



**SAPIENZA**  
UNIVERSITÀ DI ROMA

FACOLTA' di SCIENZE MATEMATICHE,  
FISICHE E NATURALI

Laurea Magistrale in Ecobiologia

**Ecologia e dinamica di popolazioni spazialmente strutturate  
in paesaggi frammentati del Centro Italia**



Relatori

**Prof. Luigi Boitani**

**Dott. Alessio Mortelliti**

Dipartimento di Biologia e Biotecnologie  
“Charles Darwin”

Candidata

**Fabiola Iannarilli**

Matricola

**696937**

**Anno Accademico 2011 – 2012**



**SAPIENZA**  
UNIVERSITÀ DI ROMA

FACOLTA' di SCIENZE MATEMATICHE,  
FISICHE E NATURALI

Laurea Magistrale in Ecobiologia

**Ecologia e dinamica di popolazioni spazialmente strutturate  
in paesaggi frammentati del Centro Italia**

Relatori

**Prof. Luigi Boitani**

**Dott. Alessio Mortelliti**

Dipartimento di Biologia e Biotecnologie  
“Charles Darwin”

Candidata

**Fabiola Iannarilli**

Matricola  
**696937**

**Anno Accademico 2011 – 2012**

# INDICE

<b>1. Introduzione</b>	7
1.1 La frammentazione e i suoi effetti sulle popolazioni animali	7
1.2 Le popolazioni nei paesaggi frammentati	8
1.3 Evoluzione del concetto di metapopolazione	9
1.4 Le popolazioni spazialmente strutturate	10
1.4.1 Dalle singole popolazioni alle popolazioni spazialmente strutturate	12
1.5 Le popolazioni reali	18
1.5.1 Studi empirici	21
1.6 Metapopolazioni e biologia della conservazione	26
1.7 Specie target dello studio e ipotesi di lavoro	28
1.8 Scopo dello studio e obiettivi della tesi	29
<b>2. Materiali e metodi</b>	32
2.1 Area di studio	32
2.1.1 Il territorio della Regione Lazio	33
2.1.2 Il territorio della Sabina	40
2.1.3 La provincia di Viterbo	43
2.1.4 Riserva Naturale Selva del Lamone	45
2.2 Disegno sperimentale	48
2.2.1 Selezione delle specie	48
2.2.2 Selezione delle unità sperimentali	49
2.2.3 Raccolta dei dati individuali	52
2.2.4 Variabili	57
2.3 Analisi dei dati	61
2.3.1 Analisi esplorative	61
2.3.2 Analisi dei dati di presenza	61
<b>3. Biologia delle specie</b>	66
3.1 <i>Muscardinus avellanarius</i>	67
3.2 <i>Myodes glareolus</i>	72
3.3 <i>Apodemus flavicollis</i>	76
3.4 <i>Apodemus sylvaticus</i>	81

<b>4. Risultati</b>	86
4.1 Analisi descrittive	86
4.1.1 Presenza delle specie nei patch	86
4.1.2 Andamento della densità	86
4.1.3 Andamento nell'abbondanza di individui	92
4.1.4 Andamento nella sex ratio	92
4.1.5 Distribuzione per età della popolazione	96
4.1.6 Eventi di turnover	96
4.1.7 Eventi di dispersione	99
4.1.8 Sincronia tra le popolazioni	100
4.2 Analisi dei modelli occupancy	102
4.2.1 <i>Muscardinus avellanarius</i>	102
4.2.2 <i>Myodes glareolus</i>	105
4.2.3 <i>Apodemus flavicollis</i>	107
4.2.4 <i>Apodemus sylvaticus</i>	110
<b>5. Discussione</b>	112
5.1 Demografia	112
5.2 Dinamica di popolazione	116
5.2.1 <i>Muscardinus avellanarius</i>	117
5.2.2 <i>Myodes glareolus</i>	121
5.2.3 <i>Apodemus flavicollis</i>	123
5.2.4 <i>Apodemus sylvaticus</i>	126
5.3 Considerazioni generali	128
5.4 Le popolazioni spazialmente strutturate nei micromammiferi	129
5.5 Implicazioni per la Conservazione	130
5.6 Future ricerche	132
<b>Bibliografia</b>	134
<b>Appendice 1</b>	144
<b>Appendice 2</b>	149
<b>Appendice 3</b>	161





# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 La frammentazione e i suoi effetti sulle popolazioni animali

Le conseguenze delle modifiche apportate dall'uomo nel corso dei secoli agli ecosistemi sono oggi ben visibili ad ogni scala spaziale. L'uomo con le attività legate all'industria, all'agricoltura, alla pesca, al commercio e all'urbanizzazione ha modificato il paesaggio dando il via ai processi di perdita, degradazione, isolamento e suddivisione (frammentazione) degli habitat (Lindenmayer & Fischer, 2006). Tra tutti questi processi, la frammentazione è uno dei principali fattori che minacciano la biodiversità a livello mondiale (Fahrig, 2003) ed è diventato uno dei temi maggiormente affrontati nell'ambito della biologia della conservazione (Harrison & Bruna, 1999; Lindenmayer & Fischer, 2006; Fahrig, 2003).

Il processo di frammentazione può essere scisso in due componenti: 1. la perdita di habitat, cioè la riduzione della quantità di habitat disponibile per la specie; e 2. la frammentazione *per se*, la divisione di un habitat continuo in due o più frammenti di dimensioni minori (Fahrig, 2003). Studi sperimentali hanno evidenziato che la perdita di habitat ha pesanti influenze negative sulla biodiversità, mentre la frammentazione *per se* mostra un impatto minore, arrivando in alcuni casi ad avere anche degli effetti positivi. Tuttavia, nei paesaggi reali, questi processi avvengono nella maggior parte dei casi simultaneamente ed è difficile studiarne gli effetti separatamente, a meno di non utilizzare disegni sperimentali adeguati o di controllarli statisticamente (Fahrig, 2003).

La frammentazione, intesa nel senso più ampio del termine, produce una serie di conseguenze a diverse scale spaziali e diversi livelli dell'organizzazione biologica, dalla modificazione del paesaggio, all'alterazione delle relazioni all'interno delle diverse comunità, a modifiche nel comportamento e nella biologia della singola specie (Lindenmayer & Fischer, 2006). Altera vari processi ecologici, cambia la distribuzione spaziale della copertura vegetale nel paesaggio ed influenza sia le singole specie che le comunità (Lindenmayer & Fischer, 2007).

A livello di paesaggio la frammentazione comporta: 1. una riduzione nella quantità totale di habitat, 2. una diminuzione della dimensione dei frammenti, con predominanza di patch di minore estensione, 3. un aumento dell'isolamento dei frammenti e 4. una maggior irregolarità nell'andamento del margine dei patch rispetto all'andamento naturale, che di solito è caratterizzato dall'avere contorni arrotondati (Noss et al., 2006).

Tra questi effetti, un ruolo chiave è giocato dall'aumento del grado di isolamento del patch. I frammenti di habitat residui spesso non sono abbastanza ampi da sostenere una popolazione vitale e l'esistenza della popolazione stessa può dipendere da individui in arrivo da patch vicini. Se la

distanza tra i frammenti è molto ampia rispetto alle capacità di dispersione della specie, non esistono corridoi specie-specifici o la matrice è impermeabile allo spostamento degli individui, la popolazione si troverà isolata nel proprio patch senza la possibilità di uno scambio genetico con le altre popolazioni. Questo determinerà, soprattutto nei casi in cui ci si trova di fronte ad un basso numero di individui, una maggior esposizione ad eventi stocastici e un aumento del rischio di estinzione della popolazione dovuto a varie cause tra cui la diminuzione della variabilità genetica per inbreeding depression, deriva genetica, Allee effect; fluttuazioni ambientali, come la disponibilità di risorse; ed eventi occasionali come inondazioni, incendi o periodi di siccità (Bennett & Saunders, 2010).

La diminuzione della dimensione dei frammenti provoca un aumento dell'effetto margine con conseguenti alterazioni a livello di microclima. In patch al di sotto di una certa soglia dimensionale o con contorni molto allungati, l'*interior* habitat è inesistente e le perturbazioni provenienti dall'esterno del patch non vengono tamponate, ma si propagano anche nella zona centrale (Harrison & Bruna, 1999).

I grandi carnivori e altri animali che si muovono su ampie aree sono tipicamente tra le specie più minacciate dalla frammentazione, in parte perché i frammenti hanno dimensioni minori dell'area minima richiesta da un singolo individuo o da una popolazione.

Trascurando effetti diretti come la scomparsa di molte specie tropicali e non, strettamente endemiche, in conseguenza della distruzione del loro intero areale, la frammentazione è spesso accompagnata dalla realizzazione di nuove infrastrutture che agiscono come barriere al movimento di molte specie. In particolare, la costruzione di strade comporta la morte di individui durante la realizzazione dell'opera, e, successivamente, morti dovute a collisioni con i veicoli, modificazioni del comportamento degli animali e soprattutto un aumento dell'uso dell'area da parte dell'uomo (Noss et al., 2006).

## 1.2 Le popolazioni nei paesaggi frammentati

La frammentazione dell'habitat (dove per habitat si intende un ambiente adatto ad una determinata specie, secondo la definizione specie-specifica del concetto data da Lindenmayer & Fischer (2006)) porta ad avere aree idonee alla specie immerse in una matrice costituita da non-habitat. La specie si trova quindi frammentata in gruppi di individui sparsi in maniera aggregata nel territorio. La capacità di dispersione degli individui, la permeabilità della matrice, il grado di isolamento e la dimensione dei frammenti, determineranno il tipo di dinamica che si instaurerà tra i gruppi dei vari frammenti. Si verranno a creare popolazioni spazialmente strutturate, i cui andamenti dipenderanno dalla disposizione spaziale dei vari patch occupati. La persistenza della

popolazione nel tempo dipenderà non solo dalle caratteristiche intrinseche del patch occupato, ma dal flusso di individui tra i vari frammenti che permetterà la ricolonizzazione dei patch in cui la specie si è estinta (Hanski & Simberloff, 1997). La posizione spaziale delle popolazioni influenzera le dinamiche genetiche, ecologiche ed evolutive della specie (Hanski e Gaggiotti, 2004).

**Il modello di Levins.** Il primo modello elaborato per tenere conto delle dinamiche di colonizzazione/estinzione è stato quello definito da Levins (1969; 1970). In questi lavori, viene introdotto per la prima volta il termine metapopolazione, una popolazione di popolazioni collegate da eventi di migrazione. Il modello è basato su quattro assunti:

1. gli habitat idonei sono distribuiti in maniera discreta nella spazio, e possono o meno essere occupati da popolazioni locali riproduttive;
2. tutte le popolazioni possono andare incontro ad eventi di estinzione;
3. i frammenti non devono essere così isolati da escludere eventi di ricolonizzazione;
4. le popolazioni locali devono avere fluttuazioni asincrone.

Come tutti i modelli, quello di Levins, definito anche di metapopolazione classica, approssima la realtà, imponendo delle semplificazioni per poter evidenziare delle caratteristiche del sistema altrimenti non visibili. In questo modello, i frammenti hanno tutti la stessa dimensione, forma e probabilità di estinzione/colonizzazione e le dinamiche locali delle singole popolazioni sono ignorate. Il punto centrale diventa perciò  $p(t)$ , la frazione di patch occupati dalla specie in un determinato tempo  $t$ , sul totale dei frammenti disponibili. I parametri chiave che regolano la metapopolazione sono la probabilità di estinzione dei patch occupati  $e$ , e la probabilità di colonizzazione dei patch vacanti,  $m$ . La variazione di  $p$  nel tempo è definita dall'equazione:

$$\frac{dp}{dt} = mp(1-p) - ep$$

in cui il tasso di colonizzazione è considerato proporzionale alla frazione  $p$  di patch occupati (fonte di colonizzatori) e a  $(1-p)$ , la frazione di patch non occupati (bersaglio per i colonizzatori), mentre il numero di patch che andrà incontro all'estinzione dipende esclusivamente dalla frazione di patch occupati. Il punto di equilibrio di  $p$  è definito da  $\hat{p} = 1 - e/m$ . Il punto di equilibrio  $\hat{p}$  è positivo se  $m$  è maggiore di  $e$ , altrimenti  $\hat{p}=0$  (Hanski, 1991b). Il modello di Levins permette perciò di evidenziare un aspetto chiave della dinamica di metapopolazione: la persistenza della metapopolazione richiede che, per un dato tasso di estinzione, il tasso di colonizzazione deve essere maggiore di un certo valore critico. Numerosi studi hanno dimostrato che il tasso di colonizzazione in varie specie decresce all'aumentare dell'isolamento (Hanski, 1991b).

### 1.3 Evoluzione del concetto di metapopolazione

I concetti proposti da Levins nel 1969 sono stati ripresi ed approfonditi solo dopo molti anni; a partire dalla fine degli anni Ottanta, di pari passo con lo sviluppo dei concetti legati alla perdita e frammentazione degli habitat, e, in conseguenza di una crescente attenzione alle tematiche legate alla biologia della conservazione, il numero di pubblicazioni inerenti le metapopolazioni hanno subito una crescita esponenziale (Hanski & Gaggiotti, 2004). Tuttavia, questo aumentato interesse nel concetto di metapopolazione ha fatto sì che in numerosi casi il termine venisse usato con un significato molto ampio e vario, e, di conseguenza, poco informativo. La definizione di metapopolazione come “un insieme di popolazioni locali collegate tra di loro da eventi di dispersione” data da Hanski & Simberloff (1997) ha incoraggiato questo processo (Driscoll, 2007). In alcuni casi, si è arrivati ad affermare che il modello delle metapopolazioni si adattasse ad alcune specie, senza che si avesse il supporto di studi empirici (Hanski & Simberloff, 1997): ad esempio, secondo Murphy et al. (1990), specie con piccole dimensioni, vita breve, alti tassi di riproduzione e esigenze molto specifiche in termini di habitat, costituiscono metapopolazioni classiche; tuttavia non ci sono evidenze che questo corrisponda a ciò che accade realmente.

Olivier et al. (2009) affermano che nella maggior parte degli studi presi in considerazione nella loro review, gli autori forniscono evidenze della presenza soltanto di alcune caratteristiche tipiche di una struttura di metapopolazione, senza però verificare in maniera sistematica tutti gli assunti; nonostante ciò, quasi tutti gli autori concludono che la popolazione studiata funziona come una metapopolazione. Molte delle evidenze fornite in questi studi derivano da una incoerente applicazione del concetto di metapopolazione e dall’uso di una serie di definizioni che ignorano alcuni dei criteri originali definiti da Levins (tabella 1.1).

Questo improprio uso del termine, ha fatto sì che la parola metapopolazione venisse utilizzata per indicare vari tipi di popolazioni spazialmente strutturate (Hanski, 1998; Driscoll, 2007; Harrison & Taylor, 1997; Elmhagen & Angerbjorn, 2001).

## 1.4 Le popolazioni spazialmente strutturate

Le ricerche sulle popolazioni spazialmente strutturate hanno prodotto evidenze sia teoriche che empiriche dell’esistenza di vari tipi di popolazioni, dalle popolazioni chiuse a diversi sistemi di popolazioni interagenti (Thomas & Kunin, 1999).

Harrison (1991) in una revisione degli studi empirici sulle metapopolazioni, individua quattro principali tipi di dinamiche spaziali (figura 1.1):

1. **Metapopolazioni classiche** (figura 1.1 A), in cui tutte le popolazioni hanno una certa probabilità di estinzione; il tasso di estinzione è bilanciato dal tasso di colonizzazione (Levins, 1970);

2. **Metapopolazioni continente-isola** (figura1.1 B), in cui un patch di dimensioni maggiori sostiene una ampia popolazione, il cui rischio di estinzione è zero; la sopravvivenza delle popolazioni vicine dipende principalmente dall'immigrazione di individui dal “continente” (Harrison, 1991). Questo modello è simile al modello **source-sink** proposto da Pulliam (1988) in cui le popolazioni di alcuni patch, definiti *sink*, vengono sostenute esclusivamente grazie all’ immigrazione di individui provenienti da patch con qualità dell’habitat superiore, detti *source*, in cui il tasso di accrescimento maggiore dell’unità ( $\lambda>1$ ) permette la produzione di un *surplus* di individui destinati a disperdersi. In entrambe le dinamiche, le estinzioni locali coinvolgono principalmente solo una parte delle popolazioni, quelle dei patch di dimensioni minori o dei sink, e non hanno un forte effetto sulla persistenza della popolazione a livello regionale (Harrison, 1991);

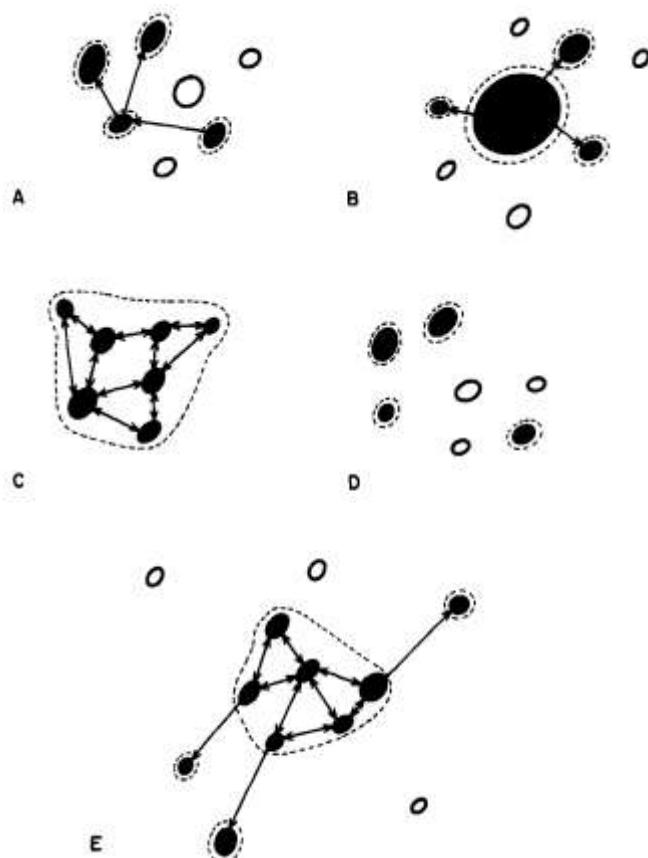
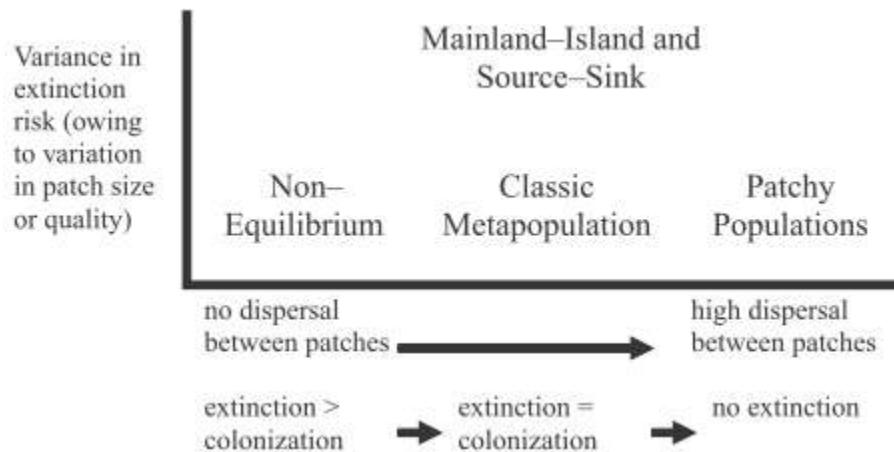


Figura 1.1. Vari tipi di popolazioni spazialmente strutturate. I cerchi pieni rappresentano patch di habitat occupati; quelli vuoti, i patch di habitat vacanti. Le linee tratteggiate delimitano le popolazioni. Le frecce rappresentano eventi di dispersione (colonizzazione). A. Metapopolazione classica di Levins; B. Continente isola; C. Patchy population; D. Non equilibrio; E. un caso intermedio che combina le dinamiche di continente isola e source-sink. (Tratto da Harrison, 1991)



**Figura 1.2.** Relazioni tra i diversi tipi di dinamica; nel continuum delle dinamiche delle popolazioni spazialmente strutturate possono essere identificati quattro tipi di strutture, diverse per probabilità di estinzione delle popolazioni (asse verticale) e distanza di dispersione della specie (asse orizzontale). (Tratto da Driscoll, 2007)

3. **Patchy population** (figura 1.1 D), in cui gli individui che compongono un'unica popolazione presentano una distribuzione aggregata. Spesso questo tipo di dinamica viene indicata erroneamente con il termine metapopolazione, tuttavia a differenza di quest'ultima, una patchy population presenta un tasso di dispersione così elevato da poter definire gli individui come appartenenti ad un'unica popolazione panmictica (Harrison & Taylor, 1997; Driscoll, 2007);
4. **Popolazione non in equilibrio**, in cui gli eventi di estinzione non sono bilanciati dagli eventi di colonizzazione; la popolazione è destinata ad estinguersi regionalmente (Harrison, 1991).

Questi modelli possono essere ordinati in funzione della capacità di dispersione (o distanza tra patch) e della variabilità nel rischio di estinzione (figura 1.2). All'aumentare della capacità di dispersione rispetto alla distanza tra patch, le dinamiche spaziali passano da un modello di non equilibrio (il dispersal troppo basso non permette nuove colonizzazioni, e le estinzioni diventano il processo dominante) a una metapopolazione classica, fino a divenire una patchy populations, in cui la dispersione su grandi distanze unisce gli individui in un'unica popolazione panmictica. Nei casi con capacità di dispersione intermedia, la differenza di grandezza (o qualità dell'habitat) tra i frammenti discrimina tra il modello continente-isola e quello di metapopolazione classica (Harrison & Taylor, 1997).

**Dinamiche source-sink.** Parallelamente allo sviluppo dei concetti legati alla teoria delle metapopolazioni, si è affermato e sviluppato il concetto di dinamiche source-sink. Questo tipo di dinamica è stato definito per la prima volta in maniera formale e quantitativa da Pulliam (1988).

Le popolazioni vengono categorizzate in base allo specifico numero di nascite per una certa popolazione ( $b_j$  per il frammento  $j$ ), di morti ( $d_j$ ), di individui immigrati nella località  $j$  da tutte le altre località ( $i_j$ ), e di individui emigranti dalla località  $j$  verso tutte le altre ( $e_j$ ). L'intero sistema è in uno stato di equilibrio dinamico quando il numero di animali in ogni subpopolazione,  $n_j$ , è costante nel tempo. Questo equilibrio dinamico si ottiene quando  $b_j + i_j - d_j - e_j = 0$ , cioè, quando in ogni subpopolazioni il numero di perdite egualia il numero di nuovi individui. In base a queste considerazioni, Pulliam definisce un source quando  $b_j > d_j$  e  $e_j > i_j$ ; mentre si ha un sink quando  $b_j < d_j$  e  $e_j < i_j$ . Queste definizioni, tuttavia, valgono solo quando le popolazioni si trovano all'equilibrio, perciò Pulliam definisce in maniera più generale i concetti di source e sink: quando una popolazione non mostra cambiamenti nella dimensione in un arco di tempo piuttosto ampio (ad esempio, diverse generazioni), può essere definita source se è un netto esportatore, sink se è un netto importatore di individui. Pulliam fornisce anche un'ulteriore definizione di source e sink, basata sulla demografia habitat-specifica. Ogni habitat è classificato seconda la metrica:

$$\lambda = P_A + P_J\beta$$

in cui  $P_A$  e  $P_J$  sono le probabilità di sopravvivenza habitat-specifiche per gli adulti ( $A$ ) e i giovani ( $J$ ) rispettivamente, dall'inizio della stagione riproduttiva di un certo anno fino a subito prima l'emigrazione preriproduttiva dell'anno seguente;  $\beta$  è il tasso riproduttivo habitat specifico *per capita*. Un habitat è un source se  $\lambda > 1$  ed un sink se  $\lambda < 1$ ; in questo modo la classificazione è basata unicamente sul tasso di natalità e sopravvivenza all'interno dell'habitat.

Tuttavia, questa definizione comporta dei problemi applicativi in quanto presuppone che la sopravvivenza non sia quella annuale, comunemente misurata negli studi sulle popolazioni, ma sia compresa tra il periodo antecedente la riproduzione e quello antecedente la dispersione. Inoltre, per categorizzare la popolazione in base al valore di  $\lambda$ , la popolazione deve essere all'equilibrio. Entrambi questi assunti sono raramente rispettati nei casi in cui vengono applicati i concetti definiti da Pulliam.

Dopo il lavoro di Pulliam, numerosi studiosi hanno approfondito il tema delle popolazioni source-sink e un numero sempre maggiore di articoli sono stati pubblicati sull'argomento (Runge et al., 2006). Tuttavia, nonostante i numerosi sforzi, esempi di studi in cui è stata dimostrata chiaramente l'esistenza di dinamiche source-sink per una certa specie sono piuttosto rari (Diffendorfer, 1998).

Molti dei criteri ideati per distinguere popolazioni source-sink tengono conto della sopravvivenza apparente (cioè la combinazione tra probabilità di sopravvivenza e fedeltà al sito), ma trascurano il fattore emigrazione. Questi modelli implicitamente assumono che tutti gli individui che emigrano dal sito muoiono durante la dispersione, mentre, in realtà, alcuni possono raggiungere altri patch; questo introduce nel modello un errore enorme che porta ad un'errata classificazione dei

source e dei sink, e che può avere forti conseguenze se i risultati dello studio vengono utilizzati come base per decisioni a livello di gestione e conservazione degli habitat (Runge et al., 2006).

La distinzione tra source e sink spesso viene fatta in base alla qualità dell'habitat; tuttavia anche questo criterio può generare errori in quanto la qualità dell'habitat il più delle volte è misurata attraverso la densità: habitat con densità maggiori corrispondono ad habitat di qualità più elevata. Tuttavia, questa relazione è basata sul criterio che esista una forte corrispondenza diretta tra qualità dell'habitat e densità degli individui, ma questo presupposto non sempre è verificato. Van Horne (1983) riporta diversi casi in cui la relazione tra habitat di qualità elevate e densità maggiori può non essere rispettata: 1. nelle zone più settentrionali, gli habitat utilizzati nella stagione invernale giocano spesso un ruolo cruciale nella sopravvivenza degli individui, ma la maggior parte degli studi vengono condotti nella stagione più calda: le densità registrate nei vari habitat in questo periodo possono differire di molto da quelle raggiunte nel periodo critico; in questo modo si andranno a valutare come habitat di alta qualità quelli con le densità massime nella stagione favorevole, mentre gli habitat più importanti per la stagione critica potrebbero essere considerati sink; 2. le conclusioni basate su studi a breve termine potrebbero essere influenzate dalle fluttuazioni annuali nella densità che riflettono la variabilità a piccola scala nelle risorse di cibo, nella popolazione di predatori e in fattori ambientali; 3. gerarchie di dominanza possono mantenere basse le densità in habitat di qualità elevata attraverso individui dominanti che precludono l'accesso in quest'area ad individui di rango inferiore; in questo caso, habitat di qualità minore possono avere un numero di individui più elevato, ma con tassi di sopravvivenza e riproduzione più bassi, ed essere erroneamente definiti source in base alle densità maggiori.

Il movimento di individui da un patch ad un altro svolge un ruolo cruciale all'interno di un paesaggio frammentato nell'evitare l'estinzione di una specie, e nel mantenere una dinamica source-sink; per questo motivo è fondamentale includere la dispersione degli individui nei criteri utilizzati per definire i source e i sink.

Runge et al. (2006) hanno elaborato un criterio per distinguere source e sink che include sia il tasso di sopravvivenza che il tasso di emigrazione di adulti e giovani durante l'intero ciclo riproduttivo: in questo modo, diversamente da quanto avviene in Pulliam (1988), si tiene conto anche della mortalità durante la fase di emigrazione. In particolare, Runge et al. (2006) valutano il contributo che ogni subpopolazione locale  $r$  fa al sistema di popolazioni, e definiscono la metrica:

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

in cui  $\phi_A^{rr}$  e  $\phi_j^{rr}$  rappresentano rispettivamente la probabilità che un adulto ( $A$ ) o un giovane ( $j$ ) sopravvivano e rimangano nella popolazione  $r$  (che corrisponde alla sopravvivenza apparente);  $\sum_{s \neq r} \phi_A^{rs}$  rappresenta la probabilità di sopravvivenza di tutti gli individui adulti che si muovono

dalla subpopolazione focale  $r$  verso un'altra subpopolazione  $s$  (ciò è indicato da  $s \neq r$ );  $\beta^r$  è il numero di giovani prodotto per adulto. L'ultimo addendo della somma indica, perciò, la probabilità che un giovane sopravviva nella popolazione di origine o riesca con successo a raggiungere un'altra subpopolazione moltiplicato per  $\beta$ , il numero di giovani prodotto per adulto.

$C^r$  rappresenta il contributo *per capita* che un membro di una popolazione focale fa all'intero sistema di popolazioni. Se  $C^r > 1$ , la popolazione focale contribuirà con un numero di individui maggiore di quelli persi per mortalità, e la popolazione rappresenterà un source; se, al contrario,  $C^r < 1$ , la popolazione focale perderà più individui di quanti ne produrrà, e sarà quindi un sink.  $C^r$  rappresenta il contributo netto di una popolazione all'intero sistema, piuttosto che il bilancio di una singola popolazione focale. All'equilibrio,  $C^r$  conciderà con le equazioni definite da Pulliam (1988).

#### 1.4.1 Dalle singole popolazioni alle popolazioni spazialmente strutturate

Un frammento può passare dall'essere un source all'essere un sink nell'arco di una sola generazione, ad esempio in risposta a variazioni nell'abbondanza di risorse; per questo motivo, secondo Thomas e Kunin (1999), è più indicato definire una popolazione attraverso i parametri di natalità (B), mortalità (D), immigrazione (I) ed emigrazione (E), piuttosto che classificare le singole popolazioni in categorie (ad esempio sink o source) da cui possono deviare nel corso del tempo. I tassi di immigrazione ed emigrazione possono essere espressi *per capita*, dividendo il numero di individui in entrata o in uscita dalla popolazione, nell'unità di tempo, per la dimensione della

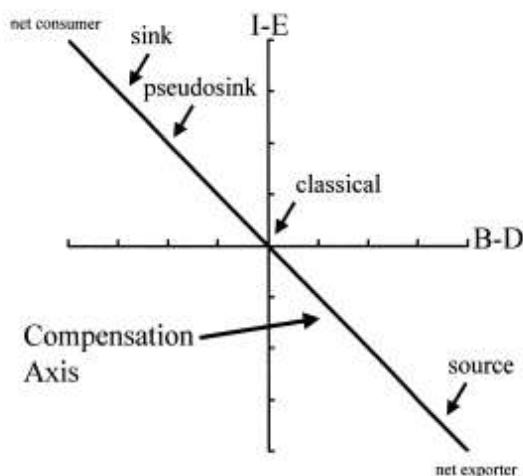


Figura 1.3 I processi interni (natalità meno mortalità) e i processi esterni (immigrazione meno emigrazione) alla popolazione sono rappresentati rispettivamente dall'asse delle ascisse e da quello delle ordinate. La diagonale rappresenta l'asse di Compensazione, in cui l'aumento delle dimensioni della popolazione dovuto a nascite e immigrazioni viene bilanciato dalla mortalità e dall'emigrazione. B: tasso di natalità; D: tasso di mortalità; I: tasso di immigrazione; E: tasso di emigrazione. Tutti i tassi sono espressi *per capita* (Tratto da Thomas & Kunin, 1999)

popolazione locale; anche la natalità e la mortalità della singola popolazione possono essere espresse allo stesso modo.

