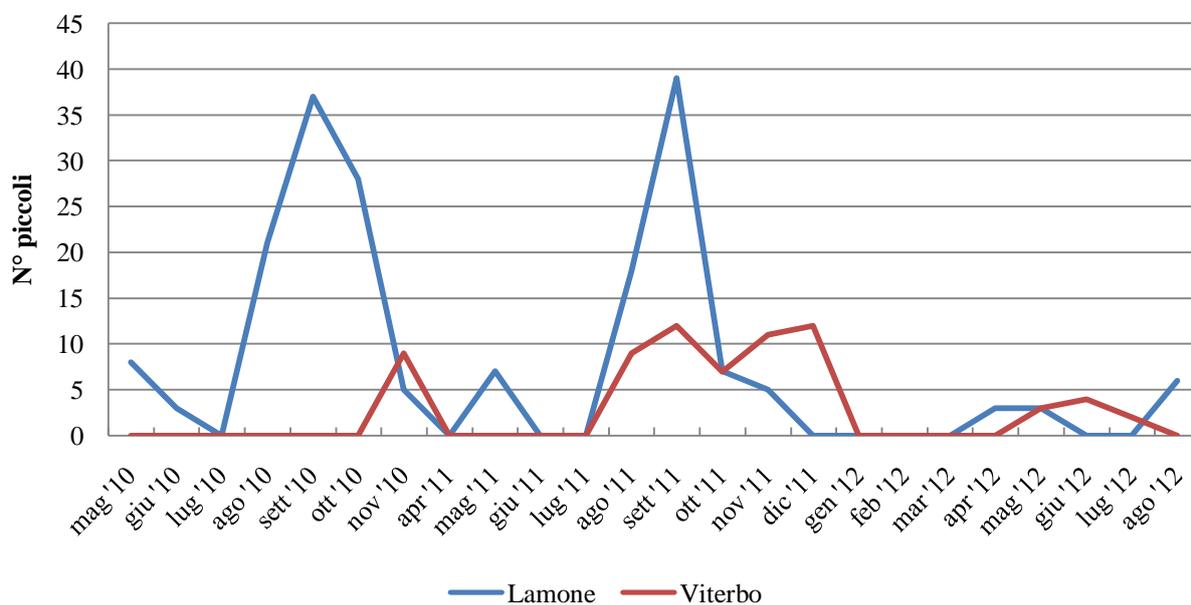


Fig. 43. Andamento della fecondità di *M. avellanarius* in funzione del tempo nei paesaggi del Lamone (in blu) e di Viterbo (in rosso).

Il test post hoc di Tukey (Tab. 13) mostra come tale differenza sia significativa in particolare tra la fecondità media estiva e primaverile ($p = 0,029$). Per quanto riguarda il paesaggio di Viterbo,

L'ANOVA ha rilevato valori non significativi tra la fecondità media riscontrata nei tre periodi suddetti ($F(2,17) = 0,244$, $df = 19$, $N = 20$, $p = 0,786$) (Fig. 46).

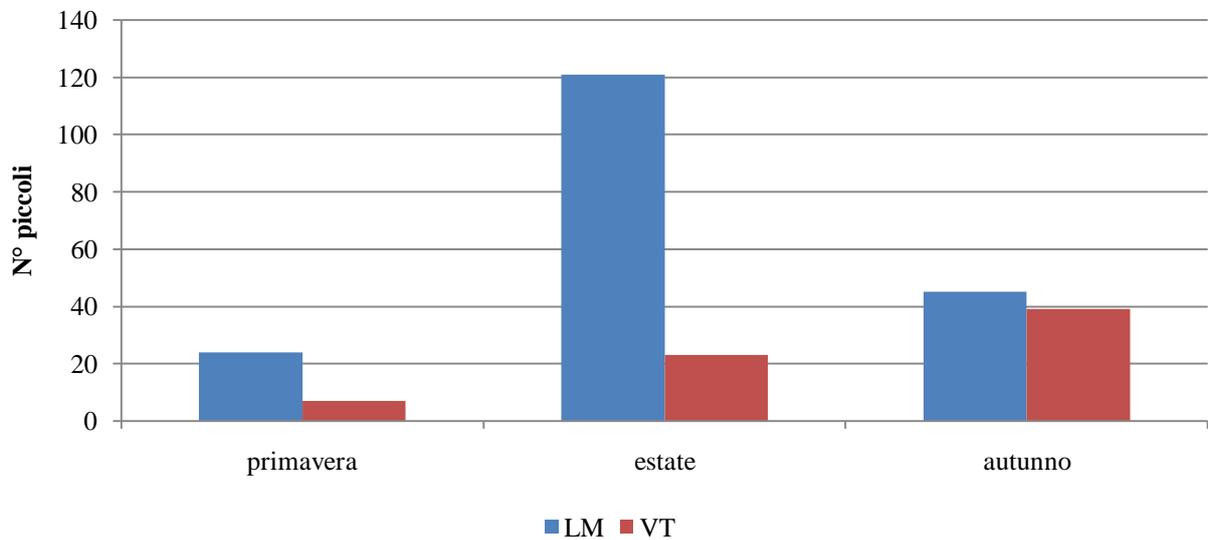


Fig. 44. Stagionalità della fecondità di *M. avellanarius* nei paesaggi del Lamone (in blu) e di Viterbo (in rosso).

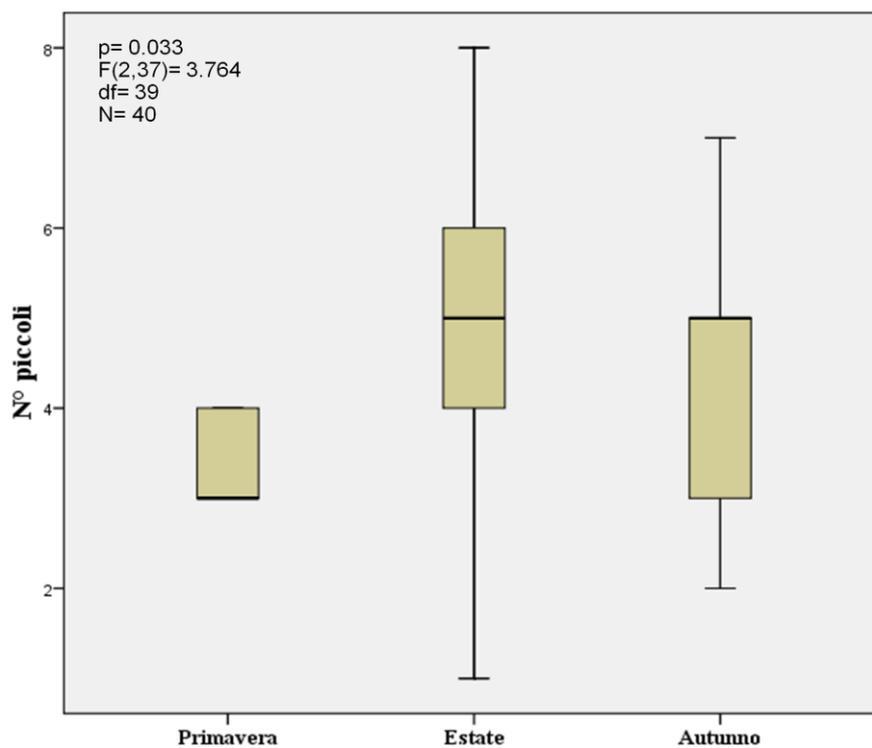


Fig. 45. Confronto tra la fecondità media primaverile, estiva e autunnale di moscardino nel paesaggio del Lamone. L'analisi della varianza (ANOVA) ha mostrato una differenza statisticamente significativa tra le medie dei tre gruppi ($p < 0,05$).

Il 2010 è stato l'anno che ha fatto registrare i valori più elevati di fecondità media in entrambi i paesaggi, il 2012 i valori medi più bassi; quest'ultimo dato è in parte dovuto al periodo più breve di riferimento determinato dalla conclusione del presente studio ad agosto 2012. L'analisi della varianza e i successivi test post hoc di Tukey non mostrano differenze significative tra le fecondità medie riscontrate nei tre anni di campionamento in nessuno dei due paesaggi (Figg. 47, 48 e Tab. 14).

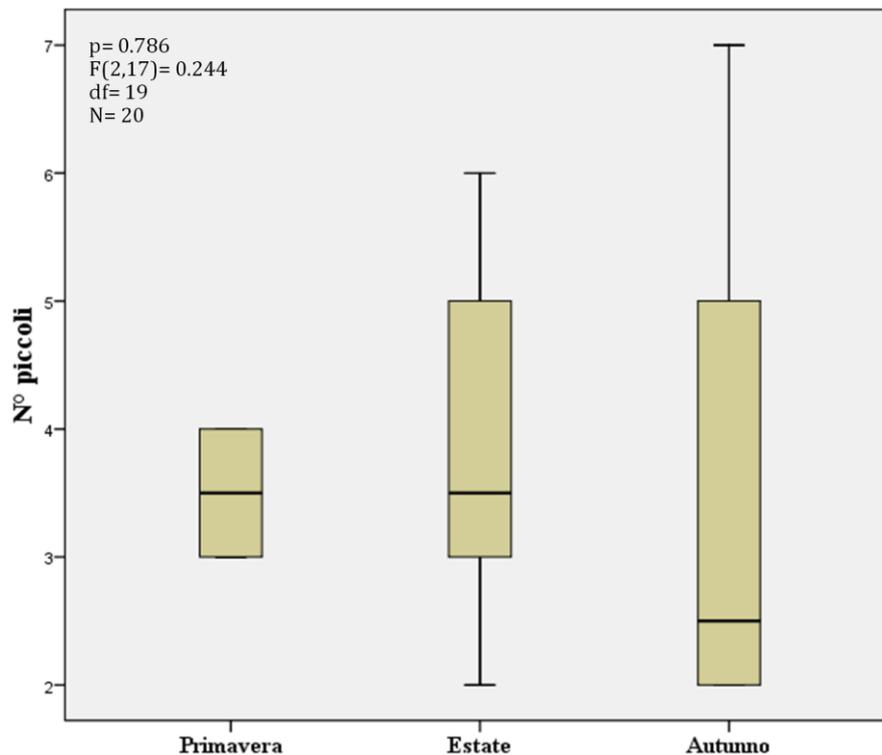


Fig. 46. Confronto tra la fecondità media primaverile, estiva e autunnale di moscardino nel paesaggio di Viterbo. L'analisi della varianza (ANOVA) ha mostrato una differenza statisticamente non significativa tra le medie dei tre gruppi ($p > 0,05$).

Tabella 13. Test post hoc di Tukey sui dati di fertilità media riscontrata in primavera, estate e autunno al Lamone e a Viterbo. Con l'asterisco sono state evidenziate le coppie di medie significativamente diverse (al livello 0,05).

Confronto	Differenza media (I-J)	Err. Stand.	Sig.	95% Intervallo Confidenza		
				min	max	
Lamone						
Primavera	Estate	-1,832*	0,683	0,029	-3,50	-0,16
	Autunno	-1,071	0,780	0,365	-2,98	0,83
Estate	Primavera	1,832*	0,683	0,029	0,16	3,50
	Autunno	0,761	0,599	0,421	-0,70	2,22
Autunno	Primavera	1,071	0,780	0,365	-0,83	2,98
	Estate	-0,761	0,599	0,421	-2,22	0,70
Viterbo						
Primavera	Estate	-0,333	1,366	0,968	-3,84	3,17
	Autunno	0,250	1,278	0,979	-3,03	3,53
Estate	Primavera	0,333	1,366	0,968	-3,17	3,84
	Autunno	0,583	0,837	0,768	-1,56	2,73
Autunno	Primavera	-0,250	1,278	0,979	-3,53	3,03
	Estate	-0,583	0,837	0,768	-2,73	1,56

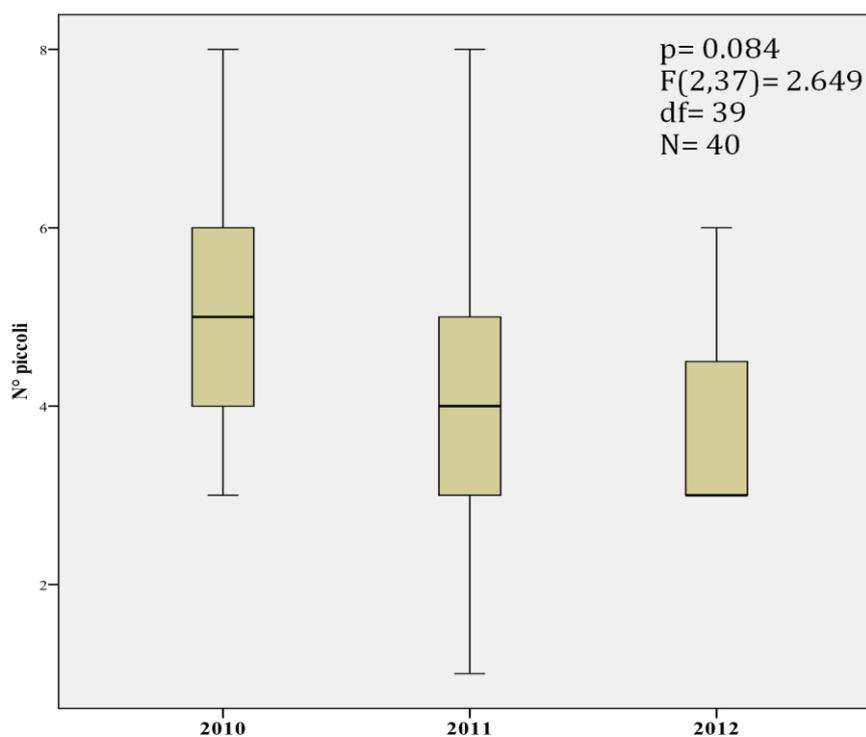


Fig. 47. Confronto tra la fecondità media di moscardino del 2010, 2011 e 2012 nel paesaggio del Lamone. L'analisi della varianza (ANOVA) ha mostrato una differenza statisticamente non significativa tra le medie dei tre gruppi $p > 0,05$).

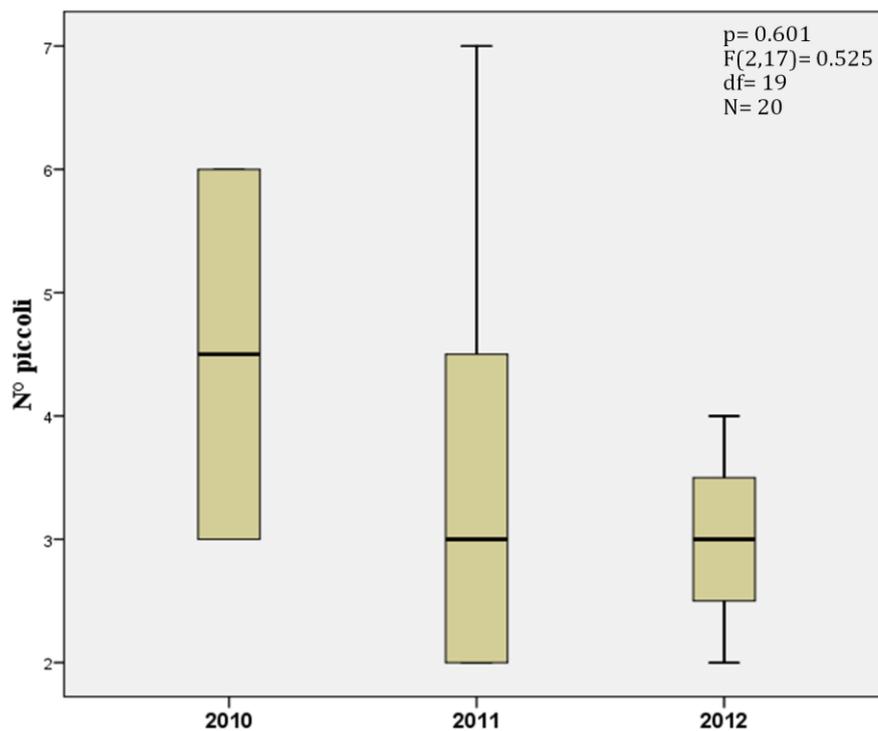


Fig. 48. Confronto tra la fecondità media di moscardino del 2010, 2011 e 2012 nel paesaggio di Viterbo. L'analisi della varianza (ANOVA) ha mostrato una differenza statisticamente non significativa tra le medie dei tre gruppi ($p > 0,05$).

Tab. 14. Test post hoc di Tukey sui dati di fertilità media riscontrata nel 2010, 2011 e 2012 al Lamone e a Viterbo. Non ci sono coppie di medie significativamente diverse (al livello 0,05).

Confronto	Differenza media (I-J)	Err. Stand.	Sig.	95% Intervallo Confidenza		
				min	max	
Lamone						
2010	2011	1,146	0,534	0,94	-0,16	2,45
	2012	1,368	1,009	0,374	-1,09	3,83
2011	2010	-1,146	0,534	0,94	-2,45	0,16
	2012	0,222	1,012	0,974	-2,25	2,69
2012	2010	-1,368	1,009	0,374	-3,83	1,09
	2011	-0,222	1,012	0,974	-2,69	2,25
Viterbo						
2010	2011	1,100	1,240	0,655	-2,08	4,28
	2012	1,500	1,503	0,588	-2,36	5,36
2011	2010	-1,100	1,240	0,655	-4,28	2,08
	2012	0,400	1,041	0,922	-2,27	3,07
2012	2010	-1,500	1,503	0,588	-5,36	2,36
	2011	0,400	1,041	0,922	-3,07	2,27

Apodemus flavicollis. Per il topo selvatico a collo giallo il dato medio di fecondità stimato è di 4,08 (SD \pm 1,13) piccoli/femmina per un totale di 32 femmine esaminate. Il frammento con il valore medio di fecondità più elevato è stato VT28 (6,25 \pm 1,06). I dati raccolti ci hanno permesso di calcolare un tasso di fecondità medio per 18 frammenti su 29, con valori al di sopra della media in 8 di essi (44%) (Appendice I1). In assoluto, il numero massimo di 7 piccoli per parto è stato riscontrato in quattro casi distinti, rispettivamente nei frammenti VT2, VT10, VT20 e VT28.

Apodemus sylvaticus. Nel caso del topo selvatico il tasso di fecondità è stato determinato per 15 frammenti su 29, con un valore medio di 4,6 (SD \pm 0,69) piccoli/femmina relativo a un campione di 31 femmine esaminate (Appendice I3). In 6 frammenti (40%) il tasso di fecondità è risultato al di sopra della media, mentre il valore medio più elevato è stato registrato nel frammento VT13 (6,00 \pm 1,00). Il numero massimo di piccoli per parto, pari a 7, è stato riscontrato in due occasioni, una volta ciascuno nei frammenti VT9 e VT13.

Myodes glareolus. L'arvicola ha mostrato un tasso di fecondità medio di 3,52 (SD \pm 1,09) piccoli/femmina, calcolato su un campione complessivo di 29 femmine raccolto in 10 frammenti su 29 (Appendice I2). In 7 frammenti (70%) il dato di fecondità è risultato superiore alla media, mentre il valore medio di 4,5 piccoli/femmina registrato nei frammenti VT17 e VT20 è il più elevato dell'intero paesaggio. Sempre nel frammento VT17 è stato appurato il dato relativo al maggior numero di piccoli per parto, pari a 7.

4.6 Modelli *occupancy*

I risultati riportati di seguito sono stati ottenuti dall'analisi dei dati di presenza/assenza delle quattro specie *target* attraverso il *software* Presence[®] 5.3. In Tabella 15, per ciascuna specie, sono 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). Come riportato da Burnham & Anderson (2002), i modelli entro un valore di $2 * \Delta AIC_c$ hanno approssimativamente lo stesso peso nei dati, e rappresentano quindi buoni modelli. Ciascun modello stima quattro parametri, che hanno un'importanza fondamentale per capire il tipo di dinamiche di popolazione esistente tra le subpopolazioni oggetto di studio, in funzione di diverse covariate: probabilità di presenza (ϕ), probabilità di colonizzazione (γ), probabilità di estinzione (ϵ) e probabilità di cattura (p). Di seguito, sono evidenziati e graficati gli effetti delle covariate che, ai risultati ottenuti dai modelli, spiegano meglio i dati di presenza/assenza raccolti durante il periodo di campionamento. In particolare, sono sottolineati i fattori che hanno un'influenza maggiore sulla probabilità di colonizzazione γ e sulla probabilità di estinzione ϵ .

Le curve mostrate nei grafici seguenti sono state ottenute attraverso la trasformazione inversa dei valori di beta elaborati dal programma Presence: questo software, infatti, lavora in modo da esprimere la probabilità di un evento come una funzione lineare di diverse variabili esplicative e fornisce come risultati le stime dei diversi parametri inclusi nella funzione, tenendo conto, ove presenti, dei valori delle covariate. Le curve sono state definite all'interno del range di valori assunti dalle diverse variabili considerate nello studio.

Muscardinus avellanarius. Come riportato in Appendice K1 e in Tabella 15, tra i modelli elaborati per la specie, sei presentano un valore entro i $2 \cdot \Delta AIC_c$. La presenza del moscardino nei tre paesaggi risulta dipendere dal numero di frammenti a cui è connesso un singolo frammento focale e dal grado di maturità del bosco. Nei primi tre modelli, la probabilità di presenza cresce al crescere del numero di patch connessi al frammento focale, seguendo una curva sigmoideale (Fig. 49 a) e arrivando al plateau in corrispondenza di 6 frammenti connessi; tuttavia i modelli mostrano dei valori di beta molto elevati con un elevato errore standard ($\bar{\beta} = 12,7593$; $\bar{s}_e = 7,9074$) che determina un'ampia variazione nel valore di ϕ . Nei successivi tre modelli, la probabilità di presenza è negativamente influenzata dal grado di maturità del bosco, ovvero più il bosco è maturo minore sarà il valore di ϕ .

Per quanto riguarda la probabilità di colonizzazione, sono due le covariate che mostrano una correlazione con questo parametro: la superficie boscata compresa all'interno del buffer da 106 m costruito intorno al frammento, rispetto all'ampiezza del buffer stesso; la quantità di habitat residuo e la sua relativa disposizione rispetto al frammento focale inclusa in un buffer di 497 m. La correlazione è di tipo positivo, cioè all'aumentare del valore delle covariate aumenta la probabilità che nuovi individui colonizzino il frammento (Fig. 49 b).

La probabilità di estinzione, invece, diminuisce all'aumentare della superficie del frammento e dell'abbondanza di specie arbustive particolarmente importanti nella dieta del moscardino, come il biancospino, il nocciòlo, la rosa canina, il ligustro, il rovo, il prugnolo, il corniolo e la ginestra (Fig. 49 c). Queste due variabili agiscono in maniera additiva sui valori di ϵ .

Tre diverse variabili sembrano avere lo stesso peso nel determinare la loro influenza sulla probabilità di cattura della specie: la media delle precipitazioni giornaliere, l'abbondanza degli individui nella sessione e il rapporto tra la superficie della griglia di campionamento e l'area del frammento.

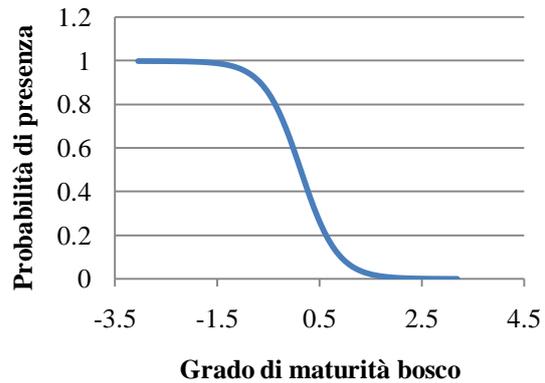
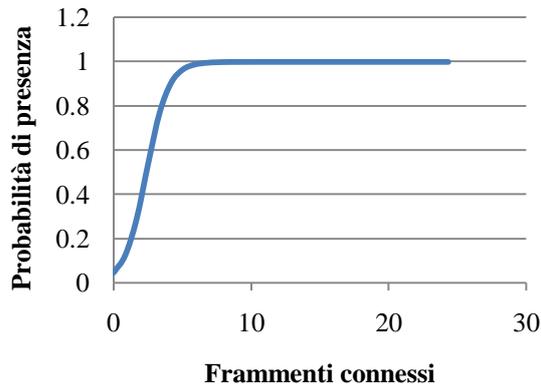
Rispetto alle precipitazioni, la correlazione con la probabilità di cattura è di segno positivo ($\bar{\beta} = -0,4097$; $\bar{s}_e = 0,3667$), al contrario del rapporto area griglia/area frammento che ha un legame di tipo negativo ($\beta = -0,4894$; $s_e = 0,1248$). Dividendo le sessioni in due categorie, quelle con alto

numero di individui (maggio, settembre, ottobre e novembre 2010; maggio, giugno, ottobre, novembre e dicembre 2011; aprile 2012) e quelle con basso numero di individui (le restanti sessioni), le stime per questi due periodi sono rispettivamente di 0,67 e 0,58 (Tab. 17).

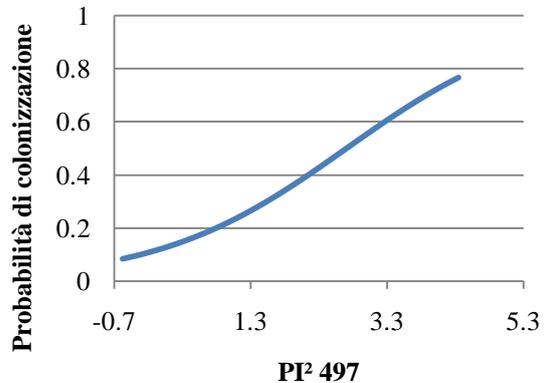
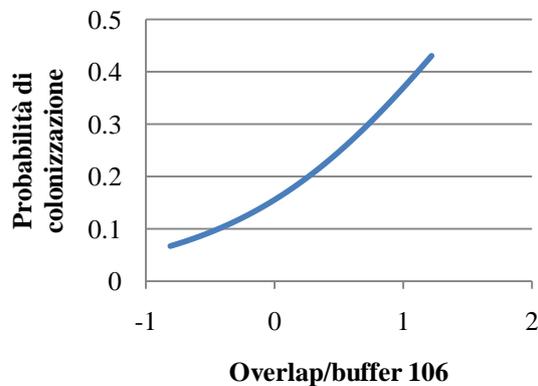
Tabella 15. Elenco dei sette modelli migliori ottenuti per ciascuna specie attraverso le analisi con il programma Presence. I modelli sono ordinati in base alle differenze nel Akaike's information criterion corretto (ΔAIC_c). La probabilità di presenza ϕ , la probabilità di colonizzazione γ , la probabilità di estinzione ϵ e la probabilità di cattura p , sono state modellizzate in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. Dove tra le parentesi non sono specificate delle covariate, il parametro è costante. Covariate: pch_conn: numero di patch connessi; ov/buff: area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer; pch_ha: superficie del patch; AS: cover di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; mean_rain: pioggia media; grid/pch_ha: rapporto tra area della griglia e del patch; PI²: Proximity Index standardizzato; PM: maturità del patch; OD: dominanza querce; SA: disponibilità di arbusti; seas_abb: abbondanza stagionale del roditore; hdg_tot: siepi che originano dal patch; hdg_conn: siepi che connesso ad altri patch; acorn_tot: stima della quantità totale di ghiande nel patch; acorn_pub: quantità di ghiande di roverella nel patch. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 * \Delta AIC_c$.

Modelli	AICc	$\Delta AICc$	AIC wgt	-2*LogLike
<u>M. avellanarius</u>				
ϕ (pch_conn), γ (ov/buff_106), ϵ (pch_ha+AS), p (mean_rain)	699,29	0,00	0,1473	672,29
ϕ (pch_conn), γ (ov/buff_106), ϵ (pch_ha+AS), p (seas_abb)	699,29	0,00	0,1473	672,29
ϕ (pch_conn), γ (ov/buff_106), ϵ (pch_ha+AS), p (grid/pch_ha)	699,61	0,32	0,1255	672,61
ϕ (PM), γ (ov/buff_106), ϵ (pch_ha+AS), p (mean_rain)	700,49	1,20	0,0808	673,49
ϕ (PM), γ (PI ² _497), ϵ (pch_ha+AS), p (mean_rain)	700,52	1,23	0,0796	673,52
ϕ (PM), γ (ov/buff_106), ϵ (pch_ha+AS), p (seas_abb)	701,21	1,92	0,0564	674,21
ϕ (pch_conn), γ (PI ² _106), ϵ (pch_ha+AS), p (mean_rain)	701,63	2,34	0,0457	674,63
<u>A. flavicollis</u>				
ϕ , γ (), ϵ (OD+hdg_conn), p (grid/pch_ha)	670,38	0,00	0,5462	651,05
ϕ , γ (pch_ha), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	675,05	4,69	0,0524	655,74
ϕ , γ (), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	675,10	4,72	0,0516	659,28
ϕ (SA), γ (), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	675,66	5,28	0,039	656,33
ϕ , γ (hdg_conn), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	675,89	5,51	0,0347	656,56
ϕ (OD), γ (), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	676,00	5,62	0,0329	656,67
ϕ , γ (PM), ϵ (OD), p (grid/pch_ha)	676,09	5,71	0,0314	656,76
<u>A. sylvaticus</u>				
ϕ , γ (hdg_conn), ϵ (acorn_tot), p (seas_abb)	674,45	0,00	0,7215	655,12
ϕ , γ (hdg_conn), ϵ (acorn_pub), p (seas_abb)	678,25	3,80	0,1079	658,92
ϕ , γ (ov/buff), ϵ (acorn_tot), p (seas_abb)	680,18	5,73	0,0411	660,85
ϕ , γ (hdg_conn), ϵ (pch_ha), p (seas_eff)	681,83	7,38	0,018	631,56
ϕ , γ (), ϵ (), p (seas_eff)	681,97	7,52	0,0168	638,47
ϕ , γ (hdg_conn), ϵ (acorn_tot), p ()	682,40	7,95	0,0135	666,58
ϕ , γ (ov/buff_500), ϵ (acorn_pub), p (seas_abb)	682,85	8,40	0,0108	663,52
<u>M. glareolus</u>				
ϕ , γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (grid/pch_ha)	721,28	0,00	0,1915	702,54
ϕ (SA), γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (grid/pch_ha)	723,85	1,98	0,0712	700,65
ϕ (OD), γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (grid/pch_ha)	724,11	2,24	0,0625	700,91
ϕ , γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (acorn_tot)	724,26	2,39	0,058	704,93
ϕ , γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (pch_ha)	724,43	2,56	0,0532	705,10
ϕ , γ (), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (grid_ha)	724,54	2,67	0,0504	705,21
ϕ , γ (acorn_tot), ϵ (hdg_tot+pch_ha), p (grid/pch_ha)	725,08	3,21	0,0385	701,88

a)



b)



c)

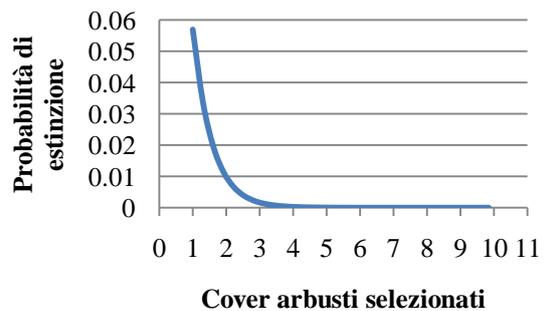
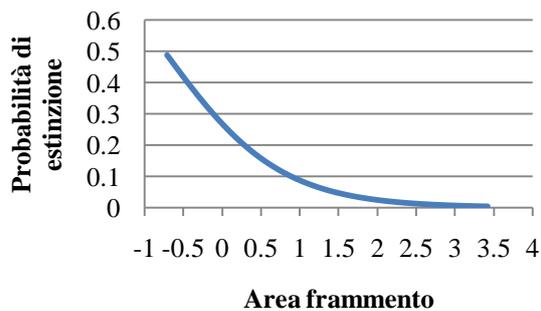


Fig. 49 a, b e c. *Muscardinus avellanarius*: a) andamento della probabilità di presenza in funzione del numero di frammenti connessi e al grado di maturità del bosco; b) andamento della probabilità di colonizzazione in funzione della superficie di area boschiva compresa nel buffer (106 m), rispetto all'estensione stessa del buffer (overlap/buffer_106), e della quantità di habitat residuo inclusa in un buffer di 497 m (PI^2_{497}); c) andamento della probabilità di estinzione in funzione dell'effetto additivo delle covariate area del frammento e cover di arbusti selezionati. Il secondo grafico in a, entrambi in b e il primo in c, mostrano sull'asse delle ascisse i valori standardizzati.

Apodemus flavicollis. Per questa specie, i valori di ΔAIC_c tra il *best model* e i successivi modelli elaborati superano abbondantemente il limite entro il quale si può considerare

approssimativamente uguale il loro peso nei dati. Quindi, solo il primo modello elaborato è stato preso in considerazione per spiegare le dinamiche di popolazione della specie (Tab. 15). L'elenco completo dei modelli testati e riportato in Appendice K2.

Tabella 16 . Valori di β e relativi errori standard dei *best model* per il moscardino. I due modelli hanno lo stesso ΔAIC_c .

Parametro	β	Err. Stand.
Modello 1		
ϕ_1	9,035419	6,107341
ϕ_1 . Pch_conn	12,921742	8,077508
γ_1	-1,681211	0,269509
γ_1 . overl/buff_106	1,161562	0,275324
ϵ_1 .	-0,974391	0,334010
ϵ_1 . pch_area	-1,314918	0,435837
ϵ_1 . AS	-1,868123	0,510375
P[1-1]	0,531199	0,158940
P[1-1]. Mean_rain	0,440687	0,370528
Modello 2		
ϕ_1	9,271124	5,924638
ϕ_1 . pch_conn	13,184623	7,846584
γ_1	-1,689304	0,273773
γ_1 . overl/buff_106	1,156211	0,282325
ϵ_1 .	-1,002080	0,342268
ϵ_1 . pch_area	-1,347564	0,444139
ϵ_1 . AS	-1,803013	0,510919
P[1-1]	0,307754	0,173226
P[2-1]	0,715119	0,230805

Tabella 17. *Moscardinus avellanarius*. Probabilità di cattura e relativi intervalli di confidenza in sessioni con alta e bassa abbondanza di individui.

	Abbondanza	
	Alta	Bassa
p	0,67	0,58
CI 95%	0,57-0,76	0,49-0,66

Per quanto riguarda la probabilità di presenza e la probabilità di colonizzazione, nessuna delle covariate prese in considerazione ha evidenziato una significativa influenza su di esse, pertanto questi due parametri sono costanti nel migliore modello. I valori stimati di ϕ e γ sono rispettivamente di 0,87 (se = 0,07; CI 95% = 0,67-0,96) e 0,44 (se = 0,09; CI95% = 0,28-0,62) (Tab. 18).

Le variabili che influenzano la probabilità di estinzione sono la dominanza di querce e il numero di siepi connesse ad altri frammenti. Le due covariate hanno un effetto additivo e contrario. Mentre il numero di siepi connesse ad altri frammenti, in linea con l'ipotesi avanzata, ha un effetto negativo sul parametro ϵ , ovvero quest'ultimo diminuisce all'aumentare della variabile, la dominanza di specie quercine contrasta con l'ipotesi fatta, dato che la probabilità di estinzione aumenta all'aumentare del valore di dominanza delle specie quercine (Fig. 50 a).

La probabilità di cattura, infine, evidenzia una correlazione negativa con il rapporto tra la superficie della griglia di campionamento e l'area del frammento. Ciò significa che p diminuisce all'aumentare di tale rapporto, ovvero all'aumentare della dimensione della griglia (Fig. 50 b).

Tab. 18. Valori di β e relativi errori standard del *best model* per *A. flavicollis*.

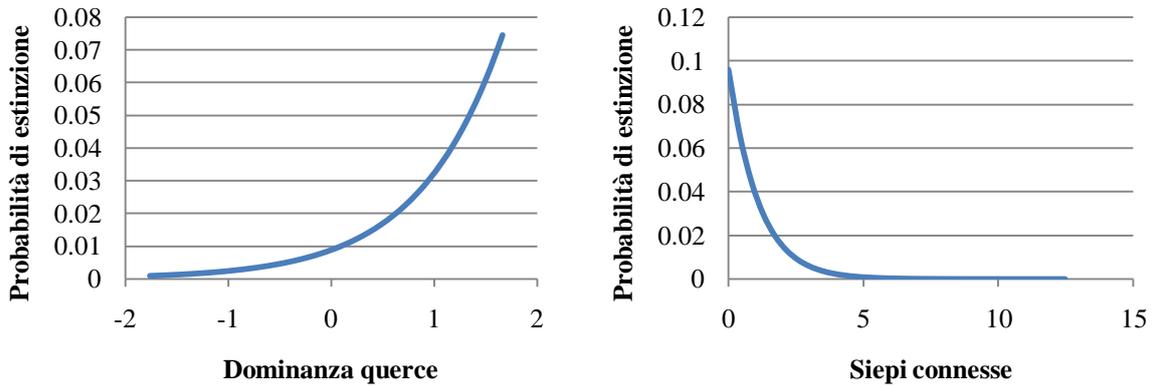
Parametro	β	Err. Stand.
ϕ 1	1,932167	0,620726
γ 1	-0,228369	0,373241
ϵ 1.	-4,726144	1,015208
ϵ 1. OD	1,328982	0,489334
ϵ 1. hdg_conn	-3,185875	1,438904
P[1-1]	1,801496	0,116357
P[1-1]. Grid/pch_ha	-0,491769	0,115650

***Apodemus sylvaticus*.** Anche per il topo selvatico, un solo modello tra quelli elaborati, è rientrato entro il $2^* \Delta AIC_c$ (Tab. 15). L'elenco completo dei modelli testati è riportato in Appendice K3.