Gli input netti in entrata e in uscita per una popolazione possono essere separati tra processi interni (natalità meno mortalità,  $B - D$ ) e processi esterni (immigrazione meno emigrazione,  $I - E$ ). Il rapporto tra questi quattro processi differenzia i vari tipi di popolazioni: popolazioni classiche (in cui  $B = D$  e  $I = E$ ), source ( $B > D$ ,  $I < E$ ), sink ( $B < D$ ,  $I > E$ ) pseudosink ( $B < D$ ,  $I > E$ ). All'equilibrio, le forze che incrementano la dimensione della popolazione (nascite e immigrazioni) vengono bilanciate da quelle che la diminuiscono (morti ed emigrazioni): questa è la situazione graficamente rappresentata in figura 1.3 dalla diagonale, definita dagli autori asse di Compensazione, in cui è valida l'espressione  $(B + I) - (D + E) = 0$ . Quest'asse divide le popolazioni in due categorie: quelle in cui vi è una produzione netta di individui e quelle in cui vi è un

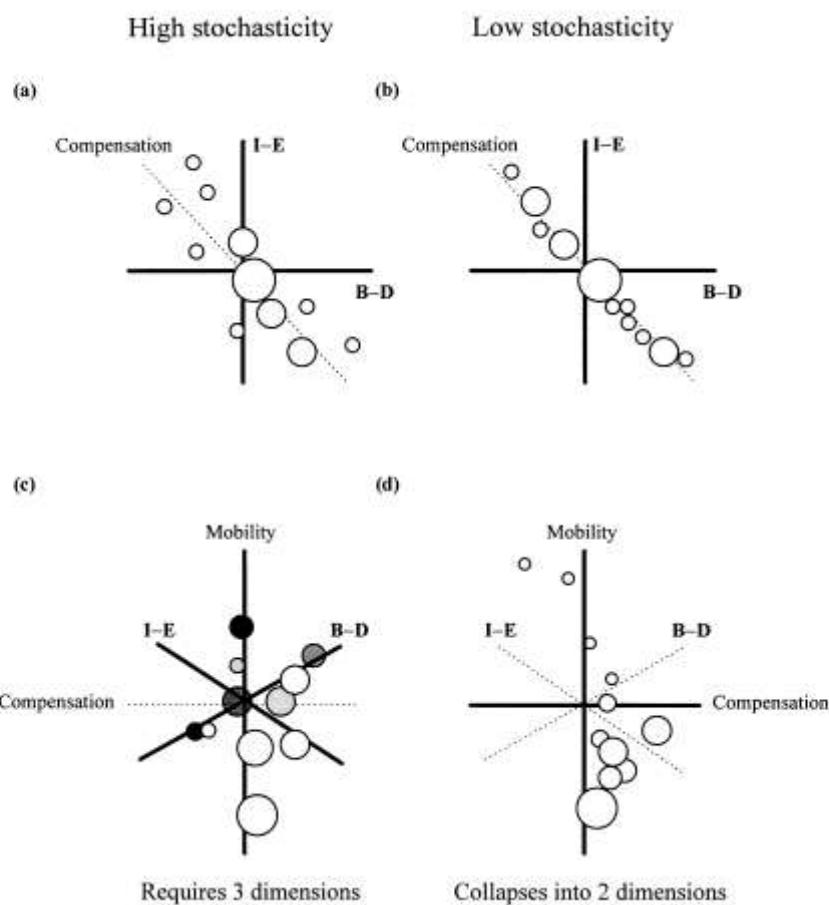


Figura 1.4 Ipotetica distribuzione di alcune popolazioni rispetto agli assi  $B - D$ ,  $I - E$ , di compensazione e di mobilità, in sistemi caratterizzati da elevata (a, c) e bassa (b, d) stocasticità. Le singole popolazioni sono rappresentate secondo la loro dimensione in un determinato momento: cerchi di dimensioni maggiori rappresentano popolazioni più ampie. Nel tempo ogni popolazione può muoversi nello spazio demografico; la grandezza di questo spostamento dipende dall'importanza dei fattori stocastici e dei fattori densità dipendenti. L'ombreggiatura più scura è utilizzata per meglio rendere la posizione delle popolazioni nello spazio tridimensionale (c). In sistemi con bassa stocasticità, le popolazioni si allineano principalmente lungo l'asse di compensazione; per questo motivo i network di habitat caratterizzati da un livello di stocasticità bassi possono essere rappresentati utilizzando solo due assi. (Tratto da Thomas & Kunin, 1999)

“consumo”. Le popolazioni che temporaneamente deviano da questo asse tendono a ritornarvi per raggiungere una situazione di equilibrio stabile; ad esempio, se il tasso di immigrazione aumenta, per compensare questo incremento può avvenire sia un declino del tasso di natalità sia un aumento del tasso di emigrazione o mortalità: in entrambi i casi l'aumento di individui verrà tamponato.

Nel momento in cui le singole popolazioni vengono studiate in un'ottica più ampia, tenendo conto dell'area che circonda il frammento, la complessità aumenta. Classificare un network di popolazioni in una categoria definita risulta un'operazione molto difficile, sia per la diversità di ogni singola popolazione all'interno di un sistema, sia per la scala spaziale a cui si fa riferimento (Thomas & Kunin, 1999). Tenendo conto dei processi che avvengono all'interno di un network di habitat, si possono ordinare i vari sistemi in relazione agli aspetti che maggiormente ne determinano il funzionamento; per i gruppi di popolazioni il fattore chiave nello stabilire la dinamica che si instaura tra i patch è la mobilità in relazione alla grandezza e all'isolamento dei patch stessi (Harrison, 1991; Harrison & Taylor, 1997). Per questo motivo, Thomas & Kunin (1999) definiscono un ulteriore asse, l'asse della Mobilità, in cui  $(I + E) - (B + D)$ . Questo asse descrive il grado in cui le dinamiche interne ad una singola popolazione siano determinate da eventi locali, piuttosto che da interazioni con le altre unità (figura 1.4).

I network possono contenere popolazioni appartenenti a tutte le categorie precedentemente menzionate; per questa ragione risulta difficile definire quale tipo di organizzazione sarà presente in una popolazione spazialmente strutturata. Le naturali variazioni in dimensione, isolamento e qualità dell'habitat nei vari patch fanno sì che molte, se non tutte, le popolazioni spazialmente strutturate includeranno popolazioni distribuite abbastanza ampiamente tra gli assi di compensazione e mobilità. Esaminando le singole popolazioni e stabilendo la posizione di ciascuna di esse sul grafico, si può stabilire quanto il sistema sia influenzato dalle migrazioni tra frammenti. Alcune situazioni particolari corrispondono alle dinamiche definite da Harrison (1991; figura 1.5). Con alti tassi di migrazione (figura 1.5 c), rappresentati dall'estremità positiva dell'asse di mobilità, gli individui si muovono frequentemente da un patch ad un altro; la dispersione e il comportamento diventano gli elementi centrali che regolano la distribuzione degli individui. Questa situazione si adatta alla definizione di patchy population data da Harrison (1991). All'altro estremo, un tasso di migrazione estremamente ridotto determina l'assenza di flusso di individui tra i vari frammenti; le popolazioni possono perciò essere definite separate e isolate; i diversi tassi di natalità e mortalità determinano le differenze nella numerosità delle singole popolazioni. Le dinamiche di metapopolazione si collocano tra questi due estremi; in questi casi intermedi, sia il comportamento di dispersione che i fattori demografici sono fondamentali nel regolare le variazioni nelle densità delle popolazione locali. È tuttavia impossibile definire, lungo il continuum, il punto esatto di

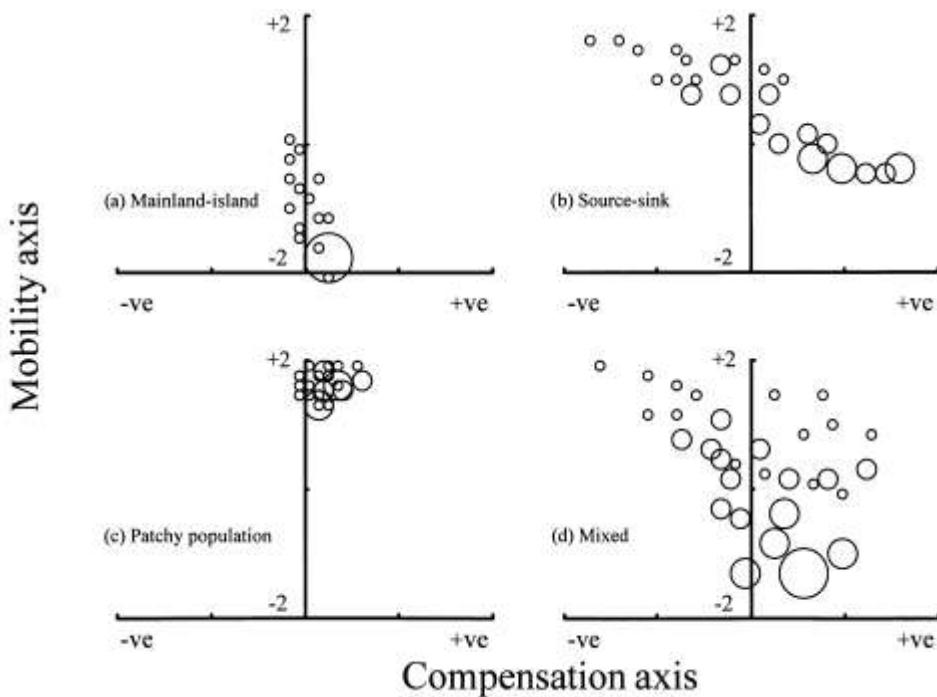


Figura 1.5 Ipotetica distribuzione delle singole popolazioni (con dimensione dei cerchi proporzionale alla dimensione della popolazione) rispetto agli assi di compensazione e mobilità: (a) sistema di metapopolazione continente-isola; (b) sistema source-sink; (c) patchy population; (d) sistema misto con valori ampiamente variabili lungo entrambi gli assi. Sull'asse di compensazione: + ve: esportatori netti di individui; - ve: importatori netti di individui. Sull'asse di mobilità: + 2 indica una relativamente elevata importanza degli eventi di migrazione; - 2 una relativamente bassa importanza degli eventi di migrazione. (Tratto da Thomas & Kunin, 1999)

separazione tra le varie strutture e di conseguenza non si possono definire con esattezza delle categorie inequivocabili (Thomas & Kunin, 1999).

## 1.5 Le popolazioni reali

In natura la situazione è molto più complessa; le dinamiche che si instaurano nelle popolazioni naturali difficilmente possono essere riconducibili ad uno solo di questi modelli discreti; nella maggior parte dei casi ci si trova lungo il continuum creato dal gradiente di isolamento e dimensione dei frammenti che va dalle popolazioni in non-equilibrio a un'unica ampia popolazione (Harrison & Taylor, 1997; Elmhagen & Angerbjorn, 2001). Gli studi condotti finora sembrano suggerire che molte popolazioni reali combinino caratteristiche dei diversi tipi di strutture (figura 1.1 E; Driscoll, 2007; Hanski, 1998; Thomas & Kunin, 1999), lungo un gradiente che va dai patch più raggruppati fino a quelli più isolati; i frammenti centrali sembrano uniti in un'unica popolazione dal dispersal, quelli intermedi sembrano andare incontro ad estinzione e ricolonizzazione, mentre quelli periferici sono generalmente non occupati (Harrison & Taylor, 1997).

La percezione del funzionamento di una popolazione spazialmente strutturata è fortemente influenzata dalla scala a cui si svolge lo studio: lo stesso sistema di popolazioni può essere analizzato con diverso grado di risoluzione (dimensione della griglia) e diversa estensione (area totale della regione inclusa nello studio). Questo influenzerà il tipo di struttura rilevata, poiché le dinamiche di una singola specie possono essere determinate da un insieme di processi differenti a diverse scale (Thomas & Kunin, 1999).

Le popolazioni frammentate spesso si comportano in maniera molto diversa rispetto a quello che farebbero se non fossero suddivise; la discontinuità dell'habitat, sia naturale, sia causata dall'uomo, ha un effetto importante sul funzionamento delle popolazioni (Harrison & Taylor, 1997). Secondo Hanski (1998), nei paesaggi frammentati le specie possono sopravvivere soltanto grazie a dinamiche di metapopolazione, poiché, senza ricolonizzazione, le estinzioni locali si accumulerebbero fino a determinare l'estinzione regionale o globale della specie.

Come già accennato, secondo Fahrig (2003), la frammentazione riveste un ruolo secondario rispetto alla perdita di habitat per quel che concerne la persistenza della specie e, di conseguenza, secondo questa autrice, la configurazione spaziale degli habitat ha un'importanza limitata. Molti autori, tuttavia, sostengono il contrario; secondo Hanski & Gaggiotti (2004), in riferimento (alla figura 1.6), gli effetti della frammentazione assumono grande importanza per specie con bassa capacità di dispersione che vivono in ambienti altamente frammentati. Le attività umane fanno sì che un numero sempre maggiore di specie venga a trovarsi in questo tipo di situazione; perciò capire quali sono i punti chiave per la persistenza delle specie è fondamentale.

Tutti i modelli citati finora si basano sul presupposto che la distribuzione degli habitat idonei rimanga costante nel tempo (Ovaskainen, 2002), mentre lo specifico mosaico dell'habitat di una

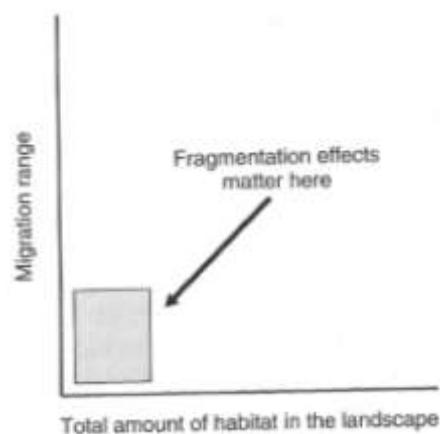


Figura 1.6 La frammentazione degli habitat (la configurazione spaziale dei frammenti residui di habitat) assume una grande importanza nell'abbondanza e nella persistenza della specie in paesaggi in cui l'habitat idoneo copre solo una piccola frazione dell'estensione totale del paesaggio e la distanza di migrazione della specie esaminata è limitata. (Tratto da Hanski & Gaggiotti, 2004)

specie può variare enormemente, soprattutto a causa delle modifiche apportate dall'uomo, per esempio la distruzione definitiva di alcuni patch, o per cause naturali, come ad esempio il succedersi delle varie fasi vegetazionali in una foresta; i cambiamenti della distribuzione delle specie sono spesso guidati dai cambiamenti spaziali nella distribuzione degli habitat idonei (Thomas & Hanski, 1997).

In quest'ottica, i modelli elaborati più recentemente cercano di rilassare gli assunti imposti dal modello di metapopolazione classica di Levins (Ovaskainen, 2002); in particolare, quelli che hanno preso maggiormente piede sono i modelli che introducono caratteristiche come la dimensione e l'isolamento dei frammenti (Hanski, 1994) e quelli che rientrano nella classe *Stochastic Patch Occupancy Model* (SPOM) eterogenei, in cui ogni patch ha una distinta probabilità di colonizzazione e di estinzione (Ovaskainen & Hanski, 2004). Questi modelli avanzati si avvicinano maggiormente alle situazioni reali, in quanto, ad esempio, le popolazioni di frammenti di habitat più

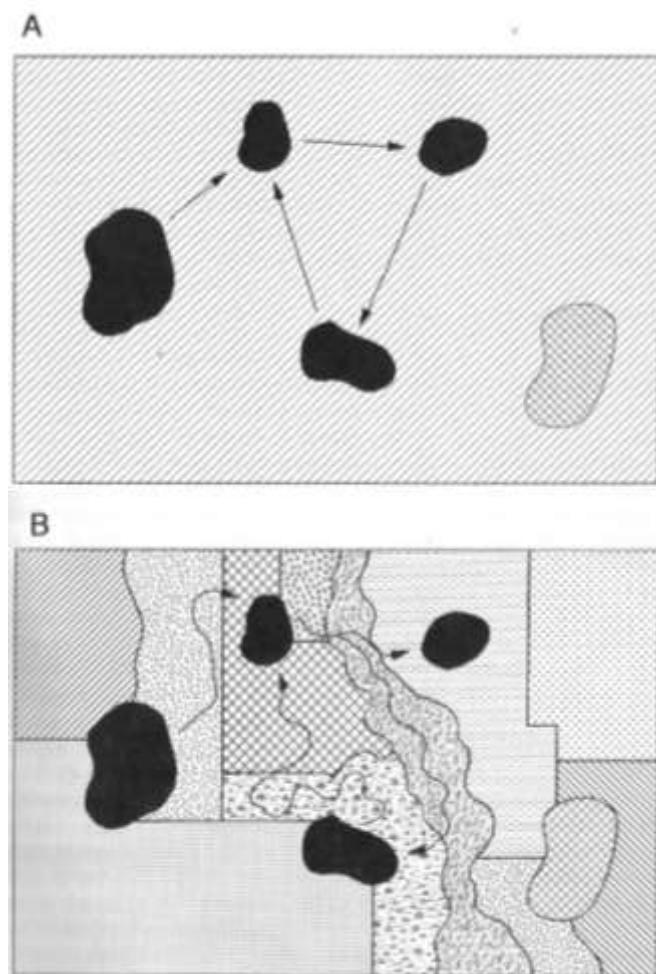


Figura 1.7 A. Metapopolazioni nella teoria. I patch neri sono occupati e collegati da migrazioni, mentre i patch riempiti con un reticolo rappresentano frammenti di habitat idoneo attualmente non occupati. La matrice non ha effetto sui movimenti degli individui tra frammenti, mentre la distanza tra patch e la loro rispettiva posizione spaziale influenzano gli spostamenti. B. Metapopolazioni nella realtà. La matrice è un paesaggio costituito mosaico di vari frammenti e corridoi. Il movimento tra habitat idonei e la probabilità che gli individui raggiungano il patch dipendono dalla configurazione spaziale della matrice. (Tratto da Wiens, 1997)

grandi tendono ad avere un minor tasso di estinzione per diversi motivi, tra cui una popolazione di partenza più numerosa e una maggiore eterogeneità dell'habitat (Thomas & Hanski, 1997). In una recente review, Etienne et al. (2004) indicano i quattro passaggi per analizzare le popolazioni reali utilizzando gli SPOM: 1. raccogliere dati sulla presenza della specie nei patch; 2. decidere quali variabili includere nel modello, in dipendenza dei dati disponibili; 3. applicare i dati al modello per stimare i parametri; 4. predire quale dinamica di popolazione prevarrà in differenti scenari.

Un altro forte assunto per il quale i modelli si discostano molto dalla realtà è quello relativo all'uniformità della matrice (Driscoll, 2007); il paesaggio viene classificato in maniera binaria solo in due classi: habitat idoneo/non idoneo. In questo modo si vanno a perdere tutta quelle informazioni che riguardano l'eterogeneità dell'ambiente che circonda il patch e il suo grado di degradazione. Vengono considerate esclusivamente le distanze lineari tra i frammenti, senza tener conto che, nella maggior parte dei casi, gli spostamenti degli individui avvengono seguendo andamenti più tortuosi, determinati da eventi casuali, dalla permeabilità e dalla struttura a mosaico della matrice stessa (figura 1.7); tutto ciò va ad influire sulla probabilità di colonizzazione dei frammenti (Wiens, 1997).

In popolazioni spazialmente strutturate con popolazioni locali piccole, la dispersione può dare un contributo maggiore alla crescita della metapopolazione se gli individui migranti sono attratti da conspecifici di sesso opposto, rispetto alla condizione in cui l'insediamento avvenga del tutto casualmente rispetto alla presenza di un possibile compagno. Popolazioni locali di un singolo sesso sono molto più frequenti in paesaggi in cui la frequenza di occupazione dei patch è bassa e le popolazioni locali sono piccole (Lambin et al., 2004). Oltre alla dispersione, molti altri processi sono in grado di generare pattern spaziali di presenza. Le estinzioni possono essere spazialmente correlate da effetti localizzati avversi come le condizioni metereologiche, il disturbo antropico, la predazione. Ad esempio, l'home range di un predatore di micromammiferi può coprire più frammenti e la sua azione può determinare estinzioni correlate tra le popolazioni locali (Clinchy et al., 2002).

### 1.5.1 Studi empirici

Negli ultimi quindici anni gli studi teorici sulle metapopolazioni, oltre ad avere avuto un forte incremento in termini di pubblicazioni (Hanski & Gaggiotti, 2004), hanno portato anche a passi in avanti nel comprendere il funzionamento delle popolazioni spazialmente strutturate; tuttavia, ad un gran numero di studi teorici sull'argomento, si contrappongono solo pochi studi empirici (Harrison, 1991; Elmhagen & Angerbjorn, 2001). La maggior parte dei casi esaminati riguarda specie che rientrano in nei taxa degli insetti, degli anfibi e dei mammiferi (tabella 1.1; Harrison, 1991).

Tabella 1.1 I dati empirici riportati includono studi sugli insetti, i piccoli e i grandi mammiferi descritti come metapopolazioni. La tabella mostra: il numero di studi per ogni gruppo; le ricerche effettuate in ambienti frammentati; il numero di studi che hanno incluso più di 20 frammenti; l'evidenza di dati sulla migrazione; l'evidenza di turnover delle popolazioni; studi in cui è stata verificata la presenza di sincronia tra le popolazioni. Nell'ultima colonna è riportato il numero di casi in cui l'autore ha tentato di definire il tipo di dinamica del sistema esaminato (classica, source-sink, non equilibrio, patchy population) (Tratto da Elmhagen & Angerbjorn, 2001)

Gruppo	Paesaggi frammentati	Numero di patch >20	Presenza di dispersione	Presenza di turnover	Informazioni sulla sincronia	Definizione dinamica
Insetti (n=6)	9 (56%)	12 (75%)	14 (88%)	14 (88%)	7 (3 sincr.; 4 asincr.)	11 (69%)
Piccoli mammiferi (n=8)	3 (37%)	5 (62%)	6 (75%)	7 (87%)	5 (2 sincr.; 4 asincr.)	5 (62%)
Grandi mammiferi (n=7)	5 (71%)	1 (14%)	6 (86%)	1 (14%)	1 (1 sincr.)	2 (29%)
Totale (n=31)	17 (55%)	18 (58%)	26 (84%)	22 (71%)	13 (42%)	18 (58%)

Solo in pochi studi è stata dimostrata l'esistenza di una metapopolazione classica; tra i classici esempi citati in molte review vi è uno studio su *Rana lessonae* in alcuni stagni lungo la costa baltica della Svezia (Sjogren, 1991) e altri sulla farfalla *Melitaea cinxia* su affioramenti granitici nel sudovest della Finlandia (Thomas & Hanski, 1997); molti studi riguardano i Lepidotteri. Le ricerche condotte sulle farfalle hanno svolto un ruolo fondamentale nello sviluppo delle teorie sulle metapopolazioni e nella validazione dei modelli elaborati (Thomas & Hanski, 2004); le farfalle posseggono diverse caratteristiche che le rendono ottimi modelli per le ricerche nell'ambito delle metapopolazioni: specifiche piante ospiti e stretti requisiti in termini di habitat fanno sì che molti paesaggi siano altamente frammentati per queste specie; dimensioni del corpo ridotte permettono la presenza di popolazioni riproduttive anche in frammenti di habitat relativamente piccoli; elevato tasso di crescita della popolazione e grande sensibilità alle condizioni ambientali, portano ad un elevato turnover della popolazione (Hanski & Gaggiotti, 2004). Inoltre, l'elevata qualità delle informazioni sulla distribuzione storica permette di poter affermare con certezza se le specie stanno attraversando una fase di espansione o declino; spesso le esigenze ecologiche di questi insetti sono ben conosciute, e ciò permette di definire un habitat network, indipendentemente dalla distribuzione attuale della specie (Thomas & Hanski, 2004).

**Metapopolazioni nei mammiferi.** Tra i mammiferi, il migliore esempio di metapopolazione classica (Moilanen et al., 1998) è quello sullo studio a lungo termine condotto sul pika *Ochotona princeps* a Bodie, in California (Smith 1974a e 1974b; 1980; Smith & Gilpin, 1997). Altri casi

riguardano sempre piccoli mammiferi (Lambin et al., 2004): l'opossum *Philander opossum* (Adler & Seamon, 1996), il cane della prateria *Cynomys ludovicianus* (Roach et al., 2001), l'arvicola dei campi *Microtus agrestis* (Banks et al., 2004) e il topo muschiato *Neofiber alleni* (Schooley & Branch, 2007)

In letteratura, non c'è evidenza dell'esistenza di dinamiche di metapopolazione classica tra i grandi mammiferi (Olivier et al., 2009); una ragione per l'insufficienza di evidenze empiriche dell'esistenza di dinamiche di metapopolazione tra questi animali di grossa taglia e con una lunga durata della vita, è la grande importanza che viene attribuita al tasso di turnover negli studi di questo tipo. Per gli insetti e i piccoli mammiferi, i dati empirici su migrazioni e turnover vengono raccolti attraverso studi di presenza/assenza della specie nei frammenti compresi in una determinata area. A causa del lungo tempo di generazione e il basso tasso riproduttivo, nei grandi mammiferi gli eventi di estinzione e ricolonizzazione possono coprire periodi di tempo molto lunghi, anche decadi; le difficoltà nello studiare le popolazioni a scale spaziali e temporali molto ampie impedisce ai ricercatori di ottenere dati sul turnover delle popolazioni. Elmhagen e Angerbjorn (2001) a questo proposito evidenziano la necessità di rivedere i criteri generalmente utilizzati per lo studio delle metapopolazioni tra i grandi mammiferi, così da poter evidenziare l'esistenza di dinamiche di questo tipo anche in questo gruppo. Per Hanski (1999) in una specie esistono dinamiche di metapopolazione se:

1. esistono frammenti di habitat discreti, occupati o vacanti, grandi abbastanza da supportare una subpopolazione riproduttiva;
2. vi è dispersione di individui tra i vari frammenti;
3. avvengono eventi di colonizzazione ed estinzione;
4. vi è asincronia nelle dinamiche delle popolazioni locali.

A partire da questi punti, Elmhagen e Angerbjorn elaborano due requisiti adatti a studi sull'esistenza di metapopolazioni nei grandi mammiferi:

1. le popolazioni riproduttive devono essere presenti nell'area in maniera discreta; la persistenza dell'intera popolazione dipenderà dalla migrazione di individui tra subpopolazioni riproduttive piuttosto che dall'esistenza di popolazioni in habitat discreti;
2. la correlazione tra gli eventi di colonizzazione ed estinzione può essere esclusa se i tassi di crescita delle singole popolazioni sono nettamente diversi. In questo modo si evidenzia l'esistenza di asincronia tra le popolazioni locali, ponendo l'attenzione sull'andamento demografico piuttosto che sul turnover.

Secondo Olivier et al (2009), i criteri elaborati da Elmhagen e Angerbjorn (2001) appaiono meno restrittivi e più facilmente applicabili rispetto a quelli di Hanski (1999): nell'84% dei 63 studi considerati nella loro review, le specie si ritrovano in popolazioni locali discrete e riproduttive, e

rispondono ad uno o entrambi i criteri di Elmhagen e Angerbjorn (2001), mentre solo nella metà di questi studi la specie occupa patch di habitat discreti con la possibilità di colonizzare altri frammenti liberi, come atteso in base ai criteri di Hanski (1999). Tuttavia nell'83% di questi studi in cui sono state riscontrati o frammenti di patch discreti, secondo Hanski (1999), o popolazioni

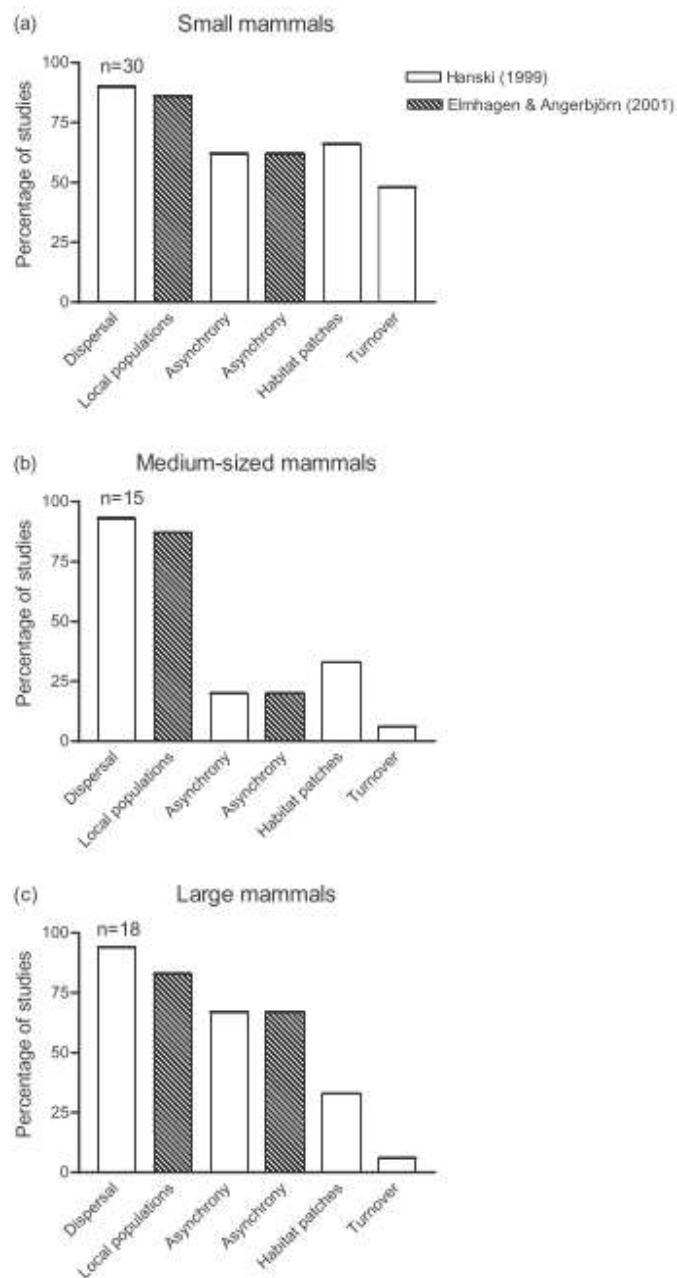


Figura 1.8 Percentuale delle popolazioni di piccoli (a), medi (b) e grandi mammiferi (c) in cui i criteri di Hanski (1999) e di Elmhagen e Angerbjorn (2001) sono stati usati per descrivere le dinamiche di metapopolazione. Le colonne bianche indicano i criteri di Hanski (1999); le colonne scure i criteri meno restrittivi descritti da Elmhagen e Angerbjorn (2001). n: numero di studi. (Tratto da Olivier et al., 2009)

discrete riproductive, secondo Elmhagen e Angerbjorn (2001), è stato utilizzata la dispersione come prova dell'esistenza di una dinamica di metapopolazione, indipendentemente dal verificarsi degli altri criteri, sebbene l'esclusiva presenza di dispersal non sia da sola un buon indicatore della dinamica di metapopolazione (Olivier et al., 2009).

La dimensione dei mammiferi determina quale dei due approcci può essere utilizzato per supportare l'esistenza di una metapopolazione: nel caso di piccoli mammiferi ( $\leq 5\text{kg}$  secondo Olivier et al. (2009)), i criteri di Hanski (1999) e quelli di Elmhagen e Angerbjorn (2001) sono verificati con la stessa frequenza, diversamente da quando avviene per i medi e grandi mammiferi. Inoltre mammiferi di piccole dimensioni aderiscono più facilmente ai criteri definiti da Hanski (1999) (Olivier et al., 2009).

**Metapopolazioni nei micromammiferi.** Per quel che riguarda i micromammiferi, argomento di questo studio, l'esiguo numero di ricerche finora condotte sull'esistenza di dinamiche di popolazione, ha lasciato irrisolta la questione del perché in queste specie non siano state evidenziate molte popolazioni organizzate secondo questo tipo di strutture. Una possibilità è che le specie non istaurino dinamiche di metapopolazione; l'altra è che la scala temporale e spaziale degli studi finora condotti non sia quella adatta a rivelare questi processi. A supporto di questa seconda tesi, vi sono alcune caratteristiche biologiche dei micromammiferi: una durata della vita breve, richieste specifiche in termini di habitat e, a livello locale, organizzazione in unità sociali o aggregazioni determinate dall'habitat, inducono a supporre che le popolazioni di piccoli mammiferi possano essere regolate da dinamiche di metapopolazione. Al contrario, i motivi per cui le popolazioni di questi animali potrebbero non avere questo tipo di organizzazione sono: 1. la specie ha una capacità di dispersione talmente alta che le dinamiche delle popolazioni locali sono sincronizzate; 2. la frequenza del turnover di una popolazione viene ridotta drasticamente dagli individui immigrati da popolazioni adiacenti (Stacey et al., 1997); 3. le dimensioni delle popolazioni locali di micromammiferi possono normalmente essere così elevate o le popolazioni locali talmente connesse da rendere insignificanti gli eventi di colonizzazione ed estinzione causati da fattori demografici stocastici (Lambin et al., 2004).

Nei casi riguardanti i micromammiferi rivisti da Lambin et al (2004), la dispersione si è dimostrata fortemente efficace nel collegare le popolazioni locali in un sistema a più ampio raggio. In questi studi, la dispersione tra piccole popolazioni è funzione della demografia del singolo frammento: i tassi di immigrazione maggiori si registrano nelle popolazioni di minor dimensione. In molti casi, è la dispersione stagionale dei giovani e dei subadulti che connette le popolazioni, piuttosto che un movimento degli adulti. Le dinamiche delle popolazioni locali tuttavia rimangono sufficientemente indipendenti e soggette ai processi stocastici locali, alle estinzioni e alle

colonizzazioni. Le estinzioni correlate spazialmente sono molto diffuse tra i micromammiferi; in alcuni casi, arrivano ad influire sull'intero sistema di popolazioni, contrariamente a quanto accade nelle metapopolazioni in base all'assunto sulla presenza di asincronia nelle dinamiche locali. Di conseguenza, i modelli sulle metapopolazioni non sono utili a predire le dinamiche di questi sistemi. In altri casi tuttavia, le popolazioni agiscono come metapopolazioni in cui i fattori esterni biotici (predatori e patogeni) e abiotici (variazioni microclimatiche) determinano dinamiche indipendenti a diverse scale spaziali: un predatore può determinare un certo grado di correlazione spaziale negli eventi di estinzione di alcuni patch, ma difficilmente sarà in grado di agire su tutti i frammenti occupati dalle popolazioni che formano la metapopolazione. Questi fattori di correlazione tra le estinzioni aumentano l'importanza dell'esistenza di una dinamica di metapopolazione in quei sistemi che sarebbero altrimenti fortemente influenzati dalla interdipendenza demografica tra piccole popolazioni locali e andrebbero con molta probabilità incontro all'estinzione (Lambin et al., 2004).

Nelle metapopolazioni di micromammiferi risultano, perciò, importanti due scale: la scala su cui agisce la dispersione e quella in cui avvengono estinzioni correlate spazialmente. Una dinamica di metapopolazione può prevalere nonostante un certo grado di correlazione spaziale nelle estinzioni, nei casi in cui la dispersione è sufficientemente efficace da superare l'effetto di sincronizzazione delle dinamiche operato dai fattori esterni, e da permettere la ricolonizzazione di aree che hanno subito estinzioni correlate. Al contrario, se la correlazione spaziale delle estinzioni si verifica su scala troppo ampia rispetto alla distanza di dispersione, la metapopolazione non potrà persistere.

## 1.6 Metapopolazioni e biologia della conservazione

A partire dagli anni Novanta, le teorie sulle metapopolazioni e le popolazioni spazialmente strutturate hanno acquisito un'importanza sempre maggiore nell'ambito della biologia della conservazione (Hanski & Gaggiotti, 2004). La maggior parte delle recenti estinzioni sono conseguenze indirette della distruzione e frammentazioni degli habitat (Wilson, 1992). La teoria della metapopolazione esamina i processi di colonizzazione, estinzione e migrazione all'interno di un ambiente frammentato e può quindi fornire delle indicazioni importanti su come gestire le popolazioni in ambienti frammentati e su come disegnare un sistema di riserve (Caughley, 1994).

La quantità totale di habitat residuo nei paesaggi frammentati è un buon preditore della persistenza a lungo termine di una metapopolazione: una maggior quantità di habitat si traduce in maggiori possibilità di persistenza della specie nel tempo (Hanski, 1998); per questo motivo, uno dei primi obiettivi delle strategie di conservazione è preservare la maggior quantità possibile di habitat. I modelli sulle popolazioni spazialmente strutturate, ed in particolare sulle metapopolazioni,

permettono di delineare predizioni più specifiche per una determinata specie o un determinato paesaggio (Hanski, 1998). Determinare la struttura spaziale di una popolazione è essenziale per formulare delle linee guida per la protezione di una certa specie, poiché questo rappresenta lo strumento chiave per tener conto delle interazioni tra le popolazioni (Olivier et al., 2009).

L'applicazione della teoria delle metapolazioni è molto importante per i grandi mammiferi poiché questi animali generalmente si muovono su grandi aree e sono perciò esposti maggiormente alla frammentazione degli habitat (Olivier et al., 2009), ai disturbi provocati dall'uomo (Crooks, 2002; Cardillo et al., 2005), e spesso sono confinati dentro i parchi nazionali e le riserve. La conservazione di popolazioni isolate di grandi mammiferi può richiedere aree di habitat continuo molto ampie, difficili da individuare e preservare; una possibile soluzione a questo problema è un approccio basato sulla teoria delle metapolazioni. Questo tipo di gestione è stata suggerita per i lupi (Fritts & Carbyn 1995; Mladenoff et al., 1995; Weaver et al. 1996), i grandi carnivori (Noss et al., 1996) e i grandi erbivori (Nicholls et al., 1996).

La struttura spaziale della popolazione è un elemento fondamentale per mantenere i processi necessari alla persistenza della specie (Thomas & Hanski, 2004); capire questi processi ed implementarli nell'elaborazione dei piani di conservazione sono dei passaggi chiave nel rinforzare e stabilizzare la specie a scala regionale (Olivier et al., 2009).

Uno dei messaggi chiave della teoria delle metapolazioni che assume grande importanza in biologia della conservazione è che anche i frammenti di habitat al momento non occupati possono avere un'importanza critica per la persistenza a lungo termine di una specie (Hanski, 1998).

I modelli delle metapolazioni possono assumere grande importanza per la conservazione aiutando a predire il ritardo con cui la specie segue i cambiamenti che avvengono nei paesaggi frammentati e a determinare il tempo necessario al raggiungimento di un nuovo equilibrio; un pericolo reale è che in molti casi questo tempo sia così lungo da metterci di fronte a specie in lento movimento verso un nuovo equilibrio che in realtà corrisponde ad un'estinzione della popolazione. Questo ritardo nel manifestare gli effetti negativi della distruzione dell'habitat è definito “extinction debt” (Hanski, 1998).

D'altro canto, è necessario che le teorie sulle metapolazioni siano applicate solo nei casi in cui siano state verificate le condizioni per l'esistenza di strutture di questo tipo, altrimenti si andrà incontro ad azioni di conservazione infruttuose o che addirittura potrebbero avere conseguenze negative sulla persistenza della specie, oltre a dissipare inutilmente risorse economiche e politiche. Tuttavia, anche se per molte specie non sono state evidenziate dinamiche di metapolazione classica, o la specie segue questo tipo di dinamiche solo in una porzione dell'areale, sempre più popolazioni, a causa della frammentazione e della perdita di habitat, si ritrovano ad essere frammentate a diverse scale spaziali di riferimento (Ovaskainen, 2002); in quest'ottica, gli studi

sulle metapopolazioni giocheranno un ruolo sempre più importante nell’ambito della biologia della conservazione (Hanski, 1999).

L’applicazione corretta e coerente di queste teorie e l’inclusione dei processi legati alle metapopolazione nei piani di conservazione potranno aumentare la persistenza dei mammiferi nei paesaggi frammentati (Olivier et al., 2009). Le nuove ricerche devono essere orientate verso la definizioni di modelli più accurati che tengano conto dell’evolversi delle dinamiche delle metapopolazioni sia a livello temporale che spaziale. È necessario estendere i modelli definiti per una singola popolazione al livello superiore delle comunità, per unificare i modelli spazialmente esplicativi con gli algoritmi non-dinamici ideati per la selezione dei siti importanti a livello conservazionistico e con i modelli di connettività dell’habitat usati nell’ecologia del paesaggio (Hanski, 1998; Cabeza et al., 2004).

## 1.7 Specie target dello studio e ipotesi di lavoro

Per questo studio sono state selezionate quattro specie di micromammiferi. Le specie che rientrano in questo gruppo (i piccoli roditori e i marsupiali di taglia simile) sono spesso utilizzati come specie modello in studi sulla frammentazione degli habitat, perché alcune caratteristiche del loro ciclo biologico, come la durata della vita breve, requisiti habitat-specifici, e tendenza a formare popolazioni discrete con rapido turnover, le rendono particolarmente adatte a queste ricerche (Lambin et al., 2004).

Le quattro specie sono state selezionate in modo da avere un buon gradiente nella dipendenza dall’habitat forestale e nella capacità di dispersione. Tra quelle selezionate, la specie maggiormente legata al bosco è *Muscardinus avellanarius*, il moscardino, animale arboricolo, tipicamente forestale (Juskaite, 2008), molto sensibile alla perdita di habitat (Bright & Morris, 1996; Mortelliti et al, 2010), con capacità di dispersione limitata rispetto alle altre specie studiate (Mortelliti et al., 2012).

Le altre specie scelte appartengono sempre all’Ordine dei Roditori ma sono specie terricole; si va da *Myodes glareolus*, l’arvicola rossastra, specie molto legata all’habitat forestale (Corbet & Harris, 1996; van Apeldoorn et al., 1992), a due specie del genere *Apodemus*: *Apodemus flavicollis*, topo selvatico dal collo giallo, specie maggiormente legata al bosco maturo rispetto all’altra specie selezionata (Montgomery, 1978b), *Apodemus sylvaticus*, il topo selvatico, specie più generalista, che frequenta spesso anche i campi coltivati che circondano i frammenti boschivi, soprattutto nel periodo della maturazione e raccolta delle coltivazioni (Montgomery, 1978b; Szacki, 1999; Todd et al, 2000).

Le conoscenze sulle dinamiche di popolazione per questi roditori nei paesaggi frammentati sono ancora poco conosciute.

Van Apeldoorn et al. (1992) e Geuse et al. (1985) descrivono per l'arvicola rossastra una dinamica di metapopolazione; tuttavia, le conclusioni a cui giungono questi autori possono essere state fuorviate dal non aver considerato che, in alcuni casi, le estinzioni potrebbero essere state confuse con una diminuzione nella probabilità di cattura (Mortelliti & Boitani, 2007). Sembra, perciò, più probabile un tipo di dinamica patchy population, come suggerito da Szacki (1999) e Mortelliti et al. (2010).

Per *Apodemus flavicollis* diverse evidenze sperimentalali (Mortelliti et al, 2009; Kozakiewicz et al., 1999; Marsh & Harris, 2000) suggeriscono che la specie ha un'alta capacità di dispersione nei paesaggi frammentati, poiché è stata rinvenuta anche in frammenti non connessi e molto isolati; queste indicazioni, suggeriscono che la specie segua una dinamica di patchy population, in accordo anche con i risultati forniti da Szacki (1999), e che le subpopolazioni siano connesse dalla dispersione degli individui.

Per il topo selvatico e il moscardino mancano studi specifici sulla struttura spaziale della popolazione per queste specie; tuttavia le conoscenze che si hanno sulle rispettive capacità di dispersione le collocano ai due estremi del continuum definito da Harrison & Taylor (1997). Da un lato vi è il moscardino, specie piuttosto restia ad attraversare ampi spazi aperti (Bright, 1998; Mortelliti et al., 2012; Juskaitis, 2008), per cui si può ipotizzare, in paesaggi molto frammentati, l'esistenza di popolazioni isolate; dall'altro lato, vi è il topo selvatico, specie che, come già specificato, frequenta abitualmente la matrice, e per cui si può ipotizzare un tipo di dinamica di popolazione corrispondente a una patchy population.

## 1.8 Scopo dello studio e obiettivi della tesi

Questo lavoro rientra nell'ambito di un progetto più ampio sull'ecologia, sulla dinamica di popolazione e le strategie ottimali di conservazione nei micromammiferi (Mortelliti et al., 2011; Santarelli, 2011; Fipaldini, 2012).

Il progetto, attualmente in corso, ha durata triennale e prevede la raccolta dei dati in vari paesaggi del centro Italia. Gli scopi della ricerca sono quelli di 1. ampliare le conoscenze sulla ecologia e sulla dinamica delle popolazioni delle specie in esame, attraverso l'analisi di vari parametri demografici (come natalità, sopravvivenza, densità di popolazione, fecondità) in relazione alle caratteristiche strutturali e ambientali dei paesaggi frammentati; 2. definire le capacità di dispersione delle specie; 3. determinare le strategie di conservazione ottimale per la persistenza a lungo termine delle popolazioni.

L’obiettivo di questo tesi è quello di definire il tipo di dinamica presentata da quattro specie di micromammiferi (*Muscardinus avellanarius*, *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*) in alcune aree frammentate del Lazio.

Alla luce di quanto affermato in Thomas e Kunin (1999), si cercherà di stabilire quali processi influenzano maggiormente le dinamiche di queste popolazioni, concentrandoci in prevalenza sui fattori che determinano gli eventi di estinzione e colonizzazione nei vari patch per ciascuna specie. Si partirà dalla verifica degli assunti definiti da Levins (1969) per stabilire in primo luogo se le specie target nella nostra area di studio seguano o meno una dinamica di metapopolazione classica. Nel caso questo non fosse verificato, si passerà ad esaminare quali tra le altre categorie di popolazioni spazialmente strutturate possano meglio rappresentare la situazione reale.

Nello specifico si verificheranno gli assunti legati al concetto di metapopolazione classica (Levins, 1969):

1. la specie occupa solo alcuni dei frammenti di habitat idonei;
2. tutti i frammenti, anche quelli di dimensioni maggiori, hanno una certa probabilità di estinzione;
3. le popolazioni sono collegate da eventi di dispersione che permettono la ricolonizzazione dei patch;
4. le popolazioni locali hanno fluttuazioni asincrone.

Se tutte queste condizioni sono verificate, le popolazioni delle specie in esame nella nostra area di studio saranno strutturate secondo il modello della **metapopolazione classica** (Hanski, 1999). Se al contrario uno o più di questi assunti saranno violati, si potrebbero verificare le condizioni per altri tipi di popolazioni spazialmente strutturate.

- Violazione dell’assunto 2. Se ci troviamo nella situazione in cui alcuni frammenti hanno probabilità di estinzione pari a zero, possiamo ipotizzare l’esistenza di due strutture alternative: quella **continente-isola** (MacArthur & Wilson, 1967) se vi è un unico, grande frammento destinato a non estinguersi, o quello **source-sink** (Pulliam, 1988) se alcuni frammenti producono un surplus di individui che alimenta le popolazioni inclini all’estinzione.
- Violazione dell’assunto 3. La portata della capacità di dispersione della specie in relazione all’isolamento dei frammenti può determinare due diversi esiti nella dinamica di popolazione. Se il tasso di dispersione è molto basso, i frammenti saranno isolati e si avrà una situazione di non-equilibrio, in cui gli eventi di estinzione non verranno bilanciati dagli eventi di colonizzazione; se il tasso di dispersione è molto alto, le popolazioni saranno

collegate da eventi di migrazione così frequenti da poter considerare gli individui come appartenenti ad un'unica popolazione sparsa sul territorio, una **patchy population** (Harrison, 1991).

- Violazione dell'assunto 4. In presenza di sincronia tra le popolazioni, la probabilità di estinzione delle popolazioni in seguito ad eventi demografici e stocastici aumenterà notevolmente; questo determinerà una maggior probabilità di estinzione della specie a livello regionale (Hanski, 1998).

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Area di studio

La raccolta dati per la specie *Muscardinus avellanarius* si è svolta in Italia Centrale, nel territorio centro-settentrionale della Regione Lazio (Fig. 2.1), in 3 paesaggi delle dimensione di 16 x16 Km identificabili come:

1. Territorio della Sabina (Comune di Fara in Sabina)
2. Provincia di Viterbo (Comune di Montefiascone)
3. Riserva Naturale “Selva del Lamone” (Comune di Farnese)

In questo studio, per paesaggio si intende un'area definita dall'uomo, di dimensione variabile fra i 3 ed i 300 Km<sup>2</sup> (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Per i roditori terricoli si è scelto di campionare soltanto nel paesaggio viterbese, per massimizzare le risorse disponibili.

A seguire sarà presentato un inquadramento generale sul territorio della regione Lazio e successivamente, con maggior dettaglio, una descrizione delle aree direttamente interessate dallo studio.

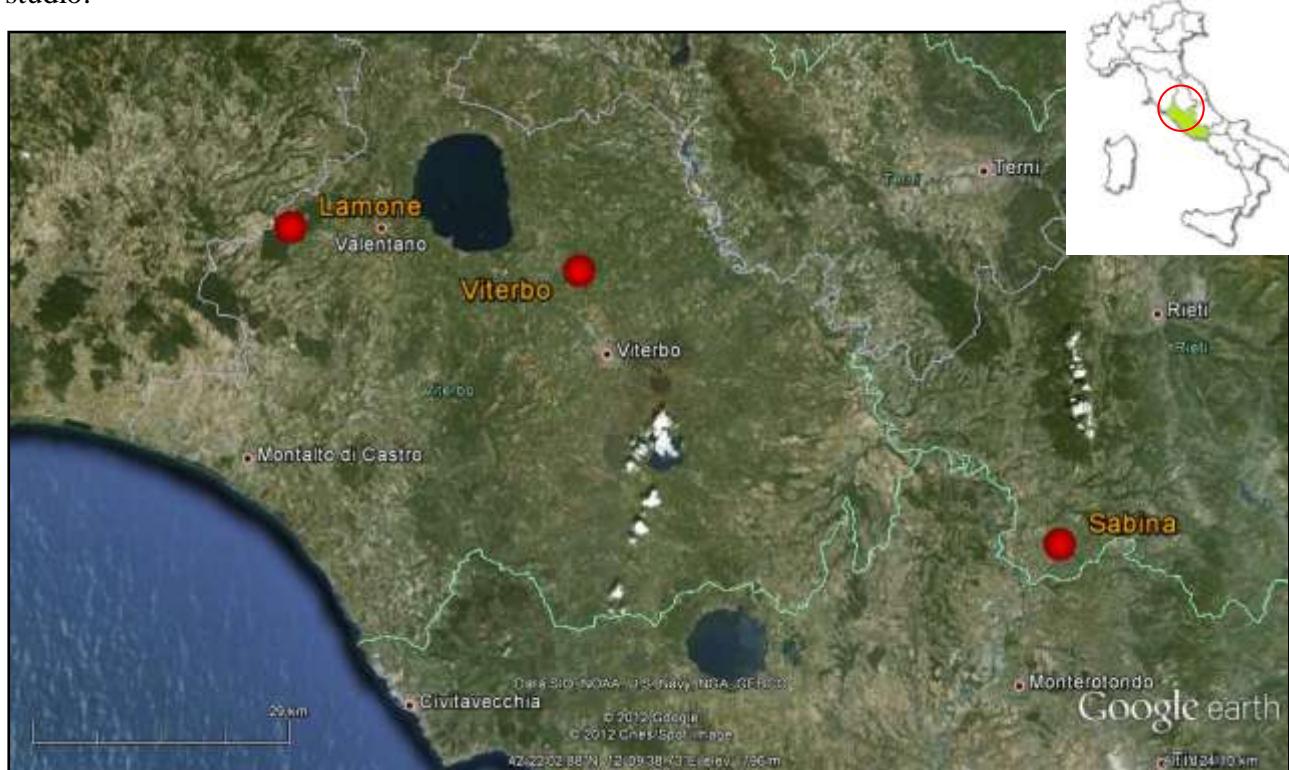


Figura 2.1 Dettaglio dell'area Centro Settentrionale della Regione Lazio. In rosso le zone interessate dallo studio: territorio della Sabina (Sabina), Provincia di Viterbo (Viterbo) e Riserva Naturale “Selva del Lamone” (Lamone) per il moscardino; esclusivamente Provincia di Viterbo per i roditori terricoli. Immagine satellitare (fonte: Google Earth).

## 2.1.1 Il territorio della Regione Lazio

Situata in Italia Centrale, nel versante medio tirrenico, tra gli Appennini e il Mar Tirreno, la Regione Lazio, con un territorio di circa 17.200 Km<sup>2</sup>, è delimitata a nord dal corso superiore del torrente Elvella ed a sud dal promontorio di Gaeta.

Il territorio risulta essere piuttosto eterogeneo, con preponderanza di zone collinari (54% della superficie) e montuose (26%), presenti soprattutto nelle zone interne della regione, mentre in prossimità della costa si hanno per la maggior parte zone di pianura (24%) (Blasi, 1994).

**Geomorfologia.** Il territorio appare costituito da un'insieme di rilievi di varia natura orografica e litologica, intervallati da basse pianure alluvionali, che conferiscono una notevole varietà di ambienti, dando vita a diverse unità regionali naturali ben identificabili dal punto di vista morfologico e vegetazionale (Blasi, 1994). I caratteri geomorfologici del territorio sono il risultato di più fattori, di tipo climatico, antropico, e derivanti dall'assetto geologico-strutturale generale. Questa varietà rispecchia l'estrema complessità delle vicende geologiche che hanno interessato il Lazio a partire dal Mesozoico fino ai giorni nostri.

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 espligate, 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).

Nella parte nord-occidentale, nettamente delimitata dal corso del Tevere e dal mare, il rilievo principale è formato soprattutto dagli apparati vulcanici pleistocenici dei monti Vulsini, Cimini e Sabatini, eretti sopra uno zoccolo calcareo, con la zona degli antichi crateri ora in gran parte occupata da laghi (di Bolsena, di Vico, di Bracciano), e dai monti della Tolfa, anch'essi di origine vulcanica. Verso il litorale si estende la pianura della Maremma Laziale che i monti della Tolfa separano da quella ben più ampia della Campagna Romana. Quest'ultima si estende anche sulla sinistra del Tevere riallacciandosi, oltre i Colli Albani, con la vasta pianura bonificata dell'Agro Pontino. Le pianure laziali sono, appunto, localizzate essenzialmente lungo la costa e sono costituite dall'Agro Pontino a sud, la Campagna Romana e la Valle del Tevere nella porzione centrale e la Maremma Laziale nelle zone settentrionali. La Pianura Pontina, interessata negli anni Trenta dello scorso secolo da grandi opere di bonifica, è oggi interessata da fenomeni di subsidenza, collegati alla compattazione recente dei sedimenti a componente organica e all'abbattimento della falda per scopi irrigui; attualmente è la zona più depressa da un punto di vista morfologico-strutturale della

regione e durante il Pliocene e il Quaternario è stata più volte invasa e sommersa dalle acque marine, tanto che il rilievo isolato del monte Circeo è passato più volte ad essere da promontorio a isola (A.A.V.V., 1990).

Nella zona nord-orientale, alla sinistra idrografica del Tevere, si trova la Sabina, con la conca di Rieti e il gruppo montuoso del Terminillo (2.213 m slm). In quest'area, verso il confine con l'Abruzzo, si trova la vetta più alta della regione, il monte Gorzano (2458 m slm), facente parte del gruppo dei monti della Laga. Verso sud i monti della Sabina si allacciano agli Appennini con le catene calcaree dei Simbruini e degli Ernici, che a loro volta, oltre il corso del Liri, continuano nei monti della Meta e poi nelle Mainarde, al confine con il Molise. Questi monti, con la catena mediamente meno elevata formata dai Lepini, dagli Ausoni e dagli Aurunci che corre parallela ad essi e alla costa, racchiudono la valle del Sacco, quella del fiume Liri e la Ciociaria. I versanti occidentali di questa catena a nord degradano verso la Pianura Pontina, mentre nel settore meridionale curvano fino ad arrivare al mare, definendo il promotorio del Circeo, Sperlonga e Gaeta, le uniche coste alte del Lazio; la restante parte della linea costiera è bassa e sabbiosa (Pignotti, 2009). Le dorsali calcaree, formate da una parte dai Simbruini ed Ernici e dall'altra dai Lepini, Ausoni e Aurunci, rappresentano il resto dell'antica piattaforma carbonatica laziale-abruzzese; spesso, verso ovest, sono limitate 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 del fiume Simbrivio e la valle di Carpineto Romano. Morfologicamente ben individuata appare anche la linea "Antrodoco-Olévano", una delle dislocazioni tettoniche più vistose dell'Appennino centrale, che per gran parte del decorso separa le dorsali calcaree in facies laziale-abruzzese dai rilievi appenninici in facies sabina.

La grande diffusione di rilievi carbonatici fortemente tettonizzati ha favorito lo sviluppo di forme di modellamento carsico su gran parte del territorio. Rocce calcaree estremamente pure affiorano su vaste aree nei rilievi dei monti Carseolani, dei monti Simbruini ed Ernici, dei monti Lepini e dei monti Ausoni ed Aurunci. Fenomeni carsici più localizzati interessano invece i calcari dei monti Sabini, dei monti Tiburtino-Prenestini, del monte Soratte, dei monti Cornicolani e del monte Circeo. Nelle zone più elevate dell'Appennino possono essere riconosciute alcune forme di modellamento legate ai ghiacciai che, nelle fasi fredde pleistoceniche e soprattutto nell'ultima fase glaciale, hanno avuto uno sviluppo di una certa importanza. Tenui tracce possono essere individuate nei monti della Laga, dove la natura arenacea delle rocce affioranti non ha consentito una perfetta conservazione delle forme; più evidenti invece i segni nei rilievi del Terminillo e dei monti della Duchessa (A.A.V.V., 1990).

Immediatamente a sud del Tevere si elevano i Colli Laziali (Albani e Prenestini) di natura vulcanica, che raggiungono altezze di poche centinaia di metri, con i laghi di Albano e Nemi, anche essi di origine vulcanica.

**Idrografia.** Il Lazio non costituisce un'unità dal punto di vista idrografico. I due sistemi principali della Regione sono quello del fiume Tevere, per l'area settentrionale, e quello del Fiume Liri-Garigliano, per l'area meridionale.

Il bacino del fiume Tevere è la principale via d'acqua della regione e ha una superficie totale di 17.200 Km<sup>2</sup>, di cui circa il 60% ricade nel Lazio. Il tratto iniziale, con un andamento appenninico (NW-SE), raccoglie, a destra, 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 fiume 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 è rilevante il contributo del fiume 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, che determina il notevole incremento e la sensibile stabilizzazione della portata. Più a valle, la confluenza con il fiume 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.

Il bacino del fiume Liri-Garigliano ha una superficie complessiva di circa 4.900 Km<sup>2</sup> 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).

Partendo dal limite settentrionale e scendendo lungo costa, gli altri corsi d'acqua principali del Lazio sono: fiume Fiora (sup. totale del bacino pari a 826 Km<sup>2</sup>, solo parzialmente compreso

nel territorio regionale), fiume Marta ( $1071\text{ Km}^2$ ), fiume Mignone ( $496\text{ Km}^2$ ), fiume Badino ( $708\text{ Km}^2$ ) (A.A.V.V., 1990).

**Fitoclimatologia.** Il Lazio presenta un'elevata diversità floristica con circa 3000 specie (Anzalone, 1986), più del 50% di quelle appartenenti alla flora italiana (5599 secondo Pignatti, 2002) e un quarto dell'intera flora europea. Nel Lazio si hanno 898 generi e 161 famiglie, tra cui quelle maggiormente rappresentate sono *Compositae* (370 specie), *Graminaceae* (283), *Leguminosae* (270), *Cruciferae* (149), *Caryophyllaceae* (130), *Umbelliferae* (128) e *Labiatae* (103). Il genere più numeroso è *Trifolium* con 55 entità. Anche la flora officinale, che raggiunge il 26,2%, è ampiamente rappresentata. Ben il 29% del patrimonio floristico laziale è costituito da specie rare e rarissime. Da questi numeri si evince quanto sia elevato il valore della flora del Lazio, non solo a livello nazionale ma anche a livello europeo: con una superficie pari a circa 1/30 di quello continentale, questa regione possiede ben il 25% della flora europea.

Questa ricchezza è dovuta sia a cause ecologiche che a fattori storici. La variegata morfologia del territorio che va dalle pianure ai rilievi prossimi al mare, e poi fino ai 2.000 m delle vette appenniniche, garantisce un'escursione altitudinale che si riflette in vari tipi climatici, a cui si aggiungono le caratteristiche geomorfologiche e litografiche. Inoltre la millenaria gestione operata dall'uomo in questo territorio ha ulteriormente frammentato la già articolata vegetazione potenziale in un gran numero di stadi di sostituzione. Infine, la posizione geografica della regione, centrale rispetto al bacino del Mediterraneo, ha contribuito ad un flusso costante di correnti floristiche di provenienza anche molto diversificata (Blasi, 1994).

Il clima della regione varia notevolmente da zona a zona: è marittimo-temperato sulla fascia costiera, con temperature medie che oscillano tra i 9-10°C di gennaio e i 24-25°C di luglio, con precipitazioni piuttosto scarse (valori minimi inferiori ai 60 mm medi annui) lungo la costa settentrionale, e più consistenti verso l'area costiera meridionale, dove si raggiungono valori attorno ai 1.000 mm medi annui. Man mano che ci si addentra verso le zone appenniniche, il clima diventa sempre più di tipo continentale, con escursioni termiche e piovosità che si fanno più accentuate: le temperature minime invernali sono piuttosto rigide, arrivando anche al di sotto dello zero; le precipitazioni aumentano all'aumentare della quota e sono ben distribuite nel corso dell'anno, dall'autunno alla primavera, limitando la stagione secca ai mesi estivi. I massimi pluviometrici si registrano sui rilievi montuosi al confine con l'Abruzzo, dove si raggiungono valori annuali superiori anche ai 2.000 mm di pioggia, a causa della maggior esposizione alle perturbazioni atlantiche; in queste zone, in inverno le precipitazioni sono in genere a carattere nevoso (Pignotti, 2009).

Dal punto di vista bioclimatico, la regione può essere quindi suddivisa in quattro settori: il settentrionale, il meridionale, l'occidentale (litoraneo) e l'orientale (interno). Nell'area nord orientale prevalgono climi a carattere temperato, mentre in quella sud occidentale predominano climi a carattere mediterraneo. Tra questi due estremi sono presenti due regioni di transizione: la regione di transizione mediterranea e quella temperata.

Blasi (1994) ha individuato l'esistenza di 15 unità floristiche distribuite nelle quattro regioni bioclimatiche laziali, distinte in termini di parametri ed indici climatici, fisionomie vegetazionali, flora e serie di vegetazione:

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 uvaursi*.
2. Pedemonte dei rilievi più elevati; vette dei rilievi calcarei minori (provincie 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 in tramontane 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 vicina; 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 tolletana 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 mesoigrofili, 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 termomediterraneo superiore; ombrotipo umido inferiore/subumido inferiore; regione xeroterica (sottoregione termomediterranea). Precipitazioni elevate e molto variabili (tra 727 e 1133 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 Ponzie. 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.