Nessuna variabile, tra quelle esaminate, ha mostrato correlazioni con la probabilità di presenza della specie. Pertanto, ϕ risulta costante nel migliore modello, con un valore stimato di 0,96 (se = 0,04; CI 95% = 0,76-0,99).

La probabilità di colonizzazione è positivamente condizionata dal numero di siepi che connettono ad altri frammenti (Fig. 51 a), mentre la probabilità di estinzione è legata negativamente alla produzione di ghiande nel frammento (Fig. 51 b).

a)



b)

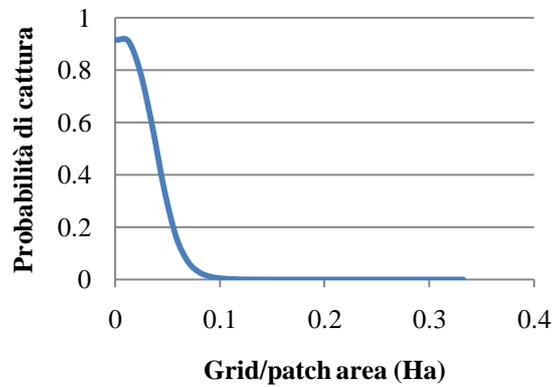
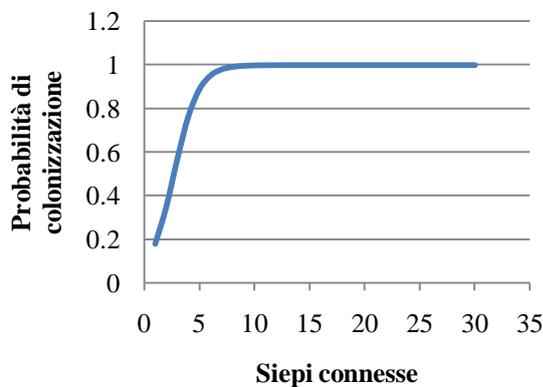


Fig. 50 a e b. *Apodemus flavicollis*: a) andamento della probabilità di estinzione in funzione dell'effetto additivo delle covariate dominanza querce e numero di siepi che connettono ad altri frammenti. Nel primo grafico in a, l'asse delle ascisse mostra i valori standardizzati non trasformati nei valori reali delle variabili.

a)



b)

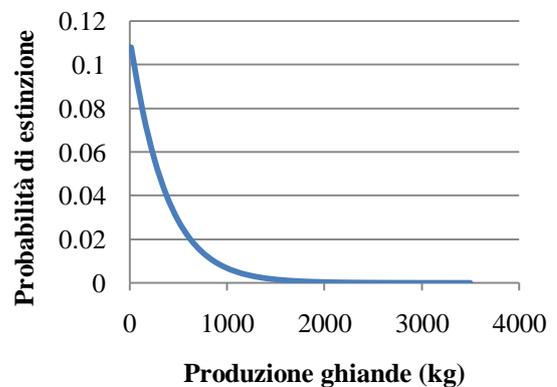


Fig. 51 a e b. *Apodemus sylvaticus*: a) andamento della probabilità di colonizzazione in funzione del numero di siepi connesse ad altri frammenti; b) andamento della probabilità di estinzione in funzione della produzione di ghiande nel frammento.

La probabilità di cattura risulta ben modellizzata dalla divisione delle sessioni in due categorie in base alla numerosità degli individui. Le sessioni ad alta abbondanza sono quelle di febbraio, aprile e giugno, con una stima di p pari a 0,89, le restanti sessioni sono a bassa abbondanza con una probabilità di cattura uguale a 0,80 (Tab. 20).

Tabella 19. Valori di β e relativi errori standard del *best model* per *A. sylvaticus*.

Parametro	β	Err. Stand.
ϕ_1	3,192240	1,051176
γ_1	3,879884	2,812690
γ_1 . hdg_conn	6,931125	4,301291
ϵ_1 .	-4,949674	2,162489
ϵ_1 . acorn_tot	-2,927636	2,866338
P[1-1]	2,136471	0,161554
P[3-1]	1,379074	0,153708

Tabella 20. *A. sylvaticus*. Probabilità di cattura e relativi intervalli di confidenza in sessioni con alta e bassa abbondanza di individui.

	Abbondanza	
	Alta	Bassa
p	0,89	0,80
CI 95%	0,86-0,92	0,75-0,84

***Myodes glareolus*.** Dai modelli elaborati per l'arvicola rossastra compresi entro il limite dei $2*\Delta AIC_c$ (Tab. 15, la lista completa è riportata in Appendice K4), la probabilità di presenza della specie risulta costante nel primo modello, con una stima di 0,73 (se = 0,09; CI 95% = 0,53; 0,86), mentre nel secondo modello varia in funzione della disponibilità di specie arbustive (Fig. 52 a).

La probabilità di colonizzazione non ha mostrato correlazioni significative con nessuna delle variabili vagliate, di conseguenza è costante in entrambi i modelli presi in considerazione e presenta una stima di 0,21 (se = 0,05; CI 95% = 0,13-0,31).

La probabilità di estinzione è inversamente correlata al numero di siepi che si dipartono dal frammento focale e direttamente correlata alla dimensione del frammento stesso. Essa, infatti, diminuisce all'aumentare del valore della variabile fino a raggiungere lo zero in prossimità di 10 siepi, e aumenta all'aumentare della superficie del frammento (Fig. 52 c).

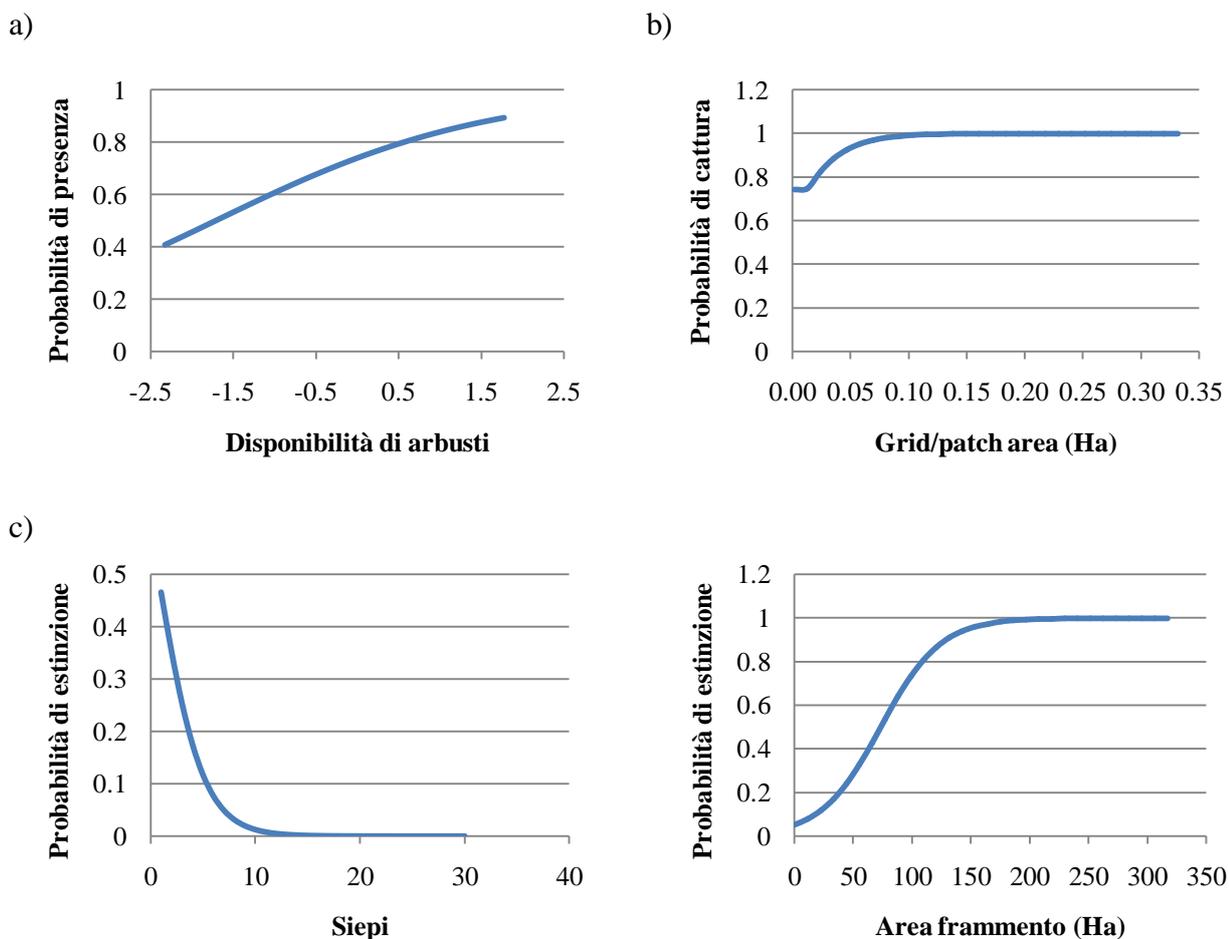


Fig. 52 a, b e c. *Myodes glareolus*: a) andamento della probabilità di presenza in funzione della disponibilità di specie arbustive; b) andamento della probabilità di cattura in funzione del rapporto tra la superficie della griglia di campionamento e l'area del frammento; c) andamento della probabilità di estinzione in funzione dell'effetto additivo delle covariate numero totale di siepi che si dipartono dal frammento e area del frammento. In a, i valori riportati sull'asse delle ascisse sono standardizzati.

La probabilità di cattura è condizionata dal rapporto tra la dimensione della griglia di campionamento e l'area del frammento e, come mostrato in Figura 52 b, cresce al crescere della covariata seguendo una curva sigmoideale.

Tabella 21. Valori di β e relativi errori standard del *best model* per *M. glareolus*.

Parametro	β	Err. Stand.
ϕ_1	0,970066	0,441834
γ_1	-1,338208	0,281305
ε_1 .	-2,241562	0,382425
ε_1 . hdg_tot	-2,771012	1,038858
ε_1 . pch_ha	2,410595	0,923871
P[1-1]	1,341393	0,121317
P[3-1]. grid/pch_ha	0,233628	0,131010

4.7 Influenza delle variabili strutturali, delle risorse e della configurazione spaziale sulla densità e sulla fecondità

Per le quattro specie di Roditori forestali oggetto di studio, sono state condotte delle analisi di regressione lineare multipla sui valori di densità media totale e fecondità media totale riscontrate nei diversi frammenti campionati, con lo scopo di capire quali variabili, tra quelle prese in considerazione in questo lavoro, influenzano maggiormente questi parametri e con quale peso.

La selezione dei modelli elaborati è stata eseguita seguendo i principi dell'*Information Theoretic Approach* (Burnham & Anderson, 2002) già descritti precedentemente (vedi paragrafo 3.3.3). Tra i vari approcci metodologici della Teoria dell'Informazione si è scelto di utilizzare gli AIC, acronimo di *Akaike's Information Criterion* (Akaike, 1973), per ordinare gerarchicamente i modelli, applicando la seguente formula, specifica per un caso di regressione lineare:

$$AIC = n \log(SSE/n) + 2(p + 1)$$

dove:

SSE = Residual Sum of Square

n = dimensioni del campione

p = numero di parametri del modello

Il miglior modello tra quelli selezionati è quello con il più basso valore di AIC. Tuttavia, i valori degli AIC possono essere influenzati dalle dimensioni del campione: di conseguenza è possibile gerarchizzarne i valori attraverso la formula:

$$\Delta AIC = AIC - AIC_{\min}$$

dove AIC_{\min} è il valore dell'AIC più basso tra i modelli calcolati. Questo fa sì che il miglior modello abbia $\Delta AIC = 0$, mentre i restanti modelli avranno valori positivi. Il ΔAIC permette di avere un rapido quadro generale, tenendo in considerazione, inoltre, che valori crescenti di questo parametro sono sinonimo di un supporto dei dati sempre più debole, rendendo i relativi modelli poco plausibili.

Per ogni modello è stato inoltre calcolato il suo peso relativo, ovvero quanto si adatta bene ai dati rispetto agli altri modelli, mediante l'applicazione della formula degli *Akaike Weights* (w_i):

$$w_i = \frac{\exp(-\frac{1}{2}\Delta_i)}{\sum_{r=1}^R \exp(-\frac{1}{2}\Delta_r)}$$

dove R è il numero totale dei modelli selezionati. La somma di tutti i valori di w_i deve essere uguale a 1.

Il valore degli AIC non va considerato assoluto in prima istanza, in quanto non è inconsueto che i valori di Δ AIC siano tali da impedire di giudicare un modello nettamente migliore rispetto agli altri. In questi casi si selezionano tutti i modelli che si discostano dal primo di un valore di Δ AIC inferiore a 2 e si opera il *Model Averaging*, ovvero una media ponderata dei parametri propri dei modelli selezionati, che tiene conto dei rispettivi *Akaike Weights* (Burnham & Anderson, 2002). In formula:

$$\hat{\theta} = \sum_{i=1}^R w_i \hat{\theta}_i$$

dove $\hat{\theta}_i$ sono i parametri stimati di ciascun modello e w_i sono i relativi pesi.

4.7.1 Influenza sulla densità media totale

Le variabili esplicative della struttura forestale dei frammenti, dell'abbondanza e della disponibilità delle risorse trofiche e delle caratteristiche geometriche dei frammenti sono state messe in relazione con i valori di densità media totale registrati per le quattro specie di Roditori indagate. Per densità media totale si intende il numero medio di individui per unità di superficie riscontrato in ogni frammento durante il periodo di studio.

Muscardinus avellanarius. Sono stati elaborati diversi modelli (Tab. 22 e Appendice H1), ma soltanto il primo mostra un valore di Δ AIC inferiore a 2. Per tale motivo non è stato possibile operare il *Model Averaging*. Le variabili predittive maggiormente correlate ai valori di densità media totale sono risultate: il numero di frammenti connessi ad un frammento focale con una relazione di tipo positivo ($\beta = 0,964$; se = 0,323), il *Proximity Index* calcolato all'interno del *buffer* di 106 m, ovvero la quantità di habitat incluso in una fascia predefinita intorno ad un frammento focale, che presenta un coefficiente di correlazione negativo ($\beta = -0,219$; se = 0,134) e l'abbondanza di arbusti selezionati in quanto particolarmente importanti nella dieta del moscardino, positivamente correlata ($\beta = 0,911$; se = 0,271).

Il valore di R^2 indica che il primo modello testato spiega il 57% della varianza della variabile dipendente.

Tabella 22. I primi sei modelli di regressione lineare multipla condotti sui valori di densità media totale del moscardino, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H1. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = *AIC weight* (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke. Variabili: pch_conn: numero di frammenti connessi; ov/buff_497: area di superficie boscata inclusa nel *buffer* di 497 m, rispetto all'estensione del *buffer*; AS: abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; PI²_106: *Proximity Index* incluso nel buffer di 106 m; hdg_tot: siepi che originano dal frammento; fecond: fecondità media totale della specie nel periodo di studio; abb_bianc: abbondanza biancospino; landsc: paesaggio. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 * \Delta AIC$.

Modelli	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_pch_conn+log_PI ² _106+log_AS	30	0,816	4	-36,963	0,784	0	0,570
Log_hdg_tot+log_AS+log_fecond	30	1,088	4	-33,215	0,120	3,748	0,388
Log_pch_conn+log_ov/buff_497+log_AS	30	1,208	4	-31,851	0,061	5,111	0,418
Log_pch_conn+log_AS	30	1,672	3	-29,616	0,019	7,346	0,332
Log_abb_bianc	30	2,051	2	-28,955	0,014	8,008	0,198
Log_pch_conn+log_AS+landsc	30	1,641	4	-27,860	0,008	9,103	0,344

***Apodemus flavicollis*.** Dalle analisi di regressione multipla sono stati prodotti diversi modelli (Tab. 23 e Appendice H2), i primi tre dei quali mostrano un ΔAIC inferiore a 2. Le variabili contenute nei migliori tre modelli sono: Log_gh_cer (quantità di ghiande di cerro prodotte nei frammenti), inclusa in tutti e tre i modelli; Log_hdg_conn (numero di siepi che connettono ad ltri frammenti), presente in due modelli (1° e 2°); Log_ov/buff (quantità di superficie boscata inclusa nel buffer (500 m), rispetto al buffer stesso), presente nel terzo modello. Nel secondo modello è presente il componente SA (disponibilità di specie arbustive).

I valori di *AIC weight* (w_i) di ciascun modello non presentano differenze tra loro tali da consentire la scelta di un modello migliore rispetto agli altri. Per questo motivo i loro “pesi” relativi (Resc w_i), calcolati tenendo in considerazione solo i tre migliori modelli, sono stati utilizzati nella tecnica del *Model Averaging* (Tab. 24), per la definizione di un modello medio nel quale evidenziare il contributo di ciascuna variabile predittiva.

Dalla Tabella 24 e, ancor più chiaramente, dalla Figura 53 è possibile evidenziare il differente contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio e il tipo di relazione esistente con la variabile dipendente. Tra le variabili che hanno evidenziato una correlazione significativa con i valori di densità del topo selvatico collo giallo, la quantità di ghiande di cerro prodotte nei frammenti (Log_gh_cer) e il numero di siepi che connettono ad altri frammenti (Log_hdg_conn) mostrano una netta predominanza nella definizione del modello medio,

con valori di w_i rispettivamente di 1 e 0,8; a seguire la disponibilità di specie arbustive (SA) ($w_i = 0,31$) e la quantità di superficie boscata all'interno del buffer di 500 m rispetto all'estensione del buffer stesso (Log_ov/buff) ($w_i = 0,19$). Tuttavia, gli elevati valori di errore standard, unitamente ai bassi valori di R^2 , mettono in evidenza una elevata variabilità nei dati e una bassa affidabilità dei modelli.

Tabella 23. I primi sei modelli di regressione condotti sui valori di densità media totale del topo selvatico collo giallo, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H2. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC weight (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke, Resc w_i = Peso relativo calcolato tenendo conto solo dei migliori modelli. Variabili: hdg_conn: numero di siepi che connettono ad altri patch; ov/buff: area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer stesso, che nel caso degli *Apodemus* è di 500 m; gh_cer: produzione di ghiande di cerro nel patch; SA: componente che indica la disponibilità di specie arbustive. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 \cdot \Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2	Resc w_i
Log_hdg_conn+Log_gh_cer	29	1833,089	3	60,222	0,256	0	0,165	0,487
Log_hdg_conn+Log_gh_cer+SA	29	1676,863	4	61,101	0,165	0,879	0,236	0,314
Log_ov/buff+Log_gh_cer	29	2113,219	3	62,014	0,105	1,791	0,175	0,199
Log_gh_cer	29	2724,262	2	63,213	0,057	2,990	0,083	-
Log_hdg_conn+SA	29	2356,689	3	63,387	0,053	3,164	0,358	-
Log_hdg_conn	29	2858,587	2	63,819	0,042	3,596	0,222	-

Tabella 24. *A. flavicollis*. Modello medio in cui sono riportati la stima di ciascun parametro (β), il relativo errore standard (se) e il peso relativo posseduto da ciascun parametro (w_i). Parametri: log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; log_hdg_conn = numero di siepi che connettono ad altri patch; SA = disponibilità di specie arbustive; log_ov/buff = area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer stesso, che nel caso degli *Apodemus* è di 500 m.

Modello medio			
Parametri	β	se	w_i
costante	20,805730	5,7799296	1
Log_gh_cer	1,957368	3,1329424	1
Log_hdg_conn	19,481801	9,003904	0,80108
SA	5,819000	5,095	0,313997
Log_Overl/buff	-3,419000	8,41	0,19892

Apodemus sylvaticus. In Tabella 25 sono riportati i primi sei modelli elaborati per il topo selvatico e in Appendice H3 tutti i modelli testati. Soltanto il primo modello ha evidenziato un valore di ΔAIC inferiore a 2, pertanto non è stato necessario elaborare il modello medio.

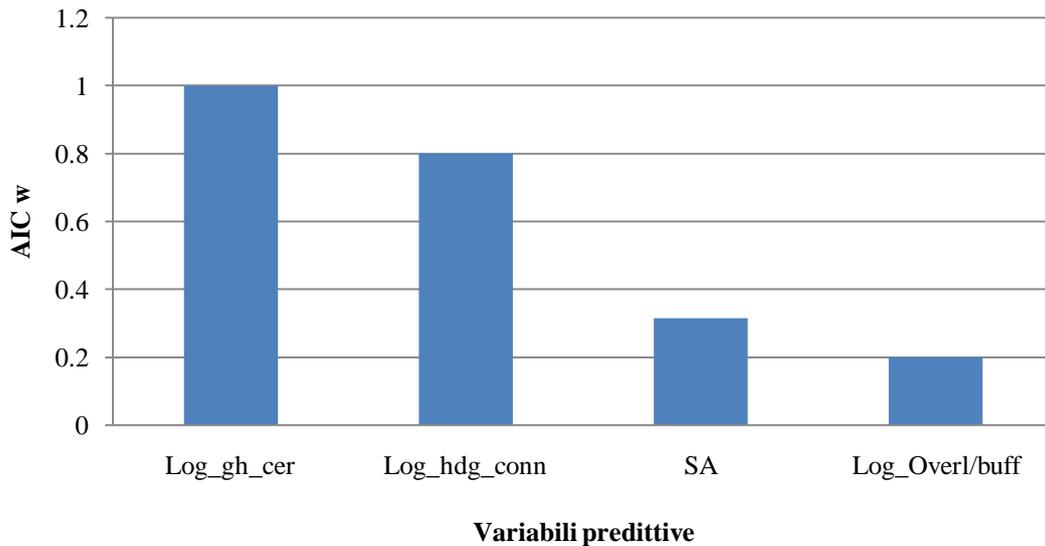


Fig. 53. *A. flavicollis*. Contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio. Variabili predittive: log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; log_hdg_conn = numero di siepi che connettono ad altri patch; SA = disponibilità di specie arbustive; log_ov/buff = area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer stesso, che nel caso degli *Apodemus* è di 500 m.

Il modello migliore mostra una relazione di dipendenza negativa tra la quantità di ghiande di cerro prodotte nei frammenti (Log_gh_cer) ($\beta = -1,868$; se = 1,007), la quantità di superficie boscata all'interno del buffer di 500 m rispetto all'estensione del buffer stesso (Log_ov/buff) ($\beta = -3,423$; se = 3,185) e la disponibilità di specie arbustive (SA) ($\beta = -2,726$; se = 1,333). Il valore di R^2 (0,548) indica una buona affidabilità del modello, tuttavia gli elevati errori standard relativi ai coefficienti di stima delle variabili predittive evidenziano una elevata variabilità dei dati.

***Myodes glareolus*.** Anche in questo caso solo il primo modello presenta un valore entro i $2 \cdot \Delta AIC$, gli altri modelli superano abbondantemente questo limite (Tab. 26 e Appendice H4).

Nel migliore modello elaborato, le variabili correlate con i valori di densità raccolti per la specie sono: l'abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie (AS) che mostra una relazione di tipo positivo ($\beta = 8,194$; se = 0,975), la quantità di superficie boscata all'interno del buffer di 252 m rispetto all'estensione del buffer stesso (Log_ov/buff), correlata negativamente ($\beta = -5,862$; se = 3,931) e il numero di frammenti connessi al frammento focale (Log_pch_conn) che presenta una relazione di dipendenza negativa ($\beta = -30,164$; se = 7,983).

L'elevato valore di R^2 del primo modello (0,843) indica una buona affidabilità del modello stesso.

Tabella 25. I primi sei modelli di regressione condotti sui valori di densità media totale del topo selvatico, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H3. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC *weight* (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke. Variabili: hdg_conn: numero di siepi che connettono ad altri patch; ov/buff: area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer stesso, che nel caso degli *Apodemus* è di 500 m; gh_cer: produzione di ghiande di cerro nel patch; SA: componente che indica la disponibilità di specie arbustive; hdg_tot: numero di siepi che si dipartono dal frammento; dens_af: densità media totale di *A. flavicollis*; GLC: componente che descrive il grado di copertura a livello del suolo (erba + lettiera + suolo nudo); PM: componente che indica il grado di maturità del bosco. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2*\Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_gh_cer+ov/buff+SA	29	224,659	4	35,785	0,7757	0	0,548
Log_gh_cer+ ov/buff +GLC	29	282,199	4	38,657	0,1845	2,872	0,432
Log_hdg_conn+log_gh_cer	29	471,993	3	43,135	0,0197	7,350	0,199
Log_hdg_conn+log_gh_cer+PM	29	463,274	4	44,900	0,0081	9,115	0,214
Log_hdg_conn+log_gh_cer+dens_af	29	471,071	4	45,110	0,0073	9,325	0,201
Log_hdg_tot+log_gh_cer	29	645,493	3	47,068	0,0028	11,283	0,141

Tabella 26. I primi sei modelli di regressione condotti sui valori di densità media totale dell'arvicola rossastra, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H4. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC *weight* (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke. Variabili: hdg_conn: numero di siepi che connettono ad altri patch; ov/buff: area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer stesso, che per questa specie è di 252 m; gh_rov: produzione di ghiande di roverella nel patch; AS: abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; PM: componente che indica il grado di maturità del bosco. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2*\Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
AS+log_ov/buff+log_pch_conn	29	1201,006	4	56,897	0,794	0	0,843
Log_pch_conn+PM+AS	29	1719,316	4	61,416	0,083	4,519	0,827
Log_pch_conn+AS	29	2132,189	3	62,126	0,058	5,229	0,786
Log_hdg_conn+log_gh_rov+AS	29	1947,143	4	62,983	0,038	6,086	0,633
AS+log_hdg_conn	29	2725,878	3	65,220	0,012	8,323	0,726
AS+log_ov/buff	29	3073,977	3	66,734	0,006	9,837	0,612

4.7.2 Influenza sulla fecondità media totale

Nel tentativo di individuare le possibili cause che influenzano gli indici di fecondità media totale delle quattro specie *target*, sono state eseguite delle analisi di regressione lineare, limitando il numero di casi ai soli frammenti nei quali è stato possibile raccogliere dati sulle nascite. Le variabili esplicative utilizzate sono le stesse considerate per le analisi di regressione lineare sui valori di

densità media totale.

Per fecondità media totale si intende il numero medio di piccoli per femmina riscontrato nei frammenti campionati durante il periodo di studio.

Muscardinus avellanarius. I dati di fecondità per questa specie sono relativi a 12 frammenti su 30, pari al 40% dei siti campionati.

Tra i modelli elaborati (Appendice H5), tre di questi hanno mostrato valori di ΔAIC inferiori a 2 (Tab. 27). Pertanto, come già ampiamente descritto, si è proceduto all'elaborazione del *Model Averaging* Tab. 28 e Fig. 54).

Tabella 27. I primi sei modelli di regressione lineare multipla condotti sui valori di fecondità media totale del moscardino, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H5. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC *weight* (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke, Resc w_i = Peso relativo calcolato tenendo conto solo dei migliori modelli. Variabili: pch_conn: numero di frammenti connessi; AS: abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; dens: densità media totale della specie nel periodo di studio; AAF_ago/nov: abbondanza delle specie arbustive che fruttificano tra agosto e novembre; RA: componente che descrive la disponibilità di risorse; SS_0.5-4m: struttura arbustiva tra 0.5 e 4 m. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 * \Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2	Resc w_i
Log_AAF_ago/nov	12	7.510	2	3.558	0.352	0	0.592	0.558
Log_AS	12	10.653	2	5.379	0.142	1.822	0.422	0.224
Log_AAF_ago/nov+dens	12	7.335	3	5.435	0.138	1.877	0.602	0.218
SS_0.5-4m	12	12.128	2	6.055	0.101	2.498	0.342	-
RA	12	14.340	2	6.928	0.065	3.371	0.222	-
Log_pch_conn+dens	12	10.463	3	7.286	0.055	3.728	0.432	-

Tabella 28. *M. avellanarius*. Modello medio in cui sono riportati la stima di ciascun parametro (β), il relativo errore standard (se) e il peso relativo posseduto da ciascun parametro (w_i). Parametri: log_AAF_ago/nov = abbondanza delle specie arbustive che fruttificano tra agosto e novembre; log_AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; dens = densità media totale della specie.

Modello medio			
Parametri	β	se	w_i
costante	5,902350	0,600543	1
Log_AAF_ago/nov	-3,456584	0,915835	0,775764
Log_AS	-1,813000	0,671	0,224236
Dens	-0,318000	0,687	0,218138

La variabile predittiva Log_AAF_ago/nov (abbondanza di specie arbustive che fruttificano tra

agosto e novembre), presente nel 1° e nel 3° modello, è risultata quella con il maggiore peso relativo nella determinazione del modello medio, seguita dalle variabili Log_AS (abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione) e Dens (densità media totale della specie) presenti rispettivamente nel 2° e nel 3° modello. Tutte e tre le variabili predittive evidenziano un'arelazione negativa con la variabile dipendente. I valori di R^2 dei primi tre modelli indicano una buona idoneità degli stessi.

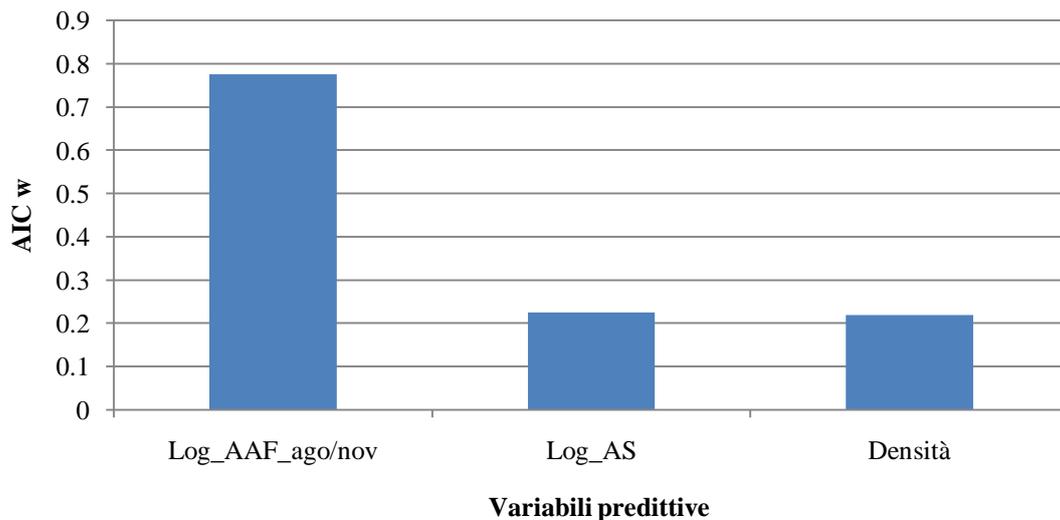


Fig. 54. *M. avellanarius*. Contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio. Variabili predittive: log_AAF_ago/nov = abbondanza delle specie arbustive che fruttificano tra agosto e novembre; log_AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; dens = densità media totale della specie.

***Apodemus flavicollis*.** Le analisi di regressione lineare sono state svolte sui dati di fecondità riguardanti 18 frammenti su 29, che rappresenta il 62% del totale dei siti campionati.

I primi cinque modelli, tra quelli complessivamente elaborati, rilevano valori di ΔAIC inferiori a 2 (Tab. 29 e Appendice H6) e le variabili predittive in essi coinvolte sono: Log_gh_rov (produzione di ghiande di roverella) presente in quattro modelli su cinque, SA (componente che esplicita la disponibilità di specie arbustive) inclusa nel 1° modello, Dens (densità media totale della specie) presente nel 3° modello, AS (abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie) inclusa nel 4° modello e Log_gh_cer (produzione di ghiande di cerro) presente nel 5° modello.

Per evidenziare il contributo di ogni singola variabile predittiva, si è proceduto alla definizione del modello medio.

Tabella 29. I primi sei modelli di regressione lineare multipla condotti sui valori di fecondità media totale del topo selvatico collo giallo, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H6. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = *AIC weight* (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke, $Resc w_i$ = Peso relativo calcolato tenendo conto solo dei migliori modelli. Variabili: AS: abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; gh_rov: produzione di ghiande di roverella nel patch; gh_cer: produzione di ghiande di cerro nel patch; SA: componente che indica la disponibilità di specie arbustive; dens: densità media totale della specie; GLC: componente che descrive il grado di copertura a livello del suolo (erba + lettiera + suolo nudo). Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 \cdot \Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2	Resc w_i
Log_gh_rov+SA	18	16,176	2	5,165	0,139	0	0,016	0,296
Log_gh_rov	18	16,177	2	5,165	0,139	0,0004	0,016	0,296
Dens+log_gh_rov	18	14,690	3	6,411	0,075	1,247	0,107	0,159
Log_gh_rov+AS	18	15,170	3	6,663	0,066	1,498	0,077	0,140
Log_gh_cer	18	20,811	2	7,134	0,052	1,970	0,029	0,110
GLC	18	21,061	2	7,228	0,050	2,063	0,038	0,296

Come rappresentato in Tabella 30 e in Figura 55, la quantità di ghiande di roverella prodotte (Log_gh_rov) è la variabile che incide maggiormente sulla fecondità media della specie, seguita dalla disponibilità di specie arbustive (SA). Le altre variabili mostrano un peso relativamente basso, oscillando tra 0,158 della densità media totale della specie (Dens) e 0,110 della quantità di ghiande di cerro prodotte (Log_gh_cer). Nel modello medio, tutte le variabili predittive presentano una relazione di dipendenza negativa con la fecondità media totale del roditore. Va evidenziato che gli elevati errori standard dei coefficienti di stima delle variabili predittive, unitamente ai bassi valori di R^2 dei modelli migliori, rendono poco significative le variabili testate e avallano l'ipotesi che esse possano essere marginali nel determinare i processi riproduttivi della specie.

Tabella 30. *A. flavicollis*. Modello medio in cui sono riportati la stima di ciascun parametro (β), il relativo errore standard (se) e il peso relativo posseduto da ciascun parametro (w_i). Parametri: log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive; dens = densità media totale della specie; AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie.

Modello medio			
Parametri	β	se	w_i
costante	4,615436	0,589223	1
Log_gh_rov	-0,179431	0,444462	0,889566
SA	-0,007000	0,363	0,295662
Densità	-0,026000	0,025	0,158517
AS	-0,197000	0,23	0,139796
Log_gh_cer	-0,217000	0,328	0,110434

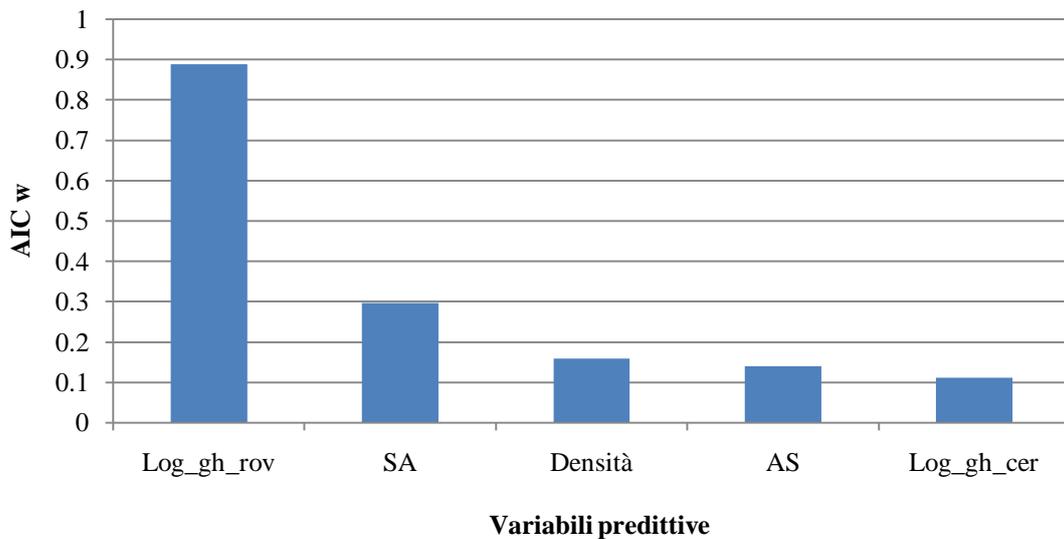


Fig. 55. *A. flavicollis*. Contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio. Variabili predittive: log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive; dens = densità media totale della specie; AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie.

***Apodemus sylvaticus*.** Per questa specie, i dati di fecondità provengono da 15 frammenti su un totale di 29, pari a circa il 51%.

Tra i vari modelli elaborati (Appendice H7), cinque rientrano nel limite di $2 \cdot \Delta AIC$ (Tab. 31). La variabile predittiva Dominanza di specie quercine (OD) è presente in quattro modelli su cinque (1°, 2°, 3° e 5°) e mostra una relazione positiva con i valori di fecondità media totale ($\beta = 0,428$; se = 0,175). La variabile predittiva che esprime la produzione di ghiande di roverella (Log_gh_rov), inclusa nel 2° modello, presenta anch'essa una relazione positiva con la fecondità media totale ($\beta = 0,2$; se = 0,19). Anche le variabili predittive abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie (AS) e la disponibilità di specie arbustive (SA), presenti rispettivamente nel 3° e nel 5° modello, sono positivamente correlate alla fecondità media totale ($\beta = 0,086$; se = 0,065) ($\beta = 0,148$; se = 0,169). La variabile densità media totale di *A. flavicollis* (dens_af), inclusa nel 4° modello, mostra, al contrario, una relazione negativa con la variabile dipendente ($\beta = -0,19$; se = 0,012).