**Uso del suolo.** Di seguito viene riportata una sintesi delle varie categorie di uso del suolo nella regione.

Il Lazio, da millenni caratterizzato da un'elevata attività agricola, ha una superficie di ben 564.751 ettari deputata a seminativi, circa il 32,82% dell'intero territorio regionale; di questi, una cospicua parte (circa il 23%) non è dotata di infrastrutture permanenti per l'irrigazione (seminativi semplici non irrigui). Le superficie occupate da colture permanenti riguardano il 12,19% del territorio regionale (209.783 ettari); si tratta per la maggior parte dei casi di uliveti (circa l'8%), seguiti poi da percentuali più basse di frutteti (2,42%) e vigneti (1,56%).

La copertura boschiva è presente sul 28,64% della superficie complessiva, circa 492.778 ettari: predominano i boschi di latifoglie (27,55%), mentre le superficie a conifere rappresentano solo lo 0,61% ed i boschi di tipo misto lo 0,48%. Ben il 9,8% del territorio è coperto da vegetazione

arbustiva e/o erbacea in evoluzione naturale, soprattutto cespuglietti, arbusteti, aree a pascolo naturale e praterie di alta quota.

Le aree urbanizzate coprono il 4,85% della regione (83.457 ettari); si tratta in prevalenza di insediamenti discontinui.

I prati stabili raggiungono una superficie del 2,99%, e si concentrano per lo più nella provincia di Roma.

Le acque continentali coprono circa 1,5% del territorio: per l'1,28% si tratta di bacini e per lo 0,21% di corsi d'acqua e idrovie. Le zone umide interne e quelle marittime coprono un'area estremamente ridotta; per entrambe le categorie la quota si aggira intorno allo 0,01%.

## 2.1.2 Il territorio della Sabina

La Sabina è un'area storico-geografica del Lazio settentrionale attualmente coincidente con gran parte della provincia di Rieti e con la sezione nord-occidentale della provincia di Roma. Dal punto di vista geografico, si tratta di un territorio collocato interamente alla sinistra del fiume Tevere e limitato, ancora più ad oriente, dal corso del Turano, affluente del Velino. In prevalenza la Sabina è formata da colline arenacee e marnose che si elevano nei monti Sabini fino a raggiungere quasi 1.300 m slm.

**Geomorfologia.** In Sabina troviamo un distretto vulcanico di origine pleistocenica con attività prevalentemente di tipo esplosivo; l'inizio dell'attività risale a circa 600.000 anni fa. Le aree interessate da questo fenomeno sono inizialmente quelle del settore orientale (edificio di Morlupo-Castelnuovo di Porto); successivamente si è avuto uno spostamento dell'attività verso ovest, con la formazione dell'imponente struttura di Sacrofano, probabilmente la più importante dei Sabatini, sia per durata dell'attività che per volume di materiale eruttato: le colate piroclastiche sono state rinvenute fino a più di 40 Km dal centro di emissione, e sono tuttora visibili in affioramenti nel settore nord della città di Roma. L'ultima fase dell'attività si concentra di nuovo nell'area orientale, con i tuff-ring di monte Razzano e Monte Sant'Angelo ed, infine, con il centro di Baccano, la cui attività termina intorno ai 40.000 anni fa. Il cratere più grande che oggi possiamo osservare è quello attualmente occupato dal lago di Bracciano.

Nelle zone prossime alla valle del Tevere, della Sabina o dell'alta pianura romana, caratterizzate da affioramenti di depositi argillo-sabbiosi pliocenici, si riscontra una forte prevalenza di fenomeni erosivi superficiali, sia areali che concentrati, che determinano una franosità diffusa. Nella piana

alluvionale tiberina, l'evoluzione morfologica del territorio è stata condizionata, e lo è tuttora, principalmente dall'attività antropica e in parte dagli eventi di piena del Tevere.

**Caratteri vegetazionali e faunistici.** La Sabina può essere suddivisa in tre ambienti principali:

- Fondo valli, caratterizzati dalla presenza di fiumi, torrenti e piccole zone umide. In passato, questo ambiente è stato profondamente modificato dalle attività antropiche, attraverso la deviazione dei letti dei fiumi e la bonifica delle aree umide, attuate con la finalità di lasciare i fondovalle liberi per le attività agricole. Dall'altro canto, la costruzione di una diga idroelettrica ha portato alla formazione di un'ampia area umida, tutelata attraverso l'istituzione della Riserva Naturale Regionale Nazzano Tevere-Farfa, e inclusa nell'elenco delle Zone Umide di Importanza Internazionali definito dopo la Convenzione di Ramsar. Il fiume Farfa e l'Aia, e in generale gli altri fiumi della Sabina, hanno portate molto più piccole e attraversano il territorio fino a confluire nel Tevere. Nelle porzioni superiori di questi fiumi si rinvengono specie come la trota, i granchi e i gamberi d'acqua dolce, indicative di una buona qualità dell'acqua. Salici, pioppi e altre specie ripariali costituiscono un essenziale rifugio per molte specie e proteggono naturalmente le sponde dall'erosione.

Piante tipiche dei fiumi e delle zone umide: Salice bianco (*Salix alba*), Salice caprino (*Salix caprea*), Salice rosso (*Salix purpurea*), Pioppo nero (*Populus nigra*), Pioppo bianco (*Populus alba*), Sambuco (*Sambucus nigra*), Equiseto (*Equisetum spp.*, *Juncus acutus*), Cannuccia di palude (*Phragmites communis*), Farfaracchio (*Petasites hybridus*, *Orobanche spp.*),

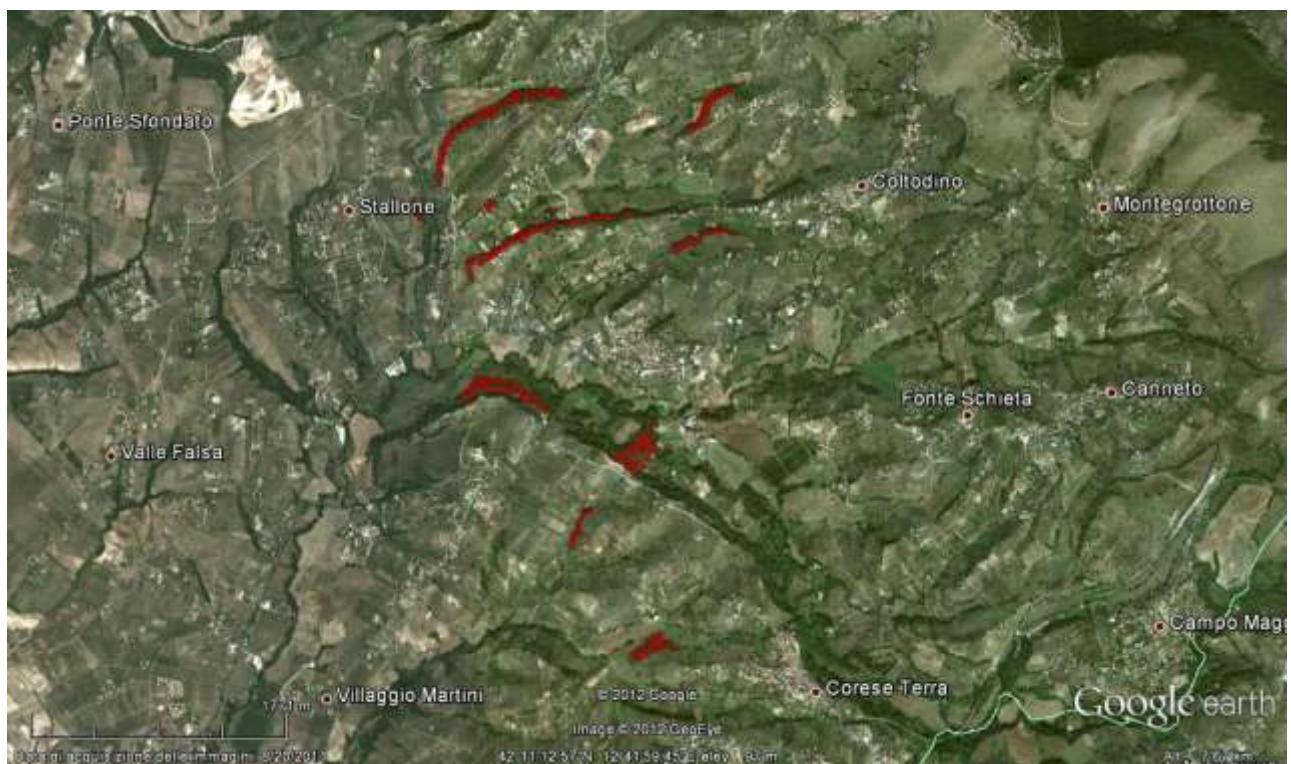


Figura 2.2 Immagine satellitare del paesaggio della Sabina. In rosso le posizioni delle cassette nido per la raccolta dei dati sul moscardino dislocate negli 11 patches campionati (fonte: Google Earth).

Capelvenere (*Adiantum capillus-veneris*), Felci (*Polypodiaceae spp.*, *Veronica beccabunga*), Lenticchia d'acqua (*Lemna minor*), Canapa acquatica (*Eupatorium cannabinum*, *Gamberaja Callitriches spp.*), Sedano d'acqua (*Apium nodiflorum*).

Animali tipici dei fiumi e delle zone umide: Trota fario (*Salmone trutta*), Vairone (*Leuciscus soufia*), Gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*), Rana italiana (*Rana italica*), Rana verde (*Rana esculenta*), Biscia dal collare (*Natrix natrix*), Gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*), Merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*), Martin pescatore (*Alcedo atthis*), Airone grigio (*Ardea cinerea*), Ballerina gialla (*Motacilla flava*).

- Zona collinare, con coltivazioni non intensive, siepi e piccole aree boscose. La maggior parte della superficie della Sabina è di tipo collinare e coltivata, con forte presenza di uliveti, vigneti e campi aperti utilizzati come pascolo o come seminativi per la produzione dell'erba medica, del granoturco e dei girasoli. Gli uliveti hanno un basso impatto sull'ambiente; i campi vengono generalmente fresati uno o due volte l'anno, così da permettere la sopravvivenza di molti insetti e piante spontanee. Le zone a maggior pendenza, inadatte alla coltivazione, sono state solitamente lasciate a bosco. Campi coltivati, strade e fiumi sono spesso delimitati da filari di alberi e siepi, che fungono da parziale rifugio per la fauna; uno degli elementi caratterizzanti il paesaggio della Sabina è la presenza della roverella (*Quercus pubescens*), che si rinvie spesso proprio ai bordi delle strade. Numerose specie si sono adattate alla presenza dell'uomo: nei dintorni dei casali, è facile imbattersi in civette, gechi, pipistrelli e volpi, mentre i centri abitati sono spesso usati come zone di nidificazione delle rondini.

Piante tipiche delle zone collinare: Roverella (*Quercus pubescens*), Cerro (*Quercus cerris*), Olmo (*Ulmus glabra*), Corniolo (*Cornus mas*), Vitalba (*Clematis vitalba*), Carpino (*Carpinus orientalis*), Albero di giuda (*Cercis siliquastrum*), Ginestra (*Spartium junceum*).

Animali tipici delle zone collinare: Volpe (*Vulpes vulpes*), Riccio (*Erethizon dorsatum*), Talpa (*Talpa spp.*), Lepre (*Lepus europaeus*), Pipistrello albilombato (*Pipistrellus kuhlii*), Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*), Geco comune (*Tarentola mauritanica*), Ramarro (*Lacerta viridis*), Civetta (*Athene noctua*), Ballerina bianca (*Motacilla alba*).

- Zona montuosa, caratterizzata da bosco e pascolo alto. Raccoglie le aree più elevate o isolate della Sabina, ricoperte da boschi molto spesso soggetti a tagli a rotazione secondo pratiche secolari. Si rinvengono molte specie sempreverdi, tra cui spicca il leccio (*Quercus ilex*), predominante in queste zone boscose. Le vette e i versanti settentrionali dei monti Sabini sono invece ricoperti da bosco caducifoglio, con prevalenza di faggi e querceti misti. La foresta raggiunge una considerevole estensione, espandendosi lungo la dorsale appenninica.

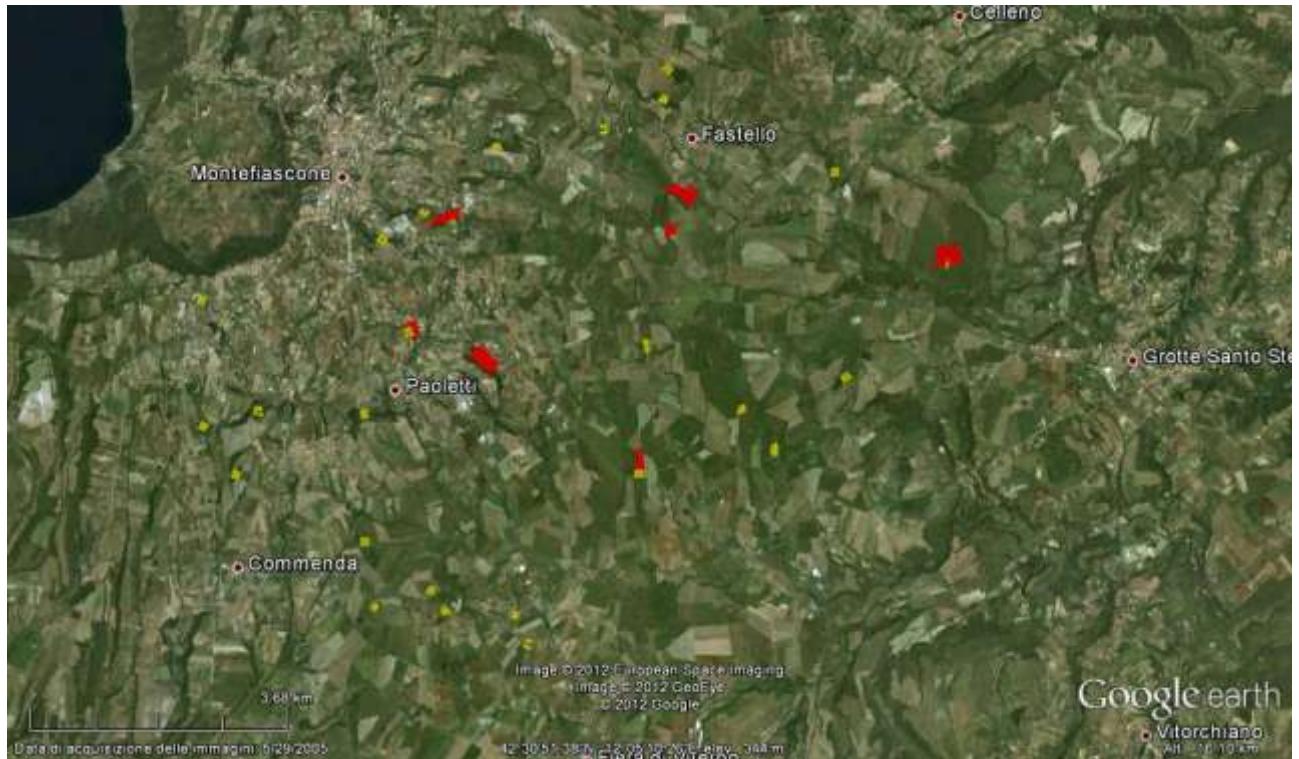


Figura 2.3 Immagine satellitare del viterbese. In rosso le posizioni delle cassette nido; in giallo le posizioni dei vertici delle griglie di trappole utilizzate per la raccolta dei dati relativi ai roditori terricoli (fonte Google Earth).

L'impatto antropico in quest'area è piuttosto contenuto; alcune zone in tempi recenti sono state trasformate in riserve naturali.

Piante tipiche della zona montuosa: Leccio (*Quercus ilex*), Corbezzolo (*Arbutus unedo*), Faggio (*Fagus sylvatica*), Alloro (*Laurus nobilis*), Acero (*Acer campestre*), Ginepro (*Juniperus oxycedrus*), Viburno (*Viburnum tinus*), Timo (*Thymus vulgaris*), Erica (*Erica arborea*), Asparago (*Asparagus acutifolius*).

Animali tipici della zona montuosa: Istrice (*Hystrix cristata*), Tasso (*Meles meles*), Cinghiale (*Sus scrofa*), Scoiattolo (*Sciurus vulgaris*), Faina (*Martes foina*), Donnola (*Mustela nivalis*), Picchio verde (*Picus viridis*).

### 2.1.3 Provincia di Viterbo

**Geomorfologia.** La morfologia del territorio viterbese è il risultato di un lungo periodo di attività vulcanica che va dal Pliocene fino ad oggi. Si distinguono tre distretti geologici principali:

- Distretto vulcanico tollefano. Nelle zone meno elevate troviamo sedimenti sabbioso-argilloso-ghiaiosi, sovrastati dai monti della Tolfa, complesso vulcanico denominato Tolfa-Ceriti-Manziana. Si hanno rocce a chimismo acido. In migliaia di anni, i materiali erutti si sono sedimentati a formare spessi strati di roccia, tufo, nefro e peperino, tipici della geologia della Tuscia.

- Distretto vulcanico vulsino. Raccoglie la zona a nord di Viterbo, circostante il bacino lacustre di Bolsena, originatosi per collasso. Una seconda ampia caldera è nei pressi dell'adiacente Montefiascone. Troviamo rocce relativamente più giovani e con elevate quantità di potassio. L'attività vulcanica è stata prevalentemente a carattere esplosivo.
- Distretto vulcanico cimino-vicano. Area vulcanica a sud di Viterbo, sovrastata dal monte Cimino (1.053 m). Il territorio è stato modellato dalla fuoriuscita di lave viscose acide dalle fratture della crosta terrestre che hanno determinato la formazione di rilievi spesso assai ripidi. L'edificio vulcanico principale è quello di Vico, oggi occupato dall'omonimo lago che occupa la vasta caldera originatasi per collasso.

In tutta l'area del viterbese sono tuttora presenti fenomeni di “vulcanesimo residuo”: numerose sono le sorgenti termali e i fenomeni di fuoriuscita di gas, soprattutto anidride carbonica e solforosa.

La rete idrografica della zona risulta essere molto ramificata. I principali corsi d'acqua sono: il fiume Fiora, solo parzialmente compreso nel territorio regionale, il fiume Marta, che si origina dal lago di Bolsena, e il Mignone.

**Caratteri vegetazionali e faunistici.** Il territorio di Viterbo può essere diviso in quattro ambienti principali:

- La fitta rete di forre, più o meno profonde, scavate nella roccia vulcanica dai corsi d'acqua ospita una vegetazione mesofila, tipica di ambiente con condizioni microclimatiche di forte umidità e scarso soleggiamento, qui ulteriormente favorite dalle condizioni di ritenzione idrica del suolo: il tufo e le altre rocce vulcaniche, assai porose, trattengono rilevanti quantità di acqua favorendo l'istaurarsi di questo tipo di vegetazione. L'ambiente è caratterizzato dalla presenza di felci (capelvenere, felce maschio, lingua cervina e la rara *Osmunda regalis*), di ontani, carpini bianchi, noccioli, sambuchi, talvolta anche di faggi, sebbene il loro limite altimetrico sia attorno agli 800 metri
- I pianori sovrastanti le valli e le profonde forre sono ricoperti da una vegetazione di tipo xerofila, legata cioè ad un clima più caldo e asciutto. In queste aree abbondano i lecci, le roverelle, arbusti e altre specie tipiche della vegetazione mediterranea, come eriche, fillirea, alaterno e cisto. Queste aree sono quelle maggiormente utilizzate per le coltivazioni a cereali o per il pascolo.
- Prati e pascoli per l'allevamento di animali allo stato brado, soprattutto bovini ed equini di razza maremmana, da secoli attività tipica di queste zone, tanto che ha generato nei secoli una prateria secondaria, determinata cioè, non solo dalle condizioni pedologiche e climatiche del territorio, ma dalla stessa azione di pascolamento degli animali che hanno selezionato nel tempo alcune piante a discapito di altre.

- I boschi sono numerosi e composti prevalentemente da cerro e roverella, ceduati o avviati all'alto fusto, e noccioli. Le pendici dei rilievi cimini e vicani sono ricoperte da una vegetazione legata alla facies forestale-continentale, ad un clima cioè relativamente fresco ed umido, in cui prosperano esemplari di faggio (*Fagus sylvatica*) e carpino (*Carpinus sp.*).

Piante tipiche del viterbese. Il Rovo (*Robus fruticocus*) e la Marruca (*Paliurus spinachristi*), Prugnolo (*Prunus spinosa*), Pero mandorlino (*Pyrus amygdaliformis*), Biancospino (*Crategus sp.*), Cerri ad alto fusto (*Quercus cerris*), Carpini (*Carpinus sp.*), Castagno (*Castanea sativa*), Nocciolo (*Corylus avellana*), Faggio (*Fagus sylvatica*). Asparagi (*Asparagus acutifolia e A. tenuifolia*), Corniolo o crognolo (*Cornus mas*), Corbezzolo (*Arbutus unedo*), Nespolo selvatica (*Mespilus germanica*). Funghi: Porcini (*Boletus edulis ed aureus*), i Galletti (*Cantharellus cibarius*), l'Ovolobuono (*Amanita caesarea*).

Animali tipici del viterbese. I corsi d'acqua perenni sono l'habitat ideale per numerose specie di anfibi, tra cui i rari Tritone crestato (*Triturus cristatus*), Salamandrina dagli occhiali (*Salamandrina terdigitata*), Ululone a ventre giallo (*Bombina variegata*); inoltre è da annotare la presenza del Gatto Selvatico (*Felis silvestris*), Nutria (*Myocastor corpus*), Istrice (*Hystrix cristata*), Tasso (*Meles meles*).

#### 2.1.4 Riserva Naturale Selva del Lamone

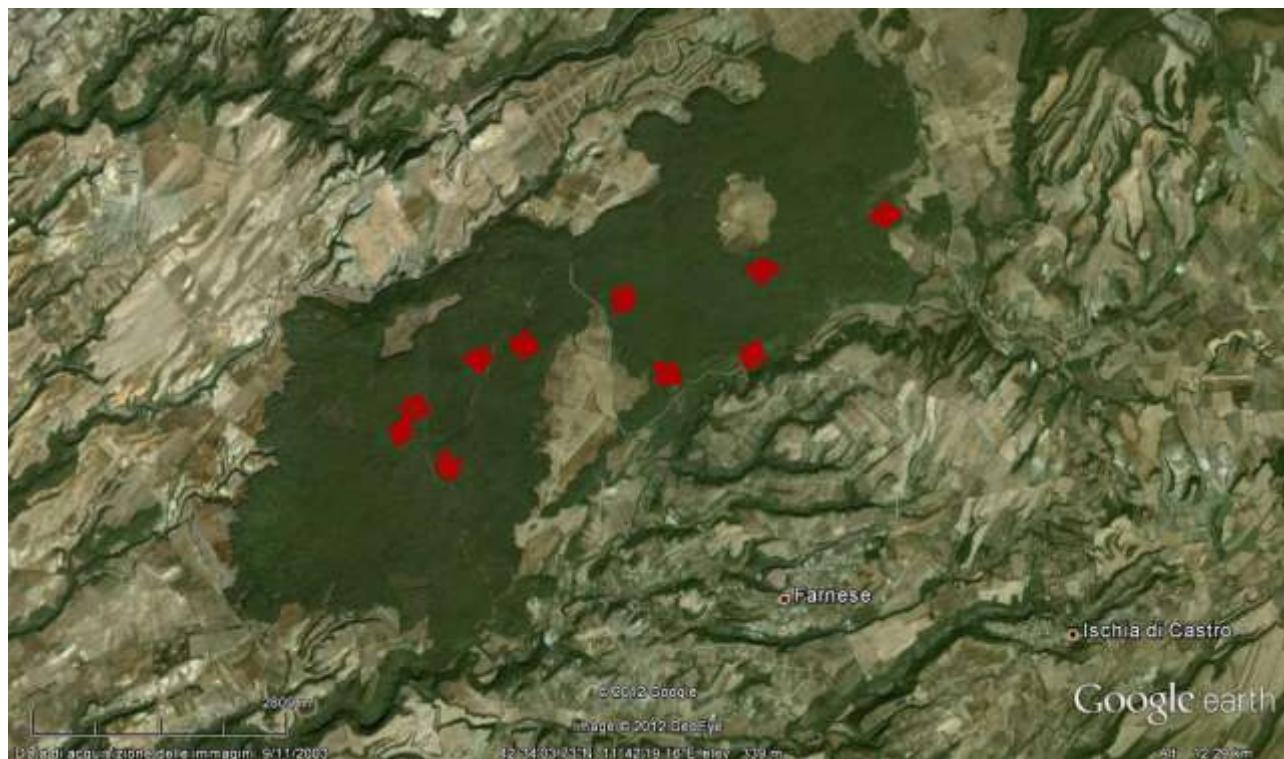


Figura 2.4 Immagine satellitare della Selva del Lamone; sono visibili in rosso le 10 griglie di cassette nido posizionate per la raccolta dati per il moscardino.

La Riserva Naturale Selva del Lamone copre oltre 2000 ettari di territorio nel comune di Farnese (VT) a confine con la Toscana. La caratteristica che rende unica la riserva è la vasta colata lavica costituita da morfologia a domo, blocchi di notevole dimensioni ammassati l'uno sull'altro, caldere di collasso, fratture, oggi ricoperte da una foresta che rappresenta una delle più importanti testimonianze residuali delle antiche foreste planiziali che in passato coprivano gran parte dell'Italia medio-tirrenica.

**Geomorfologia.** Le rocce affioranti della Riserva sono in prevalenza di origine vulcanica, con età media variabile tra gli 800.000 e i 50.000 anni fa. Le lave maggiormente rappresentate sono quelle di colore grigio scuro derivate dall'attività effusiva del centro eruttivo della Dogana, che verso Sud-Ovest ha formato il plateau lavico della Selva. La parte basale è molto compatta, mentre nella parte alta si ha una struttura a blocchi di varie dimensioni, con una colorazione che va dal grigio scuro al nero.

A Semonte e alla Dogana si trovano due caratteristici coni costituiti da strati alternati di lapilli, scorie e brandelli lavici. Piroclastiti incoerenti, terreni originatisi in modi e tempi diversi, accomunati da una scarsa coesione, affiorano nella parte settentrionale del Lamone (Pian di Lance) e in quella meridionale (Campo della Villa). Travertini, dovuti a precipitazione chimica di acque idrotermali, sono presenti in piccoli affioramenti nei pressi del Campo del Carcano, allineati in direzione Nord-Ovest Sud-Est coincidente, probabilmente, con qualche fessura in prossimità della cinta calderica. Alluvioni antiche e recenti sono localizzate lungo la valle dell'Olpeta in località Stenzano e tra Santa Maria di Sala e Acquaforте.

L'elemento che appare più evidente è il plateau lavico che, estendendosi da Sud-Ovest a Nord-Est per tutto il territorio della Riserva, costituisce un uniforme altipiano che separa il più articolato paesaggio circostante. Per tutta l'estensione del bosco si è accumulata una massa enorme di pietre laviche grigie che, accatastatesi in maniera variegata, ha dato origine a piccole alture caratteristiche, note localmente con il nome di murce, che si innalzano su avvallamenti bui, ricchi di anfratti e inghiottitoi. In alcuni casi (Rosa Crepante, Pila del Sambuco ed altri) questi assumono la conformazione di veri e propri anfiteatri di lava.

**Caratteri vegetazionali e faunistici.** La morfologia della riserva, caratterizzata da ammassi di pietre laviche coperte di muschi e licheni, non permette l'accumulo continuo di suolo fertile, limitato agli interstizi tra i massi e agli avvallamenti. In inverno, nelle zone depresse con fondo impermeabilizzato dai sedimenti argillosi accumulati, si ha la formazione di raccolte di acqua piovana, definite "Lacioni" che permangono fino alla primavera e forniscono una fonte idrica

importante per le specie animali che vivono nella riserva e la base per una comunità vegetale ricca di specie rare.

In alcune aree della riserva a ridotta presenza di pietre, fino a pochi anni fa destinate ad attività agricole, si ha ora lo sviluppo di una vegetazione costituita per la maggior parte da arbusti spinosi. Ad eccezione di poche zone impervie, la maggior parte dell'area boscata del Lamone è soggetta a gestione forestale. Si tratta in prevalenza di querceti a dominanza di cerro; nella zona orientale sopravvivono tracce di faggeta, mentre nella parte occidentale vi sono dei residui di lecceta, bosco misto di latifoglie e pineta, insieme a specie come l'Acero minore, l'Acero campestre, l'Orniello, e il Carpino nero che, in alcune aree in cui l'abbondante presenza di massi ha impedito la formazione di un profondo suolo fertile, vanno a competere e sostituire le querce riuscendo ad assumere anche dimensioni cospicue (Baragliu et al, 1993).

La presenza di un numero così elevato di anfratti e ripari, il fitto bosco, la presenza di numerosi alberi secolari fa sì che la riserva abbia un importante ruolo anche per quel che riguarda la protezione di un gran numero di specie animali.

Piante tipiche della R. N. Selva del Lamone (Scoppola et al., 1996): Acero minore (*Acer monspessulanum*), Acero oppio (*A. campestre*), Orniello (*Fraxinus ornus*), Carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), Carpino bianco (*Carpinus betulus*), Bagolaro (*Celtis australis*), Faggio (*Fagus sylvatica*), Sambuco comune (*Sambucus nigra*), Nespolo (*Mespilus germanica*), Pero selvatico (*Pyrus pyraster*). Tra le essenze minori, costituenti lo strato arbustivo della Selva, sono presenti in quantità notevoli Prugnolo (*Prunus spinosa*), Corniolo (*Cornus mas*), Sanguinello (*C. sanguinea*), Biancospino (*Crataegus monogyna*) e Biancospino selvatico (*C. oxyacantha*) Agrifoglio (*Ilex aquifolium*), Berretta da prete (*Euonymos europaeus*), Ginestra odorosa (*Spartium junceum*), Edera (*Hedera elix*); tra i rami delle querce antiche è facile scorgere Vischio quercino (*Loranthus europaeus*), una pianta epifita ed emiparassita rara nel Lazio. Anemone dell'appennino (*Anemone appennina*). *Linaria purpurea*, protetta nel Lazio, *Buglossoides purpurocarulea*, *Helycrysium italicum*, *Ajuga reptans*, *A. chamaepitys*, *Origanum vulgare*, *Teucrium chamaedrys*, Felci come *Phyllitis scolopendrium*, *Adiantus capillus-veneris*, *Asplenium trichomanes*. Nei "Lacioni", si trovano interessanti esempi di flora acquatica fra cui diverse specie di Callitriche e la rara *Veronica scutellata*. Agli ambienti umidi è legata anche la rarissima felce *Ophioglossum vulgatum*; Orchidee diffuse nella Selva sono *Orchis morio*, *O. papillonacea*, *Serapias vomeracea*, *Anacamptis pyramidalis*, *Himantoglossum hircinum* ssp. *adriaticum*, *Neottia nidus-avis* e *Limodorum abortivum*. In una zona travertinosa del Lamone sono state individuate *Orchis fragans*, *Ophrys bertolonii* e *Serapias lingua*. Lungo l'Olpeta ritroviamo *Orchis provincialis*.

Fauna della R.N. Selva del Lamone: Volpe (*Vulpes vulpes*), Martora (*Martes martes*), Faina (*Martes foina*), Puzzola (*Mustela putorius*), Donnola (*Mustela nivalis*), Il rarissimo gatto selvatico

(*Felis silvestris*), Lontra (*Lutra lutra*), attualmente il mammifero maggiormente minacciato in Italia, segnalato nel fiume Olpeta, Tasso (*Meles meles*), Lepre (*Lepus europaeus*), Riccio (*Erinaceus europaeus*), l'istrice (*Hystrix cristata*), Ghiro (*Glis glis*), Scoiattolo (*Sciurus vulgaris*), Topo Quercino (*Eliomys quercinus*), Moscardino (*Muscardinus avellanarius*). L'avifauna è quella tipica dei boschi cedui di bassa collina. Sono presenti: Poiana (*Buteo buteo*), Sparviero (*Accipiter nisus*), Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*), Lodolaio (*F. subbuteo*), la rara Albanella minore (*Circus pygargus*), Fagiano (*Phasianus colchicus*), Starna (*Perdix perdix*), Tortora (*Streptopelia turtur*), Beccaccia (*Scolopax rusticola*), Cornacchia (*Corvus corone cornix*), Gazza (*Pica pica*), Taccole (*Corvus monedula*), Upupa (*Upupa epops*), Allocco (*Strix aluco*), Barbagianni (*Tyto alba*), Civetta (*Athene noctua*), Gufo comune (*Asio otus*), Picchio verde (*Picus viridis*), Picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*), Mezzano (*D. medius*), Picchio muratore (*Sitta europaea*), Ghiandaia (*Garrulus glandarius*), Rampichino (*Certhia brachydactyla*), Cuculo (*Cuculus canorus*), Storno (*Sturnus vulgaris*), Codibugnolo (*Aegitholos caudatus*) e molti rappresentanti dei Silvidi (capinera, luì, ecc...) e dei Paridi (cincie), oltre a tutti gli altri passeriformi di bosco. Ramarro (*Lacerta viridis*), Lucertola campestre (*Podarcis sicula*), Lucertola muraiola (*P. muralis*), Luscengola (*Chalcides chalcides*), Orbettino (*Anguis fragilis*), Biacco (*Coluber viridiflavus*), Biscia dal collare (*Natrix natrix*), Cervone (*Elaphe quatuorlineata*), Vipera comune (*Vipera aspis*) e la testuggine comune. Per gli anfibi tra le altre specie si ricordano: Rana agile (*Rana dalmatina*), Rospo comune (*Bufo bufo*), Rospo smeraldino (*B. viridis*), Tritone crestato (*Triturus cristatus*), Tritone punteggiato (*T. vulgaris*). Di particolare interessanti sono alcuni Coleotteri Nitidulidi, in particolare *Xenostrongylus lateralis*, entità a diffusione siculo-magrebina, individuato nei pressi del fiume Olpeta; *Meligethes bucciarellii*, rinvenuto nella Selva, località tra le più settentrionali del suo areale di diffusione; rilevante anche la presenza del Coleottero Cateretide *Brachypterolus vestitus* per il quale il Lamone rappresenta la stazione più meridionale del suo areale di diffusione. Nell'Olpeta e nei suoi affluenti è segnalata la presenza del gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes italicus*); mentre in alcuni lacioni è stata segnalata la presenza di un crostaceo acquatico il *Chirocephalus diaphanus*.

## 2.2 Disegno sperimentale

Lo studio si è svolto nell'ambito di un progetto pluriennale sull'ecologia, la dinamica di popolazione e le strategie di conservazione dei piccoli mammiferi in paesaggi frammentati (Mortelliti et al., 2011; Santarelli, 2011; Fipaldini, 2012)

## 2.2.1 Selezione delle specie

Per studiare gli effetti della frammentazione sull'ecologia delle popolazioni di piccoli mammiferi, si è scelto di selezionare delle specie vicine dal punto di vista filogenetico, ma distinte per il diverso grado di specializzazione rispetto all'ambiente forestale. Le quattro specie di micromammiferi selezionate, tutte appartenenti all'ordine dei Roditori, sono:

- *Muscardinus avellanarius*
- *Myodes glareolus*
- *Apodemus flavicollis*
- *Apodemus sylvaticus*

I piccoli mammiferi (i roditori e i marsupiali di piccola taglia) sono stati utilizzati spesso come specie modello negli studi di frammentazione grazie alle loro caratteristiche biologiche: durata della vita breve, specifici requisiti a livello di habitat, rapido tasso di turn over, tendenza a formare rapidamente popolazioni discrete (Lambin et al, 2004; Mortelliti et al., 2009).

## 2.2.2 Selezione delle unità sperimentali

**Moscardino.** Come anticipato nel paragrafo 2.1, per lo studio del moscardino sono stati selezionati tre paesaggi quadrati di 16x16 Km (Appendice 4). La scelta è stata effettuata in base a due criteri fondamentali:

1. un livello relativamente elevato di frammentazione, con una quantità di habitat residuo inferiore al 20% della copertura originaria;
2. una tipologia vegetazionale con dominanza di querceti misti a cerro (*Quercus cerris*) e roverella (*Quercus pubescens*), tipo di ambiente dominante nel Lazio.

Questo secondo fattore è stato imposto per contenere il più possibile il “rumore di fondo”: climax differenti avrebbero determinato risorse diverse a disposizione delle specie target ed avrebbero inserito nei dati una variabilità non direttamente determinata dal processo di frammentazione, ma da una variabile di confondimento.

Il paesaggio del Lamone è trattato come area di controllo poiché i circa 2000 ettari di estensione della riserva sono quasi completamente ricoperti da bosco continuo di caducifoglie. Alcune particelle forestali (circa un ventesimo dell'intera superficie) vengono governate a ceduo matricinato, sia per garantire una certa eterogeneità nelle fasi successionali all'interno della riserva, sia per le esigenze di uso civico delle popolazioni residenti nel Comune di Farnese a cui la riserva deve far fronte.

All'interno dei paesaggi della Sabina e del viterbese, la scelta dei patches da campionare è stata effettuata attraverso la selezione di frammenti di bosco a querceto effettuata con le informazioni ricavate dal CORINE Land Cover alla scala di 1:100.000 e dalle ortofoto della Regione Lazio in scala 1:10.000 fornite dall'Agenzia Regionale Parchi, utilizzate attraverso il software GIS ArcView 3.3 (ESRI ©). Un'ulteriore scrematura è stata effettuata attraverso una serie di sopralluoghi in campo, per verificare la reale idoneità del patch selezionato. La scelta dei frammenti è stata fatta in modo che all'interno del paesaggio vi fosse un gradiente dimensionale tra i vari patches, e che ogni frammento avesse una replica spaziale sia all'interno dello stesso paesaggio, sia tra i vari paesaggi.

All'interno della Riserva del Lamone, le zone in cui effettuare i campionamenti sono state scelte in base agli anni trascorsi dal taglio più recente, così da poter evidenziare l'andamento dei parametri demografici in funzione dell'età del bosco; le categorie sono: aree recentemente cedute (meno di 5 anni; 2 griglie); boschi di neoformazione (circa 20 anni; 2 griglie); aree con bosco ceduto invecchiato (circa 30 anni; 3 griglie); aree ad alto fusto (circa 40 anni; 3 griglie).

Sono stati selezionati:

- 11 frammenti per il paesaggio della Sabina;
- 8 frammenti per il paesaggio di Viterbo;
- 10 aree all'interno della Riserva del Lamone.

**Roditori terricoli.** Per lo studio delle tre specie di terricoli, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis* e *Myodes glareolus*, per motivi logistici si è scelto di campionare unicamente nell'area del viterbese (Appendice 4). Il paesaggio della Selva del Lamone è stato escluso in quanto, pur essendo un'area continua, non frammentata, e perciò utile come area di controllo, presenta caratteristiche peculiari molto forti, primo fra tutti il terreno quasi completamente ricoperto da massi che forniscono numerosi anfratti e rifugi per le specie terricole.

Per selezionare i patches da campionare per lo studio delle specie terricole, si è impostato un disegno sperimentale a tre fattori (tabella 2.1):

1. livello di connettività strutturale: per ogni frammento, il numero delle siepi che si originano dal bosco è stato categorizzato in due classi: alto o basso;
2. dimensione del patch: sono state definite 5 classi dimensionali:
  - a. inferiore ai 2 ettari;
  - b. tra i 2 e i 5 ettari;
  - c. tra i 5 e i 10 ettari;
  - d. tra i 20 e i 25 ettari;
  - e. area di controllo: più di 400 ettari.
3. densità arbustiva del sottobosco: è stata stimata visivamente e categorizzata come alta o bassa.

Tabella 2.1. Tabella riassuntiva del disegno sperimentale a 3 fattori utilizzato per la selezione dei patch di campionamento per le specie di roditori terricoli; i fattori considerati sono la dimensione del patch, la densità degli arbusti e il numero di siepi che si originano dal patch. Le sigle riportate indicano i diversi frammenti campionati.

Densità arbustiva					
Bassa			Alta		
Dimensione del frammento	< 2 ha ✓	VIP TST CRI	PEG SCT GOK	Basso	Numero di siepi
			GDG PRV CRO	Alto	
	2-5 ha	API VRG	1FC IUG	Basso	Alto
	5-10 ha	2VL YEA	MLS SCO	Alto	
	10-25 ha	FOR		Basso	
	>400 ha	CAT FDT	MCD BRU	Alto	
		TAN	RIG	Basso	
		QNC CSP	ALB MOZ	Alto	
		Area di controllo: GRF			

Una prima selezione è stata effettuata attraverso le osservazioni delle ortofoto della Regione Lazio in scala 1:10.000 e l'utilizzo del software ArcView 3.3 (ESRI ©), e un ulteriore verifica con immagini satellitare prelevate da Google Earth (Google ©), rilevate nell'anno 2005; in una seconda fase è stata verificata l'effettiva idoneità dei frammenti attraverso sopralluoghi in campo. Di tutti i patches visionati, solo 29 sono risultati adatti alle necessità dello studio; il range dimensionale va dai 0,56 ai 918 ettari dell'area di controllo.

I patches sono stati scelti in modo da avere almeno una replica per ogni combinazione di fattori. Non è stato possibile ritrovare in natura tutte le condizioni sperimentali ricercate; in particolare non sono stati individuati e campionati frammenti con superficie inferiore ai 2 ettari, densità arbustiva bassa e numero di siepi elevato. Disegni sperimentali simili a questo sono molto comuni negli studi sulla frammentazione (McGarigal & Cushman, 2002): in questi pseudo-esperimenti, le condizioni

sperimentalì ideali vengono ricercate tra le possibilità disponibili in natura e non possono essere imposte dal ricercatore, che si trova limitato nelle proprie scelte da costrizioni logistiche e disponibilità di frammenti nell'area di studio.

La matrice che circonda i patches dell'intero paesaggio viterbese è abbastanza omogenea: si tratta quasi esclusivamente di campi coltivati con grano (*Triticum spp.*), lasciati nudi per i restanti 6 mesi l'anno o coltivati con erba medica (*Medicago sativa L.*), o, in minor misura, di uliveti.

### 2.2.3 Raccolta dei dati individuali

**Moscardino.** Per quanto riguarda il moscardino, lo studio è stato condotto con l'utilizzo di cassette nido (nest-box) in legno, delle dimensioni medie di circa 10×18×21 cm, con un foro di entrata di circa 3 cm di diametro che si apre nella parte posteriore della cassetta. Questa struttura viene fissata con del filo di ferro ai tronchi degli alberi ad un'altezza variabile tra 1,5 e 2 metri dal suolo in accordo con Bright & Morris (2006; figura 2.5a). Il foro di entrata viene rivolto verso il tronco per minimizzare l'ingresso di altre specie, come piccoli uccelli, ratti, *Apodemus sylvaticus* e *Apodemus flavicollis*. Il moscardino utilizza le cassette in ogni zona del proprio areale (Juskaitis, 2008), poiché queste strutture simulano le cavità dei tronchi in cui il moscardino costruisce il nido (Bright & Morris, 2006; figura 2.5b), e risultano quindi un metodo d'elezione per lo studio della demografia di questa specie.

Tabella 2.1 Nelle tabelle sottostanti vengono mostrate le date dei controlli delle cassette nido effettuati per la raccolta dati sul moscardino. I controlli si dividono in singoli (S) e tripli (Tr), in cui le visite sono state effettuate a distanza di quattro giorni. Le date con l'asterisco (\*) indicano che il controllo è stato effettuato nel mese successivo. Le visite mancanti sono contrassegnate dal simbolo -.

2011										
mese:	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	
controllo:	S	Tr	S	Tr	S	Tr	S	Tr	S	
Lamone	02	09	13	17	11	06	10	14	04	08
Viterbo	15	11	15	19	09	05	09	13	05	07
Sabina	-	22	26	30	01	18	22	26	30	21

2012								
mese:	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago
controllo:	Tr	S	Tr	S	Tr	S	Tr	S
Lamone	7	8	-	2	8	-	4	27
Viterbo	9	10	-	-	-	-	5	26
Sabina	-	-	-	-	-	-	23	-



Figura 2.5 a, b Cassetta nido posizionata su un tronco (a); caratteristico nido di moscardino con fili di paglia intrecciati rinvenuto all'interno di una cassetta nido (b).

È stato dimostrato in vari studi che, se in un'area vi è disponibilità di cassette nido, la maggior parte degli individui adulti tenderà ad utilizzarle (Bright et al., 2006; Morris, 2003; Bright & Morris, 1996; Morris et al., 1990; Sorace et al., 1998) ed ad occupare nell'arco di pochi giorni le cassette installate *ex novo* (Juskaitis, 2008). Questa seconda affermazione non rispecchia, tuttavia, quanto accaduto nel nostro studio: le nuove cassette sono state utilizzate solo dopo alcune settimane dal momento del posizionamento.

Il periodo di utilizzo delle cassette varia nelle diverse zone dell'areale: generalmente, va dalla primavera all'autunno, con due picchi, uno all'inizio ed uno alla fine del periodo di attività del moscardino (Juskaitis, 2008); nelle aree del sud Italia, sono stati registrati dei periodi di utilizzo differenti, con occupazione anche durante i mesi invernali (Sorace et al. 1998, 1999; Sarà et al. 2001; Panchetti et al. 2004), e una diminuzione del numero delle cassette occupate nel periodo estivo (Panchetti et al. 2004), probabilmente a causa delle temperature troppo elevate raggiunte all'interno della cassetta nei mesi più caldi (Juskaitis, 2008).

Sono state installate un totale di 706 cassette, di cui 208 nei frammenti della Sabina, 210 nel paesaggio di Viterbo e 288 nelle aree campionate all'interno della Riserva del Lamone.

Nei patch di dimensioni superiori ai 10 ettari di superficie, sono state costruite griglie quadrate di 6×6 cassette; le nest-box sono state poste ad una distanza costante di 40 metri l'una dall'altra. La densità di cassette utilizzate è stata stabilita in base alle dimensioni medie degli home range del moscardino (Bright & Morris, 1992; 1996), e dalle osservazioni effettuate in precedenti



Figura 2.6 a, b Individuo marcato mediante *ear clipping* (a); individuo marcatato mediante anellino (b). la marcatura è sottolineata dal cerchio rosso nella foto.

campionamenti condotti in Italia centrale (Mortelliti comm. pers.). Nei frammenti di dimensioni minori è stato installato un numero di cassette proporzionale all'area, così da campionare l'intera superficie.

I controlli (tabella 2.1) sono stati svolti da aprile 2011 ad agosto 2012, alternando mesi in cui è stato eseguito un unico controllo delle cassette, a mesi cui sono stati effettuati tre controlli, a distanza di quattro giorni l'uno dall'altro. Tra gennaio e marzo 2012, i controlli tripli mensili sono stati sostituiti da controlli singoli, poichè il moscardino nel periodo invernale entra in ibernazione e raramente occupa le nest-box. Per questo studio sono stati utilizzati anche i dati raccolti in una precedente fase di campionamento, effettuata, con controlli mensili, tra maggio e novembre del 2010 (Fipaldini, 2012; Santarelli, 2011).

Per ogni moscardino rinvenuto in cassetta e manipolato, i dati raccolti comprendono:

- ✓ il peso, valutato con pesola a molla (Pesola © precisione di 0.5gr);
- ✓ il sesso, determinato in base alla distanza ano-genitale;
- ✓ lo stato riproduttivo dell'animale. Nei maschi, lo stato riproduttivo è stato valutato osservando lo stato dei testicoli e classificandoli, e registrandoli sulla scheda da campo, come *in abdomen* (A: *in abdomen*), poco visibili (S: *small visible*) o grandi e scrotali (L: *large scrotal*). Per le femmine, le informazioni raccolte sullo stato riproduttivo riguardano lo stato delle mammelle (non visibili; poco visibili; grandi, in allattamento), della vagina (chiusa o aperta) e l'eventuale stato di gravidanza.
- ✓ la classe d'età dell'individuo (giovane, subadulto o adulto)
- ✓ la misura del piede posteriore destro,
- ✓ la presenza di un'eventuale marcatura, e il relativo codice;

Per ogni cattura sono stati registrati anche il giorno, il nome del patch, il numero identificativo della cassetta in cui l'animale si trovava, ed è stato prelevato un campione di tessuto dal padiglione auricolare per future analisi genetiche.

Da aprile 2011 a maggio 2012, gli individui alla prima cattura, con peso maggiore di 12 gr, sono stati marcati mediante *ear clipping* (figura 2.6a): un'apposita targhetta di metallo su cui, in precedenza, è stato inciso un codice alfanumerico identificativo unico, è stata posta sul padiglione auricolare destro dell'individuo. Da giugno 2012, si è scelto di affiancare al *ear clipping* un secondo metodo di marcatura, perché è stato registrato un considerevole numero di casi in cui la targhetta, e quindi la marcatura individuale, è andata persa. L'uso contemporaneo dei due metodi di marcatura si è reso necessario per poter effettuare una stima del tasso di perdita della targhetta. Nel nuovo metodo, meno invasivo, un anello di alluminio appositamente realizzato, su cui anche in questo caso è stato inciso un codice alfanumerico unico per il riconoscimento dell'individuo, viene posto sulla zampa posteriore destra, subito sopra la caviglia (figura 2.6b).

Le femmine trovate in cassetta con piccoli ancora in fase di allattamento non sono state manipolate; in questi casi sono stati raccolti dati esclusivamente sul numero dei piccoli, e su caratteristiche dei cuccioli rilevabili a colpo d'occhio come l'eventuale presenza di peluria e occhi chiusi o aperti. Anche i moscardini rinvenuti in fase di torpore non sono stati manipolati per non disturbare gli individui in questa fase delicata; tuttavia, quando è stato possibile, è stata rilevata l'eventuale marcatura.

**Terricoli.** La raccolta dei dati demografici per le specie *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis* e *Myodes glareolus* è avvenuta mediante trappolamento a vivo utilizzando trappole Sherman e Longworth in proporzione di 4 a 1, secondo quanto possibile per le risorse a disposizione. Le trappole sono state posizionate in bosco in griglie 7×7. La griglia ottimale per lo studio delle specie target di questa ricerca è una griglia 8×8 (Preatoni et al., 1997); tuttavia, tenendo conto delle risorse a disposizione in termini di numero di trappole e numero di operatori, si è preferito aumentare il numero di repliche, arrivando a campionare 29 patch. In frammenti di estensione minore di 0,36 ettari, è stata campionata tutta la superficie del patch; in boschi la cui forma non ha permesso la costruzione di una griglia standard 7×7, la disposizione delle trappole è stata adatta alla forma del bosco, cercando di mantenere il più possibile una forma rettangolare. Le trappole sono state posizionate ad una distanza di 10 metri l'una dall'altra; questa distanza intertrappola è stata stabilita in base allo spostamento medio degli individui; la griglia utilizzata copre perciò l'home range di vari individui (Corbet & Harris, 1996). Le griglie sono state costruite in primavera 2011, utilizzando metro e bussola; ogni punto in cui collocare la trappola è stato indicato con nastro da segnalazione a bande rosse e bianche e denominato con una sigla

Tabella 2.2 Periodi in cui sono state svolte le sessioni di trappolamento per i roditori terricoli. Le sessioni dalla 1 alla 5 sono relative all'anno 2011; le sessioni dalla 6 alla 9, all'anno 2012.

	Sessioni di trappolamento								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Inizio	17 Apr	18 Giu	18 Ago	21 Ott	12 Dic	20 Feb	13 Apr	19 Giu	20 Ago
Fine	04 Mag	28 Giu	28 Ago	31 Ott	21 Dic	02 Mar	23 Apr	29 Giu	31 Ago

alfanumerica (ad esempio “A3”, ossia terza trappola della fila A) indicante la posizione all'interno della griglia, in modo da posizionare la trappola nello stesso punto in ogni successivo campionamento. Anche la posizione in cui collocare le trappole Longworth all'interno della griglia è stata definita a priori e rispettata per non alterare la probabilità di cattura della posizione specifica.

L'esca utilizzata per attrarre gli animali è una mistura di semi di girasole, burro di arachidi e mela. Ciascun componente è necessario per preservare lo stato di salute degli animali per il periodo di permanenza all'interno della trappola, dal momento della cattura al momento della manipolazione e successivo rilascio: i semi di girasole hanno un elevato contenuto calorico; il burro d'arachidi oltre alla funzione energetica, ha un ruolo come attrattore olfattivo; la mela, con il suo elevato contenuto di acqua è fondamentale per mantenere gli animali idratati, ed è consumata soprattutto dalle arvicole, che hanno tendenze più frugivore dei topi (Corbet & Harris, 1996). In ogni trappola, è stata posizionata anche della canapa, in quantità diverse a seconda della stagione, in modo che i topi catturati potessero rispondere all'istinto della costruzione di un nido in cui nascondersi. Nei mesi invernali, le trappole sono state posizionate sul campo avvolte in buste o, in alternativa, ricoperte da cumuli di foglie per evitare l'entrata di pioggia nella trappola e limitare un'eccessiva perdita di calore nelle ore più fredde della notte.

I campionamenti si sono svolti da aprile 2011 ad agosto 2012 (tabella 2.2); solo nel caso di cinque patches, la prima sessione di raccolta dati è slittata a giugno 2011, per un ritardo nella costruzione delle griglie di trappolamento. In ogni patch, ogni sessione ha avuto una durata di 3 notti-trappola, numero adatto alle specie target di questo studio, facilmente contabili; tra una sessione e la successiva sono intercorsi circa sessanta giorni. In questo modo, è stato possibile avere due repliche per ogni stagione. I trappolamenti sono stati effettuati campionando i patches in gruppi successivi di 10 boschi ciascuno; in questo modo la durata di ogni periodo di trappolamento è stata di 12 giorni, tenendo conto anche dei giorni di posizionamento delle trappole. Le notti trappola totali sono circa 36000 (ad agosto 2012).

Le variabili rilevate per ogni individuo catturato sono:

- ✓ data, patch, numero della trappola, tipo di trappola (Sherman o Longworth), operatore;
- ✓ specie;
- ✓ eventuale codice di marcatura individuale;

- ✓ viene indicato se l'individuo è una ricattura;
- ✓ l'età dell'individuo (giovane, subadulto, adulto);
- ✓ il peso ottenuto con pesola a molla (Pesola © precisione di 0.5gr);
- ✓ il sesso, determinato attraverso la distanza ano-genitale;
- ✓ lo stato riproduttivo, valutando le stesse caratteristiche già riportate per il moscardino;
- ✓ la lunghezza del piede destro, dal tallone alla punta del terzo dito, misurata con un accuratezza di 0,5 mm;

I nuovi individui sono stati marcati con il metodo del *toe clipping*: è stata tagliata la falange terminale di alcune dita dell'animale in modo da definire una combinazione univoca e individuale; successivamente, è stato prelevato un campione di tessuto auricolare per le successive analisi genetiche. Dopo la raccolta delle informazioni sopra indicate e la disinfezione delle zone di taglio, l'animale è stato rilasciato nel luogo di cattura. Nel caso di nuovi individui del genere *Apodemus*, sono state scattate anche fotografie del muso, della porzione laterale e ventrale del corpo dell'animale, in modo da avere traccia di caratteristiche utili per la determinazione della specie, come il muso e le orecchie, la linea di demarcazione laterale e la colorazione del ventre. Per ogni cattura, si è cercato di contenere al minimo il tempo di manipolazione, in modo da limitare lo stress causato all'individuo.

Si è utilizzato il *toe clipping* a causa della necessità di marcare individualmente in modo permanente un numero molto elevato di animali (più di 2500 *Apodemus* e circa 800 arvicole). Dopo il taglio, gli individui sono stati disinfettati utilizzando amuchina diluita con acqua in proporzione 1:4; i casi di infezione sono risultati rari. Il tasso relativamente alto di ricatture in questo studio supporta la tesi riportata, già in precedenti lavori, che il metodo ha un effetto minimo sulla sopravvivenza degli individui (Korn, 1987; Hayes et al., 2009).

## 2.2.4 Variabili

I dati di presenza raccolti durante lo studio sono stati analizzati in funzione di una serie di variabili, che descrivono la struttura demografica della popolazione, le caratteristiche geometriche dei frammenti e delle griglie di trappolamento e il grado d'isolamento dei patch all'interno dei paesaggi considerati (tabella 2.3; Appendice 2).

**Variabili demografiche.** I valori delle variabili demografiche sono stati elaborati esaminando più di 8000 record. I dati sono stati ordinati in modo tale che le informazioni relative a un singolo individuo fossero considerate esclusivamente una sola volta per sessione, così da evitare l'effetto della ricattura di uno stesso individuo più volte durante un periodo di campionamento. Le variabili

sono state costruite definendo i valori assunti in ogni frammento nel corso delle diverse sessioni per ciascuna specie.

La densità di popolazione (indicata nei modelli con la sigla dens) è stata definita come numero di individui catturati in ogni sessione rispetto alla superficie della griglia di campionamento. L'unità di misura è perciò individui su ettari di superficie (ind/ha).

La variabile abbondanza (abb) descrive il numero totale di individui stimato per ciascuna sessione nell'intero frammento. È stata ottenuta moltiplicando il valore di densità del patch per la superficie del frammento.

La sex ratio (SR) è stata valutata come proporzione di individui maschi sul totale degli individui catturati nella sessione; è quindi un valore compreso tra 0 e 1. Il rapporto sessi 1:1 equivale ad un valore della 0.50. Valori superiori indicano una prevalenza di maschi, valori inferiori una preponderanza di femmine all'interno della popolazione.

Per descrivere la struttura per età della popolazione abbiamo utilizzato il numero di adulti (la classe più abbondante rispetto a quelle dei giovani e dei subadulti) sul numero totale di individui manipolati (AD) in ciascun patch in ogni sessione; la variabile fornisce una raffigurazione della composizione della popolazione nel tempo e un'indicazione dei periodi attività riproduttiva nelle diverse specie, precedenti ai periodi di bassa percentuale di adulti rispetto al numero totale degli individui.

Si è scelto di definire le variabili fin qui elencate elaborando i dati raccolti in base alle sessioni primarie di campionamento: per i terricoli, ad esempio, i dati relativi ai tre giorni di campionamento sono stati considerati a livello di sessione primaria come un unico valore; in questo modo, per

Tabella 2.3 Tabella riassuntiva delle variabili utilizzate per le analisi.

Categoria della variabile	Variabile
<b>Demografia</b>	Densità di popolazione Abbondanza degli individui Sex Ratio Numero di adulti sul totale degli individui
<b>Geometria del patch</b>	Area del patch Area della griglia Rapporto tra area della griglia e area del patch
<b>Isolamento</b>	Numero di siepi connesse al frammento focale Numero di siepi che connettono il frammento ad altri patch Numero di patch connessi al frammento focale Area di sovrapposizione tra frammenti adiacenti e area buffer Rapporto tra l'area di sovrapposizione e l'area del buffer

quanto riguarda i terricoli, la variabile densità assume per ciascun frammento nove valori (uno per sessione).

**Variabili geometriche.** Le variabili geometriche sono state calcolate attraverso il software Arcview 3.3 © utilizzando l'estensione *XTools*. È stata definita l'area in ettari dei singoli frammenti (ha) e della griglia di campionamento (grid). Lo shapefile che descrive le griglie di campionamento è stato costruito a partire dalle coordinate dei vertici delle griglie, rilevate attraverso l'ausilio di un GPS. Quello che descrive i patch è stato costruito in base al contorno dei boschi individuati e definiti con l'ausilio delle ortofoto in scala 1:10000.

Dividendo il valore dell'estensione della griglia rispetto all'area del frammento, è stata calcolata un'ulteriore variabile (grid/patch) che tiene conto della porzione di patch campionato rispetto alla superficie boschiva totale del frammento.

**Variabili legate all'isolamento dei patch.** Nell'ottica di uno studio sulle dinamiche delle popolazioni, le variabili legate all'isolamento dei patch assumono un ruolo fondamentale per definire, attraverso un approccio *patch-based*, la distribuzione degli organismi in popolazioni spazialmente strutturate (Bender et al., 2003).

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.

Utilizzando il software Arcview 3.3 ©, le ortofoto in scala 1:10000, e un ulteriore verifica attraverso immagini del 2005 visionate in Google Earth (per avere un riscontro con fonti di informazione più recenti), per ogni frammento campionato si è valutato il numero assoluto di siepi che partono dal patch (hdg), il numero di siepi che connettono il frammento focale ad altri patch (hdgconn) e il numero di patch connessi al frammento focale (patchconn); in questo modo si è ottenuta una misura di quanto ciascun frammento sia connesso con gli altri frammenti presenti nel paesaggio.

Tra le varie metriche presenti in letteratura per descrivere l'isolamento dei patch (Bender et al., 2003), si è scelto di utilizzare un *area-informed isolation metric*, ossia una metrica che valuta la quantità di habitat disponibile entro una certa distanza dal patch; questo tipo di metriche sono risultate avere un maggior potere predittivo per quanto riguarda i tassi di immigrazione, rispetto alle metriche lineari, più comunemente usate, basate sulla 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 patch, che nel nostro caso rappresenta una possibile fonte di individui; si crea così un collegamento tra la quantità di habitat circostante e il tasso di

immigrazione e colonizzazione. Queste metriche hanno una buona capacità predittiva per quel che riguarda il tasso di immigrazione degli individui; inoltre, al contrario di quanto avviene per le metriche lineari, le *area-informed isolation metric* non risentono 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. Tra queste metriche, quella con la maggiore capacità predittiva è il buffer area (Bender et al., 2003): questa metrica è basata sulla quantità (area) di habitat presente entro una certa distanza dal patch. Si definisce una fascia di territorio nella zona esterna a ciascun frammento e si misura la quantità di habitat, esterno al patch, che è presente in questa fascia (figura 2.7). Più area sarà compresa in questa zona, meno isolato sarà il patch. Per parametrizzare in maniera corretta la variabile, l'ampiezza scelta per definire la fascia deve riflettere la capacità di 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 patch (Bender et al., 2003).

L'area buffer è stata realizzata con l'utilizzo in Arcview 3.3 © dell'estensione Buffer Theme Builder Extension. Lo shapefile creato, contenente le zone buffer, è stato intersecato con uno shapefile di tutti i frammenti boschivi presenti nell'area di studio, così da ottenere la quantità di bosco entro una certa distanza per ogni singolo frammento campionato.

Sono state quindi definite due variabili: una che riporta gli ettari di bosco entro l'area buffer di ciascun frammento (overl), e una in cui questi valori sono divisi per l'estensione del buffer stesso (overl/buff), così da controllare la dipendenza dell'estensione del buffer dal perimetro del patch. Ad esempio, il buffer creato per il frammento 1FC ha un'estensione di 31,72 ettari; questa area è sovrapposta a circa 2,55 ettari di bosco. L'area sovrapposta diviso la superficie totale del buffer da come risultato 0.08; questo rappresenta il valore che la variabile overl/buff assume per questo frammento.