Con la tecnica del *Model Averaging* (Tab. 32 e Fig. 56) è stato possibile evidenziare come la fecondità media totale sia principalmente condizionata dalla dominanza di specie quercine (OD), e in maniera considerevolmente inferiore da tutte le altre variabili predittive considerate. L'apporto minoritario di queste variabili è altresì condizionato da errori standard spesso molto elevati, se non addirittura superiori a quelli del beta stesso. Infine, l'affidabilità dei modelli migliori non sembra

particolarmente elevata, con valori di R^2 che oscillano da 0,436 del 2° modello a 0,158 del 4° modello.

Tabella 31. I primi sei modelli di regressione lineare multipla condotti sui valori di fecondità media totale del topo selvatico, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H7. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC weight (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke, Resc w_i = Peso relativo calcolato tenendo conto solo dei migliori modelli. Variabili: OD: componente che indica la dominanza di specie quercine; gh_rov: produzione di ghiande di roverella nel patch; AS: abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; gh_cer: produzione di ghiande di cerro nel patch; SA: componente che indica la disponibilità di specie arbustive; dens_af: densità media totale di *A. flavicollis*; pch_ha: area del frammento. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 * \Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2	Resc w_i
OD	15	4,752	2	-1,488	0,226	0	0,290	0,290
OD+log_gh_rov	15	3,679	3	-1,155	0,192	0,333	0,436	0,246
OD+AS	15	4,137	3	-0,391	0,131	1,097	0,382	0,168
Dens_af	15	5,639	2	-0,373	0,130	1,115	0,158	0,166
OD+SA	15	4,466	3	0,107	0,102	1,596	0,333	0,131
Log_pch_ha	15	6,602	2	0,654	0,078	2,142	0,014	0,290

Tabella 32. *A. sylvaticus*. Modello medio in cui sono riportati la stima di ciascun parametro (β), il relativo errore standard (se) e il peso relativo posseduto da ciascun parametro (w_i). Parametri: OD = componente che indica la dominanza di specie quercine; log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; dens_af = densità media totale di *A. flavicollis*; SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive.

Modello medio			
Parametri	β	se	w_i
costante	4,462848	0,256079	1
OD	0,428107	0,175538	0,833886
Log_gh_rov	0,200000	0,190000	0,245603
AS	0,086000	0,065000	0,167595
Dens_af	-0,190000	0,012000	0,166114
SA	0,148000	0,169000	0,130621

***Myodes glareolus*.** Nel caso dell'arvicola rossastra, le analisi di regressione lineare sono state condotte sui dati di fecondità relativi a soli 8 frammenti su 29, pari a circa il 27% del totale dei siti campionati. I primi sei modelli tra quelli elaborati, hanno restituito valori di ΔAIC inferiori a 2 (Tab. 33 e Appendice H8).

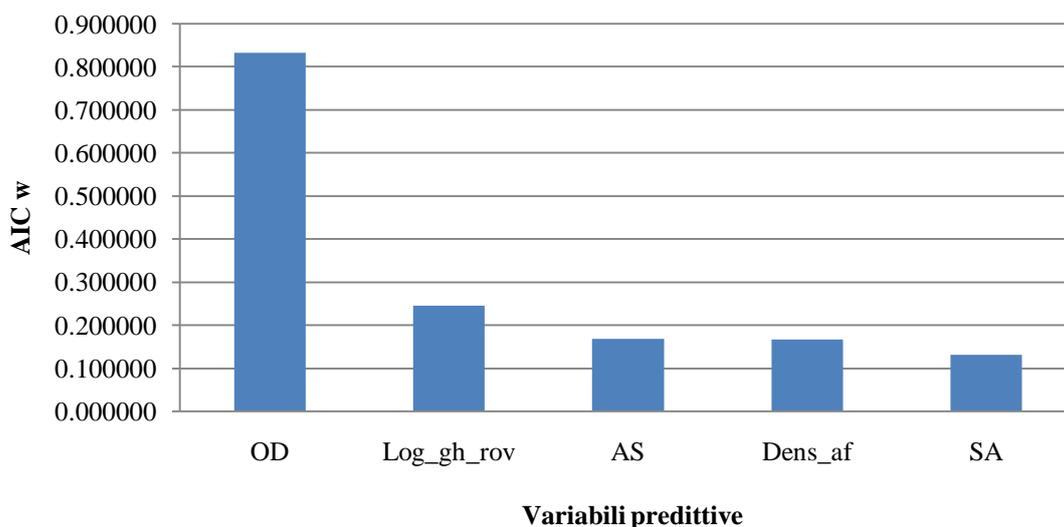


Fig. 56. *A. sylvaticus*. Contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio. Variabili predittive: OD = componente che indica la dominanza di specie quercine; log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; AS = abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie; dens = densità media totale di *A. flavicollis*; SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive.

La variabile predittiva che considera la disponibilità di specie arbustive (SA) è presente in cinque modelli su 6 (2°, 3°, 4°, 5° e 6°) ed evidenzia una relazione positiva con la fecondità media totale ($\beta = -0,766$; se = 0,261). La variabile produzione di ghiande di roverella (log_gh_rov), inclusa in due modelli (1° e 2°), mostra una correlazione negativa con la fecondità media totale ($\beta = 0,407$; se = 0,304). Anche la variabile esplicativa della densità media totale di *A. flavicollis* (dens_af), presente nel 1° e nel 6° modello, evidenzia una relazione negativa con la fecondità media totale ($\beta = -0,044$; se = 0,018).

Tabella 33. I primi sette modelli di regressione lineare multipla condotti sui valori di fecondità media totale dell'arvicola rossastra, gerarchicamente classificati in funzione dei valori di ΔAIC . La lista completa dei modelli è riportata in Appendice H8. N = Dimensione del campione, RSS = *Residual Sum of Squares*, p = N° di parametri nel modello, w_i = AIC weight (peso relativo di ciascun modello), R^2 = *Goodness of fit* misurata secondo l'indice di Nagelkerke, Resc w_i = Peso relativo calcolato tenendo conto solo dei migliori modelli. Variabili: gh_rov: produzione di ghiande di roverella nel patch; gh_cer: produzione di ghiande di cerro nel patch; SA: componente che indica la disponibilità di specie arbustive; dens_af: densità media totale di *A. flavicollis*; dens_as: densità media totale di *A. sylvaticus*; dens_mg: densità media totale di *M. glareolus*. Alcune variabili sono state standardizzate in logaritmo in base 10 prima di essere modellizzate. In grigio chiaro sono evidenziati i modelli entro i $2 \cdot \Delta AIC$.

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2	Resc w_i
Dens_af+log_gh_rov	10	0,99	3	-2,044	0,175	0	0,768	0,264
SA	10	1,826	2	-1,385	0,126	0,659	0,615	0,190
Log_gh_cer+SA	10	1,253	3	-1,020	0,105	1,023	0,728	0,158
Log_gh_rov+SA	10	1,324	3	-0,781	0,093	1,263	0,690	0,140
SA+dens_as	10	1,342	3	-0,722	0,090	1,321	0,717	0,136
SA+dens_af	10	1,467	3	-0,336	0,074	1,708	0,691	0,112
Dens_mg+log_gh_rov	10	1,629	3	0,119	0,059	2,163	0,618	-

La variabile predittiva che valuta la produzione di ghiande di cerro (\log_gh_cer), inclusa nel 3° modello, risulta positivamente correlata con la fecondità media totale ($\beta = 0,321$; $se = 0,416$). Infine, la densità media totale di *A. sylvaticus*, presente nel 5° modello, mostra una relazione positiva con i valori di fecondità dell'arvicolarossastra ($\beta = 0,018$; $se = 0,013$).

Tabella 34. *M. glareolus*. Modello medio in cui sono riportati la stima di ciascun parametro (β), il relativo errore standard (se) e il peso relativo posseduto da ciascun parametro (w_i). Parametri: SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive; \log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; $dens_af$ = densità media totale di *A. flavicollis*; \log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; $dens_as$ = densità media totale di *A. sylvaticus*.

Modello medio			
Parametri	β	se	w_i
costante	4,117986	0,467706	1
SA	0,766838	0,261811	0,736366
Log_gh_rov	-0,407096	0,304556	0,403865
Dens_af	-0,044355	0,018507	0,375868
Log_gh_cer	0,321000	0,416	0,158061
Dens_as	0,018000	0,013	0,136180

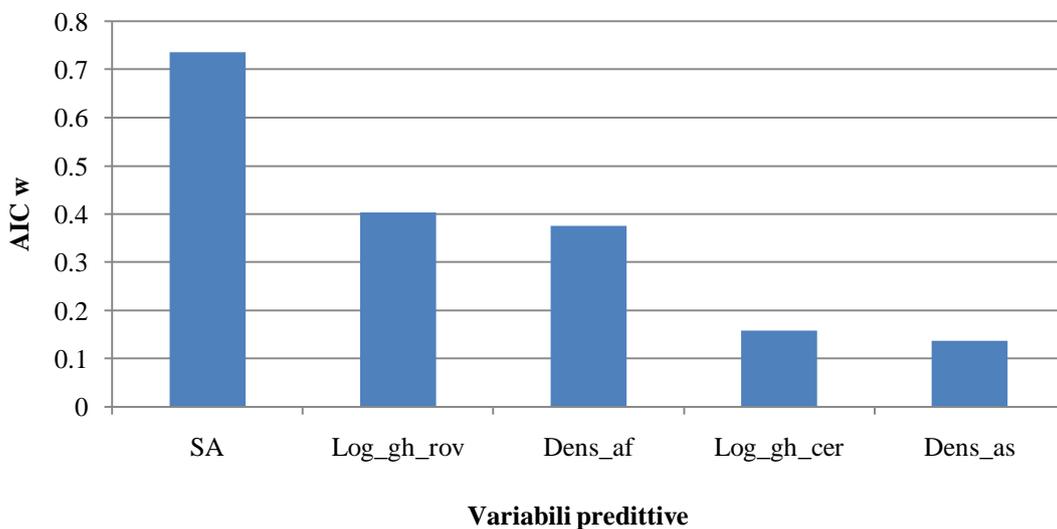


Fig. 57. *M. glareolus*. Contributo che ciascuna variabile predittiva apporta nella definizione del modello medio. Variabili predittive: SA = componente che indica la disponibilità di specie arbustive; \log_gh_rov = produzione di ghiande di roverella nel patch; $dens_af$ = densità media totale di *A. flavicollis*; \log_gh_cer = produzione di ghiande di cerro nel patch; $dens_as$ = densità media totale di *A. sylvaticus*.

Il contributo di ciascuna variabile è stato ottenuto elaborando il modello medio (Tab. 34 e Fig. 57), il quale evidenzia che la disponibilità di arbusti influenza maggiormente la fecondità della

specie, seguita dalla produzione di ghiande di roverella (\log_gh_rov) e dalla densità media totale di *A. flavicollis* ($dens_af$). Il contributo al modello medio delle variabili produzione di ghiande di cerro (\log_gh_cer) e densità media totale di *A. sylvaticus* ($dens_as$) è basso e i relativi errori standard suggeriscono un ruolo marginale per queste variabili.

Gli elevati valori di R^2 dei primi sei modelli indicano la loro affidabilità nello spiegare i dati osservati.

4.8 Potere Calorifico Superiore delle ghiande

Uno degli obiettivi del progetto generale di studio è quello di analizzare l'uso dell'habitat e la scelta delle risorse trofiche in paesaggi frammentati da parte delle quattro specie di Roditori considerate. Per fare ciò, abbiamo iniziato analizzando il Potere Calorifico Superiore della maggiore risorsa trofica, in termini quantitativi, presente nei paesaggi da noi campionati: le ghiande. Ulteriori informazioni sul protocollo utilizzato per la stima del PCS sono riportate nel paragrafo 3.2.5.

Attraverso il Test t di Student per campioni indipendenti, considerando il coefficiente di correlazione statisticamente significativo con $p < 0,05$, sono state analizzate le seguenti ipotesi:

- differenza tra il PCS di ghiande con epicarpo e senza;
- differenza del PCS tra specie quercine indipendentemente dalla provenienza;
- variazione del PCS del cerro a seconda del paesaggio di provenienza.

La differenza del PCS relativo a ghiande di roverella a seconda del paesaggio di provenienza non è stata testata a causa dell'esiguo numero di campioni ($N = 1$) provenienti dal paesaggio senese. I valori medi di PCS e le principali parametri statistici sono riassunti nella Tabella 35.

Per quanto riguarda la prima ipotesi, dalle analisi condotte risulta una differenza statisticamente significativa tra il PCS di ghiande con epicarpo e senza ($t = -2,499$, $df = 41$, $N = 43$, $p = 0,017$). Il PCS medio delle ghiande private dell'epicarpo (3980,742 cal/g) è significativamente superiore a quello delle ghiande con l'epicarpo (3920,171 cal/g), indipendentemente dalla specie e dal paesaggio di provenienza (Fig. 58).

Anche nella seconda ipotesi considerata, è stata evidenziata una differenza statisticamente significativa ($t = 3,176$, $df = 41$, $N = 43$, $p = 0,003$): il contenuto calorico delle ghiande di cerro (3966,621 cal/g) è risultato significativamente superiore rispetto a quello di ghiande di roverella (3899,753 cal/g) (Fig. 59). Questo dato contrasta con quanto riportato da Rima *et al.* (in preparazione), i quali hanno riscontrato valori di PCS superiori nella roverella (15,57 KJ/g) piuttosto che nel cerro (6,87 KJ/g), analizzando ghiande provenienti dalla Calabria.

Tabella 35. Valori medi di PCS riscontrati a seconda delle ipotesi testate e relativi indici statistici.

Parametri	Media	Dv. Stand.	Err. Stand.	N
PCS con buccia (cal/g)	3920,171	± 62,188	11,169	31
PCS senza buccia (cal/g)	3980,742	± 91,664	26,461	12
PCS cerro (cal/g)	3966,621	± 74,989	15,307	24
PCS roverella (cal/g)	3899,753	± 59,364	13,619	19
PCS cerro SI (cal/g)	3972,778	± 53,977	17,069	10
PCS cerro VT (cal/g)	3926,256	± 78,532	13,671	33

Infine, in riferimento alla terza ipotesi, le ghiande di cerro provenienti dal paesaggio di Siena hanno mostrato un maggiore contenuto calorico (397,778 cal/g) nei confronti di quelle raccolte nel Viterbese (3926,256 cal/g), ma tale differenza non è risultata statisticamente significativa ($t = 0,395$, $df = 22$, $N = 24$, $p = 0,697$) (Fig. 60).

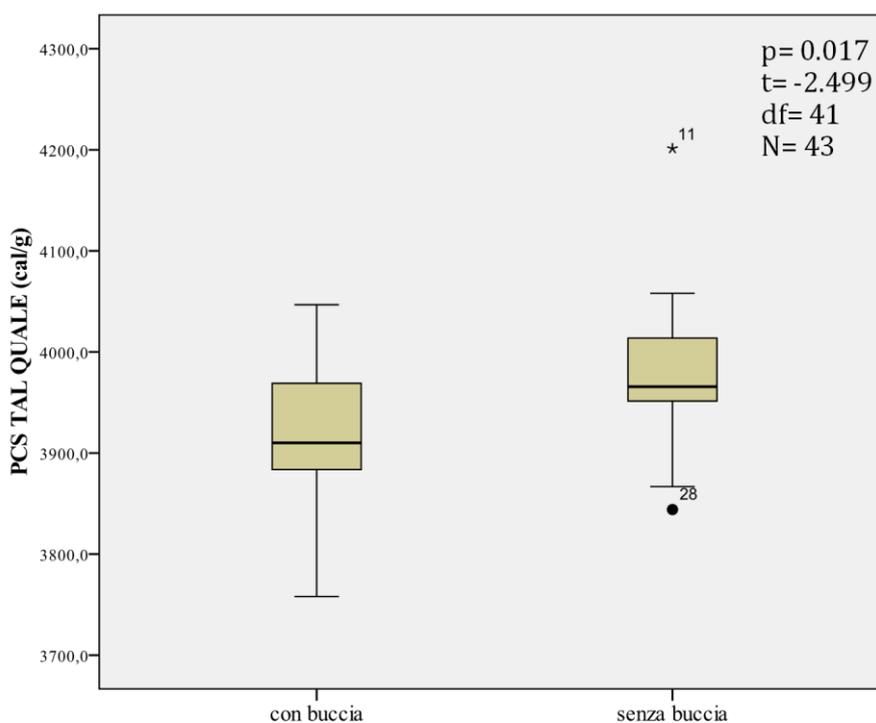


Fig. 58. Confronto tra i valori medi di PCS in ghiande con buccia e senza buccia. L'analisi T test a campioni indipendenti ha messo in evidenza una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$).

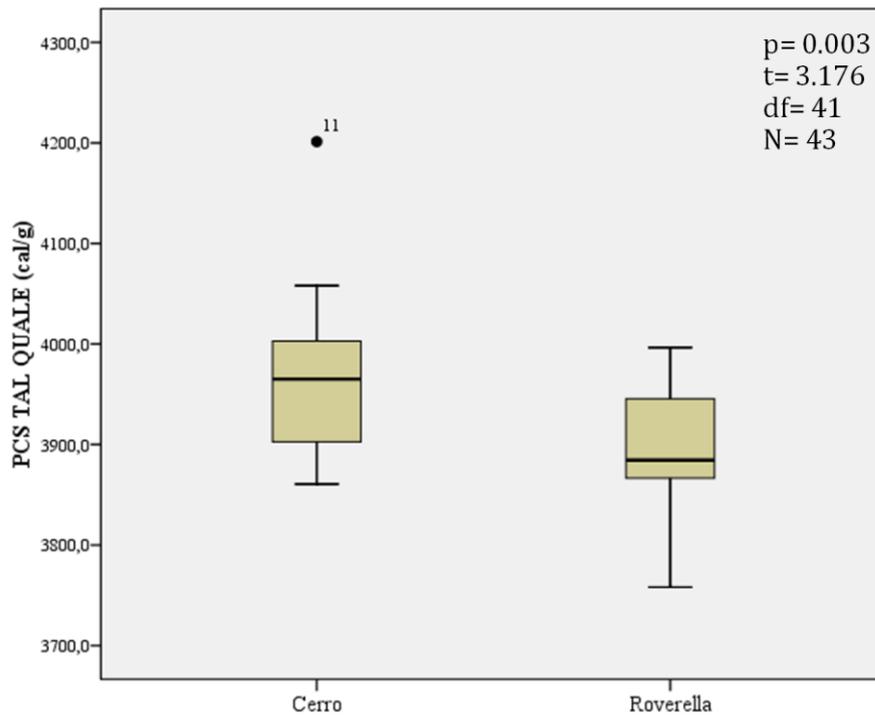


Fig. 59. Confronto tra i valori medi di PCS riscontrati nelle ghiande di cerro e di roverella. L'analisi T test a campioni indipendenti ha messo in evidenza una differenza statisticamente significativa tra le fecondità medie dei due paesaggi ($p < 0,01$).

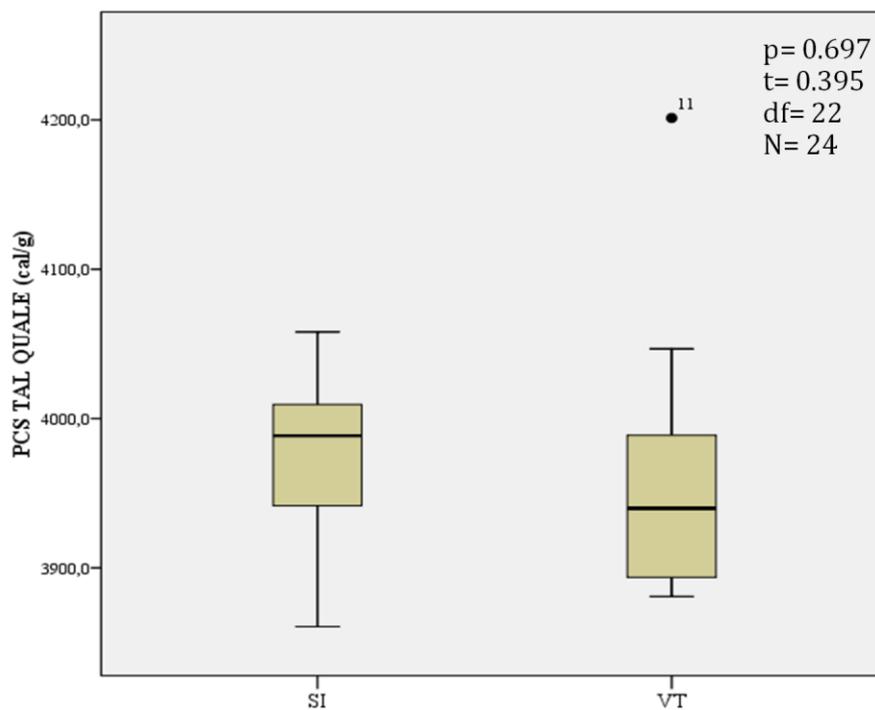


Fig. 60. Confronto tra i valori medi di PCS di ghiande di cerro riscontrati nei paesaggi di Siena (SI) e di Viterbo (VT). L'analisi T test a campioni indipendenti ha messo in evidenza una differenza statisticamente non significativa ($p > 0,05$).

5. Discussione

5.1 Interpretazione dei risultati

I risultati ottenuti forniscono molte informazioni riguardo agli aspetti demografici delle specie studiate e alle loro dinamiche di colonizzazione/estinzione in paesaggi frammentati. 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 nostri risultati con i dati relativi a studi condotti in paesaggi frammentati e non.

5.1.1 Demografia

Muscardinus avellanarius. L'andamento delle catture del moscardino nel periodo di studio ha evidenziato una stagionalità della specie. L'occupazione delle cassette nido è stata continua durante il corso dell'anno, facendo registrare due picchi, uno primaverile (maggio) e uno autunnale (novembre), e due minimi, uno invernale (gennaio-marzo) e uno estivo (luglio-agosto). Durante il periodo invernale, la totalità degli individui osservati nelle cassette nido erano in fase letargica, dimostrando quanto già descritto da diversi autori (Sarà *et al.*, 2001; Sorace *et al.* 1998, 1999; Panchetti *et al.*, 2004), ossia che la specie, nell'area mediterranea, utilizza le cassette nido come sito di ibernazione. In merito all'assenza di catture o di nuovi nidi nel periodo estivo delineata da alcuni autori in studi condotti su popolazioni del centro e del sud Italia (Sarà *et al.*, 2001; Panchetti *et al.*, 2004), pur riscontrando una diminuzione delle catture, non abbiamo registrato un'assenza totale di occupazione delle cassette nido da parte della specie.

Rispetto alle tipologie di gestione forestale, il maggior numero di catture è avvenuto nei Boschi di neoformazione, a seguire il Ceduo invecchiato, l'Alto fusto e il Ceduo giovane. Per Boschi di neoformazione si intendono ex coltivi, aree di ricolonizzazione della vegetazione, arbusteti, cedui matricinati non ancora maturi, nei quali la componente arbustiva è predominante rispetto a quella arborea. Questa tipologia, dal punto di vista fisico, strutturale, botanico e trofico costituisce un habitat di elevata qualità per il moscardino. In Moldavia, la più alta densità di *M. avellanarius* è stata riscontrata in radure colonizzate da specie arbustive di 5-12 anni di età (Lozan, 1970), mentre studi condotti in Italia centrale hanno evidenziato una maggiore presenza della specie nei boschi gestiti a taglio ceduo anziché ad alto fusto, con interventi a rotazione su piccole porzioni piuttosto che sull'intera superficie boscata (Capizzi *et al.*, 2002).

Le densità maggiori, tra quelle misurate per questa specie, sono relative al paesaggio del

Lamone: nelle griglie LM1 e LM7 sono stati raggiunti rispettivamente valori di 4,6 e 4,4 ind/ha. Questi valori sono in linea con i dati presenti in letteratura: Bright *et al.* (2006) parlano 3-5 adulti/ha in Inghilterra, Likhachev (1954) di 3,5 ind/ha nella regione di Mosca, per l'Italia Sorace *et al.* (1999) riportano un range di variazione tra 0,5 e 4 adulti/ha e Sarà *et al.* (2001) indicano densità più elevate, comprese tra i 4,6 e gli 8,2 adulti/ha. Tuttavia, le densità medie registrate nei tre paesaggi durante il periodo di studio sono decisamente minori rispetto a quelle raccolte per la specie in altre zone dell'areale: i valori medi sono rispettivamente di 0,3 ind/ha al Lamone, 0,2 ind/ha a Viterbo e 0,02 ind/ha a Fara Sabina. Le stime riportate sono però difficilmente paragonabili in quanto influenzate dal metodo di campionamento utilizzato, dall'estensione, in alcuni casi, relativamente contenuta delle aree campionate, dal fatto che l'ambiente campionato rappresenti o meno un habitat ottimale per la specie e dalle metodologie utilizzate per il calcolo della densità, come ad esempio l'inclusione o meno del *boundary strip* nel calcolo della densità (Juškaitis, 2008).

Appare interessante come la densità media nei tre paesaggi, seppur con differenze in termini assoluti, abbia avuto un andamento quasi identico nell'arco dell'intero periodo di studio (vedi Fig. 24 a pagina 111) con le fasi di massimo e di minimo che coincidono spesso, soprattutto tra il Lamone e Viterbo. Ciò potrebbe essere un effetto diretto del ciclo riproduttivo della specie, infatti i picchi di densità sono in genere concentrati a maggio, a luglio e a novembre come probabile conseguenza delle nascite, a cui fanno seguito cali più o meno repentini, forse dovuti alla mortalità dei giovani in dispersione. Iannarilli (2012), nel suo lavoro connesso al progetto generale del presente studio, indica come cause dei picchi di densità registrati nei mesi di luglio 2011 e 2012 l'intensa attività riproduttiva dei mesi primaverili precedenti, durante i quali la percentuale degli adulti sul totale degli individui raggiunge in entrambi i casi valori molto bassi, dimostrando che gran parte degli individui catturati appartenevano alla classe dei giovani e dei subadulti.

Come era prevedibile, le densità raggiunte dal moscardino sono estremamente basse se paragonate a quelle delle altre tre specie esaminate; il moscardino, infatti, a differenza delle altre, è una specie a strategia K, caratterizzata da densità di popolazione molto basse e basso potenziale riproduttivo. Queste peculiarità possono risultare ottime in condizioni ecologiche stabili e in aree con ampie estensioni di habitat idoneo, ma non permettono risposte flessibili ai rapidi cambiamenti tipici degli ambienti frammentati (Bright e Morris, 1996).

L'andamento del tasso di accrescimento durante il periodo di studio ha mostrato elevate oscillazioni, ma nel complesso nei paesaggi del Lamone e di Viterbo il trend ha mostrato un lieve decremento delle popolazioni di moscardino. Nel Viterbese il tasso di accrescimento medio di tutte le sessioni è superiore a 1 soltanto nel frammento VT7 (vedi Fig. 37 a pagina 123): ciò significa che solo in questo frammento ogni generazione è in grado di rimpiazzare se stessa e garantire una

permanenza a lungo termine della popolazione. In Sabina il basso numero di catture non ha consentito di calcolare l'indice di accrescimento.

I dati di fecondità media riscontrati al Lamone e a Viterbo (in Sabina non sono state rinvenute femmine con prole), rispettivamente di 4,75 e 3,75 piccoli/femmina, sono in linea con i valori presenti in letteratura. Juškaitis (2008), infatti, citando diversi lavori sul moscardino svolti in differenti aree del suo areale, riporta dati di nidiate medie che oscillano da 2,9 a 5,76. Tuttavia, da un confronto con studi condotti in Italia centrale (Panchetti e Carpaneto, 2005) e in Sicilia (Sarà *et al.*, 2001) che riportano valori rispettivamente di 4,72 e 4,2 piccoli/femmina, solo il Lamone mostra dati paragonabili. Il numero massimo di piccoli per nidiate da noi osservato è di 8, riscontrato in tre diverse occasioni al Lamone (griglie LM1, LM2 e LM7), quello minimo è di 1, rilevato anche in questo caso al Lamone in una sola circostanza (LM9). A Viterbo, questo dato oscilla da 2 (in 8 circostanze nei frammenti VT1, VT3, VT7 e VT9) a 7 (1 solo caso nel frammento VT7).

Dai dati in nostro possesso, le nascite si sono concentrate in tre periodi principali: primavera, tarda estate e autunno; tuttavia hanno mostrato una distribuzione diversa nei due paesaggi: primaverile-tardo estiva al Lamone e autunnale a Viterbo. In entrambi i paesaggi, il 2010 è stato l'anno che ha fatto registrare i valori più elevati di fecondità media, il 2012 i valori medi più bassi; quest'ultimo dato è in parte dovuto al periodo più breve di riferimento determinato dalla conclusione del presente studio ad agosto 2012. Le analisi statistiche condotte non mostrano però differenze significative tra i valori medi di fecondità riscontrati nei tre anni di campionamento in nessuno dei due paesaggi.

Apodemus flavicollis. La presenza di questa specie è stata rilevata in tutti i frammenti campionati. Il numero di catture a seconda della tipologia di gestione forestale, non ha mostrato una netta preferenza della specie, tuttavia è risultato predominante nei cedui giovani (utilizzati da meno di 10 anni) rispetto ai cedui maturi e all'alto fusto. Ciò sembrerebbe collidere con quanto affermato da alcuni autori, secondo i quali la specie predilige i boschi maturi, evitando quelli molto giovani o gli stadi di crescita precoci dei cedui (Montgomery, 1985; Capizzi e Luiselli, 1996; Marsh *et al.*, 2001). L'andamento delle catture nel tempo ha evidenziato un calo durante le sessioni estive e autunnali del 2011 e un continuo e costante aumento a partire dalla sessione invernale di febbraio 2012 fino al picco di quella estiva di agosto 2012. Come è ovvio, i dati sulle catture riflettono direttamente quelli di densità.

Contrariamente a quanto riportato da Corbet e Harris (1996), il topo selvatico collo giallo non presenta nella nostra area di studio densità massime in autunno, ma in estate. Questo dato sembra più plausibile con quanto indicato da Capizzi e Luiselli (1996), secondo i quali, nelle aree mediterranee, i picchi massimi sono raggiunti in primavera, o con i valori relativi a studi condotti in

Europa centro-settentrionale, dove le maggiori densità si registrano nel periodo estivo-autunnale (Jensen, 1982; Pucek *et al.*, 1993). In uno studio pluriennale condotto sul massiccio della Maiella, Amori *et al.*, 2006 indicano il mese di agosto, più raramente in settembre, il periodo in cui sono stati raggiunti i massimi valori di densità.

La densità media, tra il 2011 e il 2012, ha subito un forte incremento, sia in termini di valori annui che di confronto tra sessioni avvenute negli stessi periodi dei due anni di studio (aprile, giugno e agosto). Questa crescita demografica è probabilmente dovuta ad una abbondante produzione di ghiande nel periodo autunnale. Le fluttuazioni di abbondanza della specie sono influenzate dalla disponibilità delle risorse alimentari, soprattutto dalla produzione autunnale di semi delle specie arboree forestali (Pucek *et al.*, 1993; Stenseth *et al.*, 2002). Le densità di popolazione riscontrate in letteratura vanno da minimi annuali compresi tra meno di 1 a 9 ind/ha, a massimi compresi tra 6 e 120 ind/ha (Jensen, 1975; Wòjcik e Wolk, 1985; Pucek *et al.*, 1993; Jedrzejewski e Jedrzejewska, 1993). Nel nostro caso il range oscilla da 0,57 a 46,7 ind/ha, con una media di 22 ind/ha, ma sono state toccate punte nella sessione di agosto 2012 di 150 ind/ha nel frammento VT26.

L'andamento del tasso di accrescimento di *A. flavicollis* durante il periodo di campionamento è risultato altalenante, ma nel complesso sono stati registrati un incremento medio annuo (4,41) e un incremento medio totale (1,46) che mettono in evidenza una fase di aumento della popolazione nel paesaggio e nella maggior parte dei frammenti.

Per il topo selvatico a collo giallo il dato medio di fecondità da noi stimato è di 4,08 piccoli/femmina, con un numero di piccoli per ogni parto compreso tra 1 e 7. Flowerdew (1985), per la specie, indica valori medi maggiori (tra 5 e 6,8 piccoli/femmina) e un range del numero di piccoli per parto incluso tra 1 e 11. Bisogna sottolineare che il metodo da noi utilizzato per la stima della fecondità, ovvero il conteggio dei feti o delle ferite placentali su individui di sesso femminile deceduti nelle trappole, non è esente da errori dovuti, in alcuni casi, alla difficoltà riscontrata nell'identificare le ferite stesse e, in generale, a un esiguo numero di individui esaminati, che possono comportare errori di sotto o sovrastima non controllabili.

Apodemus sylvaticus. Il roditore è risultato presente in tutti i frammenti campionati. L'andamento delle catture nel tempo mostra una elevata altalenanza, con maggiore frequenza della specie durante il periodo invernale, mentre le consistenze minime sono state registrate in estate. Sebbene non vi siano evidenze di un andamento ciclico, diversi autori hanno rilevato fluttuazioni numeriche considerevoli negli anni, le cui cause non sono ancora ben chiare. Tuttavia, in ambiente mediterraneo, tali fluttuazioni mostrano punte massime primaverili e minimi estivi o invernali (Boitani *et al.*, 1985; Moreno e Kufner, 1988; Harich e Benazzou, 1990; Capizzi e Luiselli, 1996). Il

calo estivo potrebbe essere legato al fatto che questa specie frequenta attivamente i campi coltivati nei mesi tra la primavera e l'estate (Todd *et al.*, 2000).

Secondo Capizzi e Luiselli (1996), il topo selvatico è in grado di tollerare meglio di altre specie le operazioni forestali, rimanendo dominante per parecchi anni dopo le operazioni di taglio rispetto sia a *A. flavicollis* che a *M. glareolus*. Nel nostro studio tale circostanza non è stata confermata, infatti, tra le specie di roditori terricoli studiate, il topo selvatico è risultato il meno frequente nei cedui utilizzati da meno di 10 anni, pur preferendo tale tipologia rispetto all'alto fusto e al ceduo maturo.

La densità media riscontrata nei frammenti per l'intero periodo di studio evidenzia un range compreso tra 2 e 61 ind/ha (rispettivamente nei frammenti VT19 e VT9), con un valore medio a livello di paesaggio pari a 22 ind/ha; tuttavia nel frammento VT8 è stato toccato il picco massimo di 143 ind/ha nelle sessioni di aprile e agosto 2012. In letteratura i valori di densità variano a seconda degli ecosistemi studiati. In boschi di querce o di caducifoglie varie, maggiormente affini per composizione e tipologia a quelli da noi esaminati, Smal e Farley (1982) riportano un valore compreso tra 3 e 24 ind/ha, mentre Flowerdew (1991) parla di valori compresi tra 1 e 40 ind/, con punte di 130-200 ind/ha in annate particolarmente favorevoli. Tra i Roditori studiati, il topo selvatico è la specie che meglio utilizza la matrice agricola che circonda gli ecosistemi forestali in paesaggi frammentati, soprattutto incolti e campi coltivati a cereali (Capizzi e Filippucci, 2008). Questi ultimi sono utilizzati finché sussistono le condizioni di ideali copertura vegetale e di disponibilità alimentare, dopodiché vengono abbandonati in seguito alle operazioni di sfalcio e raccolta (Tattersall *et al.*, 2001) che portano la specie a cercare rifugio in siepi e aree boscate marginali, nelle quali può raggiungere densità anche elevate (correlazione negativa tra densità di popolazione e dimensioni dell'area boscata) (Diaz *et al.*, 1999). Tale circostanza, anche se non è stata verificata statisticamente, potrebbe essere una spiegazione all'incremento di densità media della specie registrata nella sessione di agosto 2012, in particolare nei frammenti di piccole dimensioni (ad es. VT8 e VT9, rispettivamente di 0,893 e 0,752 ha, che hanno visto i valori di densità media passare da 29 e 56 ind/ha nella sessione di giugno '12 a 144 e 73 ind/ha ad agosto '12). Il confronto tra il 2011 e il 2012 ha messo in evidenza un aumento della densità nel secondo anno di studio, sia in termini assoluti (tra le medie dei due anni) che relativi (confronto tra sessioni avvenute nello stesso mese ma di anni diversi). Inoltre, dai tassi di accrescimento medio totale (1,34) e annuo (2,59) elaborati, si evince un incremento della popolazione a livello di paesaggio e nella maggior parte dei frammenti indagati. Questi dati indicano un'evidente crescita demografica della specie.

Il dato medio di piccoli per parto da noi riscontrato è di 4,6, con valori compresi tra 2 e 7. Studi condotti in Europa riportano, a seconda delle località, valori compresi tra 2 e 11 piccoli/femmina e

una media che varia da 4,5 a 6,5 (Flowerdew, 1985). Dal confronto emerge un assestamento verso il basso dei nostri valori rispetto a quelli presenti in letteratura, tuttavia anche in questo caso va ribadito che il metodo utilizzato in questo studio per il calcolo della fecondità può aver restituito una stima approssimativa.