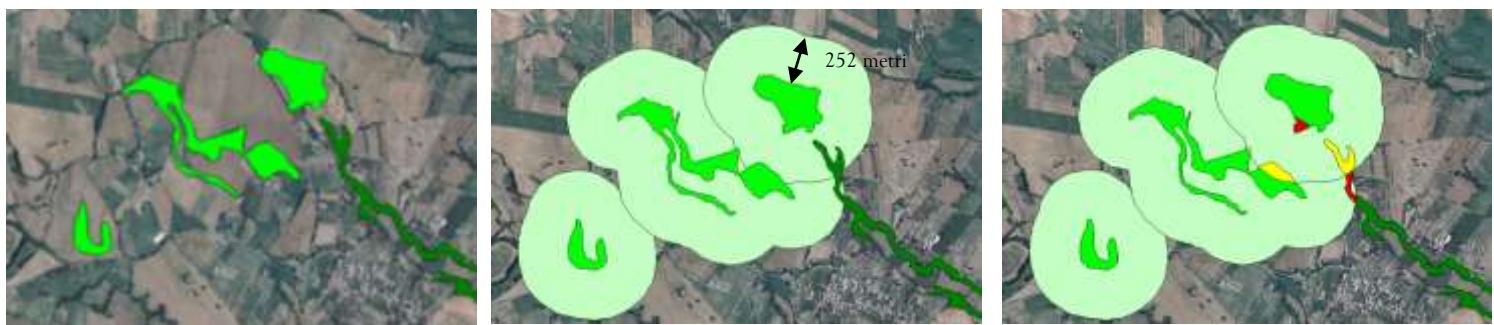


Figura 2.7 Fasi della realizzazione del buffer: a sinistra, sono mostrati in verde chiaro tre patch tra quelli campionati e in verde scuro altri frammenti boschivi; al centro, sono presentate le aree buffer per i tre frammenti; a destra, sono evidenziate le aree di bosco comprese entro l'area buffer del frammento centrale (in rosso) e del frammento più a destra (in giallo). L'esempio raffigurato riporta alcuni buffer tra quelli realizzati per l'arvicola rossastra; l'ampiezza della fascia di buffer è di 252 metri.

## **2.3 Analisi dei dati**

### **2.3.1 Analisi esplorative**

I dati demografici raccolti sono stati analizzati per definire il numero di individui marcati e il totale delle catture per ogni specie, sia a livello del singolo frammento, sia a livello di paesaggio; sono stati evidenziati gli eventuali eventi di dispersione, ed, in base a questi dati, sono state calcolate la frazione di individui dispersi sul totale dei marcati, la distanza media percorsa e il range di variazione.

Gli andamenti nella densità, nel rapporto sessi e nella percentuale di adulti nella popolazioni per ogni frammento sono stati graficati in funzione del tempo. Per il moscardino, in questa prima fase, i dati relativi ai tre diversi paesaggi sono stati considerati in maniera distinta.

È stata effettuata una prima analisi esplorativa dei dati; ed è stato eseguito un test di normalità per verificare se le variabili seguissero una distribuzione normale. Per le analisi statistiche si è utilizzato il software statistico SPSS 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

È stata verificata l'esistenza di correlazioni significative tra i patch di un paesaggio nelle fluttuazioni nel tempo delle variabili densità, proporzione di maschi e proporzione di adulti sul totale degli individui. Il coefficiente di correlazione è stato considerato statisticamente significativo con  $p < 0.05$ . Secondo Adler (1994), il grado di sincronia tra le popolazioni dei vari frammenti può essere esaminato attraverso il coefficiente delle correlazioni significative esistenti tra tutte le correlazioni a coppie (*Pearson correlation pairwise*) possibili per ogni variabile. Una preponderanza di correlazioni positive indica l'esistenza di sincronia tra le popolazioni, mentre un maggior numero di correlazioni negative, o una mancanza di correlazione, indicano che le popolazioni fluttuano in maniera non coordinata. Nel nostro caso è stato utilizzato il test di correlazione di Sperman in quanto le variabili non seguono una distribuzione normale.

Nella seconda fase dell'analisi dei dati, le variabili sono state standardizzate così da seguire una distribuzione normale.

### **2.3.2 Analisi dei dati di presenza**

Per studiare le dinamiche esistenti in popolazioni spazialmente strutturate è fondamentale esaminare gli andamenti nei tassi di colonizzazione ed estinzione nelle varie popolazioni (Mackenzie et al., 2003; Hanski, 1998). A questo scopo, è stata effettuata una analisi occupancy

(descritta con maggior dettaglio successivamente) dei dati di presenza/assenza delle diverse specie nei frammenti campionati, al fine di definire le variabili tra quelle esaminate che maggiormente determinano eventi di estinzione e colonizzazione.

**Database occupancy.** La presenza delle specie è stata determinata in base agli eventi di cattura di individui appartenenti alle diverse specie nel corso delle sessioni. In questa fase i dati sono stati analizzati in modo da rilevare un valore di presenza/assenza per ogni singolo giorno di campionamento (Appendice 1): riprendendo l'esempio dei terricoli, *l'encounter history* per ogni patch è formata da 27 valori, ossia un termine per ognuno dei tre giorni di campionamento, per ciascuna delle nove sessioni.

Per il moscardino, sono state utilizzate anche le informazioni raccolte sulla presenza di nuovi nidi all'interno delle cassette nido, come segno indiretto della presenza della specie. Questo accorgimento si è reso necessario a causa della maggior elusività della specie (Bright & Morris, 1996) ed è stato possibile grazie alla caratteristica forma con cui il moscardino realizza il nido, difficilmente confondibile (Juskaitis, 2008). Per quanto riguarda il genere *Apodemus*, la distinzione tra le due specie nella nostra area di studio non è sempre facile (Amori et al., 2009; Michaux et al., 2001); per avere maggior supporto nei dati di presenza per *A. flavicollis* e *A. sylvaticus* si è scelto di effettuare delle determinazioni mediante PCR (*polymerase chain reaction*) di alcuni dei campioni raccolti. In questa fase preliminare dell'analisi dei dati relativi ad un primo periodo di campionamento del progetto, la percentuale (5.6%) di determinazioni mediante PCR è piuttosto bassa in rapporto al numero di individui marcati (e quindi di campioni raccolti; 165 PCR su un totale di circa 2900 individui); altri campioni saranno analizzati prima delle analisi finali che concluderanno il progetto.

**Tassi di turnover.** Un evento di turnover ha luogo quando un patch vacante viene occupato dalla specie, in seguito ad un evento di colonizzazione, o quando, al contrario, un frammento occupato diventa vacante a causa dell'estinzione locale della popolazione.

In base ai dati di presenza ottenuti, per ogni specie, sono stati determinati il numero di eventi di turnover verificatesi in ciascun frammento e la percentuale di patch in turnover in ogni sessione.

**Modelli occupancy.** Per analizzare i dati di presenza/assenza si è scelto di seguire l'approccio delineato da MacKenzie et al. (2003).

Per stimare la probabilità di colonizzazione ed estinzione di un sito si può ricorrere all'*incidence function* (Hanski, 1998); tuttavia questo metodo presenta varie problematiche: è difficile inferire sui processi (le dinamiche di estinzione e colonizzazione) basandosi sui pattern (la presenza nei siti),

come avviene utilizzando questo approccio, poiché i pattern osservati posso essere stati prodotti 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) o la specie è presente ma non è stata catturata (nei dati risulta quindi un'assenza della specie che non corrisponde alla situazione reale). 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, e le relazioni evidenziate tra la presenza della specie e le caratteristiche dell'habitat posso essere errate, soprattutto se vi è un diverso grado di catturabilità della specie in ambienti diversi (MacKenzie, 2005); anche i tassi di turnover posso essere stimati in maniera errata, se una apparente ricolonizzazione di un sito può essere in realtà dovuta ad un precedente, mancato rilevamento della presenza della specie nell'area (MacKenzie et al., 2003).

Per stimare la proporzione di siti occupati da una specie in un certo intervallo di tempo, MacKenzie e al. (2003) hanno elaborato un metodo che tiene conto della possibilità che la specie non venga rilevata, anche se essa è in realtà 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 classico che permette di applicare questi metodi 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. Tra i diversi periodi primari di campionamento, gli schemi di presenza della specie nei siti possono variare, mentre, si può ragionevolmente assumere che rimangano costanti tra le varie visite di una stessa sessione, se queste vengono effettuate in un intervallo di tempo adeguato. Il modello presuppone un assunto importante: in un dato momento tutti i parametri sono costanti in tutti i siti.

La probabilità di presenza  $\varphi$  ad un determinato tempo  $t$  è definita dall'equazione:

$$\varphi_t = \varphi_{t-1}(1 - \varepsilon_{t-1}) + (1 - \varphi_{t-1})\gamma_{t-1}$$

in cui la probabilità di presenza  $\varphi$  al tempo  $t$  dipende dalla probabilità di presenza della specie al tempo  $t - 1$ , dalla probabilità di estinzione  $\varepsilon$ , e dalla probabilità di colonizzazione  $\gamma$ .

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

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

Tabella 2.4 Riassunto delle ipotesi testate e lista delle covariate utilizzate come variabili predittive per i modelli occupancy. Il simbolo x indica che le probabilità d presenza  $\phi$ , colonizzazione  $\gamma$ , estinzione  $\epsilon$ , e cattura  $p$  sono state modellizzate in funzione delle covariate indicate nella colonna “Lista delle covariate”.

<b>Tipo di covariate</b>	<b>Lista delle covariate</b>	$\phi$	$\gamma$	$\epsilon$	$p$
Demografiche	dens; abb; SR; AD			x	x
Geometriche	ha; grid; grid/patch	x	x	x	x
Per l'isolamento	hdg; hdgconn; patchconn; overl; overl/buff	x	x	x	x

in cui  $\theta$  è la probabilità di interesse (ad esempio  $\phi$ ),  $Y$  è la matrice contenente le informazioni relative alla covariata, e  $\beta$  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 2.4 sono riportate le covariate in funzione delle quali sono stati modellizzati i diversi parametri relativi alle probabilità di presenza, colonizzazione, estinzione e cattura.

**Selezione dei modelli.** 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*, un approccio fondato sulla selezione del modello (o del set di modelli) che meglio fitta i dati raccolti (Burnham & Anderson, 2002). Questa visione è legata al fatto che si nega l'esistenza di un “vero modello” semplice, in grado di descrivere la realtà; ogni modello è, invece, visto come un'approssimazione della realtà: il nostro obiettivo è quello di determinare quale, tra i modelli elaborati, si avvicina maggiormente alla realtà sconosciuta che ha generato i dati (Cooch & White, 2012).

Questa determinazione è possibile in base a diversi criteri. In questo studio è stato utilizzato l'*Akaike information criteria* (AIC). Non conoscendo il modello reale, non si può definire quanto un certo modello si distanzi da esso; la distanza tra il nostro modello e la realtà è conosciuta come *Kullback-Leibler information* (K-L). Tuttavia, definendo un secondo modello, possiamo elaborare una misura relativa della distanza K-L, in grado di stabilire quale, tra i due modelli elaborati, si avvicina maggiormente alla realtà. 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 (vedi riquadro seguente); la differenza ottenuta stabilisce il modello migliore tra i due elaborati, quello che, cioè, si avvicina maggiormente al reale.

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

Seguendo questo ragionamento, Akaike (1973) ha definito una misura, denominata in seguito *Akaike information criterion* (AIC), per definire 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 & White, 2012). I modelli vengono ordinati in base all'AIC; 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 ( $\Delta\text{AIC} = \text{AIC}_{\text{best}} - \text{AIC}_x$ ). Questa misura, definita  $\Delta\text{AIC}$ , ha grande importanza nella fase di selezione dei modelli che meglio fittano i dati osservati; secondo Burnham & Anderson (2002), si può affermare con una ragionevole sicurezza che, entro i  $2^*\Delta\text{AIC}$ , i modelli hanno approssimativamente lo stesso peso nei dati, e rappresentano quindi buoni modelli.

Nel caso di piccoli campioni, il parametro AIC viene corretto per tenere conto dell'effettiva numerosità e viene indicato con la sigla  $\text{AIC}_c$ . Dato il numero di frammenti campionati (29 per i terricoli, 30 per il moscardino) si è scelto di utilizzare nelle nostre analisi l' $\text{AIC}_c$ .

### 3. BIOLOGIA DELLE SPECIE

Come già anticipato, per il presente studio sono state selezionate quattro specie tra quelle presenti in Italia, appartenenti all'Ordine dei Roditori (Rodentia Bowdich, 1821), distinte per il diverso grado di specializzazione rispetto all'ambiente forestale ma vicine dal punto di visto sistematico. Le specie in esame, ordinate a partire da quella maggiormente legata al bosco, sono:

1. *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758), comunemente conosciuto come moscardino. Arboricolo, strettamente forestale, (Juskaitis, 2008).
2. *Myodes glareolus* (Schreber, 1780), comunemente conosciuto come arvicola rossastra. Terricolo, legato al sottobosco, soprattutto per la protezione e il cibo che quest'ambiente fornisce (Corbet & Harris, 1996).
3. *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), comunemente conosciuto come topo selvatico collo giallo. Terricolo, predilige i boschi maturi (Amori et al. 2009); la sua presenza è strettamente e positivamente correlata alla distribuzione dei boschi decidui (Montgomery, 1978b).
4. *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), comunemente conosciuto come topo selvatico. Terricolo, mostra una distribuzione non strettamente connessa dalla presenza di boschi e si ritrova in un ampio spettro di situazioni ambientali, in ogni tipo di foreste, nei campi coltivati e nei pascoli (Montgomery, 1978b); la specie frequenta i campi di cereali sia nel periodo in cui le piante forniscono una buona protezione dai predatori (Tattersall et al, 2001), sia successivamente alle operazioni di taglio e raccolta (Tew & MacDonald, 1993).

Nelle pagine seguenti vengono riportate le caratteristiche principali delle specie appena citate. Le informazioni, dove non diversamente indicato, sono state ricavate principalmente da Corbet & Harris (1996) e da Amori et al. (2009).

Tabella 3.1 Classificazione sistematica delle specie prese in esame in questo studio (IUCN).

Regno Animalia	
Phylum Chordata	
Classe Mammalia	
Ordine Rodentia	
Famiglia Gliridae	<i>Muscardinus avellanarius</i>
Famiglia Muridae	<i>Apodemus flavicollis</i>
Famiglia Cricetidae	<i>Apodemus sylvaticus</i>
	<i>Myodes glareolus</i>

### 3.1 *Muscardinus avellanarius*



**Morfologia.** Comunemente conosciuto con il nome di Moscardino, è facilmente riconoscibile per la tipica colorazione del dorso e della coda, che va dall'arancio al marrone; il ventre è color crema e tende al bianco, soprattutto negli adulti, mentre i giovani presentano una pelliccia maggiormente grigiastra, sia sul dorso che sul ventre. Il muso è corto, con orecchie piccole e arrotondate, lunghe vibrissae e occhi neri prominenti. La coda, ricoperta di pelo, può essere interessata da fenomeni di autotomia e, in alcune popolazioni, si ha una frequenza relativamente alta di individui con punta della coda bianca, a causa della mancanza di pigmento nell'epidermide sottostante (Juskaitis, 2008).

Si distingue dagli altri gliridi presenti in Italia, come il ghiro e il quercino, per le dimensioni ridotte: l'adulto raggiunge una lunghezza testa-corpo che va dagli 80 agli 85 mm; la coda, più corta del corpo, misura 57-68 mm. Il peso degli adulti può oscillare dai 15 ai 40 gr, raggiungendo i picchi massimi nei giorni precedenti l'inizio dell'ibernazione.

Sono presenti 4 paia di mammelle: una pettorale, una addominale e due inguinali. In entrambi i sessi, nella zona anale, si ritrovano alcune ghiandole odorifere. Presentano formula dentaria: 1.0.1.3/1.0.1.3.



Figura 3.1 Areale di *Muscardinus avellanarius* (IUCN)

**Distribuzione.** È una specie relativamente comune ed ampiamente distribuita: il suo areale (figura 3.1) va dalla Francia alla Russia occidentale e alla Turchia; il limite settentrionale si ritrova in Svezia; quello meridionale in Italia e Grecia. Sulle Alpi, è presente anche ad altitudini di 1920 m. In Inghilterra meridionale, Sicilia e Corfù vi sono popolazioni insulari (IUCN).

In Italia, il moscardino è presente in tutto il territorio, ad eccezione della Sardegna e delle isole minori; risulta raro o assente in Salento, nella Pianura Padana e nelle aree maggiormente antropizzate o in cui si svolge un'agricoltura intensiva.

**Habitat.** Nelle differenti parti del suo ampio areale, le condizioni ambientali per il moscardino sono molto differenti: alcune popolazioni sono associate a boschi di conifere, faggete e carpineti. In ogni parte del suo areale però, la specie preferisce gli stadi successionali precoci della vegetazione boschiva (10-15 anni; Juskaitis, 2008). L'alta diversità di alberi e arbusti è una componente chiave per la presenza del moscardino (Bright & Morris, 1996; Capizzi et al., 2002). Un habitat ottimale è caratterizzato da un'elevata diversità di specie vegetali idonee, principalmente arbusti, in grado di assicurare una fonte di cibo continua, distribuita nell'intero arco dell'anno. In secondo luogo, il sottobosco deve essere ben strutturato: deve fornire protezione e avere una buona connessione tra i vari strati del bosco, in modo da assicurare al moscardino, animale arboricolo, la possibilità di muoversi con facilità tra un albero e l'altro; al tempo stesso, deve essere anche ben soleggiato così da produrre abbastanza fiori e frutti da sostenere la popolazione (Juskaitis, 2008).

Il moscardino vive, quindi, principalmente in boschi decidui o misti di caducifoglie e conifere, con sottobosco ben sviluppato. Le foreste mature rappresentano un ambiente di scarsa qualità per il moscardino: in questi contesti, gli individui sono presenti soprattutto nei gap che si formano naturalmente nel bosco. Anche le siepi possono rappresentare un habitat idoneo per la specie, purchè siano abbastanza ricche a livello vegetazionale.

Si rinviene spesso ai margini del bosco, dove la miglior esposizione alla luce solare, determina la crescita di un numero maggiore di specie vegetali e fruttificazioni più abbondanti (Juskaitis, 2008).

**Organizzazione sociale e comportamento.** A differenza degli altri roditori di dimensioni simili, il moscardino presenta alcune caratteristiche biologiche peculiari. Innanzitutto ha un'aspettativa di vita abbastanza lunga: la durata media della vita si attesta intorno ai 3 anni, anche se, in natura, sono stati registrati casi eccezionali di individui marcati che hanno raggiunto i 6 anni di vita; inoltre le popolazioni sono caratterizzate da un basso tasso di recruitment e basse densità di popolazione (Juskaitis, 2008). Queste caratteristiche rendono la specie più vulnerabile rispetto ad altri roditori di taglia simile a strategia *r*.

L'organizzazione sociale del moscardino in natura è ancora poco conosciuta; spesso accade che nelle cassette nido si trovi più di un individuo e nella maggior parte di questi casi si tratta di coppie costituite da un maschio e una femmina.

Nella fase riproduttiva gli adulti sono territoriali: i maschi hanno home range più grandi rispetto a quelli delle femmine; generalmente un home range maschile si sovrappone a due o più home range femminili.

Gli spostamenti più cospicui sono effettuati dai maschi; possono percorrere distanze anche di 250 m in una notte. La dispersione è a carico soprattutto degli individui più giovani che si spostano alla ricerca di aree libere, per occuparle.

La specie ha un'attività prevalentemente notturna, e trascorre la maggior parte del tempo tra i rami della copertura arborea e lo strato di arbusti.

Tra la fine di ottobre e l'inizio di novembre il moscardino entra nella fase di ibernazione: dopo aver accumulato sufficienti quantità di riserve di grasso nelle settimane precedenti, costruisce un nido sferico e robusto nella lettiera ed entra gradualmente nella fase di dormienza. Nelle popolazioni mediterranee costiere la fase di ibernazione sembra essere ridotta o del tutto assente.

Durante il periodo di attività annuale, che va dalla primavera all'autunno, il moscardino costruisce nidi sferici più leggeri rispetto a quelli invernali; quelli delle femmine in riproduzione hanno dimensioni tendenzialmente maggiori. Ogni individuo utilizza almeno 3-4 nidi, costruiti all'interno di cavità chiuse, come le aperture nei tronchi, o in grovigli nella vegetazione. Il nido ha una struttura molto caratteristica e ben riconoscibile: viene realizzato utilizzando le risorse disponibili, con preferenza per materiali come fili d'erba, muschio e foglie e, generalmente, è formato da uno strato interno, costituito da una palla di fili di erba intrecciati a formare un involucro compatto, e uno strato esterno di foglie e/o muschio.

Nei periodi con alte temperature o scarsità di cibo, il moscardino può entrare in una fase di torpore, raggomitandosi su se stesso, nella caratteristica posizione in cui la coda è piegata verso il muso.

La popolazione è formata per circa i due terzi da individui di un anno di età. La densità media stimata per le popolazioni di moscardino è di 1-2 adulti per ettaro, sebbene può raggiungere anche i 7 adulti per ettaro in alcune zone; è stato osservato che i valori di densità in autunno sono nettamente maggiori di quelli primaverili. Questo fenomeno è collegato all'elevata mortalità invernale, durante il periodo dell'ibernazione, dovuta a cause quali la scarsità delle riserve di grasso, la predazione o le temperature troppo rigide, fattori che portano ad una perdita di circa il 70% degli individui, soprattutto a carico delle fasce di età più giovani (Juskaitis, 2008).

Al momento della nascita, i giovani mostrano una sex-ratio di 1:1, mentre in età adulta vi è una leggera predominanza dei maschi rispetto alle femmine, dovuta ad una mortalità più alta delle femmine nella fase invernale (Juskaitis, 2008).

**Alimentazione.** Le specie come il moscardino, che appartengono alla famiglia Gliridae, mancano dell'intestino cieco, sede di molti microrganismi simbiotici responsabili della degradazione della cellulosa, e sono perciò meno adattati rispetto ad altri mammiferi a consumare alimenti fibrosi come le foglie. La dieta del moscardino è perciò incentrata su cibi ricchi di energia, come fiori, frutti e altre parti riproduttive delle piante. Per queste ragioni un'elevata diversità vegetazionale è fondamentale per la sopravvivenza del moscardino. All'inizio della primavera, periodo in cui fiori e frutti scarseggiano, sembra che la specie si nutra anche di insetti, di uova e nidiacei, anche se l'uso di queste ultime due fonti di cibo è un argomento piuttosto dibattuto tra i vari autori (Juskaitis, 2008). Nella tarda estate, la disponibilità di bacche, nocciole e altri frutti duri aumenta, e il moscardino si concentra su queste risorse (Bright & Morris, 1996). In autunno le nocciole, se disponibili, diventano la fonte principale di cibo per l'accumulo delle riserve adipose necessarie a superare il periodo dell'ibernazione invernale.

**Riproduzione.** Il moscardino mostra due picchi nell'attività riproduttiva: uno in primavera e uno nella tarda estate. Tuttavia questo andamento generale mostra ampie variazioni a seconda della latitudine e delle temperature medie: nelle aree settentrionali si può avere anche un solo evento riproduttivo durante l'anno, mentre a sud o in anni particolarmente caldi si possono avere femmine che si riproducono tre volte in un anno. I giovani della prima cucciola hanno in genere maggior probabilità di sopravvivere al primo inverno, perché hanno più tempo per accumulare riserve di grasso in vista del periodo di ibernazione.

La gravidanza dura 22-25 giorni; i nati, nudi e cechi, impiegano 35-45 giorni per diventare indipendenti dalla madre (Juskaitis, 2008). Le cucciolate sono formate da due a sette piccoli, con una media intorno a 4.

**Stato di conservazione.** La specie è inserita nella Lista Rossa della IUCN come Least Concern, quindi una specie non in pericolo di estinzione; in alcune zone dell'areale, come la Lituania, le popolazioni mostrano un andamento stabile, mentre, soprattutto nell'area nord-occidentale, il moscardino mostra, negli ultimi anni, significative diminuzioni in abbondanza. Per questo motivo a livello europeo, la specie è considerata in pericolo: è inserita nella Appendice III della Convenzione di Berna e nell'Annesso IV della Direttiva Europea Habitat e Specie; inoltre è inclusa nelle Liste Rosse nazionali di molti stati europei (IUCN); soprattutto in Inghilterra sono state realizzate grandi campagne a supporto del moscardino (Bright & Morris, 1996).

Le principali cause di minaccia sono la perdita di habitat e l'isolamento causati dalla frammentazione dovuta allo sfruttamento del territorio per l'agricoltura, l'urbanizzazione e l'utilizzo di legname: spesso i frammenti isolati non sono abbastanza estesi da riuscire a supportare popolazioni vitali (Juskaitis, 2008; IUCN). Il moscardino è una specie forestale quindi ogni attività di gestione che l'uomo attua sulle foreste ha ripercussioni sulle popolazioni di questo animale: ad esempio, la gestione a bosco ceduo attuata per anni in molti boschi europei, con cicli di taglio di 15-20 anni, ha creato un ambiente ottimale per il moscardino; tuttavia, recentemente, l'attività di ceduazione è stata sostituita da attività di rimboschimento con conifere o con piantagioni di alberi da legno, che hanno avuto impatti negativi sulle popolazioni del moscardino (Juskaitis, 2008).

### 3.2 *Myodes glareolus*



**Morfologia.** L'arvicola rossastra ha muso arrotondato, occhi relativamente grandi, orecchie piccole rispetto ai topi selvatici, ma che superano lo spessore della pelliccia. Si distingue dalle altre arvicole per la colorazione rossastra del dorso mentre il ventre e i fianchi tendono maggiormente al grigio. I giovani hanno una colorazione marrone-grigiastra che mantengono fino alla prima muta, che avviene tra la quarta e la sesta settimana di vita. La coda è circa metà della lunghezza testa-corpo, che misura 100-110 mm. In alcuni casi, si hanno individui con l'estremità distale della coda bianca.

Le arvicole possiedono quattro paia di mammelle, due toraciche e due addominali.

**Distribuzione.** L'areale si estende nelle zone boscate della regione Paleartica, dalla Spagna settentrionale, all'Inghilterra, all'Irlanda e alla Russia centrale fino al lago Baikal; a nord, si estende fino al limite del Circolo Polare Artico; a sud, l'arvicola è presente anche nel nord della Turchia e del Kazakistan. Sulle isole mediterranee risulta assente (IUCN).

In Italia è presente nelle aree boscate di tutta la penisola, sia in montagna che in pianura; è rara in ampie porzioni della Pianura Padana e del tutto assente nella penisola salentina e sulle isole.

**Habitat.** Vive soprattutto nelle foreste miste decidue, preferendo le zone con vegetazione molto fitta, i margini dei boschi, le rive dei ruscelli che scorrono nella foresta (IUCN); tuttavia è comune anche nelle foreste di conifere del nord Europa e nelle siepi.



Figura 3.2. Areale di *Myodes glareolus* (IUCN).

**Organizzazione sociale e comportamento.** L’arvicola rossastra è attiva sia durante il giorno che la notte, con picchi all’alba e al tramonto; in inverno la durata dell’attività notturna è ridotta rispetto al periodo estivo, ma l’animale non va in ibernazione. È un attivo scavatore e realizza una complicata rete di tunnel e camere sotterranee, alla profondità di circa 2-10 cm, in cui trova riparo e accumula riserve di cibo. Nel bosco, costruisce i propri nidi con foglie, muschio e piume; nelle zone erbose, utilizza fili d’erba e muschio.

Si muove prevalentemente a terra, sebbene possa arrampicarsi e sfruttare i rami degli arbusti per i propri spostamenti nel sottobosco (Montgomery, 1980b). Mostra una spiccata capacità di orientamento che aumenta con l’età; l’homing è basato soprattutto su segnali acustici e olfattivi, più che visivi.

Gli adulti emettono squittii acuti, in particolar modo durante le interazioni aggressive.

Durante il periodo riproduttivo, le femmine occupano home range esclusivi che difendono attivamente; i maschi hanno home range di dimensioni più ampie, ma maggiormente sovrapposti rispetto a quelli femminili. Gli individui non ancora maturi possiedono home range di dimensioni ridotte rispetto agli adulti.

L’attività di dispersione si concentra soprattutto nel periodo tra la primavera e l’inizio dell'estate e coinvolge entrambi i sessi nel periodo in cui i giovani raggiungono la maturità sessuale. Gli individui che vanno in dispersione pesano meno rispetto ai residenti. Tra gli animali in fase riproduttiva, sono i maschi quelli che tendono maggiormente a disperdersi.

La durata media della vita si attesta intorno ai 12-15 mesi, anche se la mortalità tra i giovani, soprattutto quelli nati tra la fine della primavera e l’inizio dell'estate, è molto alta, forse a causa

dell'alta competizione intraspecifica. Alla fine dell'estate la popolazione è composta quasi esclusivamente da individui nati in quello stesso anno. I giovani partoriti tra l'autunno e l'inverno hanno maggiori probabilità di sopravvivenza e andranno a formare gran parte della popolazione riproduttiva della primavera seguente, soprattutto nelle annate con densità più elevate.

Le popolazioni di arvicola mostrano due andamenti diversi in funzione della latitudine in cui risiedono: quelle al di sopra del 61° parallelo nord, in Scandinavia, hanno un ciclo pluriannuale, con una fase di aumento della popolazione che dura circa 3 anni, seguita da un crollo della densità che permane per circa un anno; quelle al di sotto di questo limite hanno fluttuazioni annuali meno costanti e prevedibili, raggiungono densità meno elevate e sono più variabili. Tra quest'ultime, circa il 75% di esse mostra un declino in primavera e una successiva ripresa in estate, fino a raggiungere i picchi più elevati in autunno; in altre popolazione le densità massime sono raggiunte in estate. Nelle aree con popolazioni non cicliche le densità variano enormemente, in relazione all'ambiente e alla stagione: si va dai 5 ai 130 individui per ettaro. Le popolazioni italiane hanno una densità variabile tra i 10 e i 25 individui per ettaro, con picchi di 80.

**Alimentazione.** L'arvicola rossastra ha dieta prevalentemente vegetariana, basata principalmente su frutti e semi, ma anche su foglie, sia verdi che morte, funghi, muschi, radici, fiori, erba, insetti e vermi; la prevalenza di una fonte di cibo rispetto ad un'altra varia sia in funzione della disponibilità che della zona dell'areale. Le foglie morte sono consumate soprattutto in inverno. I giovani consumano meno semi rispetto agli adulti.

Tra il tardo autunno e l'inizio dell'inverno (ma in parte anche nel periodo tra estate ed autunno) si concentra l'attività di raccolta e accumulo dei semi: vengono immagazzinati quelli con un involucro leggermente più duro, mentre quelli morbidi vengono consumati all'istante.

**Riproduzione.** La stagione riproduttiva va da aprile ad ottobre; nelle annate con maggior produzione di semi, la riproduzione avviene durante tutto l'anno, senza la fase di interruzione invernale. La durata del periodo riproduttivo sembra dipendere anche dalla densità delle popolazioni: a densità elevate, si ha una fine anticipata; viceversa, in annate con densità basse, si ha un prolungamento della stagione degli accoppiamenti.

Nelle femmine, l'ovulazione è indotta dalla presenza del maschio. La gestazione dura in media 20 giorni; una femmina può partorire fino a sette piccoli, sebbene il numero possa variare a seconda della stagione, dell'età e del peso della femmina, della densità di popolazione, dell'altitudine e dell'area geografica. La media è di 3-4 piccoli. Dopo un intervallo di 3-4 settimane, la femmina può partorire una nuova cuccioluta. La sex ratio è sbilanciata in favore dei maschi.

Alla nascita i giovani pesano 2 gr; sono cechi e glabri. L'allattamento termina intorno ai 17-18 giorni di età. In natura, le femmine nate all'inizio della primavera raggiungono la maturità sessuale e possono accoppiarsi nello stesso anno; tuttavia, la presenza di femmine adulte sopprime la maturazione sessuale delle giovani.

**Stato di conservazione.** Nonostante ampie fluttuazioni annuali delle popolazioni, l'andamento generale delle specie sembra stabile e non sono richiesti specifici interventi di conservazione. È comune in tutto il suo areale e presente in molte aree protette (IUCN). Tuttavia la frammentazione delle foreste, l'eliminazione delle siepi e il sovrapascolo attuato dagli erbivori sulla copertura erbacea riducono le possibilità di sopravvivenza dell'arvicola in aree interessate da questi problemi (Macdonald et al., 2001).

### 3.3 *Apodemus flavicollis*



**Morfologia.** Il nome comune di questa specie, topo selvatico dal collo giallo, richiama una delle caratteristiche che la distingue dalla specie congenerica, *Apodemus sylvaticus*, con tratti molto simili: *Apodemus flavicollis*, infatti, ha un caratteristico collare di colore griglio-rossiccio, più o meno esteso, che fascia la parte inferiore del collo dell'animale, risaltando rispetto al ventre bianco latte. In realtà, è arduo distinguere tra le due specie basandosi unicamente sui caratteri morfologici; generalmente, l'identificazione avviene in base alle dimensioni corporee più cospicue di *A. flavicollis* rispetto ad *A. sylvaticus*, e alla lunghezza della coda maggiore della lunghezza testa-corpo in *A. flavicollis* (Toschi, 1965). L'esistenza di sottospecie con caratteri tipici del *A. flavicollis* ma con dimensioni ridotte complica ulteriormente la distinzione tra le due specie; il problema è rilevabile soprattutto nelle popolazioni europee meridionali che raggiungono dimensioni minori rispetto a quelle nord-Europee e presentano un collare ridotto.

Negli adulti il dorso ha colorazione bruna, tendente al rosso-arancio; il ventre è invece bianco. Sui fianchi, la linea di demarcazione tra le due colorazioni è netta. Gli occhi sono grandi e sporgenti; le orecchie ampie e di forma ovale; la coda, formata da un numero di anelli variabili tra 165 e 235, è ricoperta di peli radi, che lasciano la pelle nuda: la parte superiore, scura, è distinta da quella inferiore, chiara, più nettamente rispetto a quanto lo è in *A. sylvaticus*. I giovani presentano una colorazione grigiastra.

La lunghezza testa-corpo è di 90-120 mm; il piede posteriore misura 21-27 mm, più frequentemente 25; la coda misura 80-130 mm. Il peso oscilla tra i 20 e i 44 gr (Toschi, 1965).

Presentano 3 paia di mammelle: due addominali e uno ascellare; nei maschi alla base della coda è situata un ghiandola sebacea che emette delle secrezioni biancastre.

La somiglianza tra questi due roditori, *Apodemus flavicollis* e *Apodemus sylvaticus*, ha spesso indotto i ricercatori a supporre l'esistenza di ibridi, ma analisi biochimiche, citologiche e morfologiche, effettuate sulle popolazioni dell'Europa centrale e occidentale, hanno confermato che si tratta di specie distinte.

**Distribuzione.** Il topo selvatico collo giallo è distribuito su un'ampia porzione di territorio che comprende gran parte dell'Europa, ad eccezione della Spagna centro-meridionale e delle zone settentrionali di Inghilterra e Scandinavia; l'areale si estende fino agli Urali ad est, alla Turchia, all'Armenia, al Libano ed ad Israele a sud (IUCN).

In Italia è presente in tutta la penisola, ma è assente nelle aree più urbanizzate e coltivate, nelle isole, nella Pianura Padana e in Salento.

**Habitat.** È strettamente associato all'ambiente forestale (Montgomery, 1978b), sia a conifere che a latifoglie, anche se mostra preferenza per il secondo tipo di boschi, soprattutto se maturi. In aree in cui vi sono frammenti boschivi inframezzati da campi coltivati, si può avere una certa segregazione spaziale tra *Apodemus flavicollis* e *Apodemus sylvaticus* durante la stagione riproduttiva, sebbene questo non si è dimostrato essere un prerequisito necessario per la convivenza dei due possibili competitori (Montgomery, 1978b).

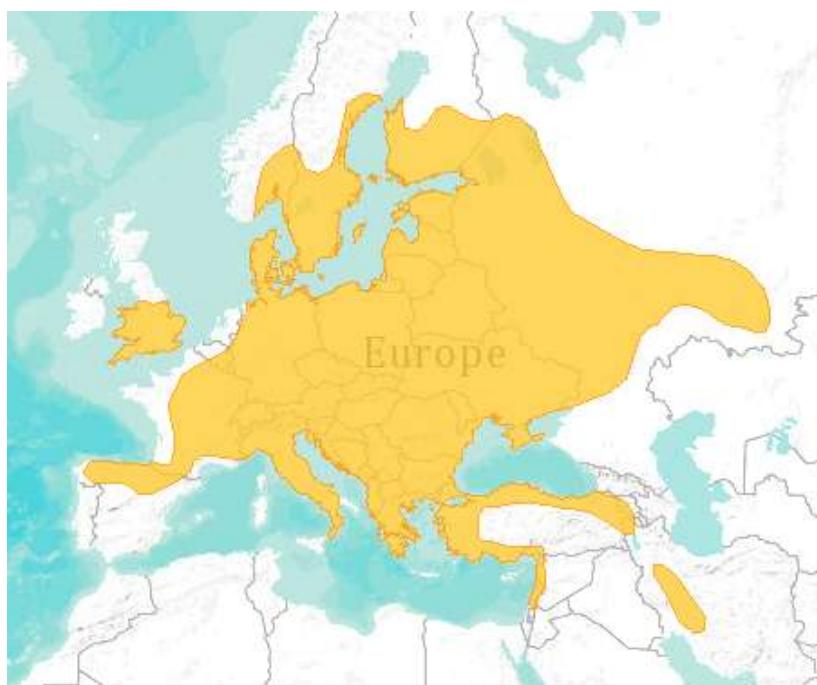


Figura 3.3. Areale di *Apodemus flavicollis* (IUCN).

All'interno del bosco sono state evidenziate preferenze per aree con bassa copertura a livello del terreno, ma elevata densità di arbusti tra 1 e 5 metri.

**Organizzazione sociale e comportamento.** L'organizzazione sociale è scarsamente conosciuta. Probabilmente l'unica struttura sociale forte è quella della madre con la cuccioluta.

*Apodemus flavicollis* ha abitudini strettamente notturne, generalmente con un unico periodo di attività nella fase centrale della notte, due nelle notti più lunghe. Mostra una tendenza ad arrampicarsi maggiore di quella evidenziata in *A. sylvaticus*: sono soprattutto i giovani ad utilizzare le vie di passaggio sopraelevate formate dai rami degli arbusti per muoversi da un posto all'altro, mentre gli adulti si muovono prevalentemente a livello del terreno (Montgomery, 1980b). Hanno una buona capacità di homing: alcuni individui sono tornati al luogo di cattura, anche se rilasciati ad un chilometro di distanza.

Può scavare gallerie fino ad una profondità di 1,5 m, anche se di solito la maggior parte dei cunicoli utilizzati da *A. flavicollis* è localizzata nei primi 50 cm di suolo. Questi luoghi vengono utilizzati come siti di accumulo per semi di piante arboree e invertebrati. I topi selvatici collo giallo, così come le arvicole e i topi selvatici, rivestono un ruolo fondamentale nella rigenerazione delle foreste e nella dispersione dei semi; nelle annate con elevata produzione di semi, le quantità accumulate superano di molto il fabbisogno alimentare della specie e gran parte dei semi non consumati si trovano in una posizione ideale per la germinazione.

I nidi, costruiti in coincidenza del periodo riproduttivo, sono costituiti principalmente di foglie; quelli realizzati dalle femmine hanno dimensioni maggiori. Ogni individuo utilizza diversi nidi. È stato osservato che in inverno, i nidi vengono condivisi da tre o quattro individui che ottengono in questo modo un vantaggio dal punto di vista della "termoregolazione sociale": infatti, in laboratorio, è stato dimostrato che il consumo di ossigeno è inversamente correlato al numero di individui che condividono il nido. In condizione di sintopia con *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis* mostra la tendenza a costruire il nido in posizione sopraelevata rispetto al congenerico.

Gli home range dei maschi generalmente coprono un area maggiore rispetto a quello delle femmine, mostrando un'ampia sovrapposizione sia tra individui dello stesso sesso che tra individui di sessi opposti (Montgomery, 1979). Le dimensione non superano gli 0.5 ettari. Nelle popolazioni in simpatria con *Apodemus sylvaticus*, si hanno, per *A. flavicollis*, home range tendenzialmente più ampi rispetto a quelli rilevati nelle popolazioni allopatriche.

Gli individui residenti hanno comportamenti aggressivi nei confronti di quelli transienti, che costituiscono in media il 30% della popolazione.

L’olfatto sembra essere fondamentale per la comunicazione fra individui, soprattutto in relazione alle secrezioni della ghiandola sottocaudale utilizzate per marcare il territorio; anche la vista e l’udito sembrano ben sviluppati.

L’andamento delle popolazioni varia a seconda della latitudine. Le popolazioni europee centro-settentrionali raggiungono le densità maggiori nel periodo estivo-autunnale; quelle meridionali, tra la fine dell’inverno e la primavera. Nelle popolazioni mediterranee si ha un andamento opposto: le punte massime di densità si registrano in primavera.

Le densità variano in funzione della produzione e disponibilità di semi, soprattutto di piante arboree forestali. Nelle annate con produzioni autunnali abbondanti vi è un aumento della sopravvivenza degli individui durante la stagione fredda, e un incremento della riproduzione: si ha un maggior numero di riproduttori nella primavera successiva ma anche una ulteriore riproduzione invernale.

La mortalità è maggiore nei mesi invernali; minore in estate e autunno.

**Alimentazione.** L’alimentazione è di tipo granivoro; gli invertebrati vengono consumati soprattutto nel periodo a cavallo tra la primavera e l’estate. La dieta non sembra variare in funzione dell’ambiente. Nelle popolazioni in simpatia con *Apodemus sylvaticus*, vi è una sovrapposizione della nicchia trofica delle due specie che arriva fino all’80%; si è visto però, che ci sono delle differenze nell’efficienza di consumo dei semi delle varie specie vegetali: ciò suggerisce una differenziazione tra le strategie alimentari delle due specie.

**Riproduzione.** Le popolazioni dell’Europa centro-settentrionale si riproducono tra febbraio e marzo e successivamente ad ottobre, con annate straordinarie in cui, per l’abbondante disponibilità trofica, vi è un evento riproduttivo anche nella stagione invernale. Per le popolazioni delle aree mediterranee, la riproduzione invernale è più frequente.

Le popolazioni che vivono in simpatia con *Apodemus sylvaticus* anticipano il periodo riproduttivo di 2-8 settimane; condizioni di scarsità di cibo promuovono la riproduzione di *A. flavicollis* rispetto ad *A. sylvaticus*.

La gestazione dura 25-26 giorni; una femmina può partorire da uno a 11 piccoli, due o tre volte l’anno. Al momento della nascita, i giovani, nudi e ciechi, pesano 2,8 gr. Il collare diventa visibile dalla fine della seconda settimana di vita. La maturità sessuale è raggiunta a 2-3 mesi di età; le femmine possono essere mature anche pesando solo 10 gr; i maschi dopo i 20 gr.

La sex ratio tra gli adulti risulta sbilanciata verso i maschi, mentre alla nascita il rapporto pare unitario.

**Stato di conservazione.** Il topo selvatico collo giallo non è protetto né a livello nazionale, né a livello comunitario. In alcuni paesi sono state avviate delle ricerche per conoscere il reale stato di conservazione di questa specie che, essendo strettamente legata all'habitat forestale maturo, può risentire negativamente degli effetti della frammentazione.

### 3.4 *Apodemus sylvaticus*



**Morfologia.** Il topo selvatico ha la colorazione del dorso che varia da bruno-giallastra a fulvo-grigiastra, a seconda delle popolazioni. Il ventre è biancastro, tendente al grigio o al giallognolo. Può essere presente una macchia golare, che si allunga sul petto, senza però arrivare mai a congiungersi con il dorso, come invece avviene in *A. flavicollis*. Sui fianchi, la colorazione dorsale sfuma in quella ventrale, senza definire una linea di demarcazione netta. I giovani mostrano una colorazione grigia fino a 5-7 settimane dalla nascita.

Anche la coda (69-110 mm) mostra una colorazione bicolore, più scura nella parte superiore; è coperta da alcuni peli radi. Ha una lunghezza paragonabile a quella testa-corpo (77-112 mm) ed è formata da 120-190 anelli distinti.

Gli occhi e le orecchie sono grandi e sporgenti. Il peso può variare tra i 14 e i 28 gr (Toschi, 1965).

Presenta 4 paia di mammelle, tre addominali ed uno ascellare. Alla base della coda si ha una ghiandola sebacea, assai sviluppata nei maschi, che produce secrezioni biancastre.

Esiste una graduale diminuzione di dimensioni corporee spostandosi verso le zone meridionali dell'areale. Tra le varie sottospecie presenti in Italia, quella di Pantelleria e quella dell'isola d'Elba rappresentano degli endemismi; quest'ultima in particolare fa eccezione, ed è caratterizzata da gigantismo: è la forma più grande descritta per il bacino del Mediterraneo.

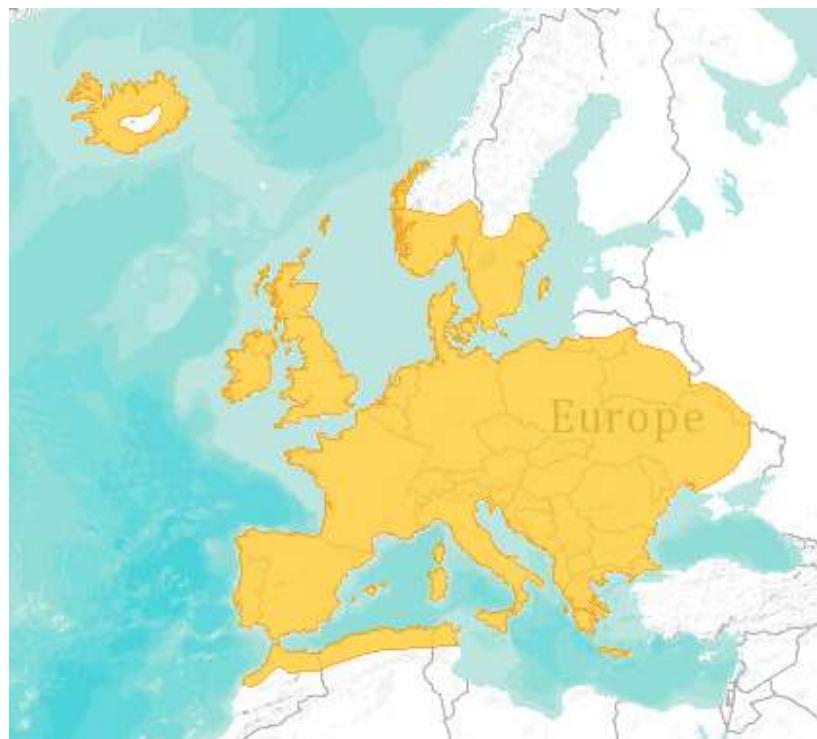


Figura 3.4 Areale di *Apodemus sylvaticus* (IUCN).

**Distribuzione.** La specie è ampiamente distribuita in tutta l’Europa, ad eccezione della Finlandia, della zona settentrionale della Scandinavia, del Baltico e della Russia. È presente anche nel nord Africa e nella maggior parte delle isole del Mediterraneo, incluse Corsica, Sardegna, Sicilia, Creta e, tra le minori, Elba, Giglio, Capri, Pantelleria.

Si ritrova dalle zone della fascia mediterranea fino a quasi 2000 metri di quota.

**Habitat.** È una specie molto flessibile dal punto di vista ecologico; si rinviene in vari ambienti purchè non siano troppo umidi. Predilige l’habitat forestale, che fornisce un buon riparo dai predatori e una buona disponibilità di risorse trofiche, tuttavia si rinviene frequentemente in siepi, inculti, campi coltivati soprattutto con cereali, ma anche in parchi e giardini.

Frequenta i campi coltivati soprattutto nel periodo in cui le piante offrono riparo e protezione dai predatori e buona disponibilità di cibo (Tattersall et al., 2001); le operazioni di raccolta provocano un emigrazione verso altri ambienti (Tew & MacDonald, 1993). La presenza nei campi è influenzata dalla distribuzione spaziale delle colture, dall’avvicendarsi delle operazioni di semina, raccolta e lavorazione del terreno, e dalla presenza di rifugi stabili come frammenti boschivi e siepi.

**Organizzazione sociale e comportamento.** Il periodo di attività giornaliero ha inizio al tramonto ed è concentrato principalmente nelle ore notturne, con un picco nelle ore centrali; nelle

notti più lunghe, il periodo è bifasico. L'attività è ridotta nelle notti di luna piena, nelle notti fredde e umide o con temperature al di sotto dei 3°C.

È un buon arrampicatore e, nello strato arbustivo, è attivo fino ai 3-4 metri di altezza. Scava complicati sistemi di gallerie a profondità tra gli 8 e i 18 cm seguendo una struttura di base con schema piuttosto costante: la prima galleria gira intorno alla base di un albero, la seconda si sviluppa tra le radici dell'albero stesso, fino ad aprirsi nella camera del nido, mentre altri cunicoli portano ai vari fori d'ingresso, che spesso sono ostruiti con foglie e detriti; ogni sistema di gallerie può ospitare più nidi e più camere di immagazzinamento del cibo. I nidi sono realizzati con foglie, muschio e fili d'erba.

La densità di popolazione varia durante l'anno, con picchi sia tra l'autunno e l'inverno che tra la primavera e l'estate; nelle foreste decidue, sono state evidenziate delle fluttuazioni a lungo termine che però non mostrano andamenti regolari o ciclici. Nei campi coltivati, le densità diminuiscono dopo le operazioni di raccolta, bruciatura delle sterpaglie e aratura effettuate nella stagione estiva, per poi aumentare in inverno.

La mortalità invernale tra gli adulti è molto alta: pochi sopravvivono da un'estate alla successiva. La sopravvivenza invernale è positivamente correlata all'abbondanza di risorse autunnale. Tra i giovani, è stata evidenziata una diminuzione della sopravvivenza primaverile dovuta all'aggressività dei maschi durante il periodo riproduttivo.

In natura, il rapporto tra sessi sembra essere sbilanciato a favore dei maschi, soprattutto nelle zone di margine e nei boschi di piccole dimensioni.

In inverno, è facile rinvenire nello stesso nido gruppi formati da tre o quattro individui di entrambi i sessi. L'inizio della stagione riproduttiva, sembra comportare la formazione di coppie maschio-femmina; tuttavia, altri studi non hanno messo in evidenza questo comportamento e suppongo l'esistenza di un sistema di accoppiamento promiscuo o poliginico. È stata rilevata una certa dominanza gerarchica dei maschi, i cui areali si sovrappongono a quelli a quelli femminili.

Gli home range maschili hanno ampiezze maggiori rispetto a quelli delle femmine, soprattutto nel periodo estivo. I giovani possiedono home range di dimensioni minori che si accrescono all'aumentare dell'età. Sembra che le femmine, durante il periodo riproduttivo, difendano attivamente un proprio territorio.

L'aggressività tra maschi è frequente soprattutto in aprile, durante la fase riproduttiva. I subordinati fuggono o evitano lo scontro. Gli individui residenti spingono gli altri alla dispersione; i maschi probabilmente si disperdono durante tutto l'anno, mentre le femmine mostrano un picco nel periodo tra l'autunno e l'inverno.

Durante gli scontri tra maschi un ruolo importante è assunto dalla comunicazione visiva e dai segnali acustici e olfattori. La vista è ben adattata alla visione notturna. I versi ultrasonici emessi dai maschi sono stimolati dall'odore dell'estro delle femmine e inibiti dagli odori di maschi estranei. Sono state evidenziate delle differenze chimiche nella composizione della secrezione della ghiandola sottocaudale, codificate in relazione al sesso e allo stato di maturità; tuttavia ci sono limitate evidenze che questo segnale abbia un ruolo nella territorialità o nel riconoscimento tra sessi e individui. L'olfatto ha un ruolo importante anche nella localizzazione del cibo.

**Alimentazione.** La dieta è prevalentemente granivora; l'adattabilità della specie le permette di avere a disposizione varie risorse alimentari nel corso di tutto l'anno, soprattutto per quel che riguarda i semi. Si ciba anche di parti verdi delle piante, frutti, funghi, corteccia e insetti. Le ghiande e le samare rivestono grande importanza nell'alimentazione del topo selvatico, perché presenti per un'ampia porzione dell'anno.

**Riproduzione.** Il periodo dell'attività riproduttiva varia all'interno dell'areale: nelle popolazioni centro-settentrionali il picco viene raggiunto in estate, con una netta diminuzione o sospensione nei mesi invernali; nelle aree mediterranee, il periodo riproduttivo si prolunga da fine estate o inizio autunno fino alla successiva primavera, senza interruzioni. L'abbondante disponibilità di cibo può anticipare l'inizio del periodo di apertura vaginale o prolungare oltre l'autunno il periodo di attività. L'accoppiamento ha luogo dopo un'ispezione della zona ano-genitale da parte di entrambi i sessi. La fertilità delle femmine limita il periodo riproduttivo rispetto al periodo di attività dei maschi.

La gestazione dura 19-20 giorni. Le cucciolate sono composte da un numero variabile di piccoli, da 2 a 11, con valori medi tra 4,5 e 6,5, con numeri minori per i partori invernali, probabilmente a causa del riassorbimento di alcuni embrioni. Il numero dei piccoli partoriti dipende anche dal numero di partori precedenti: è inferiore nelle primipare e aumenta con l'età. La maggior parte delle femmine da vita ad uno o due cuccioli, anche se in alcuni casi si è raggiunto il numero di sei partori per femmina. Alla nascita i piccoli sono nudi e ciechi e pesano 1-2 gr; la peluria grigia tipica dei giovani compare intorno ai 6 giorni. L'allattamento ha una durata di 18-22 giorni.

La presenza di *Apodemus flavicollis* e altre specie competitive influenza l'attività riproduttiva: viene indotto un inizio anticipato della riproduzione e una diminuzione nella proporzione di individui in riproduzione.

**Stato di conservazione.** Per il topo selvatico non è stata attuata nessuna forma di protezione, né a livello internazionale né a livello comunitario, in quanto la specie risulta abbondante in tutto il

proprio areale (IUCN). A livello locale, le sostanze chimiche utilizzate in agricoltura possono arrecare danni sia diretti che indiretti, attraverso la contaminazione delle risorse alimentari, a questo roditore che è una preda importante nella dieta di diversi carnivori e rapaci.

## 4.RISULTATI

### 4.1 Analisi descrittive

#### 4.1.1 Presenza delle specie nei patch

I campionamenti effettuati hanno rivelato la presenza del moscardino, almeno in un'occasione, in 25 dei 30 patch campionati: questo roditore arboricolo è stato rinvenuto in tutte le griglie campionate nel paesaggio del Lamone e in tutte quelle del viterbese, e in 6 degli 11 patch del paesaggio sabino. Per quanto riguarda i roditori terricoli, la presenza dell'arvicola è stata evidenziata in 27 dei 29 patch campionati (manca nei patch CSP e TAN); le due specie *Apodemus* sono risultate presenti in tutti i frammenti considerati (Appendice 1).

Sono stati marcati 392 individui di *Muscardinus avellanarius* (figura 4.1), 933 di *Myodes glareolus*, 1458 di *Apodemus flavicollis* e 1453 di *Apodemus sylvaticus*; il numero di catture per le diverse specie è stato rispettivamente di 470 (figura 4.1), 1643, 2602 e 2462 individui (tabella 4.1 e figura 4.2 a, b, c). Nel caso delle arvicole, più di 200 nuovi individui marcati (21% del totale) e più di 350 catture riguardano un unico frammento (figura 4.2 a). Dai grafici in figura 4.2 si può osservare come le arvicole siano concentrate principalmente in 7 frammenti, mentre nei restanti patch occupati il numero degli individui sia molto contenuto.

#### 4.1.2 Andamento della densità

***Muscardinus avellanarius*.** I dati raccolti nell'anno 2010 mostrano un picco nei valori di densità nel mese di maggio, seguito da un calo nei mesi primaverili ed estivi e una netta ripresa nel periodo autunnale, in cui, nel paesaggio del Lamone si raggiungono i valori massimi di densità misurati nell' intero periodo di durata dello studio (4.6 e 4.4 individui per ettaro rispettivamente nelle griglie L-CAN e L-MNL; figura 4.3a). Una densità media di 0.3 individui per ettaro stimata sulla base dei

Tabella 4.1. Individui marcati, catture totali e per individuo (catture totali su individui marcati) per ciascuna specie.

Specie	Individui marcati	Catture totali	Catture per individuo
<i>Muscardinus avellanarius</i>	392	470	1.20
<i>Myodes glareolus</i>	933	1643	1.76
<i>Apodemus flavicollis</i>	1458	2602	1.78
<i>Apodemus sylvaticus</i>	1453	2462	1.70

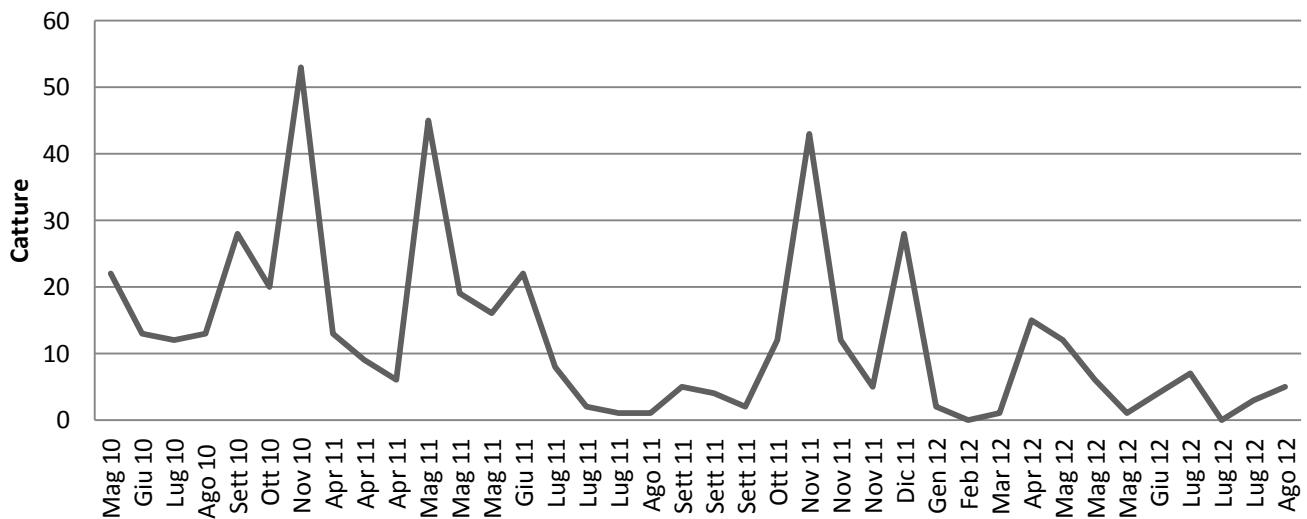


Figura 4.1 Andamento delle catture per *Muscardinus avellanarius*. Le sessioni di aprile, maggio, luglio, settembre, novembre 2011, maggio e giugno 2012 rappresentano controlli tripli. Da notare come, all'interno dei controlli tripli, il primo controllo ha sempre un numero di catture maggiore rispetto ai due controlli successivi.

dati ricavati per le 10 griglie campionate all'intero del Lamone restituisce una stima del numero degli individui presenti nella sola Riserva del Lamone pari a 595 esemplari. Negli anni 2011 e 2012 i valori massimi vengono raggiunti nel periodo estivo, in particolare nel mese di luglio, con picchi autunnali più contenuti nei paesaggi del Lamone e del viterbese, assenti nel territorio della Sabina (figura 4.3 a, b, c).

***Myodes glareolus*.** Le densità massime sono state rilevate nel mese di giugno; le minime nel mese di ottobre. Questo trend generale nell'andamento della densità delle arvicole presenta però due notevoli eccezioni: nel frammento FDT sono stati registrati due picchi nel giugno 2011 e nel febbraio 2012 (103 e 82 individui per ettaro) mentre nel giugno 2012 la densità ha raggiunto il valore più basso (17 individui per ettaro) tra quelli osservati per questo frammento, contrariamente a quanto è avvenuto negli altri patch; nel frammento API, a partire da agosto 2011, si è avuto un costante aumento della densità, fino a raggiungere, nel agosto 2012, il numero di 192 individui per ettaro, valore massimo registrato per la specie nell'arco della durata dello studio (figura 4.2a). La densità media massima (tabella 4.2) si ha nel frammento API con 96 individui per ettaro, a cui segue, a grande distanza il valore di 54 individui per ettaro di CRO. Questi sono i valori di densità media più elevati tra tutti quelli riscontrati nel periodo dello studio per le quattro specie.