Myodes glareolus. La specie è stata rinvenuta in 27 frammenti su 29 campionati, tuttavia in più di 10 di essi le catture sono state inferiori a 12 individui in tutto il periodo di studio. L'andamento delle catture nel tempo mostra una maggiore frequenza di individui in primavera-estate e un calo in autunno- inverno, anche se nel complesso il trend appare più omogeneo rispetto alle due specie di *Apodemus*, con variazioni stagionali contenute. Questa tendenza è opposta a quella riportata da Stenseth *et al.* (2002) in uno studio pluriennale condotto in Polonia, nel quale indicano un numero di catture maggiore in autunno e molto più basso in estate, ma è in linea con quanto descritto da Amori (2008), ovvero che la specie al di sotto del 65° parallelo non evidenzia forti oscillazioni stagionali nel numero di individui (popolazioni non cicliche). Per quanto concerne la gestione forestale, il maggior numero di catture è avvenuto nei cedui utilizzati da meno di 10 anni, piuttosto che nell'alto fusto o nel ceduo maturo, probabilmente per l'elevata dominanza di specie arbustive alle quali la specie è particolarmente legata (Amori, 2008).

La densità massima di 155 ind/ha, raggiunta nel frammento VT4 nel mese di agosto 2012, supera di molto i valori riportati per la specie in Italia, mentre la densità media di 14 ind/ha registrata nel paesaggio concorda con i valori riportati in letteratura: ricerche condotte lungo la dorsale appenninica parlano di densità comprese tra i 10 e i 25 ind/ha, con punte di 80 (Canova e Fasola, 1991; Bocchini e Nieder, 1994; Amori *et al.*, 2000). Valori più elevati sono stati invece riscontrati in Inghilterra, con 475 ind/ha, e nelle parte più settentrionale dell'areale, dove la specie mostra un andamento ciclico della dinamica delle popolazioni (Amori, 2008). Nel 2012, anche se non in tutti i frammenti, è stato osservato un aumento dei valori di densità media rispetto al 2011, in particolar modo nelle sessioni primaverili.

Nel corso delle sessioni, l'arvicola rossastra mediamente ha fatto registrare un decremento delle popolazioni, ciò nonostante nel 2012 ha mostrato una ripresa, particolarmente intensa nelle sessioni primaverili e in quella estiva. Si noti dalla Figura 41 a pagina 126 come le curve che descrivono il tasso di accrescimento delle tre specie di roditori terricoli nell'arco del periodo di studio abbiano praticamente lo stesso andamento, con una leggera asincronia di *M. glareolus* che mostra un trend ritardato e comunque un accrescimento sempre inferiore rispetto agli *Apodemus*. Probabilmente, tutte e tre le specie studiate hanno reagito allo stesso modo a determinati *input* ambientali, tuttavia, come evidenziato in letteratura, l'arvicola rossastra risente maggiormente della competizione interspecifica con i due *Apodemus*, sia per le risorse trofiche che per il microhabitat (Fasola e

Canova, 2000; Amori, 2008), e ciò può aver influito sulla densità delle popolazioni di *M. glareolus*.

Il valore medio di 3.5 piccoli/femmina evinto in questo studio, si discosta dai 4-5 piccoli citati in bibliografia (Innes e Millar, 1994), ma in 6 frammenti su 10 il dato medio di fecondità è compreso in questo range.

5.1.2 Ruolo della qualità degli habitat

In base ai risultati esposti nei paragrafi precedenti, di seguito sono state avanzate delle ipotesi riguardo il ruolo della qualità degli habitat nel determinare l'abbondanza delle popolazioni, il tasso di fecondità e i modelli di occupazione, con particolare riferimento alle dinamiche di colonizzazione ed estinzione, delle quattro specie di Roditori studiate.

Muscardinus avellanarius. Secondo i risultati dei modelli *occupancy*, la probabilità di presenza (ϕ) del moscardino dipende dal numero di frammenti connessi al frammento focale (*pch_conn*) e dal grado di maturità del bosco (PM). Se il numero di frammenti connessi è maggiore di 6, la probabilità di presenza della specie è pari a 1, tuttavia il parametro mostra dei valori di beta e di errore standard molto elevati ($\beta = 12,7593$; $se = 7,9074$) che determinano un'ampia variazione nella stima di ϕ ; nel caso della maturità del bosco, la relazione è di tipo inverso, ovvero più il bosco è maturo minore è la probabilità di presenza del moscardino. Questi risultati confermano quanto già conosciuto in letteratura sulla specie: la connessione del frammento ha un ruolo cruciale nel determinare la presenza di *Muscardinus avellanarius*, mentre i boschi maturi sono considerati habitat di bassa qualità. Uno studio condotto in provincia di Viterbo, ha concluso che la probabilità di rinvenire il moscardino in un certo frammento è strettamente associata al numero di siepi del frammento, mentre la dimensione dei frammenti gioca un ruolo marginale (Capizzi *et al.*, 2002). Tuttavia, Mortelliti *et al.* (2011) hanno dimostrato che, in un'ottica conservazionistica, l'aumento di siepi svolge un ruolo efficace solo se l'area presenta livelli adeguati in termini di quantità di habitat residuo; al di sotto di una certa soglia (meno del 5-10% di copertura forestale nel paesaggio) incrementare il numero di siepi nel paesaggio è poco utile per incrementare la probabilità di presenza della specie, occorre piuttosto investire in termini di *habitat restoration*. La probabilità di presenza è influenzata anche dalla dimensione del frammento, come evidenziato da Bright *et al.* (1994) e Mortelliti *et al.* (2009a), ma questo non è stato confermato nei nostri modelli. Alcuni autori considerano i boschi puri di querce e i soprassuoli maturi a dominanza di specie quercine habitat poco favorevoli alla specie (Schulze, 1973; Bright, 1995). In particolare, la vetustà del piano arboreo non consente un adeguato sviluppo del piano arbustivo sottostante, e l'eccessivo ombreggiamento non favorisce la fioritura e la maturazione dei frutti delle specie arbustive (Bright

e Morris, 1990; 1996). Tuttavia, Juškaitis e Šiožinytė (2008) sottolineano che le condizioni di vita per *M. avellanarius* migliorano quando il bosco, maturando, si dirada in maniera naturale e il sottobosco si sviluppa nelle lacune formatesi.

La probabilità di colonizzazione (γ) è positivamente correlata con la superficie boscata compresa all'interno del buffer di 106 m costruito intorno al frammento, rispetto all'ampiezza del buffer stesso (ov/buff_106) e con la quantità di habitat residuo e la sua relativa disposizione rispetto al frammento focale inclusa in un buffer di 497 m (PI^2_{497}). Dagli esperimenti di traslocazione condotti sulla specie, è emersa una capacità di spostamento limitata (106 m) rispetto alle altre specie considerate; allo stesso modo, i dati empirici hanno evidenziato una distanza minima tra un frammento occupato dal roditore e il frammento più prossimo potenzialmente colonizzabile pari a 497 m. Per quanto riguarda la prima variabile presa in esame, solo alcuni frammenti presentano una certa quantità di bosco entro i 106 m dal bordo del frammento stesso, tutti gli altri presentano valori pari a 0; tali frammenti sono: l'area continua del Lamone, un frammento del paesaggio di Viterbo (VT3) e due frammenti della Sabina (FS2 e FS5). I rispettivi valori di probabilità di colonizzazione sono: 0,43 al Lamone e nel frammento VT3, mentre solo lo 0,07 nei due frammenti della Sabina. Purtroppo quando i dati inseriti nel modello sono costituiti da un elevato numero di zero (poiché la specie è presente solo in pochi frammenti, come nel caso della Sabina e di alcune griglie del Viterbese) le stime risultanti dal modello hanno valore simile per la maggior parte dei frammenti (Iannarilli, 2012).

Mentre alcuni autori riportano la dimensione dei frammenti come la principale variabile che influenza la probabilità di presenza, dai nostri elaborati emerge invece una relazione inversa di questa variabile (pch_ha) con la probabilità di estinzione (ϵ) e, in maniera additiva, con l'abbondanza di specie arbustive particolarmente importanti nella dieta del moscardino (AS) (il biancospino, il nocciolo, la rosa canina, il ligustro, il rovo, il prugnolo, il corniolo e la ginestra). Come si può facilmente intuire, aumentando la superficie di habitat a disposizione della specie, diminuisce la probabilità che essa si estingua; è però interessante sottolineare che esiste anche una relazione inversa con l'abbondanza di specie arbustive selezionate, ovvero con quelle specie del sottobosco che rappresentano una risorsa trofica ma anche un mezzo di spostamento per il moscardino (Juškaitis, 2008). Le stime più elevate della probabilità di estinzione sono stati rilevati in Sabina, con valori compresi tra 0,38 del frammento FS4 e 0,88 del frammento FS8, quest'ultimo dato rappresenta anche il valore massimo, considerando i frammenti di tutti i paesaggi campionati.

Tre diverse variabili influenzano la probabilità di cattura della specie: la media delle precipitazioni giornaliere (mean_rain), l'abbondanza degli individui nella sessione (seas_abb) e il rapporto tra la superficie della griglia di campionamento e l'area del frammento (grid/pch_ha). Nel

primo caso, si può ipotizzare una maggiore presenza del Roditore all'interno delle cassette nido durante le giornate di pioggia o di cattivo tempo, in accordo con quanto affermato da Juškaitis (2008): di norma, quando il tempo è piovoso, il numero di individui che utilizzano le cassette nido aumenta. Nel secondo caso, dividendo le sessioni in due categorie, quelle con alto numero di individui e quelle con basso numero di individui, è emerso quanto già riportato in letteratura (Juskaitis, 2008): la specie si rinviene più facilmente nel periodo primaverile ed in quello autunnale (0,67), mentre in estate ed inverno gli eventi di cattura sono più rari (0,58). L'andamento nella probabilità di cattura rispecchia quanto evidenziato da Sarà *et al.* (2001): in Sicilia, l'occupazione delle cassette nido è continua durante tutto l'anno e mostra due picchi, uno nella stagione primaverile e uno in quella autunnale, mentre nel mese di agosto il numero di cassette occupate cala drasticamente, in coincidenza della stagione calda e secca. Questo calo, secondo Juškaitis (2008), è imputabile ad un aumento della temperatura all'interno delle cassette nido in estate. Nel terzo caso, i risultati non esprimono l'ipotesi fatta, ovvero che la probabilità di cattura potesse aumentare al crescere del rapporto tra l'area della griglia e quella del frammento. Essendo il moscardino una specie che, rispetto agli altri Roditori considerati, manifesta valori contenuti di densità, un disegno sperimentale ben strutturato assicura un soddisfacente rapporto tra successo in termini di catture e sforzo di campionamento. Evidentemente, nei frammenti da noi campionati, aumentare la grandezza delle griglie non avrebbe contribuito a fare aumentare la probabilità di cattura, dato che, a parità di superficie della griglia, la stima aumenta all'aumentare della dimensione del frammento. Infatti, indipendentemente dal paesaggio, i valori di probabilità di cattura più elevati (mediamente 0,63) corrispondono ai frammenti più estesi (FS2, VT3 e tutte le griglie del Lamone).

Le analisi di regressione condotte sui valori di densità media della specie riscontrate nei frammenti indicano una correlazione positiva con il numero di frammenti connessi (*pch_conn*) e con l'abbondanza di arbusti selezionati in quanto particolarmente importanti nella dieta del moscardino (AS), e una correlazione di tipo inverso con la quantità di habitat forestale incluso in un *buffer* di 106 m (*PI²_106*). Nei primi due casi, i risultati concordano con quanto già descritto da diversi autori (Capizzi *et al.*, 2002; Bright *et al.*, 2006; Mortelliti *et al.*, 2011) e soprattutto con le ipotesi che avevamo formulato. Per quanto riguarda la quantità di habitat incluso in una fascia predeterminata visto dal un punto di vista della disposizioni spaziale dei frammenti e la loro prossimità, ci saremmo aspettati che questa variabile influenzasse positivamente i valori di densità e non il contrario. Una possibile spiegazione è che l'aumento della quantità di habitat potenzialmente idoneo intorno a un frammento favorisca fenomeni di dispersione, facendo ridurre la densità complessiva. Gli eventi migratori, a carico in genere degli individui più giovani, verso frammenti di qualità inferiore comportano un basso successo, sia in termini riproduttivi che per l'elevato grado di

mortalità (Hanski e Gaggiotti, 2004; Schooley e Wiens, 2003). Del resto, i valori più elevati di PI^2_{106} sono relativi a tutte le griglie del Lamone e a due frammenti, uno nel Viterbese (VT3) e l'altro in Sabina (FS2), che rappresentano anche le aree più grandi e con maggiori catture nei rispettivi paesaggi. Questi frammenti e il Lamone costituiscono, quindi, aree *source* per i frammenti circostanti.

Per quanto riguarda i valori di fecondità media del moscardino, limitando il numero di casi ai soli frammenti nei quali è stato possibile raccogliere dati sulle nascite, dalle analisi di regressione essa risulta particolarmente influenzata dall'abbondanza di specie arbustive che fruttificano tra agosto e novembre (AAF_ago/nov), e in misura ridotta dall'abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione (AS) e dalla densità media totale della specie (Dens). I valori negativi dei beta di tutti e tre i parametri evidenziano una relazione di tipo negativo con i dati di fecondità, che nel caso delle variabili esplicative dell'abbondanza di risorse trofiche non trovano corrispondenza con le ipotesi formulate: ci saremmo aspettati, infatti, che queste potessero influire positivamente sulle nascite. Tuttavia una plausibile interpretazione è che nei frammenti indagati il moscardino metta in atto una strategia volta ad incrementare il numero di piccoli nei frammenti con qualità di habitat inferiore per aumentare la possibilità di successo di un numero maggiore di piccoli. In realtà, come già accennato, il moscardino è una specie a strategia K, caratterizzata da densità di popolazione molto basse e basso potenziale riproduttivo. Qualora, però, si manifestino condizioni ecologiche avverse o in presenza di frammenti sub idonei, la specie potrebbe essere più flessibile di quanto si pensi e adottare una selezione di tipo R. Ciò è supportato anche dal fatto che sulla fecondità influiscono negativamente i valori di densità del gliride stesso.

Apodemus flavicollis. Per questo Roditore i modelli *occupancy* indicano che la probabilità di presenza (ϕ) e la probabilità di colonizzazione non sono influenzate dalle variabili prese in considerazione. I valori di ϕ sono nel complesso elevati (0,87; se = 0,07; CI 95% = 0,67-0,96). Secondo Iannarili (2012), la probabilità di colonizzazione è legata alla dimensione dei frammenti. Un risultato simile è stato ottenuto in Mortelliti *et al.* (2009b), i quali hanno evidenziato come in paesaggi altamente frammentati (<15% di habitat residuo) i pattern di distribuzione della specie sono influenzati positivamente dalla dimensione del frammento e negativamente dall'aumento dell'isolamento. In questo studio, i risultati ottenuti non supportano queste ipotesi.

La probabilità di estinzione (ϵ) è risultata dipendere da due fattori che contribuiscono in maniera additiva e opposta alla stima del parametro: la dominanza di specie quercine (OD) e il numero di siepi che connesso ad altri frammenti (hdg_conn). Mentre il numero di siepi connesse ad altri frammenti, in linea con l'ipotesi avanzata, ha un effetto negativo sul parametro ϵ , la dominanza di specie quercine contrasta con l'ipotesi fatta, dato che la probabilità di estinzione aumenta

all'aumentare del valore della variabile. Il grado di isolamento dei frammenti sembra avere rilevanza per la specie, sebbene per alcuni autori gli effetti siano apprezzabili solo in presenza di considerevoli distanze (> 2 km) dai frammenti focali (Marsh e Harris, 2000; Marsh *et al.*, 2001). L'utilizzo delle siepi è supportato da vari studi secondo cui la specie non frequenta la matrice per le attività quotidiane, ma vive frequentemente nelle siepi (Szacki e Liro, 1991). Un basso grado di mescolanza di specie arboree, con una netta dominanza di querce (cerro e roverella), può comportare una ristretta variabilità della dieta, tuttavia la tendenza del muride a creare scorte di ghiande all'interno delle gallerie (Montgomery e Gurnell, 1985) contrasta con i risultati ottenuti. Come esposto più avanti, anche i risultati relativi all'influenza che la produzione di ghiande ha sulla densità del topo selvatico collo giallo mettono in luce una relazione indiretta della specie con la presenza di specie quercine nei frammenti. Probabilmente l'interazione di questa variabile con ϵ , non riguarda l'aspetto trofico, ma influenza qualche altro fattore della biologia della specie.

La variabile che supporta maggiormente la stima della probabilità di cattura (p) è il rapporto tra la superficie della griglia di campionamento e l'area del frammento, attraverso una relazione di tipo inverso. Considerando costanti il numero di individui nei frammenti, aumentare la dimensione delle griglie non comporterebbe un aumento della probabilità di cattura della specie, anzi superare il rapporto di 1/10 comporterebbe l'azzeramento di p . Quest'ultima affermazione, in effetti, sembra abbastanza forte e illogica e merita sicuramente un ulteriore approfondimento.

Dalle analisi di regressione risulta che la densità media del Roditore nei frammenti è condizionata da diversi fattori, tra i quali assumono notevole importanza la produzione di ghiande di cerro (gh_cer) e il numero di siepi connesse ad altri frammenti (hdg_conn), mentre influiscono in maniera minore la disponibilità di specie arbustive (SA) e la quantità di superficie boscata all'interno del buffer di 500 m rispetto all'estensione del buffer stesso ($ov/buff_500$). Questi risultati, alla luce di quanto già esposto in precedenza, confermano la rilevanza che l'isolamento dei frammenti e la produzione di semi rivestono per la specie.

Per quanto concerne il tasso di fecondità medio, dalle analisi di regressione condotte è emerso il contributo di diverse variabili: la produzione di ghiande di roverella (gh_rov), la disponibilità di specie arbustive (SA), la densità media totale della specie ($Dens$), l'abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie (AS) e la produzione di ghiande di cerro (gh_cer). A incidere maggiormente sul tasso di fecondità sono state soprattutto le prime due (gh_rov e SA), mentre le altre variabili hanno inciso in modo minore. Tutte le variabili presentano una relazione negativa con il tasso di fecondità e, ad esclusione della densità media della specie stessa, ciò contrasta con i risultati attesi. Tuttavia, anche per il topo selvatico collo giallo può essere avanzata la stessa ipotesi sostenuta per il moscardino, ovvero che nei frammenti più poveri in

termini di qualità dell'habitat (minori risorse ambientali) esso metta in atto strategie volte ad incrementare il numero delle nascite per ridurre il rischio di estinzione locale. Infine, va detto che gli elevati errori standard dei coefficienti di stima delle variabili predittive, unitamente ai bassi valori di R^2 dei modelli migliori, fa presupporre le variabili testate possano essere marginali nel determinare i processi riproduttivi della specie.

Apodemus sylvaticus. Dai modelli *occupancy* elaborati, nessuna variabile, tra quelle esaminate, ha mostrato correlazioni con la probabilità di presenza (ϕ) della specie. In altri studi (Mortelliti *et al.*, 2009b) è stato dimostrato che la probabilità di presenza per il topo selvatico è influenzata dalla dimensione e dall'isolamento dei frammenti, ma ciò non ha trovato riscontro nei nostri modelli. Il valore di ϕ , nel complesso, è il più elevato tra le specie studiate, con una stima pari a 0,96 (se = 0,04; CI 95% = 0,76-0,99).

La probabilità di colonizzazione (γ) è risultata ben modellizzata in funzione del numero di siepi che connettono ad altri frammenti (hdg_conn); il modello ottimizza la stima di γ in corrispondenza di un valore di siepi connesse pari a 8, oltre il quale la probabilità di colonizzazione è uguale a 1. Anche per il topo selvatico, dunque, il grado di isolamento assume una notevole importanza per quanto riguarda i *pattern* di distribuzione della specie in paesaggi frammentati. Dai dati presenti in letteratura, le distanze percorse da individui in dispersione possono raggiungere i 4 km (Kozakiewicz e Szacki, 1995); Iannarilli (2012), nell'ambito di studi connessi a questo stesso progetto, conferma queste evidenze.

I modelli riportano una influenza della produzione totale di ghiande nei frammenti sulla probabilità di estinzione (ϵ): ϵ decresce all'aumentare della produzione di ghiande, assumendo valori pari a 0 in corrispondenza di una produzione di circa 2000 kg. Il consumo di ghiande da parte del topo selvatico è distribuito nel corso di tutto l'anno, dato che è nota l'attitudine della specie a creare scorte all'interno delle gallerie (Capizzi e Filippucci, 2008), tuttavia è maggiormente accentuata nel periodo autunnale, costituendo il 75% della dieta (Canova e Fasola, 1993).

La probabilità di cattura è condizionata dall'abbondanza degli individui nelle sessioni. Sono state create due categorie a seconda della numerosità di individui catturati: sessioni ad alta abbondanza e sessioni a bassa abbondanza, con valori di p rispettivamente di 0,89 e 0,80. Parametrizzare la probabilità di cattura in funzione dell'abbondanza degli individui, conoscendo i valori di abbondanza prima di pianificare le catture, consente di determinare l'adeguata misura di campionamento (Mortelliti e Boitani, 2007). In questo senso, il presente studio può fornire dati utili per il proseguimento di questo progetto, nonché fornire spunti per studi sulle dinamiche di popolazione e i *pattern* di distribuzione della specie in paesaggi frammentati.

I modelli di regressione mostrano una interazione negativa dei valori di densità media riscontrati

nei frammenti rispetto alla produzione di ghiande di cerro (gh_cer), alla quantità di superficie boscata all'interno del buffer di 500 m rispetto all'estensione del buffer stesso (ov/buff_500) e alla disponibilità di specie arbustive (SA). L'effetto contrario della produzione di ghiande di cerro e della disponibilità di specie arbustive, contrasta con quanto ci saremmo aspettati, tuttavia l'elevata produzione di semi e frutta potrebbe innescare processi di competizione intraspecifica e di territorialità che determinino l'allontanamento degli individui sottoposti in aree sub-ottimali. Probabilmente un ulteriore approfondimento, prendendo in considerazione le densità stagionali, potrebbe fornire informazioni più dettagliate. Il dato di densità medio può essere infatti viziato da picchi causati da circostanze non esaminate in questo studio, quali possibili incrementi dovuti alle normali attività agronomiche che interessano la matrice e già trattati in precedenza (vedi pag. 162). La relazione di tipo negativo della densità con la quantità di habitat forestale che circonda il frammento focale entro una fascia di 500 m conferma quanto già detto, ovvero che l'isolamento dei frammenti costituisce un aspetto determinante per la specie.

Per quanto riguarda la fecondità, i dati riferiti a 15 frammenti su 29 mostrano una relazione di dipendenza positiva con la dominanza di specie quercine (OD), con la produzione di ghiande di roverella (gh_rov), con l'abbondanza di specie arbustive particolarmente legate all'alimentazione della specie (AS) e la disponibilità di specie arbustive (SA), e negativa con la densità media totale di *A. flavicollis* (dens_af). L'attività riproduttiva di *A. sylvaticus* appare, dunque, influenzata dall'abbondanza di risorse trofiche, con valori crescenti nei frammenti di qualità più elevata. I dati ottenuti, tra l'altro concordano con le informazioni presenti in bibliografia: diversi autori affermano che la riproduzione della specie è favorita dall'andamento della produzione di semi delle specie arboree (Smyth, 1966; Hansson, 1971; Le Louarne e Schmitt, 1972) e che la presenza di specie competitive come *A. flavicollis* può influire sulla condizione riproduttiva degli individui (Montgomery, 1981; Flowerdew e Ellwood, 2001).

Myodes glareolus. Per questa specie i modelli descrivono una probabilità di presenza (ϕ) che cresce all'aumentare della disponibilità di specie arbustive (SA). Conformemente a quanto noto, la specie è legata alla presenza di copertura arborea e/o arbustiva (Capizzi, 2009b), ma la si può rinvenire anche in aree rocciose purchè ricoperte da arbusti (Amori, 2008). La maggiore presenza di sottobosco evidentemente ha una doppia funzione: principalmente soddisfare le esigenze trofiche, ma anche quella di riparo e protezione dai predatori. Nei nostri modelli non è stata evidenziata alcuna influenza della dimensione dei frammenti sulla probabilità di presenza della specie, contrariamente a quanto riportato in letteratura; secondo Geuse *et al.* (1985) la probabilità di presenza è maggiore in patch più grandi e meno isolati. In Mortelliti *et al.* (2009b), la probabilità di presenza della specie sembra influenzata, oltre che dalle caratteristiche interne del frammento,

anche dalla presenza entro un chilometro di distanza di altri frammenti in cui la specie è presente. Questo dato evidenzia un certo grado di dipendenza spaziale tra le subpopolazioni che occupano piccoli frammenti. Nel nostro studio, non sono state testate ipotesi che implicano la presenza della specie in frammenti vicini.

La probabilità di colonizzazione (γ) non ha mostrato correlazioni significative con nessuna delle variabili prese in esame, pertanto il valore costante e piuttosto contenuto (0,21; se = 0,05; CI 95% = 0,13-0,31), denota una bassa propensione alla dispersione; infatti l'arvicola rossastra è considerata una specie legata agli habitat forestali con limitate capacità di dispersione (Geuse *et al.*, 1985; Van Apeldoorn *et al.*, 1992; Kozakiewicz *et al.*, 1999).

Il numero di siepi che si dipartono dal frammento (hdg_tot) (indipendentemente dal fatto che siano o meno connesse ad altri frammenti) e la dimensione del frammento stesso (pch_ha) condizionano la probabilità di estinzione (ϵ). Quest'ultimo dato potrebbe essere dovuto alla competizione con *A. flavicollis* e *A. sylvaticus*, che diventa più accentuata nei frammenti di minore dimensione. Del resto è noto che l'arvicola rossastra e le due specie di *Apodemus* siano specie simpatriche, ed è ampiamente documentata l'esistenza di una competizione interspecifica a scapito del cricetide, sia a livello di densità di popolazione (Fasola e Canova, 2000) che in termini di scelta di habitat (Amori, 2008).

La probabilità di cattura è influenzata dal rapporto tra la dimensione della griglia di campionamento e l'area del frammento, e cresce al crescere della covariata seguendo una curva sigmoideale che raggiunge il plateau in corrispondenza del rapporto di 1/10.

Mortelliti *et al.* (2009b), hanno evidenziato, invece, una relazione di p con la dimensione del frammento e con un fattore di stagionalità, ma i nostri modelli non supportano questa ipotesi.

Le analisi di regressione mostrano come i valori di densità media siano legati all'abbondanza di risorse trofiche e al grado di isolamento dei frammenti: la densità è favorita dall'abbondanza di specie arbustive legate alla dieta della specie (AS), mentre il numero di frammenti connessi (hdg_conn) e la superficie forestale presente entro una fascia di 252 m dal frammento focale (ov/buff_252) hanno una relazione di tipo negativo. Nel caso dell'isolamento, i risultati hanno disatteso le aspettative. Tuttavia, la scarsa capacità dispersiva della specie potrebbe provocare la concentrazione di molti individui in frammenti ottimali dal punto di vista della qualità dell'habitat, che fungono da serbatoi per le aree boscate sub-ottimali circostanti. Nell'ambito del progetto di ricerca, Iannarilli (2012) e Melcore (2012) hanno evidenziato che i frammenti con bassa probabilità media di estinzione presentano tassi medi di accrescimento più elevati e la dimensione del frammento sembra non incidere sull'accrescimento della popolazione. Una possibile spiegazione, potrebbe essere il cosiddetto "effetto recinto" (Krebs *et al.*, 1969), ovvero che le popolazioni di

roditori in piccoli frammenti forestali possono crescere arrivando a densità elevate anormali se la dispersione degli individui in eccesso è ostacolata da cattive condizioni della matrice circostante, oppure che i frammenti di piccole dimensioni possono sostenere alte densità di popolazione perché sono provvisoriamente utilizzate da individui non territoriali (Diaz *et al.*, 1999).

Nel caso dell'arvicola rossastra, le analisi di regressione sono state condotte sui dati di fecondità relativi a soli 8 frammenti su 29. I risultati indicano un contributo contrastante tra la produzione di ghiande di cerro (gh_cer) e quella di roverella (gh_rov), con quest'ultima che assume un peso maggiore nel modello e che mostra una relazione di tipo negativo con la fecondità. La disponibilità di specie arbustive (SA) è la variabile che maggiormente influenza la fecondità, tuttavia è emersa anche una relazione con le densità di *A. flavicollis* (dens_af) e *A. sylvaticus* (dens_as). Il modesto contributo al modello medio delle variabili relative alla produzione di ghiande di cerro e alla densità *A. sylvaticus* (dens_as) e i relativi errori standard suggeriscono un ruolo marginale per queste variabili. Per l'arvicola rossastra, in relazione all'fecondità possiamo fare le seguenti considerazioni: (i) la specie predilige la presenza di specie arbustive; (ii) la presenza di specie simpatriche ne limita la capacità riproduttiva; (iii) in disaccordo con l'ipotesi attesa, la produzione di ghiande è maggiore nei frammenti con tassi riproduttivi minori. Va comunque ribadito che i valori di fecondità sono stati calcolati attraverso il conteggio delle ferite placentali su femmine trovate morte all'interno delle trappole e che i dati provengono da un numero esiguo di frammenti (8 su 29). Ciò potrebbe aver generato delle stime poco attendibili.

6. Conclusioni

6.1 Considerazioni generali

In primo luogo, va constatato che la ricerca sul campo in paesaggi frammentati deve inevitabilmente concentrarsi su “specie resistenti alla frammentazione”, in quanto le specie più sensibili potrebbero già essersi estinte (Swihart *et al.*, 2003). In questo senso, tuttavia, il grado di perdita di habitat e la configurazione spaziale del paesaggio assumono una rilevante importanza. Per fare un esempio, anche se presente in tutti i paesaggi campionati, il moscardino è risultato più abbondante al Lamone, che rappresenta un continuum forestale immerso in una matrice a vocazione agricola, piuttosto che nel Viterbese e in Sabina. Questo conferma quanto riportato da diversi autori (Bright e Morris, 1994; Mortelliti *et al.*, 2010a; Mortelliti *et al.*, 2010b) che considerano la perdita di habitat e la frammentazione come la principale minaccia e fattore limitante per la specie.

La scelta delle specie studiate è legata a molteplici fattori, tra i quali i principali sono di carattere ecologico, ovvero la loro stretta associazione all’habitat forestale e il loro grado di specializzazione nell’uso di determinate risorse. È infatti oramai ampia la letteratura nella quale si è rilevata una maggiore sensibilità alle componenti del processo di frammentazione per determinate e specifiche esigenze ecologiche, in particolare per le specie definite specialiste rispetto a quelle generaliste (Bright, 1993; Diaz *et al.*, 1999; Marsh *et al.*, 2001). Per alcune delle specie oggetto di questo studio, è ben documentato uno stretto legame con le caratteristiche strutturali e microambientali tipiche di ambienti forestali: ne sono degli esempi la presenza di alberi come siti di nidificazione, per il moscardino (Bright, 1998; Bright e MacPherson, 2002; Wolton, 2009), e di un ampio strato arbustivo, importante fonte di cibo e riparo dai predatori, per il moscardino, le arvicole e *A. flavicollis* (Diaz *et al.*, 1999; Marsh *et al.*, 2001).

La conclusione più importante che emerge dal confronto delle specie analizzate è che, indipendentemente dalla scala a cui le specie percepiscono il paesaggio frammentato, le dimensioni e la configurazione spaziale dei frammenti, da soli, non spiegano completamente i modelli di distribuzione. La qualità degli habitat, che è stata misurata indirettamente attraverso la struttura interna dei frammenti e direttamente attraverso la stima delle risorse alimentari, è risultata determinante. Va comunque detto, che come già affermato da Mortelliti *et al.*, (2009b), distinguere l’effetto della qualità dei frammenti dalle loro dimensioni non è sempre facile, dato che queste ultime possono parzialmente spiegare l’effetto della qualità.

Per il moscardino l’effetto biunivoco tra le caratteristiche geometriche dei frammenti e la qualità ambientale presente al loro interno è particolarmente evidente, sia per quel che riguarda i modelli di distribuzione che per le dinamiche di estinzione/colonizzazione. In alcuni casi è emerso anche un

effetto additivo tra variabili esplicative della configurazione del paesaggio o del grado di isolamento e le variabili che esprimono il grado di qualità all'interno dei frammenti (vedi probabilità di estinzione). Dai risultati emerge che la presenza e la densità del roditore arboricolo sono determinate dal grado di maturità arborea e dal numero di frammenti connessi a ciascun frammento; i processi di colonizzazione, invece, sono regolati dall'ammontare di habitat forestale che circonda i frammenti occupati dalla specie e dalla loro configurazione spaziale, mentre quelli di estinzione risentono della dimensione dei frammenti e dell'abbondanza di specie arbustive i cui frutti rientrano nella dieta abituale; sulla fecondità, infine, incidono negativamente le variabili esplicative dell'abbondanza di risorse trofiche e i valori di densità della specie stessa. Le marcate differenze in termini di densità e di fecondità riscontrate tra l'area controllo del Lamone e i paesaggi frammentati di Viterbo e Fara Sabina, potrebbero avere influenzato le analisi di regressione, dando maggior "peso relativo" alle caratteristiche proprie del paesaggio del Lamone. Se così fosse, si potrebbero spiegare alcune relazioni ottenute che si discostano da quelle più comunemente note in letteratura (vedi paragrafo 5.1.2).

Apodemus flavicollis e *A. sylvaticus* sono ampiamente diffusi nel paesaggio campionato. I rispettivi valori di probabilità di presenza sono di 0,87 e 0,96, con probabilità di cattura mediamente superiore a 0,8 in entrambe le specie. Anche nel caso di questi roditori terricoli, il contributo della qualità degli habitat va distinto dagli effetti delle caratteristiche geometriche e dal grado di connettività dei frammenti, ciò nonostante le dinamiche di popolazione e i *pattern* di distribuzione osservati sono il risultato della loro commistione.

Per *A. flavicollis* l'abbondanza di risorse (produzione di ghiande, abbondanza, ricchezza e diversità di specie arbustive) è di maggiore importanza rispetto ad *A. sylvaticus* nello spiegare i valori di densità registrati, mentre la connettività assume rilevanza nei confronti della probabilità di estinzione. I modelli elaborati riguardo la fecondità per *A. flavicollis*, non hanno fornito un quadro chiaro sulle variabili che influenzano questo parametro e sul loro relativo peso. Con ogni probabilità le variabili considerate hanno un ruolo marginale nel determinare i processi riproduttivi della specie.

A. sylvaticus è dotato di maggiore plasticità e adattabilità rispetto agli altri roditori terricoli studiati (Capizzi e Filippucci, 2008; Debernardi *et al.*, 2003), che gli consente di sfruttare al meglio, quando favorevoli, anche le condizioni della matrice (Todd *et al.*, 2000). Si può supporre, per questo roditore, che la dinamica di popolazione muti nell'arco delle stagioni, con una fase legata alle rotazioni colturali dei coltivi in cui i *pattern* di distribuzione sono meno determinati dalla configurazione spaziale del paesaggio e dalla posizione dei frammenti. I *pattern* di presenza nei frammenti sono quindi temporanei (Tew *et al.*, 2000; Mortelliti e Boitani, 2007). Il modello binario

di habitat/non habitat utilizzato per analizzare i dati potrebbe non essere quello ideale per questa specie (Mortelliti *et al.*, 2010a). Grande importanza assumono la produzioni ghiande e la disponibilità di specie arbustive nel determinare l'attività riproduttiva della specie.

Per *Myodes glareolus*, considerato che è un roditore specializzato agli habitat forestali con limitate capacità dispersive (Geuse *et al.*, 1985; Van Apeldoorn *et al.*, 1992; Kozakiewicz *et al.*, 1999) i risultati ottenuti dimostrano che la qualità degli habitat rappresenta un fattore prioritario per spiegare i modelli elaborati; infatti, rispetto ai valori di densità, l'abbondanza di risorse legate all'alimentazione evidenziano una relazione positiva, mentre la configurazione spaziale dei frammenti e il loro grado di connessione influiscono negativamente. L'aumento della probabilità di estinzione nei frammenti di maggiori dimensioni e la riduzione della capacità riproduttiva nelle aree nelle quali le densità di *A. flavicollis* e *A. sylvaticus* sono più elevate, fa supporre l'esistenza di una competizione interspecifica che sfavorisce il cricetide.

6.2 Strategie di conservazione e ricerche future

La conservazione dei mammiferi in paesaggi frammentati dovrebbe essere parte di una pianificazione a livello regionale (Mortelliti *et al.*, 2009b) o di macro aree, ma nel caso dei micromammiferi la scala di intervento può anche essere inferiore. La pianificazione va modulata anche a seconda dell'uso del suolo, della specie *target* e delle risorse a disposizione.

Esaminando i risultati ottenuti, è evidente che, in una certa misura, le specie indagate mostrano risposte simili alla perdita di habitat e alla frammentazione e, allo stesso tempo, si evince che in paesaggi frammentati la qualità degli habitat ha un ruolo indiscutibile.

In base alle priorità di conservazione (specie particolarmente protette) e alla effettiva fattibilità di ripristino dell'habitat in paesaggi produttivi (presenza di attività antropiche), diversi scenari sono possibili: (i) intraprendere misure di *habitat restoration*; (ii) preservare i frammenti focali e (iii) perseguire il cosiddetto "effetto ombrello".

L'obiettivo dell'*habitat restoration* è quello di aumentare la dimensione dei frammenti e diminuire l'isolamento attraverso l'incremento di quelli esistenti e la creazioni di nuove aree boschive. Quanto aumentare le dimensioni dei frammenti per ridurre l'isolamento può essere valutata quantitativamente attraverso i modelli *occupancy*, in base alla probabilità di presenza desiderata. Gli interventi di *habitat restoration* sono molto dispendiosi in termini di progettazione, di tempi di realizzazione ed economici. Migliorare la qualità di un habitat in paesaggi frammentati è un'azione gestionale che, a costi minimi (perché basata sulla valutazione delle risorse che ci sono all'interno dei frammenti boschivi), può rappresentare l'unico modo per aumentare la probabilità di

presenza di una specie, in una determinata area (Mortelliti e Boitani, 2009), come alternativa all'*habitat restoration*. Qualora il ripristino non sia possibile, conviene concentrarsi sul mantenimento dei frammenti esistenti. Anche in questo caso i modelli, forniscono uno strumento quantitativo per individuare i frammenti nei quali applicare le misure di conservazione (ad es. quelli di maggiori dimensioni, quelli con più siepi o quelli gestiti ad alto fusto). Per ottimizzare la conservazione di più specie, ci si può concentrare su quella più sensibile alla frammentazione o più esigente in termini di qualità dell'*habitat*, avendo buone probabilità di favorire anche le altre specie. Nel nostro caso, ad esempio, mettendo in atto misure che favoriscono il moscardino, ne beneficerebbero anche i roditori terricoli. Tuttavia, un approccio multi-specie è sempre preferibile (Mortelliti *et al.*, 2009b).

I risultati di questo studio evidenziano che, per i roditori forestali presi in considerazione, l'abbondanza di risorse nei frammenti influisce, a seconda della specie, sia sui parametri demografici (densità e fecondità) che sulle dinamiche di colonizzazione/estinzione. L'abbondanza, la ricchezza e la diversità dello strato arbustivo è senza dubbio il denominatore comune alle esigenze ecologiche delle quattro specie studiate.

In questo ambito, gli interventi di utilizzazione forestale possono certamente rappresentare un elemento di disturbo, se non addirittura un fattore di estinzione temporanea per questi micromammiferi, sebbene una gestione forestale che prenda in considerazione l'ecologia di queste specie potrebbe avere effetti benefici. Ad esempio, nelle aree di maggiori dimensioni nelle quali è presente il moscardino, come il Lamone o i frammenti VT3 e FS2, tagli a rotazione di porzioni ridotte e non contigue di bosco consentirebbero, contemporaneamente, di mantenere inalterate le esigenze produttive e di intraprendere efficaci misure di conservazione della specie. Nei frammenti più piccoli, invece il rilascio di isole di biodiversità a seguito di tagli cedui, in numero o di dimensione proporzionale alla superficie utilizzata, possono costituire aree di rifugio temporaneo per individui in dispersione.

In questo lavoro si è cercato di concentrare l'attenzione sull'effetti che la qualità dei frammenti determina sulle popolazioni di micromammiferi forestali, cercando di distinguere il contributo delle risorse dalle proprietà spaziali dei frammenti (vedi Franken e Hik, 2004), per avere dei modelli in grado di migliorare la pianificazione degli interventi di gestione delle specie di interesse. Inoltre, capire i meccanismi che governano la struttura di popolazione, in questi animali di piccola taglia, relativamente facili da catturare e studiare, può aiutare a comprendere il funzionamento di popolazioni frammentate di altre specie di vertebrati che agiscono su territori più ampi, e che difficilmente possono essere inclusi e studiati in un progetto unico.

Le risposte dei roditori studiati alla produzione di ghiande nei frammenti hanno fornite un quadro eterogeneo e a volte contrastante con le informazioni presenti in letteratura. Implementare

questo argomento significherebbe chiudere il cerchio di questo ambizioso progetto. Concentrarsi sulla stima del potere calorifico dei semi e dei frutti di altre specie arboree e delle principali specie arbustive presenti nei paesaggi campionati e capire quali sono le preferenze alimentari dei quattro roditori rispetto ai frutti disponibili in natura, potrebbe fornire informazioni interessanti sulla loro ecologia, consentendo di mettere in atto strategie ottimali di conservazione.

Bibliografia

- A.A.V.V., 1990 - Guide geologiche regionali. Lazio. A cura di: Societa Geologica Italiana. BE-MA Editrice.
- AA.VV, 2004 - Piani di gestione e regolamentazione sostenibile dei SIC e ZPS assegnati alla Riserva Naturale Selva del Lamone. Farnese (VT), 259 pp.
- AA.VV., 2007 - Guida ai servizi delle aree naturali protette del Lazio - Riserva Naturale Selva del Lamone. APQ7 - Regione Lazio, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Ministero dell'Economia e delle Finanze, Roma, 72 pp.
- ABU-MADI M. A., BEHNKE J. M., LEWIS J. W. & GILBERT F. S., 2000 - Seasonal and site specific variation in the component community structure of intestinal helminthes in *Apodemus sylvaticus* from three contrasting habitats in south-east England. *Journal of Helminthology*, 74: 7-15.
- ADRIAENS D., JACQUEMYN H., HONNAY O. & HERMY M., 2009 - Conservation of remnant populations of *Colchicum autumnale*: the relative importance of local habitat quality and habitat fragmentation. *Acta Oecologica*, 35: 69-82.
- 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. Akademiai Kiado, Budapest.
- AKCAKAYA H.R. & ROOT W., 2002 - RAMAS Metapop: viability analysis for stage-structured metapopulations (version 4.0). Applied Biomathematics. Setauket, N.Y.
- AMODIO M. & BOVINA G., 2002 - Geologia del Lazio. In: Sauli G., Cornelini P. & 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.
- AMODIO M., DE RITA D., DE FILIPPO M., GALADINI F. & SPOSATO A., 1987 - Evoluzione geologico-strutturale del bacino vulcanico-tettonico di Bolsena (complesso vulcanico vulsino). *Bollettino Gruppo Nazionale di Vulcanologia-C.N.R.*, 21-36.
- AMORI G., 1993 - Italian Insectivores and Rodents: extinction and current status. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 21: 115-134.
- AMORI G., 2008 - *Myodes glareolus* (Schreber, 1780). In: Amori G., Contoli L. & Nappi A. (eds.) 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha,

- Rodentia: 541-550. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 pp.
- AMORI G., LOCASCIULLO O., TUCCINARDI P. & RIGA F., 2000 - Ecological structure of a population of *Clethrionomys glareolus* in central Italy: an eight-year study. *Polish Journal of Ecology*, 48 (suppl.): 125-132.
- AMORI G., CASTIGLIANI V., CRISTALDI M. & LOCASCIULLI O., 2006 - A long-term study on population dynamics of *Myodes glareolus* and *Apodemus flavicollis* in central Italy. 10th Rodents & Spatium. The International Conference on Rodent Biology. Parma, 24-28 giugno 2006. *Hystrix, Italian Journal of Mammology* (n.s.), suppl.: 19.
- AMORI G., CONTOLI L. & NAPPI A., 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 pp.
- AMORI G., PANNO E. & CRISTALDI M., 1986 - Preliminary observation on the nesting pattern of wild rodents' in the "Macchia della Manziana" (Rome , Italy). *Bollettino di Zoologia*, 53: 369-372.
- AMORI G. & ALOISE G., 2005 - Mammalia. Rodentia. In: Ruffo S. & Stoch F. (eds.). Checklist e distribuzione della fauna italiana. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2° Serie, Sezione Scienze della Vita, 16: 297-299.
- AMORI G. & PAOLUCCI A., 2008 - Genere *Myodes* Pallas, 1811. In: Amori G., Contoli L. & Nappi A. (eds.) 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia: 540-541. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 pp.
- ANDRÉN H., 1994 - Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- ANGELICI F. M. & LUISELLI L., 1998 - Patterns of mammal-eating by snakes in the Italian Alps and in peninsular Italy: a review. *Ecologia mediterranea*, 24 (1): 1-13.
- ANTHONY N. M., RIBIC C. A., BAUTZ R. & GARLAND T. Jr., 2005 - Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (3): 1018-1026.
- ANZALONE B., 1984 - Prodromo della Flora Romana. Elenco preliminare delle piante vascolari spontanee del Lazio. Regione Lazio, SBI, *Quaderno Lazionatura*, 5: 249 pp.

- ARCA' G., 1986 - 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. & 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.
- ARROYO-RODRIGUEZ V. & MANDUJANO S., 2006 - Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27: 1079-1096.
- ASHBY K. R., 1967 - Studies on the ecology of field mice and voles (*Apodemus sylvaticus*, *Chletrionomys glareolus* and *Microtus agrestis*) in Houghall wood, Durham. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 152: 389-513.
- ASKINS R. A. & PHILBRICK M. J., 1987 - Effects of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin*, 99: 7-21.
- ATKINSON W. D. & SHORROCKS B., 1981 - Competition on a divided and ephemeral resource: a simulation model. *Journal of Animal Ecology*, 50: 461-471.
- BAKER J. R., 1930 - The breeding season in British wild mice. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 1930: 113-126.
- BAKER P. J., ANSELL R. J., DODDS P. A., WEBBER C. E. & HARRIS S., 2003 - Factors affecting distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Review*, 33: 95-100.
- BASCOMPTE J. & SOLÉ R. V., 1996 - Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology*, 65: 465-473.
- BÉLISLE M., DESROCHERS A. & FORTIN M. J., 2001 - Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82: 1893-904.
- BENDER J. B., TISCHENDORF L. & FAHRIG L., 2003. Using patch isolation to predict animal movement in binary landscape. *Landscape Ecology*, 18: 17-39.
- 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.
- BENNETT A. F., RADFORD J. Q. & HASLEM A., 2006 - Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133: 250-264.

- BERGIN T. M., BEST L. B., FREEMARK K. E. & KOEHLER K. J., 2000 - Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a Midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15: 131-43.
- BEST L. B., BERGIN T. M. & FREEMARK K. E., 2001 - Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management*, 65: 442-49.
- BIOMARK Inc. 703 S. Americana Blvd Suite 150 Boise, Idaho 83702, USA.
<http://www.biomark.com>
- BIRKAN M., 1968 - Répartition écologique et dynamique des populations d'*Apodemus sylvaticus* et *Chletrionomys glareolus* en pinède à Rambouillet. *La Terre et la Vie*, 3: 231-273.
- BLASI C., 1992 - Lineamenti della vegetazione dell'Alto Lazio. In: Olmi M. & Zapparoli M. (eds.). L'Ambiente nella Toscana 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.
- BOANO A., BRUNELLI M., BULGARINI F., MONTEMAGGIORI A., SARROCCO S. & VISENTIN M., 1995 - Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. *Alula II* (1-2): 1-224.
- BOCCHINI M. & NIEDER L., 1994 - Habitat preferences, structure and population dynamics of *Chletrionomys glareolus* in the northern Apennines. *Polish Ecological Studies*, 20 (3-4): 115-121.
- 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., LOY A. & MOLINARI P., 1985 - Temporal and spatial displacement of two sympatric rodents (*Apodemus sylvaticus* and *Mus musculus*) in a Mediterranean coastal habitat. *Oikos*, 45: 246-252.
- BOLGER D. T., ALBERTS A. C., SAUVAJOT R. M., POTENZA P., MCCALVIN C., TRAN D., MAZZONI S. & SOULÉ M. E., 1997 - Response of rodents to habitat fragmentation in

- coastal southern California. *Ecological Applications*, 71: 1075-1084.
- 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.
- BOROWSKY S., 1962 - *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) on the top of tall trees. *Acta theriologica*, 6: 314.
- BRIGHT P. W., MITCHELL P., MORRIS P. A., 1994 - Dormouse distribution: Survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. *Journal of Applied Ecology*, 31: 329-339.
- BRIGHT P. W. 1993 - Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. *Mammal Review*, 23: 101-111.
- BRIGHT P. W., 1995 - Distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* in Wales, on the edge of its range. *Mammal Review*, 25: 101-110.
- BRIGHT P. W., MORRIS P. A. & MITCHELL-JONES T., 2006 - The dormouse conservation handbook - Second edition. English Nature. Peterborough.
- BRIGHT P. W. & MACPHERSON D., 2002 - Hedgerow management, dormice and biodiversity. English Nature Research. Reports No. 454.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A., 1990 - Habitat requirements of the dormice *Muscardinus avellanarius*, in relation to woodland management in Southwest England. *Biological Conservation*, 54: 307-326.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A., 1991 - Ranging and nesting behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 224: 177-190.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A., 1992 - Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius* in coppice-with-standards woodland. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 226: 589-600.
- BRIGHT P. W. & MORRIS P. A., 1996 - Why dormice are rare? A case study in conservation biology. *Mammal Review*, 26: 157-187.
- BRIGHT P. W., MORRIS P. A. & MITCHELL-JONES T., 2006 - The dormouse conservation

handbook - Second edition. English Nature. Peterborough.

- BRITTON-DAVIDIAN J., 1990 - Genic differentiation in *M. m. domesticus* populations from Europa, the Middle East and North Africa: geographic patterns and colonization events. *Biological Journal of the Linnean Society*, 41: 27-45.
- 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.
- BUNNELL F. L., 1999 - Let's kill a panther: giving fragmentation a meaning. In: Rochelle J., Lehmann L. A. & Wisniewski J. (eds.). *Forest Wildlife & Fragmentation: Management Implications*: 7-13. Brill, Leiden, Germany.
- BURNHAM K. P. & ANDERSON D., 2002. Model selection and multimodel inference. A practical Information-Theoretic Approach. Second edition. Ed. Springer, Verlag, NY, USA.
- CANOVA L. & FASOLA M., 1991 - Communities of small mammals in six biotopes of the northern Italy. *Acta Theriologica*, 36: 73-86.
- CANOVA L. & FASOLA M., 1993 - Food habitus and trophic relationships of small mammals in six habitats of the northern Po plain (Italy). *Mammalia*, 57: 189-199.
- CAPIZZI D., 1997 - Effects of phylogenesis, morphology and habitat preferences on predatory exposure in a mediterranean small mammal community. *Italian Journal of Zoology*, 64: 61-67.
- CAPIZZI D., 2008 - Famiglia Muridae. In: Amori G., Contoli L. & Nappi A. (eds.) 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia: 575-577. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 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., BATTISTINI M. & AMORI G., 2003 - Effects of habitat fragmentation and forest management on the distribution of the edible dormouse *Glis glis*. *Acta Theriologica*, 48: 359-371.
- CAPIZZI D., 2009a - *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) - Topo selvatico. In: Amori G., Battisti C. & De Felici S. (eds.) 2009. I Mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie: 176-177. Provincia di Roma. Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura, Stilgrafica, Roma. 347 pp.

- CAPIZZI D., 2009b – *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) - Arvicola rossastra. In: Amori G., Battisti C. & De Felici S. (eds.) 2009. I Mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie: 176-177. Provincia di Roma. Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura, Stilgrafica, Roma. 347 pp.
- CAPIZZI D., 2000 - Diet shifts of the Tawny owl *Stix aluco* in central and northern Italy. *Italian Journal of Zoology*, 67: 73-79.
- CAPIZZI D. & FILIPPUCCI M. G., 2008 - *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). In: Amori G., Contoli L. & Nappi A., 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia: 604-616. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 pp.
- CAPIZZI D. & LUISELLI L., 1996 - Ecological relationships between small mammals and age of coppice in an oak-mixed forest in central Italy. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 51: 277-291.
- CAPIZZI D. & SANTINI L., 2007 - I Roditori italiani. Ecologia, impatto sulle attività umane e sugli ecosistemi, gestione delle popolazioni. Antonio Delfino editore, Roma.
- CARLSON A. & HARTMAN G., 2001 - Tropical forest fragmentation and nest predation - an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1077-85.
- CASI C., 1996 - Guida alla Selva del Lamone. Nuova Immagine Editrice, Siena. 115 pp.
- CAVINATO G. P., SALVINI F. & TOZZI M., 1986 - Evoluzione tettonica del settore centrale della linea Olèvano-Antrodoco: il contributo dell'analisi strutturale. *Memorie della Società Geologica Italiana*, 35: 591-601.
- 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.
- CIPOLLARI P. & COSENTINO D., 1992 - La linea Olèvano-Antrodoco: contributo della biostratigrafia alla sua caratterizzazione cinematica. *Studi Geologici Camerti, Volume speciale* 1991/2: 143-149.

- CLARKE J. R., 1985 - The reproductive biology of the bank vole (*Chletrionomys glareolus*) and the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 33-59.
- 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.
- CONTOLI L., 1988 - La nicchia trofica di Allocco (*Strix aluco*) e Barbagianni (*Tyto alba*) in Italia: acquisizioni e problemi. *Naturalista siciliano*, S. IV, 12 (suppl.): 129-143.
- CONTOLI L., 1988 - La nicchia trofica di Allocco (*Strix aluco*) e Barbagianni (*Tyto alba*) in Italia: acquisizioni e problemi. *Naturalista siciliano*, S. IV, 12 (suppl.): 129-143.
- COOCH E. & WHITE G., 2012. Program MARK. A gentle introduction. 11th edition. Evan Cooch & Gary White (eds). <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- COOPER C. B., WALTERS J. R. & FORD H., 2002 - Effects of remnant size and connectivity on the response of brown treecreepers to habitat fragmentation. *Emu*, 102: 249-256.
- CORBET G. B & HARRIS S., 1996 - The handbook of British Mammals. Blackwell, Oxford.
- CORNELINI P. & PETRELLA P., 2002 - Lineamenti della flora e vegetazione del Lazio. In: Sauli G., Cornelini 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.
- CORRADO S., COSENTINO D., CRESCENZI B. & PARROTTO M., 1992 - Geometrie delle deformazioni della Sabina meridionale attraverso la ricostruzione di superfici strutturali (Lazio, Appennino centrale). *Studi Geologici Camerti, Volume speciale 1991/2*: 47-53.
- COSENTINO D., 1986 - Nuovi dati sull'assetto stratigrafico-strutturale dell'area di Roccagiovine (Monti Lucretili). *Memorie della Società Geologica Italiana*, 35: 407-416, Roma.
- COSENTINO D., MICCADEI E., PARROTTO M., 1993 - Assetto geologico-strutturale dei Monti della Sabina (Lazio, Appennino centrale). *Geologica Romana*, 29: 537-545.
- DAVIES K. F., GASCON C. & MARGULES C. R., 2001 - Habitat fragmentation: Consequences, Management and Future Research Priorities. In: Soulé M. E. & Orians G. H. (Eds). *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*: 81-97. Island Press, Washington D.C., USA.
- 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.
- DEBERNARDI P., PATRIARCA E. & REUTTER B. A., 2003 - Contribution to the knowledge of *Apodemus* genus in the Gran Paradiso National Park. *Hystrix - Italian Journal of Mammology* (n.s.), 14: 55-75.
- den BOER. P. J., 1981 - On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, 50: 39-53.
- D.R.E.A.M., 2002 - Piano di assestamento forestale della Riserva Naturale Selva del Lamone: 32-54.
- DE RITA D., 1992 - Inquadramento geologico della Provincia di Viterbo. In: Olmi M. & 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.
- DIAZ M., SANTOS T. & TELLERIA J. L., 1999 - Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of an habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. *Acta Oecologica*, 20(1): 39-49.
- DIDHAM R. K., GHAZOUL J., STORK N. E. & DAVIS A. J., 1996 - Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 255-260.
- ELBIN S. B. & BURGER J., 1994 - Implantable microchips for individual identification in wild and captive populations. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 677-683.
- ELLERMAN J. R., 1940 - The families and genera of living rodents. Vol. 1. Rodents other than Muridae. Trustees of the British Museum (Natural History), London.
- ELMHAGEN B., & ANGERBJÖRN A., 2001 - The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos*, 94: 89-100. Doi: 10.1034/j.1600-0706.2001.11316.x.
- FABBRI M., 1992 - Aspetti geologici del comprensorio della valle del Fiora e della Selva del Lamone. In: M. Olmi & 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 species extinction. *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 - Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology*,

Evolution and Systematics, 34: 487-515.

FASOLA M. & CANOVA L., 2000 - Asymmetrical competition between the bank vole and the wood mouse, a removal experiment. *Acta Theriologica*, 45: 353-365.

FERRIS-KAHN R., 1995 - The Ecology of Woodland Creation. John Wiley & Sons, Chichester.

FILIPPUCCI M. G., SIMSON S. & NEVO E., 1989 - Evolutionary biology of the genus *Apodemus* Kaup, 1829 in Israel. Allozymic and biometric analyses with description of a new species: *Apodemus hermonensis* (Rodentia, Muridae). *Bollettino di Zoologia*, 56: 361-376.

FILIPPUCCI M. G., STORCH G. & MACHOLÁN M., 1996 - Taxonomy of the genus *Sylvaemus* in western Anatolia - morphological and electrophoretic evidence. *Senckenbergiana biologica*, 75: 1-14.

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.

FLEISHMAN E., RAY C., SJOËGREN-GULVE P., BOGGS C. L. & MURPHY D. D., 2002 - Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. *Conservation Biology*, 16: 706-716.

FLOWERDEW J. R., 1991 - Wood mouse (pp. 220-229). In: Corbet G. B. & Harris S. (eds). The handbook of British mammals. Black Scientific Publications, Oxford.

FLOWERDEW J. R., 2000 - Wood mice - Small granivores/insectivores with seasonally variable patterns. In: S. Halle & C. S. Stenseth (eds.). Activity patterns in small mammals: an ecological approach. *Ecological studies*, 141: 177-189.

FLOWERDEW J. R., 1985 - The population dynamics of wood mice and yellow-necked mice. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 315-338.

FLOWERDEW J. R. & ELLWOOD S. A., 2001 - Impact of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry*, 74: 277-287.

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.

- FRANKEN R. J. & HIK D. S., 2004 - Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 889-896.
- GAISLER J., HOLAS V. & HOMOLKA M. 1977 - Ecology and reproduction of Gliridae (Mammalia) in northern Moravia. *Folia Zoologica*, 26: 213-228.
- GANNON W. L. & SIKES R. S., 2007 - Guidelines of the American Society of Mammalogists for the Use of Wild Mammals in Research. *Journal of Mammalogy*, 88 (3): 809-823.
- GEUSE P., BACHAU V. & LE BOULEGNÈ E., 1985 - Distribution and population dynamics of bank voles and wood mice in a patchy woodland habitat in central Belgium. *Acta Zoologica Fennica*, 73: 65-68.
- GIBBS J. P., 1998 - Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13: 236-238.
- GIBBS J. P., 2001 - Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation*, 100: 15-20.
- GIBBS J. P. & STANTON E. J., 2001 - Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications*, 11: 79-85.
- GRANT P. R. & MORRIS R. D., 1971 - The distribution of *Microtus pennsylvanicus* within grassland habitat. *Canadian Journal of Zoology*, 49 (7): 1043-1052.
- GURNELL J., 1985 - Woodland rodent communities. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 377-411.
- GURNELL J., HICKS M. & WHITBREAD S., 1992 - The effects of coppice management on small mammals populations. In: Buckley G. P. (ed.). *Ecology and Management of Coppice Woodlands*: 213-232. Chapman & Hall, London.
- GUSTAFSON E. J. & PARKER G. R., 1994 - Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29: 117-130.
- HAILA Y., 1991 - Implications of landscape heterogeneity for bird conservation. *International Ornithological Congress*, 20: 2286-2291.
- HAILA Y., 2002 - A Conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12 (2): 321-334.
- HALL L. S., KRAUSMAN P. R. & MORRISON M. L., 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 173-182.

- HALLE S., 1988 - Locomotory activity pattern of wood mice as measured in the field by automatic recording. *Acta theriologica*, 33: 305-312.
- HANSKI I., 1998 - Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- HANSKI I. & GAGGIOTTI O., 2004 - Ecology, genetics, and evolution of metapopulations. Elsevier, Burlington, 696 pp.
- HANSKI I. & GILPIN M., 1991 - Metapopulation dynamics. In: Gilpin M. & Hanski I. (eds.). *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*: 3-16. Academic Press, London, UK.
- HANSKI I., KUUSSAARI M. & NIEMINEN M., 1994 - Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*, 75: 747-762.
- HANSKI I., MOILANEN A. & GYLLENBERG M., 1996 - Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist*, 147: 527-41.
- HANSKI I., PAKKALA T., KUUSSAARI M. & LEI G., 1995 - Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos*, 72: 21-28.
- HANSKI I. & SIMBERLOFF D., 1997- The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski I. & Gilpin M. E. (eds.). *Metapopulation biology*: 5-26. Academic Press, San Diego.
- HANSSON L., 1971 - Small rodent food, feeding and population dynamics. A comparison between granivorous species in Scandinavia. *Oikos*, 22: 183-198.
- HANSSON L., 1985 - The food of the bank voles, wood mice and yellow-necked wood mice. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 141-168.
- HARGIS C. D., BISSONETTE J. A. & TURNER D. L., 1999 - The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology*, 36: 157-72.
- HARICH N. & BENAZZOU T., 1990 - Contribution a l'étude de la biologie du mulot (*Apodemus sylvaticus*, Rongeurs, Murides) de la plain côtière du Maroc. *Mammalia*, 54: 47-59.
- HARRISON S., 1991 - Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 73-88.
- HARTLEY M. J. & HUNTER M. L., 1998 - A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*, 12: 465-69.

- HAYES L. D., CHESH A. S., CASTRO R. A., TOLHUYSEN L. O., BURGER J. R., BHATTACHARJEE J., EBENSPERGER L. A., 2009 - Fitness consequences of group living in the degu *Octodon degus*, a plural breeder rodent with communal care. *Animal Behaviour*, 78: 131-139.
- HEISSWOLF A., REICHMANN S., POETHKE H. J., SCHRADER B. & OBERMAIER E., 2009 - Habitat quality matters for the distribution of an endangered leaf beetle and its egg parasitoid in a fragmented landscape. *Journal of Insect Conservation*, 13: 165-175.
- HINSLEY S. A., 2000 - The costs of multiple patch use by birds. *Landscape Ecology*, 15: 765-775.
- HINSLEY S. A., BELLAMY P. E., NEWTON I. & SPARKS T. H., 1995 - Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- HOBBS R. J. & YATES C. J., 2003 - Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany*, 51: 471-488.
- HOFFMEYER I., 1973 - Interaction and habitat selection in the mice *Apodemus flavicollis* and *A. sylvaticus*. *Oikos*, 24: 108-116.
- HOLISOVA V. & OBRTTEL R., 1980 - Food resources partitioning among four myomorph rodent population coexisting in a spruce forest. *Folia Zoologica*, 29: 193- 207.
- HOLLAND G. J. & BENNETT A.F., 2007 - Occurrence of small mammals in a fragmented landscape: The role of vegetation heterogeneity. *Wildlife Research*, 34: 387-397.
- HOLLAND G. J. & BENNETT A. F., 2010 - Habitat fragmentation disrupts the demography of a widespread native mammal. *Ecography*, 33: 841-853.
- HORNE T. & YLONEN H., 1996 - Female bank voles (*Clethrionomys glareolus*) prefer dominant males; but what if there is no choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 38: 401-405.
- HORNE T. & YLONEN H., 1998 - Heritabilities of dominance-related traits in male bank voles (*Clethrionomys glareolus*). *Evolution*, 52: 894-899.
- HUFFAKER C. B., 1958 - Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillations. *Hilgardia*, 27: 243-283.
- IANNARILLI F., 2012 - Ecologia e dinamica di popolazioni spazialmente strutturate in paesaggi frammentati del Centro Italia. Tesi di laurea magistrale in Ecobiologia, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", a.a. 2011-2012.
- INNES D. & MILLAR J. S., 1994 - Life histories of *Clethrionomys* and *Microtus* (Microtinae).

Mammal Review, 24 (4): 179-207.

IUCN: <http://www.iucnredlist.org/>

JACOB J., YLÖNEN H. & HODKINSON C. G., 2002 - Trapping efficiency of Ugglan traps and Longworth traps for house mice in south-eastern Australia. *Wildlife Research*, 29 (1): 101-103.

JÊDRZEJEWSKY W. & JÊDRZEJEWSKA B., 1993 - Predation on rodents in Bialowieza primeval forest, Poland. *Ecography*, 16: 47-64.

JÊDRZEJEWSKY W., JÊDRZEJEWSKA B., SZYMURA A. & ZUB K., 1996 - Tawny owl (*Strix aluco*) predation in a pristine deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). *Journal of Animal Ecology*, 65: 105-120.

JENNINGS T. J., 1975 - Notes on the burrow system of woodmice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 177: 500-504.

JENSEN T. S., 1975 – Population estimation and population dynamics of two Danish forest rodents. *Meddr. Dansk Naturhistorisk Forening*, 138: 65-86.

JENSEN T. S., 1982 - Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forests. *Oecologia*, 54: 184-192.

JENSEN T. S. & NIELSEN O. F., 1986 - Rodents as seed dispersers in a heat-oak wood succession. *Oecologia*, 70: 214-221.

JENSEN T. S., 1985 - Seed-seed predator interaction of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Oikos*, 44: 149-156.

JOHNSON M. D., 2007 - Measuring habitat quality: A review. *Condor*, 109: 489-504.

JUŠKAITIS, R. 2002. Spatial distribution of the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in large forest areas and its relation with seed crop of forest trees. *Mammalian Biology*, 67(4): 206-211.

JUŠKAITIS R., 2003a - Abundance dynamics and reproduction success in the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, populations in Lithuania. *Folia Zoologica*, 52: 239-248.

JUŠKAITIS R., 2008 - The common dormouse *Muscardinus avellanarius*: ecology, population structure and dynamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius.

JUŠKAITIS R. 2003b - Breeding by young-of-the-year females in common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, populations in Lithuania. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 529-535.

JUŠKAITIS R. & ŠIOŽINYTĖ V., 2008 - Habitat requirements of the common dormouse

- (*Muscardinus avellanarius*) and the fat dormouse (*Glis glis*) in mature mixed forest in Lithuania. *Ekologia* (Bratislava), 27: 143-151.
- KAREIVA P., 1987 - Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature*, 326: 388-390.
- KAWECKI T. D., 2004 - Ecological and evolutionary consequences of source-sink population dynamics. In: Hanski I. & Gaggiotti O. (eds.). *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*: 387-414. Elsevier.
- KING C. M., 1985 - Interactions between woodland rodents and their predators. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 219-247.
- KING C. M., 1985 - Interactions between woodland rodents and their predators. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 219-247.
- KLEMMER K. & KRAMPITZ H. E., 1954 - Zur Kenntnis der Säugerfauna Siziliens. *Senckenbergiana Biologica*, 35:128-135.
- KOMONEN A., PENTTILÄE R., LINDFREN M. & HANSKI I., 2000 - Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, 90: 119-26.
- KOPER N., SCHMIEGELOW F. K. A. & MERRILL E. H., 2007 - Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation: implications for the debate. *Landscape Ecology*, 22: 811-820.
- KORN H., 1987 - Effects of live-trapping and toe-clipping on body weight of European and African rodent species. *Oecologia*, 71: 597-600.
- KOPROWSKI J. L., 2005 - The response of tree squirrels to fragmentation, a review and synthesis. *Animal Conservation*, 8: 369-376.
- KOSKELA, E., JONSSON P., HARTIKAINEN T., MAPPEL T., 1998 - Limitation of reproductive success by food availability and litter size in the bank vole, *Clethrionomys glareolus*. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 265: 1129-1134.
- KOSKELA, E., MAPPEL T., YLONEN H., 1997 - Territorial behaviour and reproductive success of bank vole *Clethrionomys glareolus* females. *Journal of Animal Ecology*, 66: 341-349.
- KOZAKIEWICZ M. & SZACKI J., 1995 - Movements of small mammals in a landscape: patch restriction or nomadism? In: Lidicker W. Z. Jr. (ed). *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- KOZAKIEWICZ M., GORTAT T., KOZAKIEWICZ A. & BARKOWSKA M., 1999 - Effect of

- habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology*, 14: 391-400.
- KRATOCHVIL J., 1973 - Männliche Sexualorgane und System der Gliridae (Rodentia). *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacaе*, 7: 1-52.
- KREBS C. J., 1999 - *Ecological Methodology* 2nd Edition. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc.
- KREBS C. J., 2009 - *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco. 655 pp.
- KREBS C. J., KELLER B. L. & TAMARIN R. H., 1969 - *Microtus* population biology: demographic changes in fluctuating population of *M. ochrogaster* and *M. pennsylvanicus* in southern Indiana. *Ecology*, 50: 587-607.
- KREMSATER L. & BUNNELL F. L., 1999 - Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests. In: Rochelle J. A., Lehmann L. A. & Wisniewski J. (eds.). *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*: 117-53. Boston, MA: Brill. 301 pp.
- KULLBACK S. & LEIBLER R. A., 1951 - On information and sufficiency. *Annals Mathematical Statistics*, 22: 79-86.
- KURKI S., NIKULA A., HELLE P. & LINDEN H., 2000 - Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81: 1985-97.
- LARSSON T. B., HANSSON L. & NYHOLM E., 1973 - Winter reproduction in small rodents in Sweden. *Oikos*, 24: 475-476.
- LAURANCE W. F., PEREZ-SALICRUP D., DELAMONICA P., FEARNSIDE P. M., D'ANGELO S., JEROZOLINSKI A., POHL L. & LOVEJOY T. E., 2001 - Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, 82: 105-16.
- LAW B. S. & DICKMAN C. R., 1998 - The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7: 323-33.
- LECLERCQ G. C. & ROZENFELD F. M., 2001 - A permanent marking method to identify individual small rodents from birth to sexual maturity. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 254: 203-206.
- LE LOUARNE H. & SCHMITT A., 1972 - Relations observées entre la production de faines et la dynamique de population du mulot, *Apodemus sylvaticus* L., en Forêt de Fontainebleau.

Annals of Forest Science, 30 (2): 205-214.

LEVIN R., 1970. Extinction. In: Gerstenhaber M. (ed.). Some mathematical questions in biology: 77-107. Lectures on mathematics in life sciences 2. American Mathematical Society, Providence.

LEVIN S. A., 1974 - Dispersion and population interactions. *The American Naturalist*, 108: 207-228.

LEVIN S. A., 1976 - Population dynamic models in heterogeneous environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7: 287-310.

LINDENMAYER D. B. & FISCHER J., 2007 - Tackling the habitat fragmentation pantheon. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 127-132.

LINDENMAYER D. B., INCOLL R. D., CUNNINGHAM R. B., POPE M. L., DONNELLY C. F., MACGREGOR C. I., TRIBOLET C. & TRIGGS B. E., 1999 - Comparison of hairtube types for the detection of mammals. *Wildlife Research*, 26: 745-753.

LINDNER E. & FUELLING O., 2002 - Marking methods in small mammals: ear-tattoo as an alternative to toe-clipping. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 256: 159-163.

LIKHACHEV G. N., 1954. Reproduction and abundance of the common dormouse. *Zoologicheskii Zhurnal*, 33: 1171-1182.

LLOYD H., 2008 - Influence of within-patch habitat quality on high-Andean *Polylepis* bird abundance. *Ibis*, 150: 735-745.

LOCATELLI R. & PAOLUCCI P., 1998 - The structure of small mammals communities in some alpine habitats. *Hystrix - Italian Journal of Zoology*, (n.s.) 10: 41-48.

LOMAN J., 1991 - The small mammal fauna in an agricultural landscape in southern Sweden, with special reference to the wood mouse *Apodemus sylvaticus*. *Mammalia*, 55: 91-96.

LOZAN M. N. 1970 - Gryzuny Moldavii [Rodents of Moldavia]. Vol. 1. Kishinev: Redaktsionno-izdatel'skii otdel Akademii nauk Moldavskoi SSR (in Russian).

MACARTHUR R. H. & WILSON E. O., 1967 - The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

MACDONALD D., 1985 - Encyclopedia of Mammals. Facts on File Publishers, NY.

MACDONALD D., 2001 - The Encyclopedia of Mammals. United Kingdom: Andromeda Oxford

Limited.

- MACHOLÁN M., FILIPPUCCI M. G., BENDA P., FRYNTA D. & SADLOVA J., 2001 - Allozyme variation and systematics of the genus *Apodemus* (Rodentia: Muridae) in Asia Minor and Iran. *Journal of Mammology*, 82: 799-813.
- MACHTANS C. S., VILLARD M. A. & HANNON S. J., 1996 - Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, 10: 1366-1379.
- MACKENZIE D. I., 2005 - Was is there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Australian and New Zealand Journal of Statistics*, 47 (1): 65-74.
- 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., HINES J. E., KNUTSON M. G. & FRANKLIN A. B., 2003 - Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84 (8): 2200-2207.
- 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.
- MAHAN C.G. & YAHNER R. H., 1999 - Effects of forest fragmentation on behavior patterns in the eastern chipmunk (*Tamias striatus*). *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1991-1997.
- 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. & Roma S. (eds.). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio: 27-32. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- MARSH A. C. W., POULTON S. & HARRIS S., 2001 - The yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analyses of factors affecting distribution. *Mammal Review*, 31: 203-227.
- MARSH A. C. W. & HARRIS S., 2000 - Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation*, 92: 275-283.
- MARSH D. M. & TRENHAM P. C., 2001 - Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15: 40-49.

- MATTER S. F., EZZEDDINE M., DUERMIT E., MASHBURN J., HAMILTON R., LUCAS T. & ROLAND J., 2009 - Interactions between habitat quality and connectivity affect immigration but not abundance or population growth of the butterfly, *Parnassius smintheus*. *Oikos*, 118: 1461-1470.
- McCARTHY M. A. & LINDENMAYER D. B., 1999 - Incorporating metapopulation dynamics of Greater Gliders into reserve design in disturbed landscapes. *Ecology*, 80: 651-667.
- McGARIGAL K. & CUSHMAN S., 2002 - Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 12: 335-345.
- McGARIGAL K. & McCOMB W. C., 1995 - Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65: 235-260.
- MCGARIGAL K., CUSHMAN S. A., NEEL M. C. & ENE E., 2002 - FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Comp. software prog. Univ. Mass., Amherst. Web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- MELCORE I., 2012 - Analisi del ruolo della qualità degli habitat in paesaggi frammentati dell'Italia centrale: il caso di studio di quattro specie di micromammiferi (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Myodes glareolus*, *Muscardinus avellanarius*). Tesi di Laurea Magistrale in Ecobiologia. Università degli Studi di Roma "La Sapienza", a. a. 2011-2012.
- MEZHHERIN S. V. & LASHKOVA E. I., 1992 - Two closely related mice species - *Sylvaemus sylvaticus* and *Sylvaemus flavicollis* (Rodentia, Muridae) in an area of their overlapping occurrence. *Vestnik Zoologii*, 5: 33-41.
- MEZHHERIN S. V. & ZYKOV A. E., 1991 - Genetic divergence and allozyme variability in mice genus *Apodemus* s. lato (Muridae, Rodentia). *Cytology and Genetics*, 25: 51-58.
- MICHAUX J. R., KINET S., FILIPPUCCI M. G., LIBOIS R., BESNARD A. & CATZEFLIS F., 2001 - Molecular identification of three sympatric species of wood mice (*Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *A. alpicola*) in western Europe (Muridae: Rodentia). *Molecular Ecology Notes*, 1: 260-263.
- MILAZZO C., ALOISE G., CAGNIN M., DI BELLA C., GERACI F., FELIU C. & CASANOVA J. C., 2005 - Helminths of *Apodemus sylvaticus* (Muridae) distributed on the southern European border (Italian Peninsula). *Vie et Milieu*, 55 (1): 45-51.
- MILAZZO C., CASANOVA J. C. & MARTINOLI A., 2008 - *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) - Parassiti. In: Amori G., Contoli L. & Nappi A. (eds.) 2008 - Fauna d'Italia Vol. XLIV.

- Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia: 616-617. Edizioni Calderini de Il Sole 24 ORE Business Media Srl, Milano. 736 pp.
- MILLÀN DE LA PENA N., BUTET A., DELETTRE Y., MORANT P. & BUREL F., 2003 - Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94: 59-72.
- MITCHELL-JONES A. J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYŠTUFEK B., REIJNDERS P. J. H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J. B. M., VOHRALÍK V. & ZIMA J., 1999 - Atlas of European Mammals. The Accademic Press, London. 496 pp.
- MITCHELL M. S., RUTZMOSER S. H., WIGLEY T. B., LOEHLE C., GERWIN J. A., KEYSER P. D., LANCIA R. A., PERRY R. W., REYNOLDS C. J., THILL R. E., WEIH R., WHITE D. & WOOD P. B., 2006 - Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scale using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management*, 221: 155-169.
- MONTGELARD C., MATTHEE C. A. & ROBINSON T. J., 2003 - Molecular systematics of dormice (Rodentia: Gliridae) and the radiation of *Graphiurus* in Africa. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1947-1955.
- MONTGOMERY W. I., 1978 - Studies on the distribution of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *A. flavicollis* (Melchior) in Britain. *Mammal Review*, 8: 177-184.
- MONTGOMERY W. I., 1981 - A removal experiment with sympatric population of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *Apodemus flavicollis* (Melchior) (Rodentia, Muridae). *Oecologia*, 51: 123-132.
- MONTGOMERY W. I., 1980b - Spatial organization in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis* (Rodentia, Muridae). *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 192: 351-377.
- MONTGOMERY W. I., 1985 - Interspecific competition and the comparative ecology of two congeneric species of mice (pp. 126-187). In: Cook L. M. (Ed.): Case studies in Population Biology. Manchester University Press, Manchester.
- MONTGOMERY W. I., 1980a - The use of arboreal runways by the woodland rodents, *Apodemus sylvaticus* (L.), *A. flavicollis* (Melchior) and *Clethrionomys glareolus* (Schreber). *Mammal Review*, 10: 189-195.
- MONTGOMERY W. I., 1991 - Yellow-necked mouse *Apodemus flavicollis* (pp. 229-233). In: Corbet G. B., Harris S. (Eds.): The handbook of British mammals, Oxford. Blackwell

Scientific Publications.

- MONTGOMERY W. I., 1979 - Trap-revealed home range in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*. *Journal of Animal Ecology*, 60: 179-192.
- MONTGOMERY W. I. & GURNELL J., 1985 - The behavior of *Apodemus*. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 89-115.
- MORENO S. & KUFNER B., 1988 - Seasonal patterns in the wood mouse population in Mediterranean scrubland. *Acta Theriologica*, 33: 79-85.
- MORRIS P.A., 1999 - *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758). In: Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralík V. & Zima J. (eds.) 1999 - Atlas of European Mammals: 296-297. The Academic Press, London. 496 pp.
- MORRIS P.A., BRIGHT P.W. & WOODS D., 1990 - Use of nestboxes by the dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation*, 51: 1-13.
- MORTELLITI A. & BOITANI L., 2007 - Estimating species' absence, colonization and local extinction in patchy landscapes: an application of occupancy models with rodents. *Journal of Zoology*, 273: 244-248.
- 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.
- MORTELLITI A., BOITANI L. 2009 - Distribution and coexistence of shrews in patchy landscapes: a field test of multiple hypotheses. *Acta Oecologica*, 35: 797-804
- MORTELLITI A., SANTULLI SANZO G. & BOITANI L., 2009a - Species' surrogacy for conservation planning: caveats from comparing the response of three arboreal rodents to habitat loss and fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1131-1145.
- MORTELLITI A., AMORI G., ANNESI F. & BOITANI L., 2009b - Testing for the relative contribution of patch neighborhood, patch internal structure, and presence of predators and competitor species in determining distribution patterns of rodents in a fragmented landscape. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 662-670.
- MORTELLITI A., AMORI G., CAPIZZI D., RONDININI C. & BOITANI L., 2010a - Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review*, 40: 125-154.

- MORTELLITI A., AMORI G. & BOITANI L., 2010b - 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., 2010c - 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., FAGIANI S., SCHIAVANO A., SOZIO G., BOSCHETTI M., FIPALDINI D., IANNARILLI F., MELCORE I., SANTARELLI L., AMORI G., BANI L., ZAPPAROLI M. & BOITANI L., 2012 - Ecology of small mammals in fragmented landscapes: population dynamics and optimal conservation strategies. In: Prigioni C., Balestrieri A., Preatoni D. G. & Masseroni E. (eds.) 2012. VIII Congresso Italiano di Teriologia, *Hystrix - Italian Journal of Mammology*, (N.S.) SUPP. 2012: 27.
- MUSSER G. G. & CARLETON M. D., 2005 - Superfamily Muroidea. In Wilson D. E. & Reeder D. M. (eds.). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*: 894-1531. Third ed. Vol. 2 John Hopkins University Press, Baltimore.
- NAPPI G., 1969 - Genesi ed evoluzione della caldera di Latera. *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 90: 61-81.
- NAPPI G. & MARINI A., 1986 - I cicli eruttivi dei Vulsini orientali nell'ambito della vulcanotettonica del complesso. *Memorie della Società Geologica Italiana*, 35: 679-687.
- NIEBERDING C., MORAND S., LIBOIS R. & MICHAUX J. R., 2006 - Parasites and the island syndrome: the colonization of the western Mediterranean islands by *Heligmosomoides polygyrus* (Dujardin, 1845). *Journal of Biogeography*, 33 (11): 1212-1222.
- NIETHAMMER J., 1978 - *Apodemus flavicollis* - Gelbhalsmaus, *Apodemus sylvaticus* - Waldmaus. In: Niethammer J. & Kraupp F. (eds.). *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1/I. Rodentia I (Sciuridae, Castoridae, Gliridae, Muridae)*: 325-358. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- NOWAK R. M., 1999 - *Walker's Mammals of the World. Six Edition*. The Johns Hopkins

University Press, Baltimore.

NOWAK R.M., 1991 - Walker's Mammals of the World. 5th Ed. Vol II. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

OBRTTEL R. & HOLISOVA V., 1983 - Winter and spring diet of three coexisting *Apodemus* spp. *Folia Zoologica*, 32: 291-302.

OKSANEN, T., JONSSON P., KOSKELA E., MAPPEL T., 2001 - Optimal allocation of reproductive effort: manipulation of offspring number and size in the bank vole. *proceedings of the Royal Society of London B*, 268: 661-666.

OKSANEN T., ALATALO R., HORNE T., KOSKELA E., MAPPEL J., 1999 - Maternal effort and male quality in the bank vole, *Clethrionomys glareolus*. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 266: 1495-1499.

OLIVER P. I., VAN AARDE R. J. & FERREIRA S. M., 2009 - Support for metapopulation structure among mammals. *Mammal Review*, 39 (3): 178-192.

OLMI M. & ZAPPAROLI M., 1992 - (a cura di). L'Ambiente nella tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo. Università della Tuscia, Union Printing Edizioni, Viterbo. 351 pp.

OSTFELD R., 1985 - Limiting resources and territoriality in microtine rodents. *American Naturalist*, 126: 1-15.

PANCHETTI F., 2009 - *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) - Moscardino. In Amori G., Battisti C. & De Felici S. (eds.) 2009. I Mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie: 162-163. Provincia di Roma. Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura, Stilgrafica, Roma. 347 pp.

PANCHETTI F. & CARPANETO G. M., 2005. Reproductive biology of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in a coastal evergreen scrub forest of central Italy. In: 6th International Conference on Dormice (Gliridae). Siedlce (Poland), 20-24 September 2005. Siedlce, 40.

PANCHETTI F., AMORI G., CARPANETO G.M. & SORACE A., 2004 - Activity patterns of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in different Mediterranean ecosystem. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 262: 289-294.

PAPI R. & BARAGLIU G. A., 2007 - Il territorio, la flora e la fauna. In: Guida ai servizi delle aree naturali protette del Lazio - Riserva Naturale Selva del Lamone: 11-23. APQ7 - Regione

- Lazio, Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e Ministero dell' Economia e delle Finanze, Roma, 71 pp.
- PAPI R., 2007 - La fauna. In: Guida ai servizi delle aree naturali protette del Lazio - Riserva Naturale Selva del Lamone: 34-44. APQ7 - Regione Lazio, Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e Ministero dell' Economia e delle Finanze, Roma, 71 pp.
- PARKER S. P., 1990 - Grzimek's Encyclopedia. Vol 3. McGraw-Hill Publishers, NY.
- PAROTTO M. & PRATURLON A., 1975 - Geological summary of the Central Apennines. Structural Model of Italy. *Quaderni della Ricerca Scientifica*, 90: 257-311.
- PATRIARCA E. & DEBERNARDI P., 1997 - Insectivora, Chiroptera, Lagomorpha, Rodentia and Carnivora of the Gran Paradiso National Park: checklist and preliminary ecological characterization. *Ibex - Journal of Mountain Ecology*, 4: 17-32.
- PESOLA AG. Rebmatli 19, CH-6340 Baar, Switzerland. <http://www.pesola.com>
- PHILLOTT A. D., SKERRATT L. F., MCDONALD K. R., LEMKERT F. R., HINES H. B., CLARKE J. M., ALFORD R. A. & SPEARE R., 2007 - Toe-Clipping as an Acceptable Method of Identifying Individual Anurans in Mark Recapture Studies. *Herpetological Review*, 38 (3): 305-308.
- 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://sgml.eim.gov.it>
- PITHER J. & TAYLOR P. D., 1998 - An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos*, 83: 166-74.
- POLITI P., CAMPANELLA G., SCHIAVANO A., 2009 - Dati preliminari sulla presenza e sulla scelta dei siti di nidificazione di Picidi nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone, Italia centrale. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J. G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (eds.) 2009. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia. *Alula XVI* (1-2): 98-100.
- POPE S. E., FAHRIG L. & MERRIAM H. G., 2000 - Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*, 81: 2498-2508.

- POWELL R. A. & PROULX G., 2003 - Trapping and Marking Terrestrial Mammals for Research: Integrating Ethics, Performance Criteria, Techniques, and Common Sense. *ILAR Journal*, 44 (4): 259-276.
- PÖYRY J., PAUKKUNEN J., HELIÖLÄ J. & KUUSSAARI M., 2009 - Relative contribution of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 160: 577-587.
- PREATONI D. G., ZILIO A. & CANTINI M., 1997 - A model to optimize trap system used for small mammal (Rodentia, Insectivora) density estimates. *Hystrix - Italian Journal of Mammology*, 9 (1-2): 31-37.
- PUCEK Z., JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B. & PUCEK M., 1993 - Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop and predation. *Acta Theriologica*, 38: 185-198.
- PULLIAM H. R., 1988 - Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*, 132: 652-661.
- RADFORD J. Q. & BENNETT A. F., 2007 - The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. *Journal of Applied Ecology*, 44: 737-747.
- RECHER H. F., 1999 - The state of Australia's avifauna: a personal opinion and prediction for the new millennium. *Australian Zoologist*, 31: 11-29.
- REGGIANI G., CALO' C. M. & RIVIELLO M. C., 1986 - La Lontra nell'Alto Lazio. In: F. Cassola (ed.). La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata. WWF, *Serie Atti e Studi*, 5: 77-80.
- RODRIGUEZ A. & ANDRÉN H., 1999 - A comparison of Eurasian red squirrel distribution in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 36: 649-662.
- ROGERS L. M. & GORMAN M. L., 1995 - The population dynamics of small mammals living in set-aside and surrounding semi-natural and crop land. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 236: 451-464.
- ROLAND J., 1993 - Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia*, 93: 25-30.
- RUNGE J. P., RUNGE M. C. & NICHOLS J. D., 2006 - The role of local populations within a landscape context: Defining and classifying sources and sinks. *American Naturalist*, 167: 925-938.

- SAINT GIRONS M. C., 1972 - Genre *Apodemus* Kaup, 1829 au Maroc. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 37: 362-371.
- SALVINI F. & VITTORI E., 1982 - Analisi strutturale della linea Olèvano-Antrodoco-Posta (Ancona-Anzio Auct.): metodologia di studio delle deformazioni fragili e presentazione del tratto meridionale. *Memorie della Società Geologica Italiana*, 24: 337-355.
- SANTARELLI L., 2011 - Demografia del Moscardino (*Muscardinus avellanarius* L.) in paesaggi frammentati. Tesi di laurea specialistica in Conservazione e divulgazione naturalistica, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", a.a. 2010-2011.
- SANTOS T., DÍAZ J. A., PÉREZ-TRIS J., CARBONELL R., TELLERÍA J. L., 2008 - Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation*, 11: 46-56.
- SARÀ M., CASAMENTO G. & SPINATO A., 2001 - Density and breeding of *Muscardinus avellanarius* L. 1758 in woodlands of Sicily. *Trakya University Journal of Scientific Research*, series B 2: 85-93.
- SARÀ M., MILAZZO A., FALLETTA W. & BELLIA E., 2005 - Exploitation competition between hole-nesters (*Muscardinus avellanarius*, Mammalia and *Parus caeruleus*, Aves) in Mediterranean woodlands. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 265: 347-357.
- SARÀ M., SPINNATO A., CASAMENTO G. & ROMANO S., 2000 - Conservazione del moscardino, *Muscardinus avellanarius* (L. 1758) (Mammalia, Myoxidae) nel Parco delle Madonie (Sicilia). *Naturalista siciliano*, S. IV, 24 (1-2): 69-95.
- SCHIPPER J., CHANSON J. S., CHIOZZA F., COX N.A., HOFFMANN M. & KATARIYA V., 2008 - The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322: 225-230.
- SCHOOLEY R. L. & WIENS J. A., 2003 - Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos*, 102: 559-570.
- SCHULZE W., 1973 - Untersuchungen zur Biologie der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius* L.) im Sudharz. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 13: 107-121.
- SCOPPOLA A., 1992 - La vegetazione della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico. In: Olmi M. & Zapparoli M. (eds.). L'Ambiente nella tuscia laziale - Aree protette e di interesse naturalistico della Provincia di Viterbo: 73-79. Università della Tuscia, Union Printing

Edizioni, 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. & 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.

SERGIO F. & NEWTON I., 2003 - Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72: 857-865.

SERVA L. & SALVINI F., 1976 - Analisi delle deformazioni meccaniche in alcune strutture dell'Appennino laziale. *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 9: 219-233.

SIMPSON E. H., 1949 - Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.

SIMSON S., FERRUCCI L., KURTONUR C., OZKAN B. & FILIPPUCCI M. G., 1995 - Phalli and bacula of european dormice: description and comparison. In: Filippucci M. G. (ed.). Proceedings of II Conference on Dormice (Rodentia, Myoxidae). Fuscaldo (CS), 15-19 maggio 1993. *Hystrix - Italian Journal of Mammology*, (n.s.) 6: 231-244 (1994).

SLATKIN M., 1974 - Competition and regional coexistence. *Ecology*, 55: 128-134.

SMAL M. & FAIRLEY J. S., 1982 - The dynamics and regulation of small rodent population in the woodland ecosystems of Killarney, Ireland. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 196: 1-30.

SMYTH M., 1966 - Winter breeding in woodland mice *Apodemus sylvaticus*, and voles *Chletrionomys glareolus* and *Microtus agrestis*, near Oxford. *Journal of Animal Ecology*, 35: 471-485.

SORACE A., BELLAVITA M., BORGNA F., IAVICOLI D., LAURENTI S., LUPOLI A., MESSINI M. & PALUMBO G., 1994 - Occupazione di nidi artificiali da parte del Moscardino *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae) in alcune aree dell'Italia centro-meridionale. *Studi e Ricerche Sistema Aree Protette WWF Italia*, 2: 71-76.

SORACE A., PETRASSI F., TANDA F., LANDUCCI G. & RUDA P., 1998 - Nest-box occupation by the dormouse *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae). *Hystrix - Italian Journal of Mammology*, (n.s.) 10: 37-40.

SORACE A., BELLAVITA M. & AMORI G., 1999 - Seasonal differences in nest-boxes occupation

by the dormouse *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae) in two areas of Central Italy. *Ecologia Mediterranea*, 25: 125-130.

SPITZENBERGER F., 1999 - *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) (pp. 212-213). In A. J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P. J. H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M. Thissen, V. Vohralík & J. Zima (eds.). Atlas of European Mammals. The Academic Press. London.

STENSETH N. C., VILJUGREIN H., JÊDRZEJEWSKY W., MYSTERUD A. & PUCEK Z., 2002 - Population dynamics of *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*: seasonal components of density dependence and density independence. *Acta Theriologica*, 47: 39-67.

STODDART D. M. & SALES G. D., 1985 - The olfactory and acoustic biology of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *Symposium of the Zoological Society of London*, 55: 117-139.

STORCH G., 1978 - Fam. Gliridae Thomas 1897 - Schlafer. In: Niethammer J. & Krapp F. (eds). Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1. Rodentia I: 201-208. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

STUART S. N., CHANSON J. S., COX N. A., YOUNG B. E., RODRIGUEZ A. S.L., FISCHMAN D. L. & WALLER R. W., 2004 - Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.

SUMMERVILLE K. S. & CRIST T. O., 2004 - Contrasting effects of habitat quantity and quality on moth communities in fragmented landscapes. *Ecography*, 27: 3-12.

SUTCLIFFE O. & THOMAS C. D., 1996 - Open corridors appear to facilitate dispersal by Ringlet Butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology*, 10:1359–1365.

SZACKI J. & LIRO A., 1991 - Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology*, 5: 219-224.

SWIHART R. K., GEHRING T. M., KOLOZSVARY M. B., NUPP T. E., 2003 - Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation, the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9: 1-8.

TATTERSALL F. H., MACDONALD D. W., MANLEY W., GATES S., FEBER R. & HART B. J., 1997 - Small mammals on one-year set aside. *Acta Theriologica*, 42: 329-334.

TATTERSALL F. H., MACDONALD D. W., HART B. J., MANLEY W. & FEBER R., 2001 -

- Habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in a changeable arable landscape. *Journal of Zoology: Proceedings of the Zoological Society of London*, 255: 487-494.
- 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*: 29-43. Cambridge University Press.
- TAYLOR P. D. & MERRIAM G., 1995 - Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology*, 11: 181-89.
- TEW T. E. & MACDONALD D. W., 1993 - The effect of harvest on arable wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Biological Conservation*, 65: 279-283.
- TEW T. E., TODD I. A. & MACDONALD D. W., 2000 - Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology*, 250: 305-311.
- THOMAS C. D. & KUNIN W. E., 1999 - The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology*, 68: 647-657.
- THOMAS J.A., BOURN N. A. D., CLARKE R. T., STEWART K. E., SIMCOX D. J., PEARMAN G. S., CURTIS R. & GOODGER B., 2001 - The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 268: 1791-1796.
- TISCHENDORF L. & FAHRIG L., 2000 - On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90: 7-19.
- TODD I. A., TEW T. E. & MACDONALD D. W., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 1. Macrohabitat. *Journal of Zoology*, 250: 299-303.
- 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 - Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Collana "Fauna d'Italia". Vol. VII. Calderini, Bologna.
- TRZCINSKI M. K., FAHRIG L. & MERRIAM G., 1999 - Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9: 586-593.

- TURNER M.G., 2005 - Landscape Ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 319-344.
- TURNER M. G. & GARDNER R. H., 1991 - Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- TWIGG G. I., 1976 - Marking Mammals. *Mammal Review*, 5 (3): 101-116.
- VAN APELDOORN R. C., OOSTENBRINK W. T., VAN WINDEN A. & VAN DER ZEE F.F., 1992 - Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos*, 65: 265-274.
- VAN HORNE B., 1983 - Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. *Journal of Wildlife Management*, 47 (4): 893-901.
- VERBOOM J., SCHOTMAN A., OPDAM P. & METZ J. A. J., 1991 - European Nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos*, 61: 149-156.
- 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., MERRIAM G. & MAURER B. A., 1995 - Dynamics in subdivided populations of Neotropical migratory birds in a temperate fragmented forest. *Ecology*, 76: 27-40.
- VILLARD M. A., TRZCINSKI M. K. & MERRIAM G., 1999 - Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology*, 13, (4): 774-783.
- VIRGOS E., 2001 - Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. *Journal of Biogeography*, 28: 381-389.
- VOGEL P., MADDALENA T., MABILLE A. & PAQUET G., 1991 - Confirmation biochimique du statut spécifique du mulot alpestre *Apodemus alpicola* Heinrich, 1952 (Mammalia, Rodentia). *Bulletin de la société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 80: 471-481.
- WAICHMAN A. V., 1992 - An alphanumeric code for toe clipping amphibians and reptiles. *Herpetological Review*, 23: 19-21.
- WEGNER J. F. & MERRIAM G., 1979 - Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology*, 16: 349-357.

- WETTSTEIN W. & SCHMID B., 1999 - Conservation of arthropod diversity in montane wetlands effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36: 363-373.
- WIENS J., 2001 - The landscape context of dispersal. In: Clobert J., Danchin E., Dhondt A. A. & Nichols J. D. (eds.). *Dispersal*: 96-109. Oxford University Press.
- WIENS J. A., 1995 - Landscape mosaics and ecological theory. In: Hansson L., Fahrig L. & Merriam G. (eds.). *Landscape Mosaics and Ecological Processes*: 1-26. Chapman and Hall, London, UK.
- WIENS J. A. & MILNE B. T., 1989 - Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology*, 3: 87-96.
- WILCOVE D. S., McLELLAN C. H. & DOBSON A. P., 1986 - Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé M. E. (ed.). *Conservation Biology*: 237-256. Sunderland, MA: Sinauer.
- WITH K. A. & CRIST T. O., 1995 - Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 76: 2446-59.
- WITH K. A., GARDNER R. H. & TURNER M. G., 1997 - Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78: 151-169.
- WITH K. A. & KING A. W., 1999 - Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 14: 73-82.
- WÒJCIK J. M. & WOLK K., 1985 - The daily activity rhythm of two competitive rodents: *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. *Acta Theriologica*, 30: 241-258.
- WOLK E. & WOLK K., 1982 - Response of small mammals to the forest management in the Bialowieza primeval Forest. *Acta Theriologica*, 27: 45-59.
- WOLTON R. J., 1983 - The activity of free-ranging wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Journal of Animal Ecology*, 52: 781-794.
- WOLTON R. J. & FLOWERDEW J. R., 1985 - Spatial distribution and the movements of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 249-276.
- WOOD M. D. & SLADE N. A., 1990 - Comparison of ear-tagging and toe-clipping in prairie voles, *Mycrotus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy*, 71 (2): 252-255.
- ZALEWSKI A., JÊDRZEJEWSKY W. & JÊDRZEJEWSKA B., 1995 - Pine marten home ranges,

numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). *Annales Zoologici Fennici*, 32: 131-144.

ZHENG C., PENNANEN J. & OVASKAINEN O., 2009 - Modelling dispersal with diffusion and habitat selection: analytical results for highly fragmented landscapes. *Ecological Modelling*, 220: 1495-1505.

Appendice A

Termini chiave utilizzati in questo studio e loro definizioni.

Termine	Definizione
<i>Habitat</i>	Le risorse e le condizioni che determinano la presenza (inclusa la sopravvivenza e la riproduzione) di un organismo in una determinata area (Hall <i>et al.</i> , 1997).
<i>Qualità dell'habitat</i>	La capacità di un ambiente di fornire le condizioni appropriate per la persistenza di individui e popolazioni (Hall <i>et al.</i> , 1997).
<i>Frammento</i>	Unità discreta le cui caratteristiche permettono di differenziarla da quelle adiacenti.
<i>Matrice</i>	Insieme di poligoni di una stessa tipologia la cui estensione è superiore a quella di tutti gli altri poligoni: in paesaggi modificati rappresenta le zone dove la vegetazione originaria è scomparsa.
<i>Paesaggio</i>	Area spazialmente eterogenea (Turner e Gardner, 1991; Lindenmayer e Fischer, 2007) definita dall'uomo, di dimensioni variabili da 3 km ² a 300 km ² .
<i>Frammentazione degli habitat (sensu lato)</i>	Processo a scala di paesaggio durante il quale una certa estensione di habitat è progressivamente suddivisa in un elevato numero di frammenti più piccoli, di area totale inferiore, sempre più isolati gli uni dagli altri (Wilcove <i>et al.</i> , 1986)
<i>Perdita di habitat</i>	Processo prevalentemente deterministico durante il quale si ha una diminuzione della disponibilità di risorse e condizioni necessarie alla presenza e persistenza di una specie (Lindenmayer e Fischer, 2007).
<i>Frammentazione per se</i>	Suddivisione dell'habitat in frammenti sempre più piccoli e isolati (Fahrig, 2003).
<i>Degradazione dell'habitat</i>	Riduzione in qualità o condizioni di una porzione di habitat per una determinata specie, con un conseguente indebolimento dei principali parametri demografici (Lindenmayer e Fischer, 2007).
<i>Meta-popolazione</i>	Un insieme di popolazioni locali interconnesse dal processo di migrazione (Hanski e Simberloff, 1997)

Appendice B1

Date e modalità dei controlli in *Muscardinus avellanarius*.

Paesaggio	Controllo	2010	2011	2012
Sabina	1°	03-05 mag (s)	-	-
	2°	23-25 mag (s)	22-31 mag (t)	-
	3°	10-11 giu (s)	01 lug (s)	-
	4°	11-12 lug (s)	18-26 lug (t)	-
	5°	12-13 ago (s)	30 ago (s)	23 mag (s)
	6°	17-19 set (s)	21-29 set (t)	03 lug (s)
	7°	13-14 ott (s)	04 nov (s)	30 lug (s)
	8°	16-19 nov (s)	21-29 nov (t)	06 set (s)
	9°	-	27 dic (s)	-
Viterbo	1°	07-11 mag (s)	15-22 apr (t)*	09 gen (s)
	2°	26-31 mag (s)	11-20 mag (t)	-
	3°	15-16 giu (s)	10 giu (s)	-
	4°	16-18 lug (s)	05-13 lug (t)	05 apr (s)
	5°	16-18 ago (s)	03 ago (s)	26 apr-04 mag (t)
	6°	15-16 set (s)	05-13 set (t)	07 giu (s)
	7°	15-21 ott (s)	05 ott (s)	06-14 lug (t)
	8°	13-14 nov (s)	07-15 nov (t)	01 ago (s)
	9°	-	02 dic (s)	-
Selva del Lamone	1°	-	02-09 apr (t)*	08 gen (s)
	2°	20-21 mag (s)	10-18 mag (t)	02 feb (s)
	3°	17-18 giu (s)	12 giu (s)	08 mar (s)
	4°	29-30 lug (s)	06-13 lug (t)	04 apr (s)
	5°	31 ago-01 set (s)	05 ago (s)	27 apr-04 mag (t)
	6°	05-07 ott (s)	06-14 set (t)	05 giu (s)
	7°	29-30 ott (s)	04 ott (s)	08-16 lug (t)
	8°	25-26 nov (s)	09-17 nov (t)	02 ago (s)
	9°	-	04 dic (s)	-

(s) = controllo secco; (t) = controllo triplo; * controlli di prova del nuovo protocollo.

Appendice B2

Schema di ciascuna sessione di campionamento dei roditori terricoli.

Sessione	Sub-sessione	N. frammenti	N. trappole	Notti /trappola
1	A	10	500	3
	B	10	500	3
	C	9	500	3
Tot.*	9	27	500	40500

* Periodo Aprile 2011 - Agosto 2012.

Appendice B3

Sessioni di trappolamento dei roditori terricoli e relativi periodi. In totale sono state condotte 9 sessioni: 5 nel 2011 e 4 nel 2012.

2011					2012			
1	2	3	4	5	6	7	8	9
17 apr-04 mag	18-28 giu	18-28 ago	21-31 ott	12-21 dic	20 feb-02 mar	13-23 apr	19-29 giu	20-31 ago

Appendice C

Disegno sperimentale a 3 fattori utilizzato per la selezione dei frammenti di campionamento per le specie di roditori terricoli. I fattori considerati sono: a) la dimensione del frammento; b) il numero di siepi che si originano dal frammento; c) la densità degli arbusti. Le sigle riportate indicano i diversi frammenti campionati.

Classi dimensionali	Codice dei frammenti	Connettività strutturale		Densità arbusti	
		Alta	Bassa	Alta	Bassa
< 2 ha	VT8		x		x
	VT9	x		x	
	VT12	x		x	
	VT13		x	x	
	VT19		x	x	
	VT20	x		x	
	VT23		x	x	
	VT26		x		x
	VT28		x		x
≥ 2 e ≤ 5 ha	VT1		x	x	
	VT2	x			x
	VT4		x		x
	VT15		x	x	
	VT17	x		x	
	VT24	x		x	
	VT27		x		x
	VT29	x			x
≥ 5 e ≤ 10 ha	VT5	x		x	
	VT7	x			x
	VT10	x			x
	VT11		x		x
	VT16	x		x	
≥ 10 e ≤ 25 ha	VT3	x		x	
	VT6	x			x
	VT18	x		x	
	VT21	x			x
	VT22		x	x	
	VT25		x		x
area di controllo ≥ 400 ha	VT14	-	-	-	-

Appendice D

Stima della quantità di ghiande prodotte all'interno delle griglie e dei frammenti suddivisa per specie.

ID Frammenti	Massa media/griglia	Massa	Massa media/griglia	Massa
	(Kg)	media/frammento	(Kg)	media/frammento
	Cerro		Roverella	
		(T)		(T)
VT1	365,6192965	2,591781188	391,1689582	2,597725922
VT2	119,1129854	1,874216764	4,872345	0,076665283
VT3	52,48893596	5,100144325	243,165203	23,57877323
VT4	219,4628346	1,244865281	0	0
VT5	1033,008723	14,76941883	179,105898	1,74268363
VT6	1344,417066	35,25600757	67,27105468	0,112785623
VT7	0	0	731,5936852	519,9825904
VT8	0	0	237,3241982	0,860342392
VT9	0	0	783,3177805	53,22210807
VT10	400,1800513	12,00570914	762,889076	10,38271383
VT11	44,17332495	0,754995855	66,34559518	0,933734417
VT12	6,790640159	0,024362948	4,839552107	0,016264848
VT13	0	0	371,2417909	3,60442391
VT14	1009,465054	2169,909118	0	0
VT15	593,7848401	6,750460345	287,6070533	2,267522025
VT16	365,0623009	5,060239854	0	0
VT17	78,53239178	0,686505469	0	0
VT18	1005,193798	34,3573245	7,709869373	0,263521805
VT19	0	0	0	0
VT20	564,3095456	2,382436091	22,54127692	0,095166123
VT21	348,9679529	26,0697794	0	0
VT22	134,5830443	4,549701758	79,92285366	2,64506627
VT23	31,49818381	0,106010745	3569,214114	8,750386011
VT24	261,7385417	2,007799039	0	0
VT25	546,7133093	20,29170924	580,6752324	19,93829677
VT26	134,4179187	0,476512596	259,4491876	0,739765203
VT27	706,5157505	5,448398303	1352,163576	5,148448227
VT28	166,4103662	0,814440054	464,452958	2,14951963
VT29	0	0	2207,04102	30,56386328

Appendice E

Valori di PCS calcolati su ghiande di cerro e di roverella

PAESAGGIO	ID PATCH	SPECIE	PROVA	PCS TAL QUALE (cal/g)	PCS TAL QUALE (MJ/Kg)
Siena	SI1	Cerro	Con esocarpo	3995,3472	16,6473
Siena	SI1	Cerro	Con esocarpo	3936,9865	16,4724
Siena	SI2	Cerro	Con esocarpo	4014,2159	16,7955
Siena	SI2	Roverella	Con esocarpo	3956,6767	16,4862
Siena	SI3	Cerro	Con esocarpo	3988,5709	16,6882
Siena	SI3	Cerro	Senza esocarpo	3966,2403	16,5947
Siena	SI4	Cerro	Con esocarpo	3941,5757	16,4916
Siena	SI5	Cerro	Con esocarpo	4009,4343	16,7755
Siena	SI5	Cerro	Senza esocarpo	4058,0715	16,9790
Siena	SI6	Cerro	Con esocarpo	3860,6596	16,1530
Viterbo	VT1	Cerro	Con esocarpo	3895,1811	16,2299
Viterbo	VT1	Roverella	Con esocarpo	3996,4170	16,7210
Viterbo	VT3	Roverella	Con esocarpo	3911,9782	16,2999
Viterbo	VT3	Roverella	Senza esocarpo	3844,1155	16,0838
Viterbo	VT4	Cerro	Senza esocarpo	4201,2659	17,5781
Viterbo	VT5	Cerro	Con esocarpo	3892,2611	16,2178
Viterbo	VT5	Roverella	Senza esocarpo	3965,0521	16,5898
Viterbo	VT6	Roverella	Con esocarpo	3890,8220	16,2792
Viterbo	VT6	Cerro	Senza esocarpo	3963,9517	16,5852
Viterbo	VT9	Roverella	Con esocarpo	3926,5037	16,4285
Viterbo	VT10	Cerro	Con esocarpo	3996,4486	16,6519
Viterbo	VT10	Roverella	Senza esocarpo	3962,8637	16,5806
Viterbo	VT11	Roverella	Senza esocarpo	3988,9612	16,6898
Viterbo	VT12	Cerro	Con esocarpo	3927,4532	16,4325
Viterbo	VT13	Roverella	Con esocarpo	3860,2974	16,0846
Viterbo	VT14	Cerro	Con esocarpo	3892,3263	16,2180
Viterbo	VT15	Roverella	Con esocarpo	3883,8249	16,2499
Viterbo	VT15	Cerro	Senza esocarpo	4038,3756	16,8966
Viterbo	VT16	Cerro	Con esocarpo	3888,4464	16,2693
Viterbo	VT18	Cerro	Con esocarpo	4046,7258	16,8614
Viterbo	VT18	Cerro	Con esocarpo	3981,2048	16,6574
Viterbo	VT18	Roverella	Con esocarpo	3881,4002	16,2398
Viterbo	VT23	Roverella	Con esocarpo	3758,0424	15,6585
Viterbo	VT24	Cerro	Senza esocarpo	3939,9656	16,4848
Viterbo	VT25	Cerro	Con esocarpo	3880,8832	16,2376
Viterbo	VT25	Roverella	Con esocarpo	3884,4279	16,1851
Viterbo	VT26	Roverella	Con esocarpo	3934,4963	16,4619
Viterbo	VT26	Cerro	Senza esocarpo	3973,2352	16,6240
Viterbo	VT27	Cerro	Con esocarpo	3910,0758	16,3598
Viterbo	VT27	Roverella	Senza esocarpo	3866,8028	16,1787
Viterbo	VT28	Roverella	Con esocarpo	3883,4248	16,2483
Viterbo	VT29	Roverella	Con esocarpo	3833,0185	15,9709
Viterbo	VT29	Roverella	Con esocarpo	3866,1848	16,1761

Appendice F1

PCA condotte sui valori delle variabili strutturali dei frammenti per *Muscardinus avellanarius*

Rotated Component Matrix^a

Varriables	Component		
	1	2	3
ALT_CAN			0,851
Log_Canopy			0,908
Log_Età			0,905
IND_ABB_ARB		0,706	
Richness del patch	0,917		
Log_SDI	0,773		
Log_Str05m		0,753	
Strutt1m		0,932	
Strutt2m		0,899	
Log_Str4m		0,659	
N_Arb_frutto_ago_nov	0,889		
Log_N_Arb_fi_mar_giu	0,929		
Log_Abb_Arb_fr_ago_nov	0,656	0,610	
Log_Abb_Arb_fi_mar_giu	0,672		

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

Format Blank (0,60)

a. Rotation converged in 5 iterations.

Total Variance Explained

Component	Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	6,074	43,388	43,388	4,610	32,926	32,926
2	3,206	22,900	66,288	3,971	28,361	61,287
3	2,058	14,700	80,988	2,758	19,701	80,988

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Appendice F2

PCA condotte sui valori delle variabili strutturali dei frammenti per i roditori terricoli

Rotated Component Matrix^a

Variables	Component			
	1	2	3	4
Dominanza Cerro		-0,881		
Dominanza Roverella		0,919		
Cover Erbaceo			0,501	
INDICE	0,630			-0,541
ABBONDANZA				
ARBUSTI				
Richness del patch	0,952			
Log_Cover_lettiera			-0,923	
Log_Cover_suolo			0,807	
Log_SDI	0,837			
CANOPY				0,850
Log_Età				0,728

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

Format Blank (0,50)

a. Rotation converged in 5 iterations.

Total Variance Explained

Component	Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	2,850	28,505	28,505	2,148	21,482	21,482
2	1,985	19,854	48,359	2,027	20,269	41,751
3	1,726	17,262	65,622	1,959	19,590	61,341
4	1,227	12,274	77,896	1,655	16,554	77,896

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Appendice G1

Statistiche descrittive riguardanti i valori di densità del moscardino riscontrati nei paesaggi di Fara Sabina, di Viterbo e del Lamone

	N	Media	Dev. Stand.	Err. Stand.	95% CI		Min - Max
					Limite inf.	Limite sup.	
FS	11	0,022	0,03	0,01	0,001	0,043	0,0001 – 0,1
VT	9	0,20	0,25	0,08	0,012	0,389	0,0001 – 0,745
LM	10	0,30	0,43	0,13	-0,009	0,604	0,012 – 1,114
Total	30	0,17	0,30	0,05	0,056	0,278	0,0001 – 1,114

Appendice G2

Valori di densità media, fecondità media e abbondanza media calcolati per le quattro specie *target* nei rispettivi paesaggi di campionamento. I valori sono riferiti solamente ai frammenti campionati.

Specie	Densità media N° ind/ha	Fecondità media N° piccoli	Abbondanza media N° ind. Tot
<i>M. avellanarius</i>	FS 0,022 (\pm 0,031) VT 0,2 (\pm 0,24) LM 0,3 (\pm 0,43)	FS 0 VT 3,75 (\pm 1,60) LM 4,75 (\pm 1,69)	FS 0,73 (\pm 2,18) VT 3,35 (\pm 5,9) LM 925,56 (\pm 1335,39)
<i>A. flavicollis</i>	22,04 (\pm 13,87)	4,08 (\pm 1,13)	554,18 (\pm 2198,21)
<i>A. sylvaticus</i>	22,84 (\pm 12,09)	4,6 (\pm 0,69)	254,39 (\pm 741,98)
<i>M. glareolus</i>	1472 (\pm 19,70)	3,85 (\pm 1,09)	136,35 (\pm 364,33)

Appendice G3

Valori di densità media nei frammenti campionati per le specie di Roditori terricoli sulla base dei dati raccolti nell'arco dell'intero periodo di studio.

Frammenti	Densità media (ind/ha)		
	Af	As	Mg
VT1	26,20	27,24	0,35
VT2	46,34	17,98	11,59
VT3	45,79	25,09	33,87
VT4	17,22	15,74	81,66
VT5	33,27	19,68	28,83
VT6	13,87	11,59	0,00
VT7	2,21	23,44	2,21
VT8	8,53	53,84	1,07
VT9	4,92	61,33	50,14
VT10	29,38	20,61	45,79
VT11	21,90	23,56	2,32
VT12	12,26	24,19	46,72
VT13	2,88	25,60	1,92
VT14	34,34	11,71	5,46
VT15	16,42	21,06	7,50
VT16	12,16	25,53	8,81
VT17	29,83	22,04	14,24
VT18	46,70	21,08	6,81
VT19	0,57	2,27	0,57
VT20	35,65	6,48	14,85
VT21	21,10	11,39	3,35
VT22	23,66	17,66	0,35
VT23	8,63	29,89	12,62
VT24	20,40	33,10	8,36
VT25	22,67	23,27	0,00
VT26	42,74	31,23	3,95
VT27	37,84	12,61	24,33
VT28	22,74	15,28	0,37
VT29	9,57	27,73	8,91

Appendice H1

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Densità media totale *M. avellanarius*

Modelli	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_pch_conn+log_PI ² _106+log_AS	30	0,816	4	-36,963	0,784	0	0,57
Log_hdg_tot+log_AS+log_fecond	30	1,088	4	-33,215	0,120	3,748	0,388
Log_pch_conn+log_ov/buff_497+log_AS	30	1,208	4	-31,851	0,061	5,111	0,418
Log_pch_conn+log_AS	30	1,672	3	-29,616	0,019	7,346	0,332
Log_abb_bianc	30	2,051	2	-28,955	0,014	8,008	0,198
Log_pch_conn+log_AS+landsc	30	1,641	4	-27,860	0,008	9,103	0,344
Log_pch_conn	30	2,248	2	-27,760	0,008	9,203	0,102
Log_hdg_tot	30	2,335	2	-27,265	0,006	9,698	0,069
Log_hdg_tot+landsc+log_AS	30	1,727	4	-27,195	0,006	9,768	0,312
Log_AS	30	2,421	2	-26,794	0,005	10,169	0,053
RA	30	2,535	2	-26,194	0,004	10,769	0,009
Log_pch_conn+PM+RA	30	2,08	4	-24,772	0,002	12,191	0,169
Log_pch_conn+RA+log_hdg_tot	30	2,122	4	-24,511	0,002	12,452	0,152
RA+SS_0.5-4m	30	2,532	3	-24,210	0,001	12,753	0,010
RA+SS_0.5-4m+PM	30	2,529	4	-22,225	0,0005	14,738	0,011

Appendice H2

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Densità media totale *A. flavicollis*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_hdg_conn+log_gh_cer	29	1833,089	3	60,222	0,256	0	0,165
Log_hdg_conn+log_gh_cer+SA	29	1676,863	4	61,101	0,165	0,879	0,236
Log_ov/buff+log_gh_cer	29	2113,219	3	62,014	0,105	1,791	0,175
Log_gh_cer	29	2724,262	2	63,213	0,057	2,990	0,083
Log_hdg_conn+SA	29	2356,689	3	63,387	0,053	3,164	0,358
Log_hdg_conn	29	2858,587	2	63,819	0,042	3,596	0,222
Log_hdg_conn+log_gh_rov	29	2480,661	3	64,029	0,038	3,806	0,255
Log_hdg_tot	29	2918,665	2	64,077	0,037	3,855	0,235
Log_hdg_tot+log_ov/buff	29	2576,173	3	64,507	0,030	4,285	0,215
Log_gh_cer+SA	29	2584,879	3	64,551	0,029	4,328	0,13
Log_hdg_conn+log_ov/buff	29	2673,306	3	64,973	0,023	4,750	0,186
Log_gh_cer+log_pch_ha	29	2720,447	3	65,192	0,021	4,970	0,084
Log_hdg_tot+log_gh_cer	29	2724,262	3	65,211	0,0211	4,988	0,083
Log_hdg_conn+log_ov/buff+log_gh_rov	29	2359,880	4	65,399	0,019	5,176	0,199
Log_hdg_conn+log_pch_ha	29	2803,837	3	65,571	0,017	5,348	0,237
Log_hdg_conn+log_gh_tot	29	2821,802	3	65,652	0,016	5,429	0,232
Log_hdg_conn+OD	29	2840,225	3	65,737	0,016	5,514	0,227
Log_hdg_tot+log_ov/buff+log_gh_tot	29	2474,021	4	65,999	0,014	5,776	0,246
Log_pch_conn	29	3515,371	2	66,422	0,011	6,199	0,043
Log_pch_conn+log_ovl/buff	29	3078,564	3	66,750	0,009	6,527	0,062
Log_hdg_conn+log_ov/buff+log_gh_tot	29	2664,662	4	66,931	0,008	6,708	0,188
Log_gh_rov	29	4015,732	2	68,097	0,004	7,874	0,118
Log_pch_ha+log_ov/buff	29	3493,479	3	68,343	0,0044	8,120	0,220
Log_pch_ha+log_ov/buff+log_gh_tot	29	3008,386	4	68,460	0,0041	8,237	0,249
Log_ov/buff	29	4434,698	2	69,347	0,0026	9,124	0,010
Log_pch_ha	29	4680,330	2	70,027	0,0019	9,804	0,131
Log_pch_ha+log_ov/buff+log_dens_as	29	3467,707	4	70,249	0,0017	10,026	0,226
Log_gh_tot	29	4890,715	2	70,580	0,0014	10,357	0,000
N_AF_ago/nov+log_ov/buff+log_gh_tot	29	3711,892	4	71,105	0,0011	10,882	0,073
Log età+log_ov/buff+log_gh_tot	29	3795,367	4	71,387	0,0009	11,164	0,052
Can+log_ov/buff+log_gh_tot	29	3817,364	4	71,460	0,0009	11,237	0,047
PM+Log_ov/buff+log_gh_tot	29	3879,276	4	71,663	0,0008	11,440	0,031
Log_dens_as+OD	29	4613,099	3	71,846	0,0007	11,623	0,143
Log_dens_as+SA	29	5141,869	3	73,211	0,0003	12,988	0,045
Log_gh_tot+N_alb_100mq+log_AAF_ago/nov	29	4504,373	4	73,544	0,0003	13,322	0,079

Appendice H3

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Densità media totale *A. sylvaticus*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_gh_cer+ov/buff+SA	29	224,659	4	35,785	0,7757	0	0,548
Log_gh_cer+ ov/buff +GLC	29	282,199	4	38,657	0,1845	2,872	0,432
Log_hdg_conn+log_gh_cer	29	471,993	3	43,135	0,0197	7,350	0,199
Log_hdg_conn+log_gh_cer+PM	29	463,274	4	44,900	0,0081	9,115	0,214
Log_hdg_conn+log_gh_cer+dens_af	29	471,071	4	45,110	0,0073	9,325	0,201
Log_hdg_tot+log_gh_cer	29	645,493	3	47,068	0,0028	11,283	0,141
Log_gh_cer	29	826,074	2	48,183	0,0016	12,398	0,214
Log_gh_cer+PM+OD	29	773,003	4	51,348	0,0003	15,563	0,264
Log_hdg_conn+log_gh_rov+fecond	29	1549,750	4	60,102	0,0000	24,317	0,295
Log_hdg_tot+log_gh_rov	29	1887,279	3	60,588	0,0000	24,803	0,388
Fecond	29	2446,135	2	61,856	0,0000	26,071	0,065
Log_hdg_conn+fecond	29	2100,150	3	61,935	0,0000	26,150	0,190
Log_hdg_conn+log_gh_cer+OD	29	1957,398	4	63,047	0,0000	27,262	0,291
Log_hdg_conn+log_gh_tot +fecond	29	2058,030	4	63,680	0,0000	27,896	0,206
Log_hdg_conn+log_gh_rov	29	2426,170	3	63,752	0,0000	27,968	0,121
Log_gh_rov	29	2853,342	2	63,794	0,0000	28,010	0,104
Log_hdg_conn	29	3020,420	2	64,511	0,0000	28,726	0,067
Log_hdg_tot	29	3069,936	2	64,713	0,0000	28,929	0,127
Log_hdg_conn+PM+OD	29	2328,411	4	65,233	0,0000	29,448	0,281
Log_pch_ha	29	3433,482	2	66,125	0,0000	30,340	0,161
Log_hdg_conn+log_gh_tot	29	3013,446	3	66,481	0,0000	30,697	0,069
OD	29	3661,612	2	66,935	0,0000	31,150	0,105
Dens_af	29	3788,940	2	67,364	0,0000	31,580	0,074
Dens_af+log_dens_mg	29	3475,926	3	68,278	0,0000	32,493	0,122

Appendice H4

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Densità media totale *M. glareolus*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
AS+log_ov/buff+log_pch_conn	29	1201,006	4	56,897	0,794	0	0,843
Log_pch_conn+PM+AS	29	1719,316	4	61,416	0,083	4,519	0,827
Log_pch_conn+AS	29	2132,189	3	62,126	0,058	5,229	0,786
Log_hdg_conn+log_gh_rov+AS	29	1947,143	4	62,983	0,038	6,086	0,633
AS+log_hdg_conn	29	2725,878	3	65,220	0,012	8,323	0,726
AS+log_ov/buff	29	3073,977	3	66,734	0,006	9,837	0,612
Log_hdg_conn+PM+AS	29	2624,806	4	66,744	0,006	9,847	0,736
AS+log_gh_rov	29	3727,772	3	69,162	0,002	12,265	0,366
AS	29	5392,819	2	71,813	0,000	14,916	0,504
Log_hdg_conn+log_gh_rov	29	5046,718	3	72,978	0,000	16,080	0,048
Log_gh_rov+log_pch_conn	29	5233,788	3	73,434	0,000	16,537	0,013
Log_hdg_tot+log_gh_rov	29	5244,046	3	73,461	0,000	16,563	0,011
Log_hdg_tot+log_gh_rov+log_pch_ha	29	4516,361	4	73,578	0,000	16,681	0,149
Log_hdg_conn+log_gh_rov+log_pch_ha	29	4764,287	4	74,252	0,000	17,354	0,101
Log_gh_rov+SA	29	5594,509	3	74,276	0,000	17,378	0,048
Log_hdg_tot+log_gh_rov+dens_as	29	4864,284	4	74,513	0,000	17,616	0,083
Log_hdg_conn+log_gh_rov+log_pch_conn	29	4975,304	4	74,797	0,000	17,900	0,062
Log_hdg_tot+log_gh_rov+dens_af	29	5095,256	4	75,098	0,000	18,200	0,039
Log_hdg_tot+log_gh_cer	29	6927,232	3	76,966	0,000	20,069	0,167
Log_hdg_conn+log_gh_cer	29	7206,540	3	77,464	0,000	20,566	0,132
Log_pch_ha+log_hdg_tot+log_gh_cer	29	6831,785	4	78,791	0,000	21,893	0,178
Log_pch_ha+log_gh_cer	29	8137,934	3	78,994	0,000	22,097	0,080
Log_pch_ha+log_hdg_tot	29	8647,493	3	79,760	0,000	22,862	0,132
Log_hdg_tot+log_gh_tot	29	8652,820	3	79,767	0,000	22,870	0,131
Log_pch_ha	29	10642,105	2	80,374	0,000	23,477	0,021
Dens_as	29	10660,149	2	80,395	0,000	23,498	0,019
Log_AAF_ago-nov	29	10794,515	2	80,553	0,000	23,655	0,007
Dens_af	29	10840,797	2	80,606	0,000	23,709	0,002
Log_pch_ha+dens_as	29	10559,353	3	82,276	0,000	25,378	0,028
Dens_af+dens_as	29	10575,826	3	82,295	0,000	25,397	0,027
Log_pch_ha+dens_as+dens_af	29	10400,769	4	84,084	0,000	27,187	0,043

Appendice H5

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Fecondità media totale *M. avellanarius*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R²
Log_AAF_ago/nov	12	7,510	2	3,558	0,352	0	0,592
Log_AS	12	10,653	2	5,379	0,142	1,822	0,422
Log_AAF_ago/nov+dens	12	7,335	3	5,435	0,138	1,877	0,602
SS_0.5-4m	12	12,128	2	6,055	0,101	2,498	0,342
RA	12	14,340	2	6,928	0,065	3,371	0,222
Log_pch_conn+dens	12	10,463	3	7,286	0,055	3,728	0,432
RA+log_AS	12	10,490	3	7,299	0,054	3,742	0,431
Log_AS+N_alb_100mq	12	10,635	3	7,371	0,052	3,813	0,423
Log_AS+log_pch_ha+PM	12	8,000	4	7,887	0,040	4,329	0,566

Appendice H6

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Fecondità media totale *A. flavicollis*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Log_gh_rov+SA	18	16,176	2	5,165	0,139	0	0,016
Log_gh_rov	18	16,177	2	5,165	0,139	0,000	0,016
Dens_af+log_gh_rov	18	14,690	3	6,411	0,075	1,247	0,107
Log_gh_rov+AS	18	15,170	3	6,663	0,066	1,498	0,077
Log_gh_cer	18	20,811	2	7,134	0,052	1,970	0,029
GLC	18	21,061	2	7,228	0,050	2,063	0,038
Log_gh_tot	18	21,269	2	7,305	0,048	2,140	0,029
Dens_af	18	21,329	2	7,327	0,047	2,162	0,026
Log_Età	18	21,496	2	7,388	0,046	2,223	0,018
AS	18	21,550	2	7,407	0,045	2,242	0,016
OD	18	21,586	2	7,420	0,045	2,255	0,014
SA	18	21,760	2	7,483	0,044	2,318	0,006
PM	18	21,894	2	7,531	0,043	2,366	0,000
Dens_as+log_gh_cer	18	17,902	3	7,957	0,034	2,793	0,164
Dens_af+IAA	18	19,920	3	8,792	0,023	3,628	0,090
Log_gh_cer+GLC	18	20,334	3	8,953	0,021	3,788	0,050
Log_gh_cer+Log_pch_ha	18	20,338	3	8,955	0,021	3,790	0,048
Log_gh_cer+Dens_af	18	20,576	3	9,046	0,020	3,881	0,039
Dens_af+GLC	18	20,809	3	9,134	0,019	3,969	0,050
SA+AS	18	21,491	3	9,386	0,017	4,221	0,018
SA+OD+PM	18	21,570	4	11,414	0,006	6,250	0,015

Appendice H7

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Fecondità media totale *A. sylvaticus*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R²
OD	15	4,752	2	-1,488	0,226	0	0,290
OD+log_gh_rov	15	3,679	3	-1,155	0,192	0,333	0,436
OD+AS	15	4,137	3	-0,391	0,131	1,097	0,382
Dens	15	5,639	2	-0,373	0,130	1,115	0,158
OD+SA	15	4,466	3	0,107	0,102	1,596	0,333
Log_pch_ha	15	6,602	2	0,654	0,078	2,142	0,014
IAA+dens	15	5,336	3	1,267	0,057	2,755	0,203
OD+IAA+dens	15	4,225	4	1,746	0,045	3,234	0,369
SA+log_gh_rov	15	5,924	3	1,948	0,041	3,436	0,091

Appendice H8

Elenco completo dei modelli testati nelle varie analisi di regressione multipla, ordinati secondo valori crescenti di ΔAIC .

Fecondità media totale *M. glareolus*

Modello	N	RSS	P	AIC	w_i	ΔAIC	R^2
Dens_af+log_gh_rov	10	0,99	3	-2,044	0,175	0	0,768
SA	10	1,826	2	-1,385	0,126	0,659	0,615
Log_gh_cer+SA	10	1,253	3	-1,020	0,105	1,023	0,728
Log_gh_rov+SA	10	1,324	3	-0,781	0,093	1,263	0,69
SA+dens_as	10	1,342	3	-0,722	0,090	1,321	0,717
SA+dens_af	10	1,467	3	-0,336	0,074	1,708	0,691
Dens_mg+log_gh_rov	10	1,629	3	0,119	0,059	2,163	0,618
Dens_mg+SA	10	1,793	3	0,536	0,048	2,579	0,622
Log_gh_rov	10	3,596	2	1,558	0,029	3,602	0,157
Dens_af	10	3,938	2	1,953	0,024	3,996	0,171
Log_gh_tot	10	4,116	2	2,145	0,022	4,188	0,133
Dens_as+log_gh_rov	10	2,7	3	2,314	0,020	4,357	0,367
Log_gh_cer	10	4,423	2	2,457	0,018	4,501	0,039
GLC	10	4,445	2	2,479	0,018	4,522	0,064
Abb_arb_fr_sel	10	4,557	2	2,587	0,017	4,630	0,04
Dens_mg	10	4,672	2	2,695	0,016	4,739	0,016
PM	10	4,724	2	2,743	0,016	4,787	0,005
OD	10	4,727	2	2,746	0,016	4,790	0,005
Dens_as	10	4,748	2	2,765	0,016	4,809	0,0001
Dens_af+dens_as	10	3,381	3	3,290	0,012	5,334	0,288
Dens_as+abb_arb_fr_sel	10	4,55	3	4,580	0,006	6,624	0,042

Appendice I1

Principali parametri statistici relativi ai dati di fecondità.

A. flavicollis

Patch	Media	Err. Stand.	Dev. Stand.	CI (95%) min-max	N
VT 02	5,33	0,88	± 1,53	1,54 – 9,13	3
VT03	3,75	0,75	± 1,06	-5,78 – 13,28	2
VT04	4,00	0,41	± 0,82	2,7 – 5,3	4
VT05	3,5	-	-	-	1
VT06	4,5	-	-	-	1
VT08	4,75	0,25	± 0,35	1,57 – 7,93	2
VT10	5,5	-	-	-	1
VT11	5,00	1,00	± 1,41	-7,7 – 17,7	2
VT14	3,75	0,25	± 0,35	0,57 – 6,93	2
VT15	4,00	-	-	-	1
VT17	3,5	1,00	± 1,41	-9,2 – 16,2	2
VT18	3,5	0,5	± 0,71	-2,85 – 9,85	2
VT20	5,1	0,49	± 0,85	2,98 – 7,22	3
VT21	2,00	-	-	-	1
VT22	3,00	-	-	-	1
VT26	2,00	-	-	-	1
VT27	4,00	-	-	-	1
VT28	6,25	0,75	± 1,06	-3,28 – 15,78	2
Media	4,08	0,27	± 1,13	-	-

Appendice I2

Principali parametri statistici relativi ai dati di fecondità.

M. glareolus

Patch	Media	Err. st	Dev. st	CI (95%) min-max	N
VT03	5,00	-	-	-	1
VT04	3,81	0,33	± 0,92	3,04 – 4,58	8
VT05	3,5	0,29	± 0,5	2,26 – 4,74	3
VT09	4,21	0,21	± 0,57	3,69 – 4,74	7
VT10	4,3	0,2	± 0,45	3,74 – 4,86	5
VT17	4,5	-	-	-	1
VT18	4,00	-	-	-	1
VT20	4,5	-	-	-	1
VT27	3,00	-	-	-	1
VT29	1,33	-	-	-	1
Media	3,52	0,34	± 1,09	-	-

Appendice I3

Principali parametri statistici relativi ai dati di fecondità.

A. sylvaticus

Patch	Media	Err. st	Dev. st	CI (95%) min-max	N
VT 01	4,00	-	-	-	1
VT03	5,00	-	-	-	1
VT04	4,5	0,5	± 0,71	-1,85 – 10,85	2
VT05	3,5	0,5	± 0,71	-2,85 – 9,85	2
VT08	4,875	0,125	± 0,25	4,48 – 5,27	4
VT09	4,75	0,48	± 0,96	3,23 – 6,27	4
VT11	4,00	-	-	-	1
VT12	5,00	-	-	-	1
VT13	6,00	0,58	± 1,00	3,52 – 8,48	3
VT14	3,75	-	-	-	1
VT18	4,00	-	-	-	1
VT22	3,5	-	-	-	1
VT26	3,5	-	-	-	2
VT28	3,875	0,43	± 0,85	2,52 – 5,23	4
VT29	5,5	0,29	± 0,5	4,26 – 6,74	3
Media	4,6	0,18	± 0,69	-	-

Appendice J1. Database *occupancy* per *Muscardinus avellanarius* (prima parte)

	Apr 2010	Mag 2010	Giu 2010	Lug 2010	Ago 2010	Set 2010	Ott 2010	Nov 2010		Mag 2011	Giu 2011	Lug 2011			
	secco		triplo	secco	triplo										
	Sessione 1	Sessione 2	Sessione 3	Sessione 4	Sessione 5	Sessione 6	Sessione 7	Sessione 8		Sessione 9	Sessione 10	Sessione 11			
ID Patch	1-1	2-1	3-1	4-1	5-1	6-1	7-1	8-1	9-1	9-2	9-3	10-1	11-1	11-2	11-3
FS1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
FS2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
FS3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS4	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS5	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS7	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
FS9	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FS11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
VT1	-	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0
VT2	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
VT3	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
VT4	1	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
VT5	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT6	-	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
VT7	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1
VT8	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1
VT9	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0
LM1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
LM2	-	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
LM3	-	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
LM4	-	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
LM5	-	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
LM6	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
LM7	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
LM8	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1	1	0	0	0
LM9	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
LM10	-	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0

Appendice J1. Database *occupancy* per *Muscardinus avellanarius* (seconda parte)

ID Patch	Ago 2011		Set 2011		Ott 2011		Nov 2011		Dic 2011	Apr 2012		Mag 2012		Giu 2012		Lug 2012		Ago 2012
	secco		triplo		secco		triplo		secco	secco		triplo		secco		triplo		secco
	Sessione 12		Sessione 13		Sessione 14		Sessione 15	Sessione 15	Sessione 16	Sessione 17	Sessione 18	Sessione 18	Sessione 18	Sessione 19		Sessione 20		Sessione 21
	12-1	13-1	13-2	13-3	14-1	15-1	15-2	15-3	16-1	17-1	18-1	18-2	18-3	19-1	20-1	20-2	20-3	21-1
FS1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	-	1	-	-	0	0	-	-	-
FS3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	1	-	-	0	0	-	-	-
FS8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-
FS11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	1	-	-	0	0	-	-	-
VT1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
VT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0
VT3	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
VT4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VT5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
VT6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0
VT7	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
VT8	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VT9	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0
LM1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
LM2	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
LM3	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
LM4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
LM5	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
LM6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LM7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
LM8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
LM9	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0
LM10	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Appendice J2. Database occupancy per *Apodemus flavicollis*

ID Patch	Apr 2011			Giu 2011			Ago 2011			Ott 2011			Dic 2011			Feb 2012			Apr 2012			Giu 2012			Ago 2012			
	Sessione 1			Sessione 2			Sessione 3			Sessione 4			Sessione 5			Sessione 6			Sessione 7			Sessione 8			Sessione 9			
	1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	5-3	6-1	6-2	6-3	7-1	7-2	7-3	8-1	8-2	8-3	9-1	9-2	9-3	
VT1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT2	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT3	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT4	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT5	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT6	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
VT7	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
VT8	.	.	.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	
VT9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	
VT10	.	.	.	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT11	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT12	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	
VT13	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	
VT14	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	.	.	.	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	
VT15	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT16	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	
VT17	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT18	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT19	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
VT20	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT21	.	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT22	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT23	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	
VT24	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT25	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT26	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT27	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	
VT28	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1
VT29	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1

Appendice J3. Database occupancy per *Apodemus sylvaticus*

ID Patch	Apr 2011			Giu 2011			Ago 2011			Ott 2011			Dic 2011			Feb 2012			Apr 2012			Giu 2012			Ago 2012		
	Sessione 1			Sessione 2			Sessione 3			Sessione 4			Sessione 5			Sessione 6			Sessione 7			Sessione 8			Sessione 9		
	1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	5-3	6-1	6-2	6-3	7-1	7-2	7-3	8-1	8-2	8-3	9-1	9-2	9-3
VT1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
VT2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0
VT3	-	-	-	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
VT4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1
VT5	-	-	-	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
VT7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT8	-	-	-	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT9	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT10	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT11	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT12	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
VT13	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT14	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	.	.	.	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
VT15	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
VT16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
VT17	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT18	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
VT19	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
VT20	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0
VT21	-	-	-	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
VT22	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
VT23	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
VT24	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT25	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
VT26	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT27	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1
VT28	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1
VT29	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Appendice J4. Database occupancy per *Myodes glareolus*

ID Patch	Apr 2011			Giu 2011			Ago 2011			Ott 2011			Dic 2011			Feb 2012			Apr 2012			Giu 2012			Ago 2012		
	Sessione 1			Sessione 2			Sessione 3			Sessione 4			Sessione 5			Sessione 6			Sessione 7			Sessione 8			Sessione 9		
	1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3	4-1	4-2	4-3	5-1	5-2	5-3	6-1	6-2	6-3	7-1	7-2	7-3	8-1	8-2	8-3	9-1	9-2	9-3
VT1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
VT2	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1
VT3	-	-	-	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT5	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT7	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
VT8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
VT9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT10	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT11	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1
VT12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT13	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT14	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1
VT15	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
VT16	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0
VT17	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
VT18	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1
VT19	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT20	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
VT21	-	-	-	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0
VT22	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT23	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
VT24	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0
VT25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VT26	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0
VT27	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
VT28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
VT29	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1

Appendice K1. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Muscardinus avellanarius* (prima parte)

Model	AICc	ΔAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	699,29	0,00	0,1473	1,0000	9	672,29
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Seas_abb)	699,29	0,00	0,1473	1,0000	9	672,29
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Grid/pch_area)	699,61	0,32	0,1255	0,8521	9	672,61
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Mean_rain)	700,49	1,20	0,0808	0,5488	9	673,49
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Mean_rain)	700,52	1,23	0,0796	0,5406	9	673,52
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Seas_abb)	701,21	1,92	0,0564	0,3829	9	674,21
psi(Pch_conn),gamma(PI2_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	701,63	2,34	0,0457	0,3104	9	674,63
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Min_Tmin)	701,66	2,37	0,0450	0,3057	9	674,66
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Grid/pch_area)	701,79	2,50	0,0422	0,2865	9	674,79
psi(Pch_conn),gamma(Hdg_tot),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	701,98	2,69	0,0384	0,2605	9	674,98
psi(Pch_conn),gamma(N_hdg_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	702,32	3,03	0,0324	0,2198	9	675,32
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(stag)	703,00	3,71	0,0230	0,1565	10	671,42
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Max_Tmax)	703,13	3,84	0,0216	0,1466	9	676,13
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Mean_Tmed)	703,19	3,90	0,0210	0,1423	9	676,19
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Min_Tmin)	703,23	3,94	0,0205	0,1395	9	676,23
psi(Pch_conn),gamma(Hdg_conn),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	703,78	4,49	0,0156	0,1059	9	676,78
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106+hdg_tot),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	703,83	4,54	0,0152	0,1033	10	672,25
psi(Pch_conn),gamma(N_pch_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	704,55	5,26	0,0106	0,0721	9	677,55
psi(Res_av),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	704,64	5,35	0,0101	0,0689	9	677,64
psi(SS_0.5-4m),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	704,88	5,59	0,0090	0,0611	9	677,88
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Mean_rain)	705,08	5,79	0,0081	0,0553	9	678,08
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(stag)	706,44	7,15	0,0041	0,0280	10	674,86
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(Mean_rain)	711,47	12,18	0,0003	0,0023	9	684,47
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Mean_rain)	720,89	21,60	0,0000	0,0000	8	698,03
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Grid_area)	721,95	22,66	0,0000	0,0000	8	699,09
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Min_Tmin)	722,45	23,16	0,0000	0,0000	8	699,59
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Grid/pch_area)	722,67	23,38	0,0000	0,0000	8	699,81
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Max_Tmax)	723,11	23,82	0,0000	0,0000	8	700,25
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Mean_Tmed)	723,12	23,83	0,0000	0,0000	8	700,26
psi(Abb_bianc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(Mean_rain)	724,39	25,10	0,0000	0,0000	8	701,53
psi,gamma(),eps(),p(stag)	726,07	26,78	0,0000	0,0000	6	710,42
psi,gamma(),eps(),p()	726,48	27,19	0,0000	0,0000	4	716,88
psi,gamma(),eps(),p(seas_eff)	955,15	255,86	0,0000	0,0000	24	667,15
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1454,75	755,46	0,0000	0,0000	27	644,75
psi(Pch_mat),gamma(PI_106),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1456,37	757,08	0,0000	0,0000	27	646,37
psi(Pch_mat),gamma(N_hdg_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1456,99	757,70	0,0000	0,0000	27	646,99
psi(Pch_mat),gamma(N_hdg_106),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1457,54	758,25	0,0000	0,0000	27	647,54
psi(Pch_mat),gamma(PI_497),eps(Abb_fr_sel),p(seas_eff)	1457,71	758,42	0,0000	0,0000	27	647,71
psi(Pch_mat),gamma(PI_182),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1458,36	759,07	0,0000	0,0000	27	648,36
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1458,38	759,09	0,0000	0,0000	27	648,38

Appendice K1. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Muscardinus avellanarius* (seconda parte)

Model	AICc	Δ AICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi(Pch_mat),gamma(N_pch_106),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1458,78	759,49	0,0000	0,0000	27	648,78
psi(Abb_bianc),gamma(PI_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1459,00	759,71	0,0000	0,0000	27	649,00
psi(Pch_mat),gamma(N_pch_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1459,01	759,72	0,0000	0,0000	27	649,01
psi(Pch_mat),gamma(PI_497),eps(Abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	1459,12	759,83	0,0000	0,0000	27	649,12
psi(Abb_lig),gamma(PI_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1460,56	761,27	0,0000	0,0000	27	650,56
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_182),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1461,58	762,29	0,0000	0,0000	27	651,58
psi(Abb_gin),gamma(PI_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1461,62	762,33	0,0000	0,0000	27	651,62
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1465,32	766,03	0,0000	0,0000	27	655,32
psi(Abb_bianc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1465,42	766,13	0,0000	0,0000	27	655,42
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	1465,55	766,26	0,0000	0,0000	27	655,55
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Abb_fr_sel),p(seas_eff)	1466,23	766,94	0,0000	0,0000	27	656,23
psi(Abb_gin),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1466,55	767,26	0,0000	0,0000	27	656,55
psi(Abb_lig),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1467,41	768,12	0,0000	0,0000	27	657,41
psi(Fr_ab),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1467,84	768,55	0,0000	0,0000	27	657,84
psi(Abb_prugn),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1468,06	768,77	0,0000	0,0000	27	658,06
psi(Abb_corn),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1468,73	769,44	0,0000	0,0000	27	658,73
psi(Abb_rosa),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1469,38	770,09	0,0000	0,0000	27	659,38
psi(Abb_rovo),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1469,80	770,51	0,0000	0,0000	27	659,80
psi(Abb_nocc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1469,82	770,53	0,0000	0,0000	27	659,82
psi(SS_0.5-4m),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1480,11	780,82	0,0000	0,0000	27	670,11
psi(Res_av),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	1480,32	781,03	0,0000	0,0000	27	670,32
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2307,76	1608,47	0,0000	0,0000	28	627,76
psi(Abb_bianc),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2310,44	1611,15	0,0000	0,0000	28	630,44
psi(Abb_lig),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2311,76	1612,47	0,0000	0,0000	28	631,76
psi(Abb_fr_sel),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2312,60	1613,31	0,0000	0,0000	28	632,60
psi(Abb_gin),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2312,69	1613,40	0,0000	0,0000	28	632,69
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_sel),p(seas_eff)	2313,44	1614,15	0,0000	0,0000	28	633,44
psi(N_arb_fr_ago-nov),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2313,67	1614,38	0,0000	0,0000	28	633,67
psi(Abb_nocc),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2313,69	1614,40	0,0000	0,0000	28	633,69
psi(Pch_conn),gamma(Overl/buff_106),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(Seas_eff)	2314,13	1614,84	0,0000	0,0000	28	634,13
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2314,42	1615,13	0,0000	0,0000	28	634,42
psi(Abb_bianc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2317,28	1617,99	0,0000	0,0000	28	637,28
psi(Abb_lig),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2318,84	1619,55	0,0000	0,0000	28	638,84
psi(Abb_gin),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2319,55	1620,26	0,0000	0,0000	28	639,55
psi(N_arb_fr_ago-nov),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2320,59	1621,30	0,0000	0,0000	28	640,59
psi(Abb_nocc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+abb_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2320,64	1621,35	0,0000	0,0000	28	640,64
psi(Pch_mat),gamma(PI2_497),eps(Pch_area+N_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2325,55	1626,26	0,0000	0,0000	28	645,55
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+fr_ab),p(seas_eff)	2330,09	1630,80	0,0000	0,0000	28	650,09
psi(Pch_mat),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area+N_fr_ago-nov),p(seas_eff)	2334,47	1635,18	0,0000	0,0000	28	654,47
psi(Pch_mat+fr_ab),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	2336,64	1637,35	0,0000	0,0000	28	656,64
psi(Pch_mat+abb_bianc),gamma(Overl/buff_497),eps(Pch_area),p(seas_eff)	2345,94	1646,65	0,0000	0,0000	28	665,94

Appendice K2. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Apodemus flavicollis* (prima parte)

Model	AICc	ΔAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi.gamma(),eps(Oak_dom+N_hdg_conn),p(Grid/pch_area)	670,38	0,00	0,5462	1,0000	7	651,05
psi.gamma(Pch_area),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	675,07	4,69	0,0524	0,0958	7	655,74
psi.gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	675,1	4,72	0,0516	0,0944	6	659,28
psi(Shb_av),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	675,66	5,28	0,0390	0,0714	7	656,33
psi.gamma(N_hdg),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	675,89	5,51	0,0347	0,0636	7	656,56
psi(Oak_dom),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	676	5,62	0,0329	0,0602	7	656,67
psi.gamma(Pch_mat),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	676,09	5,71	0,0314	0,0576	7	656,76
psi(Overl/buff),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	677,49	7,11	0,0156	0,0286	7	658,16
psi(N_hdg_conn),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	677,61	7,23	0,0147	0,0269	7	658,28
psi.gamma(),eps(N_hdg_conn),p(Grid/pch_area)	677,7	7,32	0,0141	0,0257	6	661,88
psi(N_pch_conn),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678	7,62	0,0121	0,0221	7	658,67
psi.gamma(Acorn_tot_pch),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678	7,62	0,0121	0,0221	7	658,67
psi(GLC),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,01	7,63	0,0120	0,0220	7	658,68
psi.gamma(),eps(Oak_dom+Acorn_tot_pch),p(Grid/pch_area)	678,02	7,64	0,0120	0,0219	7	658,69
psi.gamma(Abb_arb_fr_ago-nov),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,13	7,75	0,0113	0,0208	7	658,8
psi.gamma(Shb_av),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,21	7,83	0,0109	0,0199	7	658,88
psi.gamma(),eps(Oak_dom+Shb_av),p(Grid/pch_area)	678,28	7,9	0,0105	0,0193	7	658,95
psi(Pch_area),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,3	7,92	0,0104	0,0191	7	658,97
psi(N_hdg),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,34	7,96	0,0102	0,0187	7	659,01
psi.gamma(GLC),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,4	8,02	0,0099	0,0181	7	659,07
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,43	8,05	0,0098	0,0179	7	659,1
psi.gamma(Overl/buff),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,44	8,06	0,0097	0,0178	7	659,11
psi(Pch_mat),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,51	8,13	0,0094	0,0172	7	659,18
psi(Acorn_tot_pch),gamma(),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,53	8,15	0,0093	0,0170	7	659,2
psi.gamma(N_pch_conn),eps(Oak_dom),p(Grid/pch_area)	678,58	8,2	0,0091	0,0166	7	659,25
psi.gamma(),eps(Oak_dom+Max_Tmax),p(Seas_abb)	682,39	12,01	0,0013	0,0025	7	663,06
psi.gamma(),eps(Max_Tmax),p(Grid/pch_area)	682,94	12,56	0,0010	0,0019	6	667,12
psi.gamma(),eps(Mean_Tmed),p(Grid/pch_area)	682,95	12,57	0,0010	0,0019	6	667,13
psi.gamma(),eps(Min_Tmin),p(Grid/pch_area)	682,98	12,6	0,0010	0,0018	6	667,16

Appendice K2. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Apodemus flavicollis* (seconda parte)

Model	AICc	ΔAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi.gamma(),eps(N_pch_conn),p(Grid/pch_area)	683,06	12,68	0,0010	0,0018	6	667,24
psi.gamma(),eps(Oak_dom+N_hdg_conn),p(seas_abb)	683,46	13,08	0,0008	0,0014	7	664,13
psi.gamma(),eps(N_hdg),p(Grid/pch_area)	684,57	14,19	0,0005	0,0008	6	668,75
psi.gamma(),eps(Oak_dom+N_hdg_conn),p()	684,59	14,21	0,0004	0,0008	6	668,77
psi.gamma(),eps(Oak_dom+N_hdg_conn),p(Mean_rain)	684,78	14,4	0,0004	0,0007	7	665,45
psi.gamma(),eps(Overl/buff),p(Grid/pch_area)	685,92	15,54	0,0002	0,0004	6	670,1
psi.gamma(),eps(),p(Grid/pch_area)	686,31	15,93	0,0002	0,0003	5	673,7
psi.gamma(),eps(Min_Tmin+Max_Tmax),p(Grid/pch_area)	686,45	16,07	0,0002	0,0003	7	667,12
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Grid/pch_area)	686,47	16,09	0,0002	0,0003	6	670,65
psi.gamma(),eps(),p(Oak_dom)	686,5	16,12	0,0002	0,0003	5	673,89
psi.gamma(),eps(Oak_dom+N_hdg_conn),p(pch_area)	687,77	17,39	0,0001	0,0002	7	668,44
psi.gamma(),eps(Acorn_tot_pch),p(Grid/pch_area)	688,34	17,96	0,0001	0,0001	6	672,52
psi.gamma(),eps(Acorn_rov_pch),p(Grid/pch_area)	688,92	18,54	0,0001	0,0001	6	673,1
psi.gamma(),eps(Shb_av),p(Grid/pch_area)	689,26	18,88	0,0000	0,0001	6	673,44
psi.gamma(),eps(GLC),p(Grid/pch_area)	689,38	19	0,0000	0,0001	6	673,56
psi.gamma(),eps(Pch_mat),p(Grid/pch_area)	689,52	19,14	0,0000	0,0001	6	673,7
psi.gamma(),eps(),p(Shb_av)	689,93	19,55	0,0000	0,0001	5	677,32
psi.gamma(),eps(N_hdg_conn),p(seas_abb)	691,06	20,68	0,0000	0,0000	6	675,24
psi.gamma(),eps(),p(N_pch_conn)	697,63	27,25	0,0000	0,0000	5	685,02
psi.gamma(),eps(),p(N_hdg_conn)	698,85	28,47	0,0000	0,0000	5	686,24
psi.gamma(),eps(Overl/buff),p(seas_abb)	699,86	29,48	0,0000	0,0000	6	684,04
psi.gamma(),eps(),p(Mean_rain)	702,27	31,89	0,0000	0,0000	5	689,66
psi.gamma(),eps(),p()	702,34	31,96	0,0000	0,0000	4	692,67
psi.gamma(),eps(),p(Pch_mat)	704,48	34,1	0,0000	0,0000	5	691,87
psi.gamma(),eps(),p(Pch_area)	704,96	34,58	0,0000	0,0000	5	692,35
psi.gamma(),eps(),p(Overl/buff)	705,1	34,72	0,0000	0,0000	5	692,49
psi.gamma(),eps(),p(GLC)	705,15	34,77	0,0000	0,0000	5	692,54
psi.gamma(),eps(),p(Acorn_tot_pch)	705,25	34,87	0,0000	0,0000	5	692,64
psi.gamma(),eps(),p(Min_Tmin)	705,26	34,88	0,0000	0,0000	5	692,65
psi.gamma(),eps(),p(Seas_eff)	706,17	35,79	0,0000	0,0000	12	662,67

Appendice K3. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Apodemus sylvaticus*

Model	AICc	deltaAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_tot_grid),p(seas_abb)	674,45	0,00	0,7215	1,0000	7	655,12
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_rov_pch),p(seas_abb)	678,25	3,80	0,1079	0,1496	7	658,92
psi.gamma(Overl/buff),eps(Acorn_tot_grid),p(seas_abb)	680,18	5,73	0,0411	0,0570	7	660,85
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Pch_area),p(Seas_eff)	681,83	7,38	0,0180	0,0250	13	631,56
psi.gamma(),eps(),p(Seas_eff)	681,97	7,52	0,0168	0,0233	12	638,47
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_tot_grid),p()	682,40	7,95	0,0135	0,0188	6	666,58
psi.gamma(Overl/buff),eps(Acorn_rov_pch),p(seas_abb)	682,85	8,40	0,0108	0,0150	7	663,52
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_rov_pch+acorn_cer_pch),p(Pch_area)	683,13	8,68	0,0094	0,0130	8	659,93
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(),p(Pch_area)	683,17	8,72	0,0092	0,0128	6	667,35
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Seas_eff)	683,62	9,17	0,0074	0,0102	13	633,35
psi.gamma(),eps(Acorn_cer_pch),p(Seas_eff)	683,77	9,32	0,0068	0,0095	13	633,50
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(),p(Seas_eff)	683,97	9,52	0,0062	0,0086	13	633,70
psi.gamma(Acorn_tot_pch),eps(),p(Seas_eff)	684,49	10,04	0,0048	0,0066	13	634,22
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_rov_pch),p(Pch_area)	685,14	10,69	0,0034	0,0048	7	665,81
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Overl/buff),p(Seas_eff)	685,18	10,73	0,0034	0,0047	13	634,91
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Oak_dom),p(Pch_area)	685,44	10,99	0,0030	0,0041	7	666,11
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_rov_pch),p()	685,60	11,15	0,0027	0,0038	6	669,78
psi.gamma(),eps(Acorn_rov_pch),p(Seas_eff)	685,65	11,20	0,0027	0,0037	13	635,38
psi.gamma(),eps(),p(Acorn_tot_pch)	686,15	11,70	0,0021	0,0029	5	673,54
psi.gamma(),eps(),p()	687,06	12,61	0,0013	0,0018	4	677,39
psi.gamma(),eps(N_hdg_conn),p(Seas_eff)	687,57	13,12	0,0010	0,0014	13	637,30
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Shb_av),p(Seas_eff)	688,15	13,70	0,0008	0,0011	14	630,15
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Acorn_rov_pch)	688,19	13,74	0,0007	0,0010	6	672,37
psi.gamma(),eps(Min_Tmin),p(Seas_eff)	688,35	13,90	0,0007	0,0010	13	638,08
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Oak_dom),p(Seas_eff)	688,61	14,16	0,0006	0,0008	14	630,61
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(N_pch_conn)	688,63	14,18	0,0006	0,0008	6	672,81
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Overl/buff)	688,69	14,24	0,0006	0,0008	6	672,87
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Mean_Tmed)	688,85	14,40	0,0005	0,0007	6	673,03
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(GLC)	688,97	14,52	0,0005	0,0007	6	673,15
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(N_pch_conn),p(Seas_eff)	688,98	14,53	0,0005	0,0007	14	630,98
psi.gamma(),eps(Pch_area),p(Grid/pch_area)	689,44	14,99	0,0004	0,0006	6	673,62
psi(Acorn_tot_pch),gamma(),eps(),p()	689,97	15,52	0,0003	0,0004	5	677,36
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Acorn_rov_pch),p(Seas_eff)	690,40	15,95	0,0002	0,0003	14	632,40
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(N_hdg_conn),p(Seas_eff)	690,82	16,37	0,0002	0,0003	14	632,82
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Pch_mat),p(Seas_eff)	691,67	17,22	0,0001	0,0002	14	633,67
psi.gamma(N_hdg_conn),eps(Abb_arb_fr_ago-nov),p(Seas_eff)	691,68	17,23	0,0001	0,0002	14	633,68

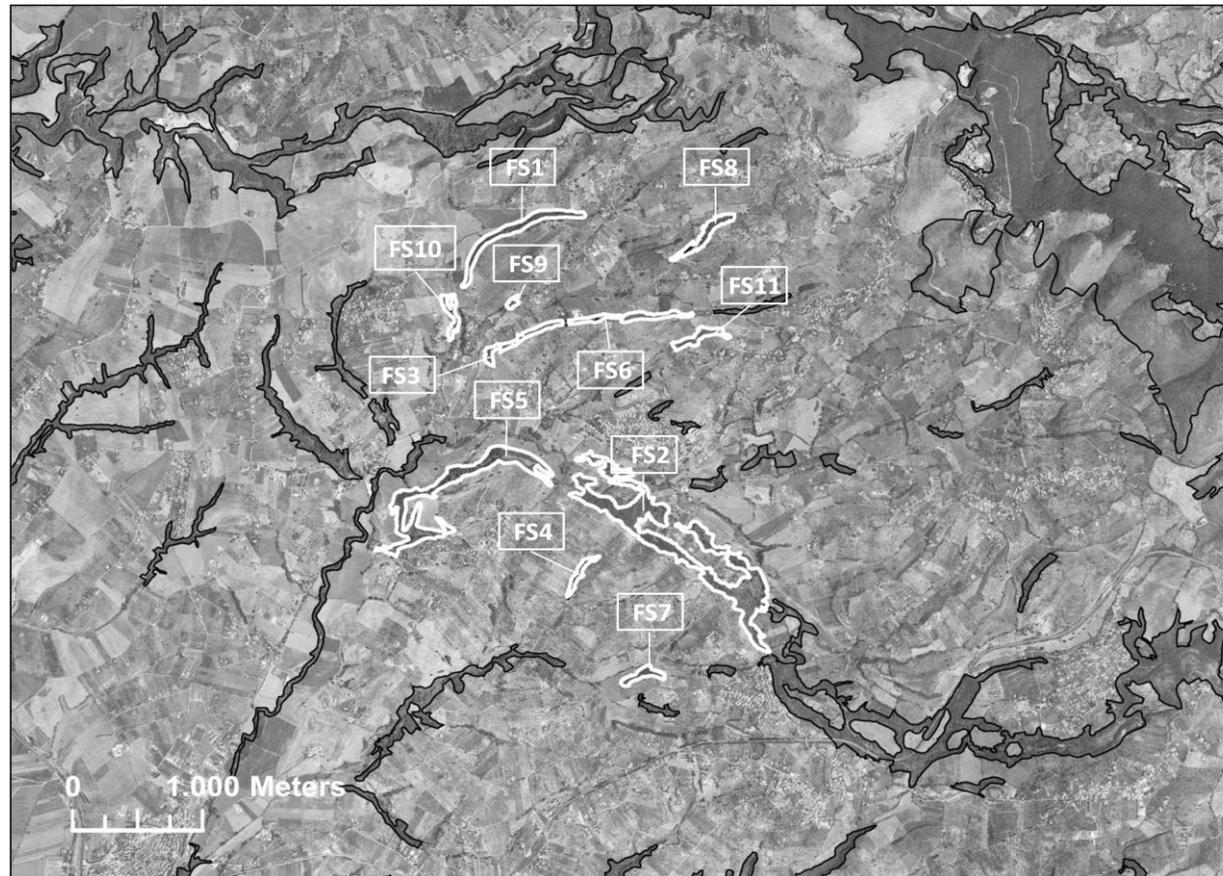
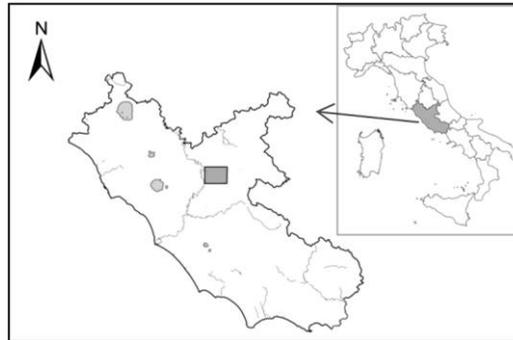
Appendice K4. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Myodes glareolus* (prima parte)

Model	AICc	deltaAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi.gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	721,87	0,00	0,1915	1,0000	7	702,54
psi(Shb_av),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	723,85	1,98	0,0712	0,3716	8	700,65
psi(Oak_dom),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	724,11	2,24	0,0625	0,3263	8	700,91
psi.gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(acorn_tot_pch)	724,26	2,39	0,0580	0,3027	7	704,93
psi.gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(pch_area)	724,43	2,56	0,0532	0,2780	7	705,10
psi.gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(grid_area)	724,54	2,67	0,0504	0,2632	7	705,21
psi.gamma(Acorn_tot_pch),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	725,08	3,21	0,0385	0,2009	8	701,88
psi.gamma(Acorn_cer_pch),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	725,25	3,38	0,0353	0,1845	8	702,05
psi(Shb_av),gamma(),eps(N_hdg),p(Pch_mat)	725,27	3,40	0,0350	0,1827	7	705,94
psi.gamma(),eps(N_hdg+acorn_tot_pch),p(pch_area)	725,51	3,64	0,0310	0,1620	7	706,18
psi.gamma(Acorn_rov_pch),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	725,53	3,66	0,0307	0,1604	8	702,33
psi(Acorn_rov_pch),gamma(),eps(N_hdg),p(pch_area)	725,60	3,73	0,0297	0,1549	4	715,93
psi.gamma(),eps(),p()	725,60	3,73	0,0297	0,1549	4	715,93
psi(Pch_mat),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	725,68	3,81	0,0285	0,1488	8	702,48
psi.gamma(),eps(N_hdg),p(pch_area)	726,02	4,15	0,0240	0,1256	6	710,20
psi(Oak_dom+Shb_av),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(Grid/pch_area)	726,11	4,24	0,0230	0,1200	9	698,64
psi(Oak_dom),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(pch_area)	726,52	4,65	0,0187	0,0978	8	703,32
psi(Oak_dom+Shb_av),gamma(),eps(N_hdg),p(Pch_mat)	726,77	4,90	0,0165	0,0863	8	703,57
psi.gamma(),eps(Acorn_rov_pch),p(Grid/pch_area)	727,41	5,54	0,0120	0,0627	6	711,59
psi.gamma(),eps(N_pch_conn),p(pch_area)	727,54	5,67	0,0112	0,0587	6	711,72
psi(Acorn_tot_pch),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(pch_area)	727,62	5,75	0,0108	0,0564	8	704,42
psi.gamma(),eps(Abb_fr_ago-nov),p(Grid/pch_area)	727,67	5,80	0,0105	0,0550	6	711,85
psi(Acorn_cer_pch),gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(pch_area)	727,74	5,87	0,0102	0,0531	8	704,54
psi.gamma(),eps(),p(pch_area)	727,77	5,90	0,0100	0,0523	5	715,16
psi(Oak_dom),gamma(),eps(N_hdg),p(pch_area)	727,82	5,95	0,0098	0,0510	7	708,49
psi.gamma(),eps(),p(Acorn_tot_pch)	727,93	6,06	0,0093	0,0483	5	715,32
psi.gamma(),eps(),p(Grid/pch_area)	727,97	6,10	0,0091	0,0474	5	715,36
psi.gamma(Oak_dom),eps(N_hdg+pch_area),p(pch_area)	728,07	6,20	0,0086	0,0450	8	704,87
psi.gamma(),eps(N_hdg+N_pch_conn),p(pch_area)	728,26	6,39	0,0078	0,0410	7	708,93
psi.gamma(Overl/buff_252),eps(N_hdg),p(pch_area)	728,48	6,61	0,0070	0,0367	7	709,15
psi.gamma(N_pch_conn),eps(N_hdg),p(pch_area)	728,78	6,91	0,0060	0,0316	7	709,45
psi.gamma(),eps(N_hdg_conn),p(pch_area)	729,19	7,32	0,0049	0,0257	6	713,37

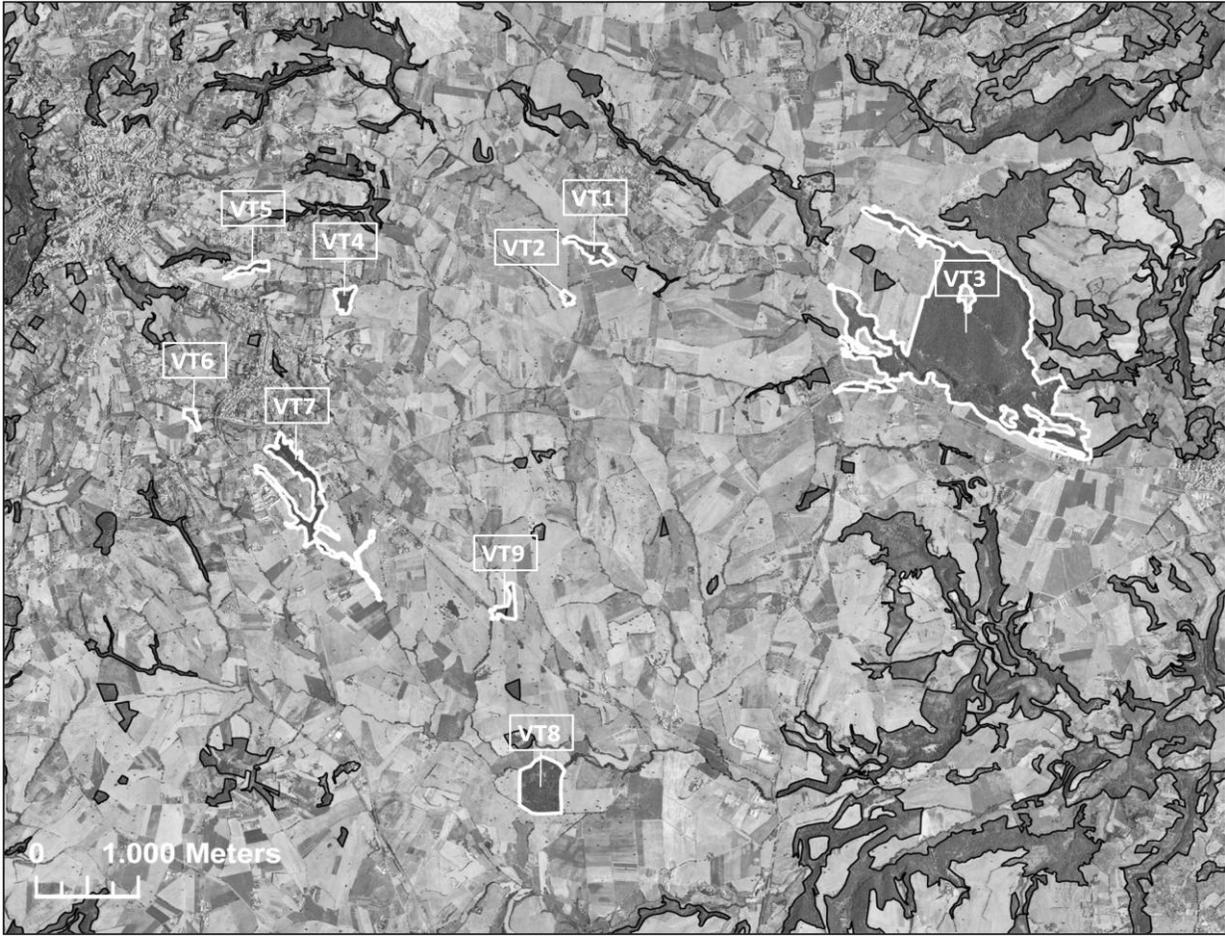
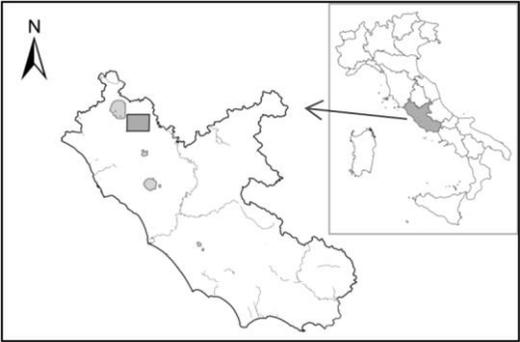
Appendice K4. Elenco completo dei modelli *occupancy* testati per *Myodes glareolus* (seconda parte)

Model	AICc	deltaAICc	AIC wgt	Mod. Likelihood	n. Par.	-2*LogLike
psi.gamma(Acorn_tot_pch),eps(N_hdg),p(pch_area)	729,29	7,42	0,0047	0,0245	7	709,96
psi.gamma(Oak_dom),eps(N_hdg),p(pch_area)	729,33	7,46	0,0046	0,0240	7	710,00
psi(Pch_mat),gamma(),eps(N_hdg),p(pch_area)	729,50	7,63	0,0042	0,0220	7	710,17
psi(N_pch_conn),gamma(),eps(N_hdg),p(pch_area)	729,52	7,65	0,0042	0,0218	7	710,19
psi.gamma(Acorn_rov_pch),eps(N_hdg),p(pch_area)	729,52	7,65	0,0042	0,0218	7	710,19
psi.gamma(),eps(N_hdg+overl/buff),p(Grid/pch_area)	729,56	7,69	0,0041	0,0214	7	710,23
psi.gamma(),eps(N_hdg+N_pch_conn),p(Grid/pch_area)	729,72	7,85	0,0038	0,0197	7	710,39
psi(Pch_area),gamma(),eps(N_hdg),p(Grid/pch_area)	730,47	8,60	0,0026	0,0136	7	711,14
psi.gamma(),eps(Overl/buff_252),p(pch_area)	730,54	8,67	0,0025	0,0131	6	714,72
psi.gamma(Pch_area),eps(N_hdg),p(Grid/pch_area)	730,74	8,87	0,0023	0,0119	7	711,41
psi.gamma(),eps(Acorn_tot_pch),p(pch_area)	730,88	9,01	0,0021	0,0111	6	715,06
psi.gamma(),eps(pch_area),p(acorn_tot_pch)	731,06	9,19	0,0019	0,0101	6	715,24
psi(N_hdg),gamma(),eps(Pch_area),p(Grid/pch_area)	732,37	10,50	0,0010	0,0052	7	713,04
psi(Oak_dom),gamma(Overl/buff_252),eps(Pch_area),p()	732,75	10,88	0,0008	0,0043	7	713,42
psi.gamma(),eps(N_hdg),p(Mean_rain)	733,17	11,30	0,0007	0,0035	6	717,35
psi.gamma(),eps(N_hdg),p(Min_Tmin)	733,18	11,31	0,0007	0,0035	6	717,36
psi.gamma(),eps(N_hdg),p(Max_Tmax)	733,59	11,72	0,0005	0,0029	6	717,77
psi(GLC),gamma(Overl/buff_252),eps(Acorn_tot_pch),p(Grid/pch_area)	735,53	13,66	0,0002	0,0011	8	712,33
psi(Pch_mat),gamma(N_hdg),eps(Pch_area),p(Mean_Tmed)	739,00	17,13	0,0000	0,0002	8	715,80
psi.gamma(),eps(),p(seas_eff)	742,20	20,33	0,0000	0,0000	12	698,70
psi.gamma(),eps(N_hdg+pch_area),p(seas_eff)	744,14	22,27	0,0000	0,0000	14	686,14
psi(Oak_dom),gamma(),eps(),p(seas_eff)	747,16	25,29	0,0000	0,0000	13	696,89
psi(Pch_area),gamma(),eps(),p(seas_eff)	748,48	26,61	0,0000	0,0000	13	698,21
psi(GLC),gamma(),eps(),p(seas_eff)	748,69	26,82	0,0000	0,0000	13	698,42
psi(N_hdg_conn),gamma(),eps(),p(seas_eff)	748,88	27,01	0,0000	0,0000	13	698,61
psi(Pch_mat),gamma(),eps(),p(seas_eff)	748,92	27,05	0,0000	0,0000	13	698,65
psi(Oak_dom),gamma(),eps(N_hdg),p(seas_eff)	753,39	31,52	0,0000	0,0000	14	695,39
psi(Oak_dom),gamma(Pch_area),eps(N_hdg),p(seas_eff)	761,76	39,89	0,0000	0,0000	15	694,84
psi(Oak_dom),gamma(Overl/buff_252),eps(Pch_area),p(seas_eff)	763,15	41,28	0,0000	0,0000	15	696,23
psi(Acorn_tot_pch),gamma(Overl/buff_252),eps(Pch_area),p(seas_eff)	764,36	42,49	0,0000	0,0000	15	697,44
psi(GLC),gamma(Overl/buff_252),eps(Acorn_tot_pch),p(seas_eff)	764,67	42,80	0,0000	0,0000	15	697,75
psi(GLC),gamma(Overl/buff_252),eps(Pch_area),p(seas_eff)	764,70	42,83	0,0000	0,0000	15	697,78
psi(Pch_mat),gamma(N_hdg),eps(Pch_area),p(seas_eff)	765,45	43,58	0,0000	0,0000	15	698,53

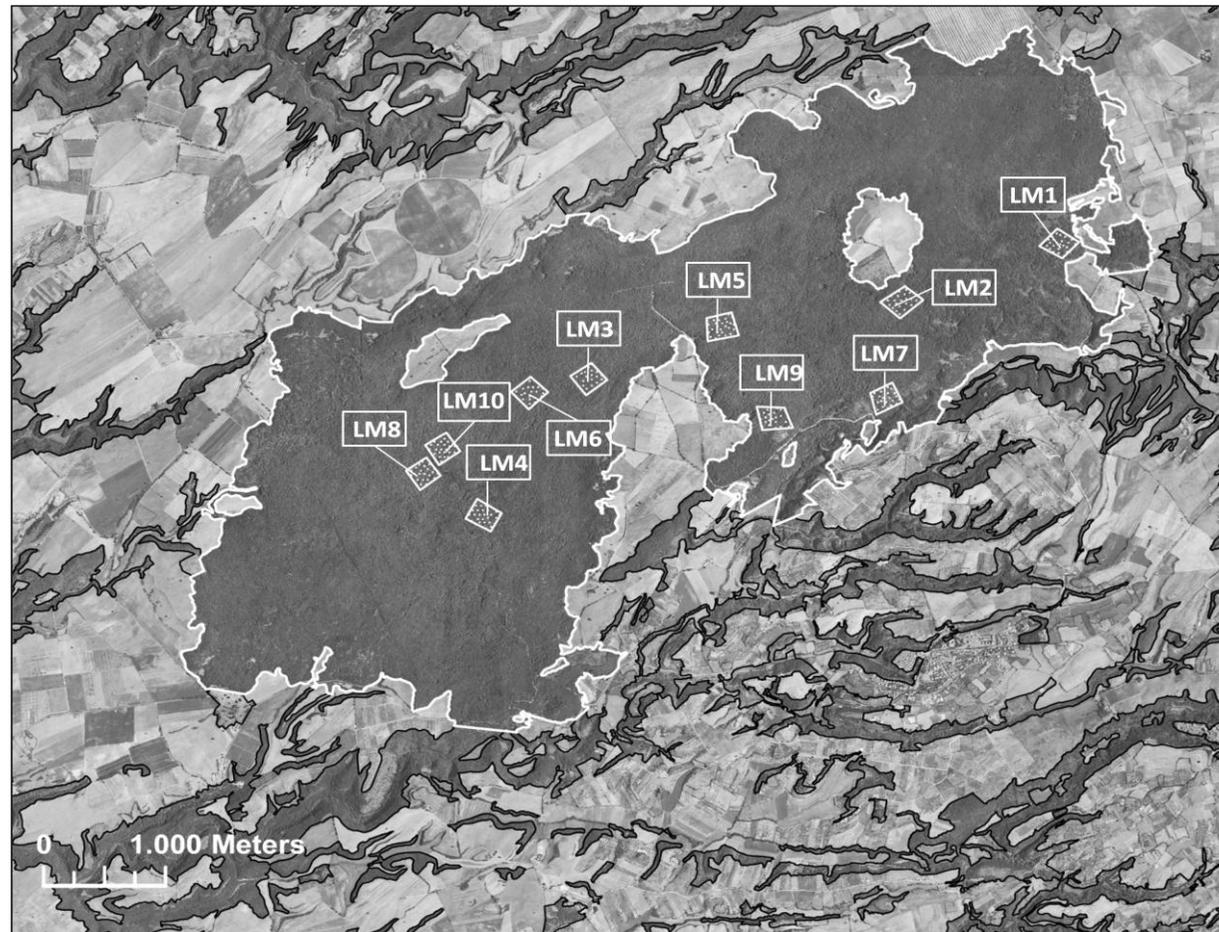
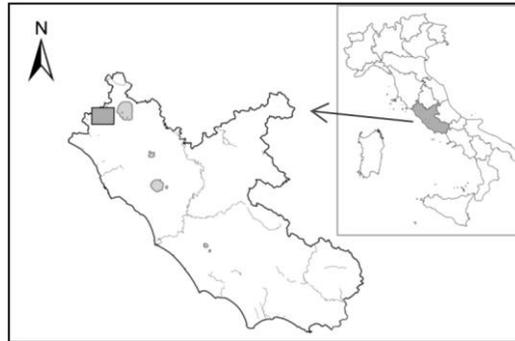
Appendice L1. Area di studio di *M. avellanarius* e i relativi frammenti campionati – Paesaggio di Fara Sabina



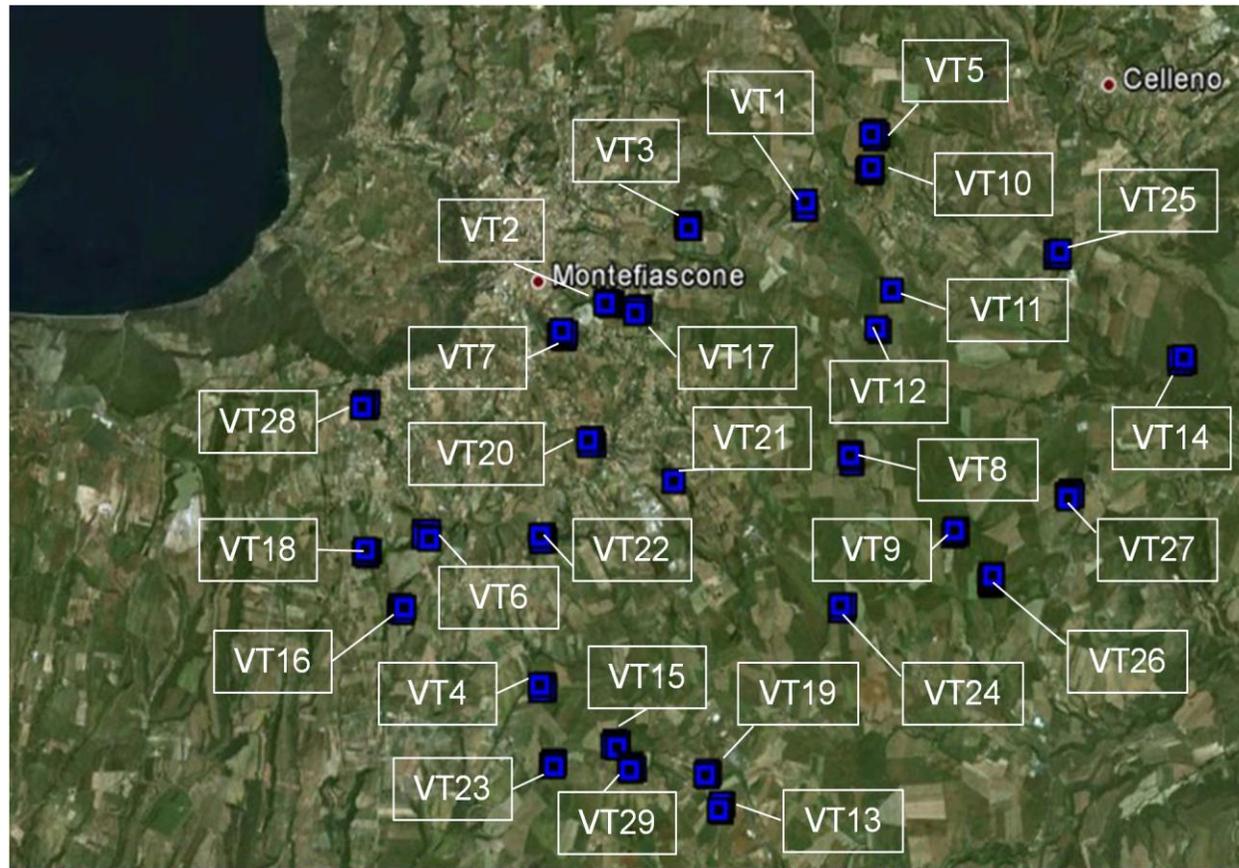
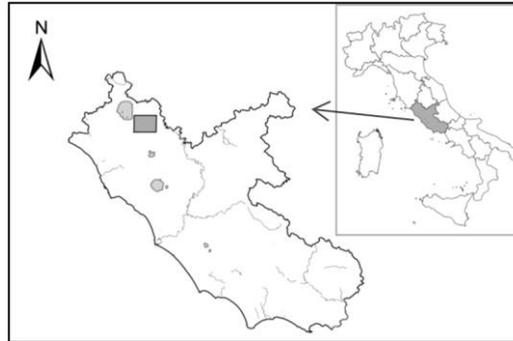
Appendice L2. Area di studio di *M. avellanarius* e i relativi frammenti campionati – Paesaggio di Viterbo



Appendice L3. Area di studio di *M. avellanarius* e i relativi frammenti campionati – Paesaggio R.N. Selva del Lamone



Appendice L4. Area di studio dei Roditori terricoli e i relativi frammenti campionati – Paesaggio di Viterbo



Ringraziamenti

È tempo di ringraziamenti.....

Per la delusione di quei pochi che leggeranno questa tesi, sarò breve e conciso, sperando che la loro curiosità sia saziata dalle pagine precedenti e non da queste ultime parole di commiato.

Sono stati tre anni di duro lavoro, di pioggia, di neve, di sole; di alti e bassi, di condivisione e di contrasti, di tenacia e di convinzione; di boschi, albe e tramonti, di vino e carne alla brace. Sono stati tre anni di persone, di risate, di furti; di guasti, di spine, di morsi e di lacrime; di trappole, di semi e canapa; di ghiande, di pesole e di schede. Sono stati tre anni intensi.

Prima di tutti vorrei ringraziare il mio “maestro” Marzio, per avere avuto fiducia in me e per avermi seguito sempre, dalla tesi di laurea a quella di dottorato.

Un grazie particolare va a Stefano, riflessivo compagno di avventura sempre disponibile ad ogni mia richiesta di aiuto; ai “moscardinari” della prima ora, Luca, Daniele e Ciccio e a tutti i “sorciari” con i quali ho condiviso questo periodo della mia vita, Giulia, Fabiola, Ilaria, Matilde, Davide, Cristina e Sara. Se dimentico qualcuno, non me ne voglia, è solo un problema di senilità precoce.

Non posso fare a meno di ringraziare Alessio, la mente di questo progetto, per avermi concesso di farne parte; purtroppo con me la tua tendenza a considerare i tesisti “paper che camminano” non ha avuto grandi risultati, infatti non ti ho ripagato abbastanza per tutte le cose che mi hai insegnato, te ne sarò sempre debitore.

Non posso dimenticare di ringraziare i colleghi Guardiaparco, l’ufficio tecnico-naturalistico e la direzione della R.N. Selva del Lamone per il supporto logistico e la collaborazione.

Infine, il grazie più grande va a Elena, la persona che più ho trascurato in questi tre anni e che, nonostante tutto mi ha sempre sostenuto (quasi sempre: non dimenticherò mai le urla che mi hai rivolto quando hai trovato i topi morti nel congelatore!). Per ripagarti non posso fare altro che amarti ogni giorno di più.

Archivio fotografico