***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 (figura 4.2b). I valori più alti si attestano sui 150 individui per ettaro. La

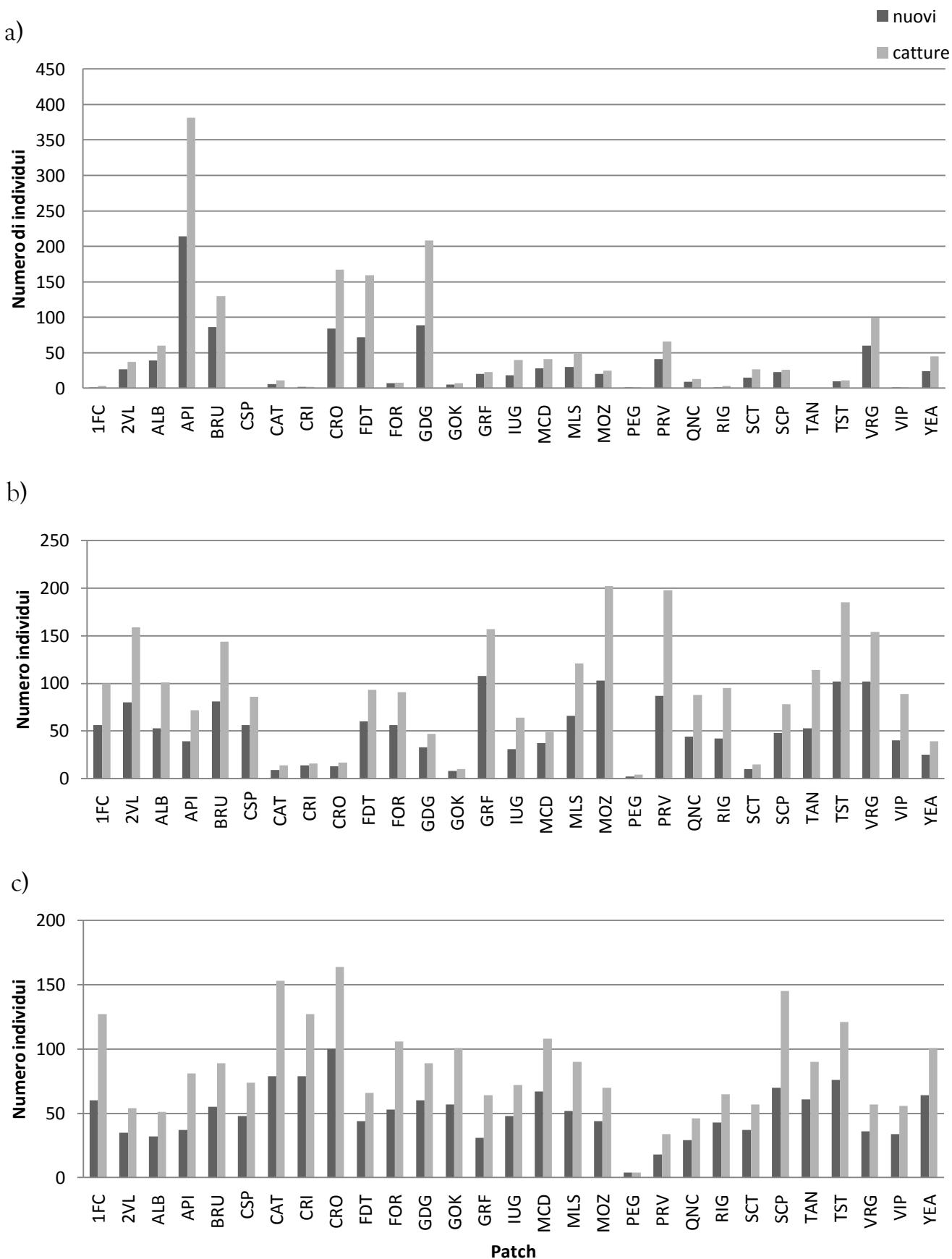
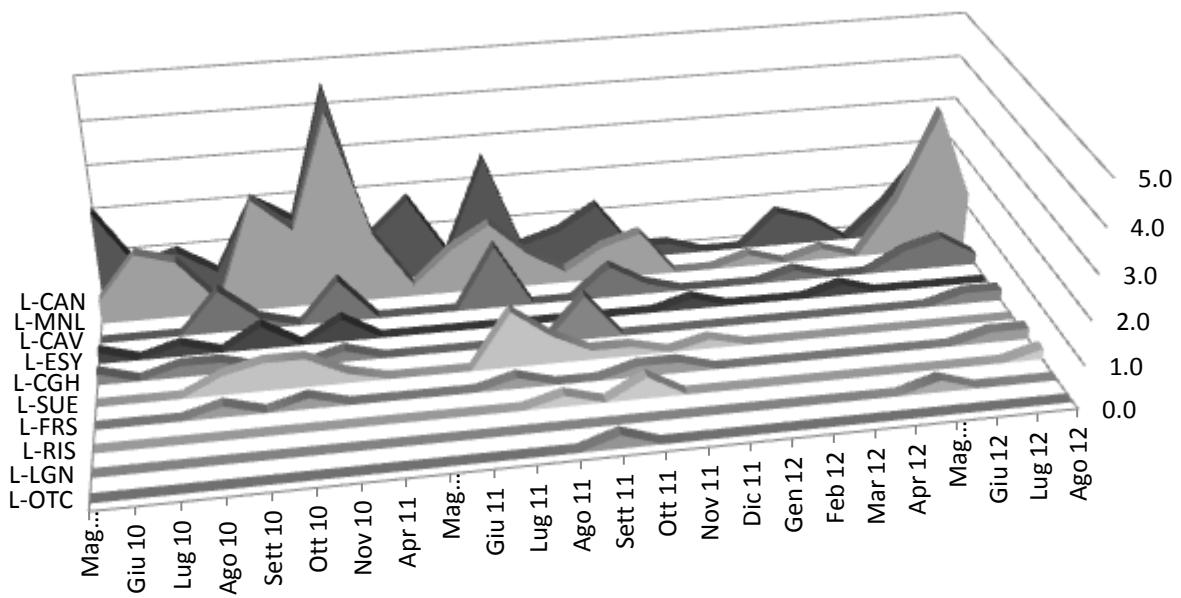
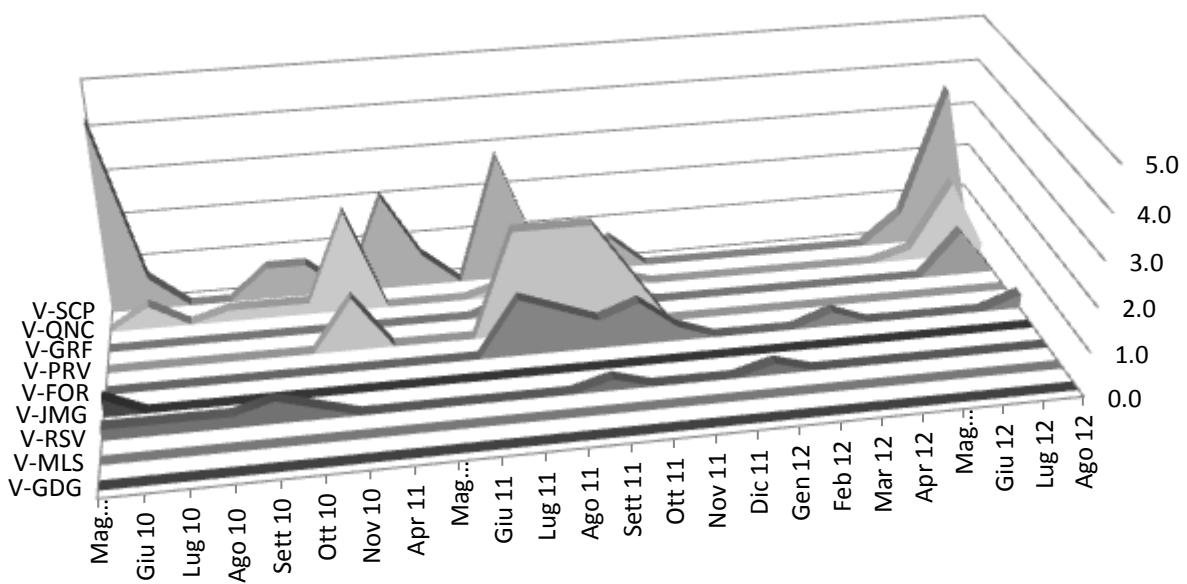


Figura 4.2 a,b,c. Nuovi individui e numero di catture totali in *Myodes glareolus* (a), *Apodemus flavicollis* (b) e *Apodemus sylvaticus* (c) nell'intero periodo di campionamento. Le colonne in grigio scuro indicano le catture di nuovi individui; le colonne in grigio chiaro indicano il totale delle catture per la specie nel patch nell'intero periodo di campionamento.

a)



b)



c)

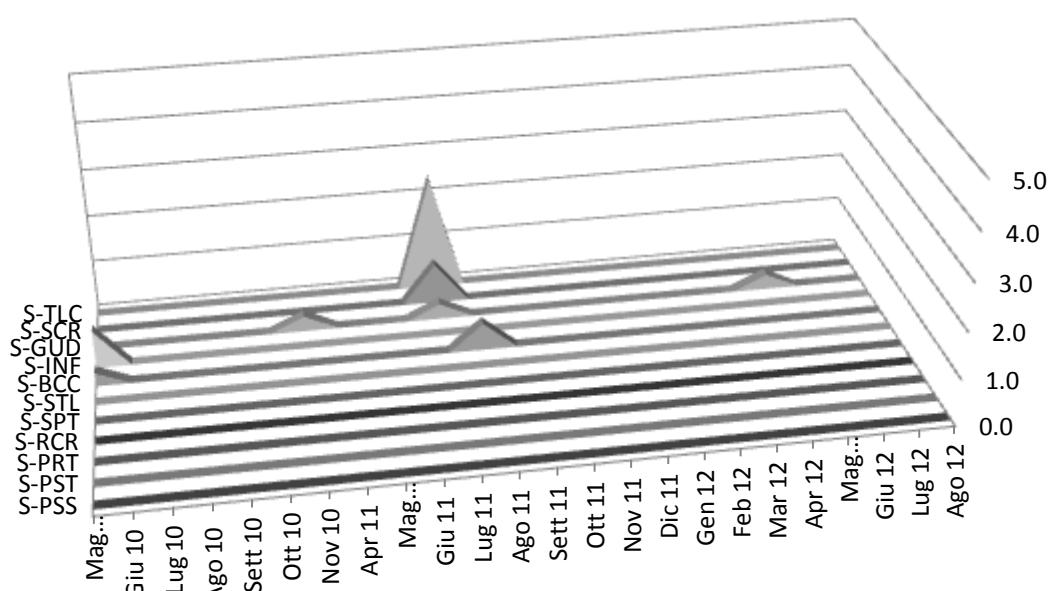


Figura 4.3 a, b, c. Andamento della densità in funzione del tempo in *Muscardinus avellanarius* nei paesaggi del Lamone (a), Viterbo (b) e Sabina (c). La densità (riportata sull'asse verticale) è espressa come numero di individui per ettaro.

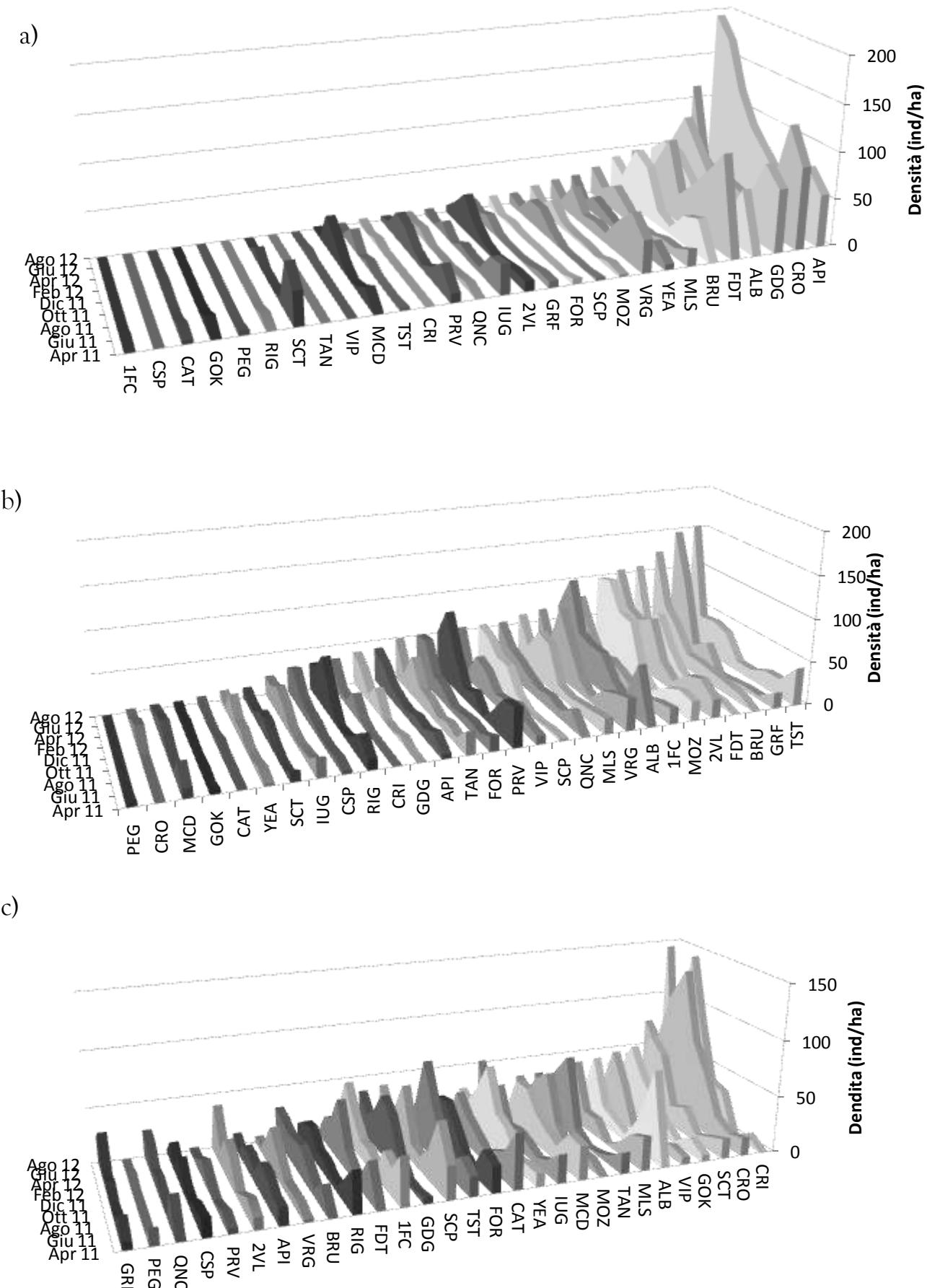


Figura 4.4 a, b, c. Andamento della densità in funzione del tempo in *Myodes glareolus* (a), *Apodemus flavicollis* (b) e *Apodemus sylvaticus* (c). La densità è espressa come numero di individui per ettaro.

Tabella 4.2 Valori medi delle densità nei diversi frammenti campionati per le specie terricole sulla base dei valori raccolti per ciascuno dei nove periodi primari di campionamento. Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

<b>Patch</b>	<b>Densità (ind/ha)</b>		
	<b>Mg</b>	<b>Af</b>	<b>As</b>
1FC	0.35	26.20	27.24
2VL	13.98	46.34	17.98
ALB	34.50	45.79	25.09
API	95.92	17.22	15.74
BRU	30.77	33.27	19.68
CSP	0.00	13.87	11.59
CAT	2.21	2.21	23.44
CRI	1.07	8.53	53.84
CRO	54.17	4.92	61.33
FDT	50.37	29.38	20.61
FOR	2.32	21.90	23.56
GDG	52.36	12.26	24.19
GOK	1.60	2.88	25.60
GRF	5.72	34.34	11.71
IUG	11.42	16.42	21.06
MCD	10.64	12.16	25.53
MLS	14.58	29.83	22.04
MOZ	7.13	46.70	21.08
PEG	0.57	0.57	2.27
PRV	15.12	35.65	6.48
QNC	3.35	21.10	11.39
RIG	0.71	23.66	17.66
SCT	11.96	8.63	29.89
SCP	8.69	20.40	33.10
TAN	0.00	22.67	23.27
TST	3.62	42.74	31.23
VRG	24.63	37.84	12.61
VIP	0.37	22.74	15.28
YEA	11.22	9.57	27.73
<b>Valori medi</b>	<b>16.18</b>	<b>22.41</b>	<b>22.48</b>

densità media (tabella 4.2) massima è di circa 46 individui per ettaro e si riscontra in ben 3 patch (2VL, ALB, MOZ), seguita da 42 individui per ettaro a TST e 38 a VRG.

***Apodemus sylvaticus*.** L'andamento della densità ha mostrato un picco nel mese di giugno 2011, con un successivo calo nei mesi estivi, a cui è seguito una crescita nei valori nei mesi di febbraio e aprile 2012. I picchi massimi, con valori intorno ai 143 individui per ettaro, sono stati rilevati nel patch CRI, nelle sessioni di aprile e agosto 2012 (figura 4.2c). Il valore di densità media (tabella

4.2) maggiore si ha nel patch CRO (uno dei patch con le più alte densità di arvicole) con 61 individui per ettaro.

#### 4.1.3 Andamento dell'abbondanza di individui

L'andamento delle abbondanze segue le variazioni nella densità, sebbene sia influenzato dall'estensione del frammento considerato. I dati riportati indicano delle stime del numero di individui presenti nel patch nel periodo di riferimento.

***Muscardinus avellanarius*.** Nel moscardino, le abbondanze più elevate si riscontrano nell'area del Lamone, a causa delle elevate densità e allo stesso tempo, dell'elevata estensione dell'area boscata in questione. Per questo paesaggio, l'abbondanza degli individui è stata definita in base alla media delle densità calcolata in base ai valori rilevati nelle dieci griglie campionate nel paesaggio, in quanto queste aree sono tutte comprese all'intero dell'unica area continua definita dal bosco entro i confini della Riserva Selva del Lamone e dalle sue continuazioni nelle zone limitrofe; l'abbondanza massima di 4086 individui è stata registrata nel novembre 2010 (figura 4.5 a). Nelle aree del viterbese e della Sabina i valori massimi si attestano intorno ai 60 individui; fa eccezione il frammento L-GRF che, a causa dell'estensione maggiore rispetto agli altri frammenti considerati nel paesaggio, raggiunge un numero di individui superiore ai 300 esemplari (figura 4.5 b e c).

**Roditori terricoli.** Per le tre specie, le abbondanze maggiori si raggiungono sempre nel patch GRF, il frammento con estensioni maggiori tra quelli campionati per i roditori terricoli: 4885 arvicole, circa 50000 *A. flavigollis* e 12000 *A. sylvaticus*. Escludendo questo patch, per le arvicole i valori maggiori si aggirano intorno a 1000 individui nei frammenti ALB e FDT, i minori intorno a 2-3 individui ; per *A. flavigollis* i valori oscillano tra 1850 (ALB) e i 3-4 individui (GOK); per *A. sylvaticus* si va dai 1300 individui del patch ALB ai 7 individui del frammento di PEG.

#### 4.1.4 Andamento della sex ratio

***Muscardinus avellanarius*.** Per tutto il 2010, i moscardini manipolati sono stati in prevalenza individui femminili; i maschi sono risultati essere tra il 20 e il 30% del totale degli individui. Da aprile a giugno 2011, il rapporto sessi si è ristabilito su valori prossimi all'equilibrio (sex ratio 1:1),

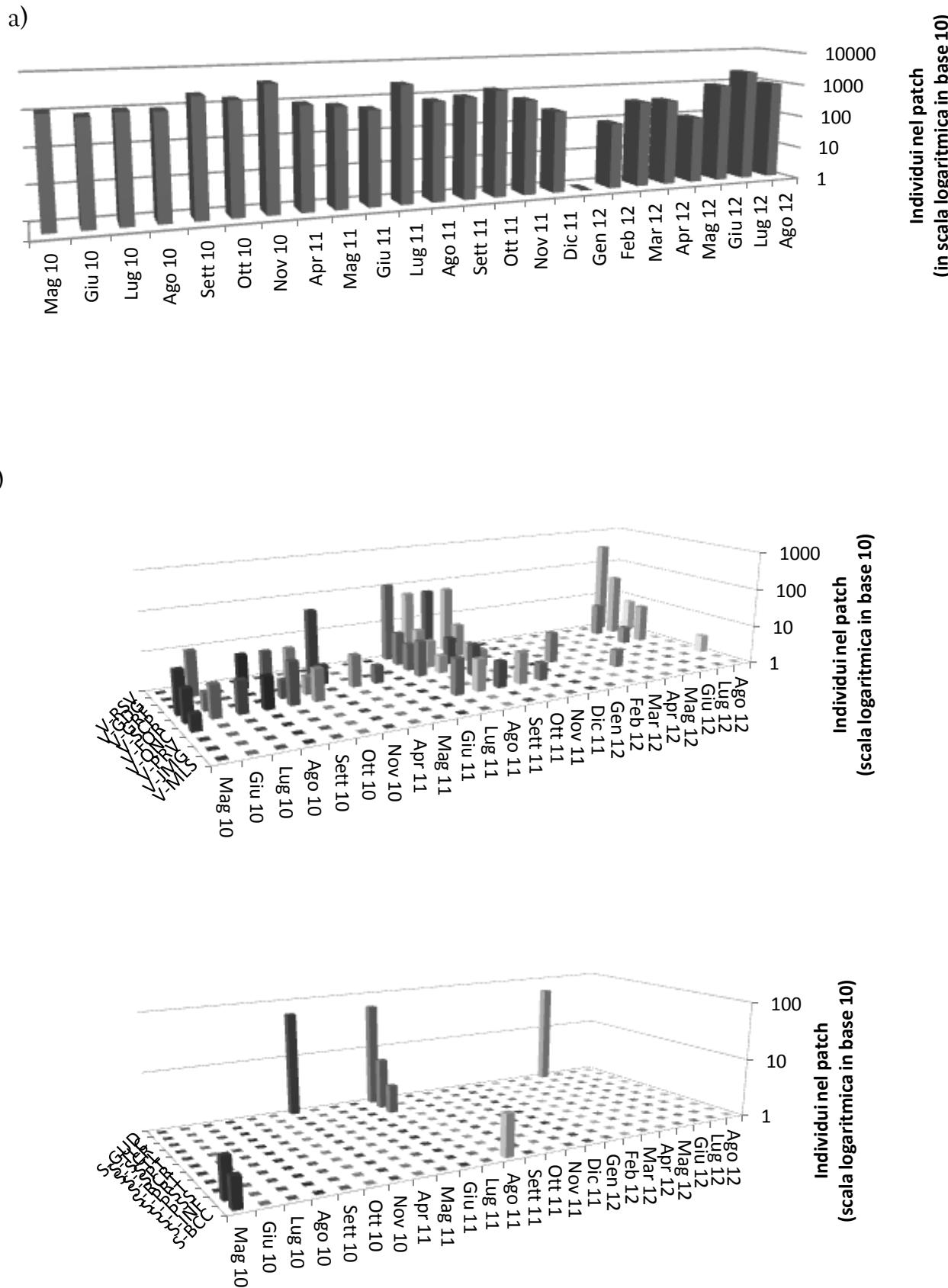


Figura 4.5. Andamento della numerosità in funzione del tempo nel paesaggio del Lamone (a), di Viterbo (b) e della Sabina (c) in *Muscardinus avellanarius*. L'asse delle ordinate è in scala logaritmica in base 10.

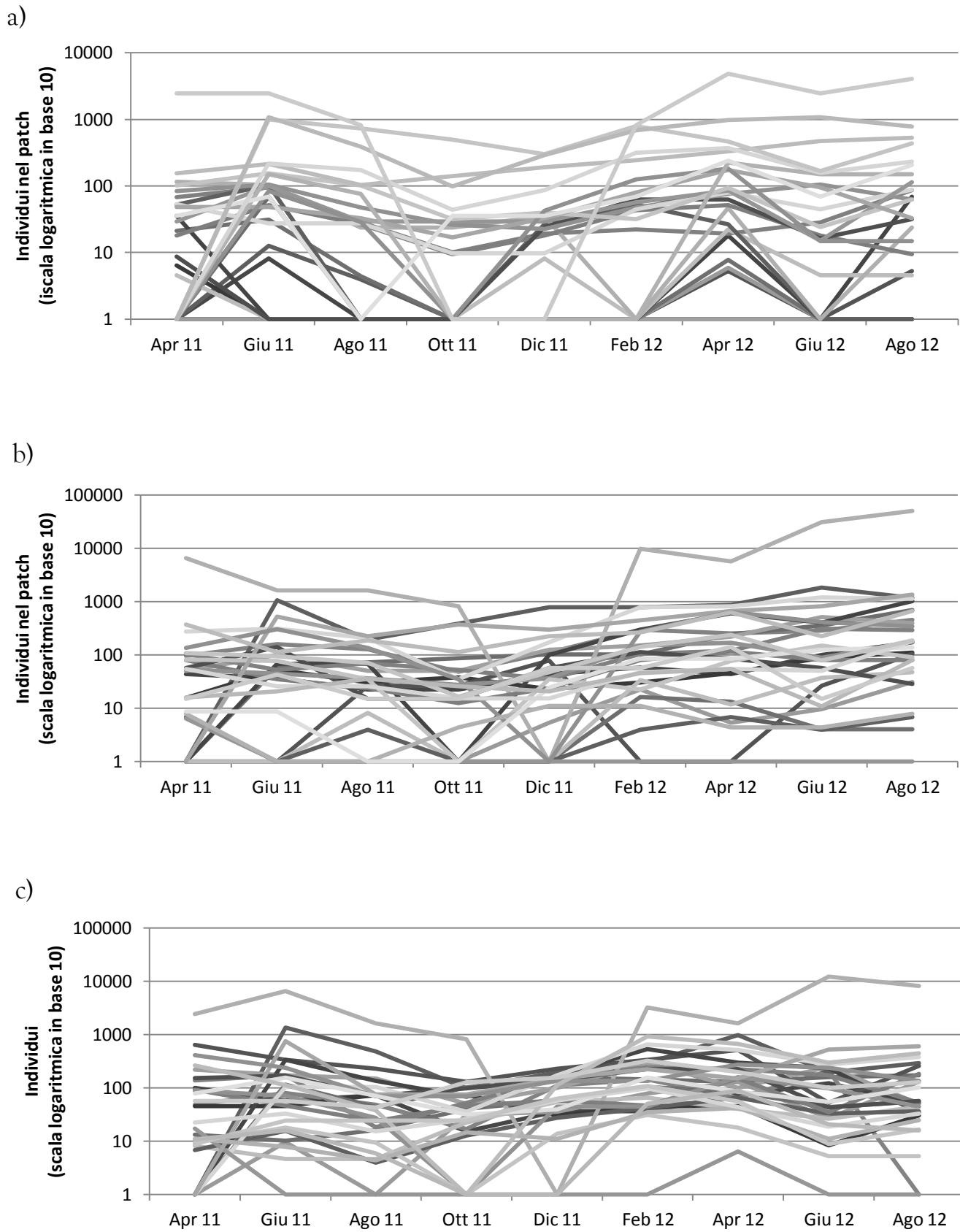
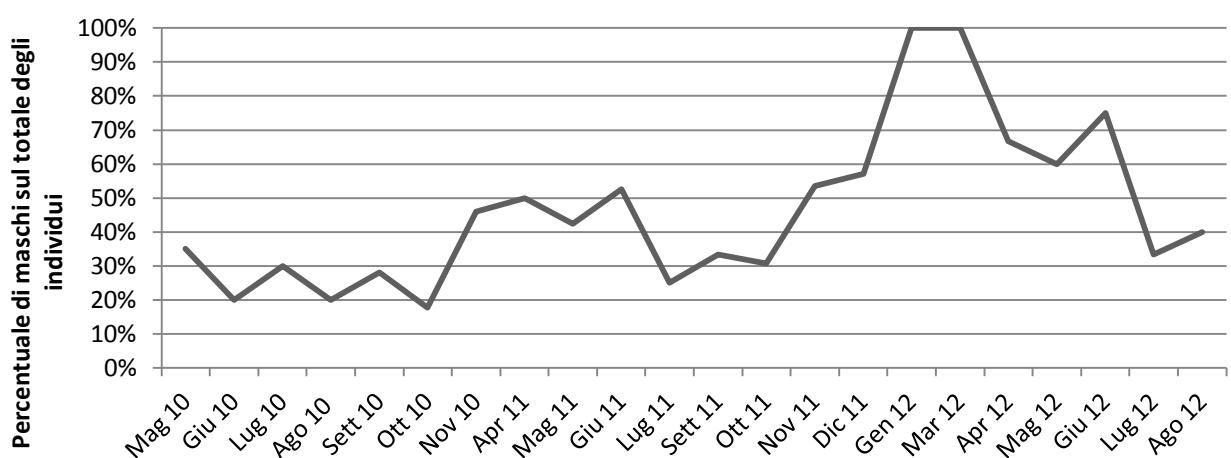


Figura 4.6 a, b, c. Andamento dell'abbondanza in funzione del tempo in *Myodes glareolus* (a), *Apodemus flavicollis* (b) e *Apodemus sylvaticus* (c). L'asse delle ordinate è in scala logaritmica in base 10.

con una leggera tendenza alla prevalenza delle femmine (figura 4.7a). A partire da dicembre 2011, fino a giugno 2012 si è avuta una netta inversione di tendenza con ampia prevalenza dei maschi rispetto alle femmine; nei mesi estivi di luglio e agosto 2012 il rapporto sessi è tornato ad essere a favore delle femmine.

***Myodes glareolus*.** Nelle arvicole (figura 4.7b) si evidenzia un netto andamento stagionale nella sex ratio: in primavera e inizio estate vi è una prevalenza di individui maschili, mentre in autunno ed inverno la proporzione si inverte e predominano le femmine. La percentuale dei maschi crolla dai valori prossimi al 60% di giugno a quelli del 27% di dicembre e febbraio.

a)



b)

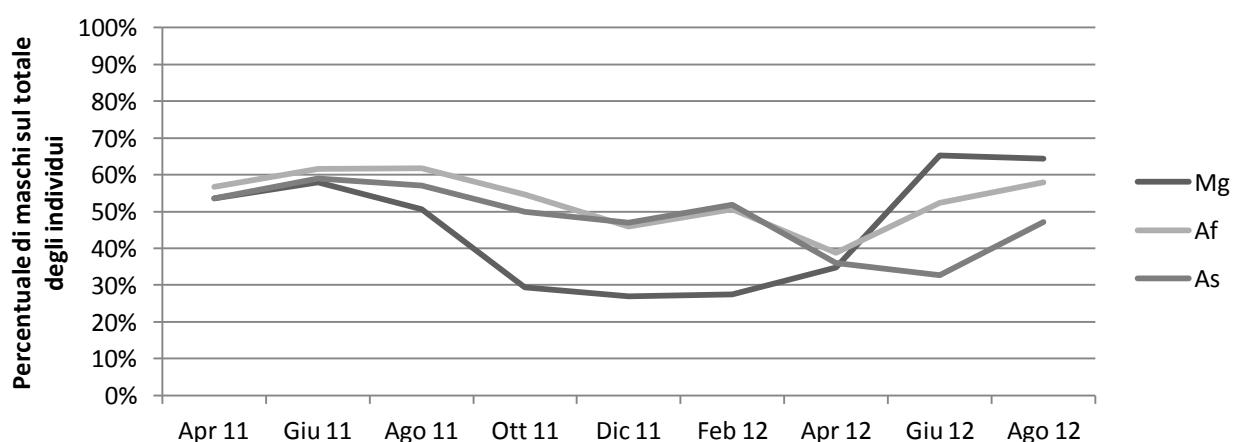


Figura 4.7 a, b. Andamento del rapporto sessi nel tempo in *Muscardinus avellanarius* (a) e nelle tre specie di roditori terricoli (b). Il rapporto è espresso come numero di maschi sul numero totale di individui manipolati in ciascuna sessione. In (a) mancano i valori relativi alle sessioni di agosto 2011 e febbraio 2012 perché in queste mesi non sono stati catturati individui con sesso chiaramente riconoscibile. Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

*Apodemus flavicollis*. In *A. flavicollis* (figura 4.7b) il rapporto sessi è sempre prossimo all’unità; fanno eccezione i mesi di giugno 2011 e agosto 2011 e 2012, in cui le percentuali si attestano intorno al 60 % di maschi, e il mese di aprile 2012 in cui la percentuale scende al 39%.

*Apodemus sylvaticus*. In *A. sylvaticus* (figura 4.7b) si ha una leggera prevalenza dei maschi nella primavera e nell'estate del 2011, al contrario di quanto avviene nella primavera successiva, in cui si ha una preponderanza delle femmine, mentre nelle restanti sessioni il rapporto sessi è prossimo all’unità.

#### 4.1.5 Distribuzione per età della popolazione

*Muscardinus avellanarius*. La maggior percentuale di individui in età adulta si ha nei mesi invernali, mentre nelle sessioni primaverili, all'inizio dell'estate e nei mesi autunnali si riscontra un aumento del numero di individui in età giovane e subadulta (figura 4.8a), in conseguenza dei precedenti periodi di attività riproduttiva.

*Myodes glareolus*. Le arvicole mostrano percentuali molto alte di individui in età adulta durante l'intero periodo di studio (figura 4.8b), con valori che superano sempre l'80%, ad eccezione della sessione di aprile 2011 in cui il valore scende al 77%. Tutti gli individui manipolati in autunno rientrano nella classe di età degli adulti.

*Apodemus flavicollis*. Nei mesi di giugno 2011, febbraio e agosto 2012 vi è un aumento della percentuale di individui giovani o subadulti nella popolazione (figura 4.8b), che si alterna a periodi con percentuali di adulti più elevate. I valori si mantengono comunque sempre compresi tra il 74 e il 93% di adulti sul totale degli individui.

*Apodemus sylvaticus*. Tra le tre specie di roditori terricoli oggetto dello studio, il topo selvatico è quello che mostra i valori più bassi nella percentuale di adulti sul totale degli individui (figura 4.8b): il valore massimo dell'87% è stato rilevato nel mese di agosto 2011, mentre il valore minore è quello del 56% dell'agosto 2012. Nelle altre sessioni le percentuali sono sempre comprese tra il 70 e l'80%.

#### 4.1.6 Eventi di turnover

I tassi di turnover di seguito riportati non tengono conto delle false assenze. Per false assenze si intendono eventi in cui la specie non viene catturata nel patch anche se essa è in realtà presente nell'area. Questi eventi fanno sì che nei dati venga riportato un evento di estinzione anche se in realtà la specie è sempre stata presente nel patch; inoltre, se nella sessione seguente la specie è di nuovo rilevata nel frammento, nei dati verrà rilevato un evento di ricolonizzazione che non corrisponde alla realtà. La presenza di false assenze comporta perciò un sovrastima dei tassi di turnover. Più avanti, in questo capitolo, verranno riportati dei risultati ottenuti attraverso metodi che tengono in considerazione la possibilità che i dati raccolti siano falsati da false assenze (MacKenzie et al., 2003).

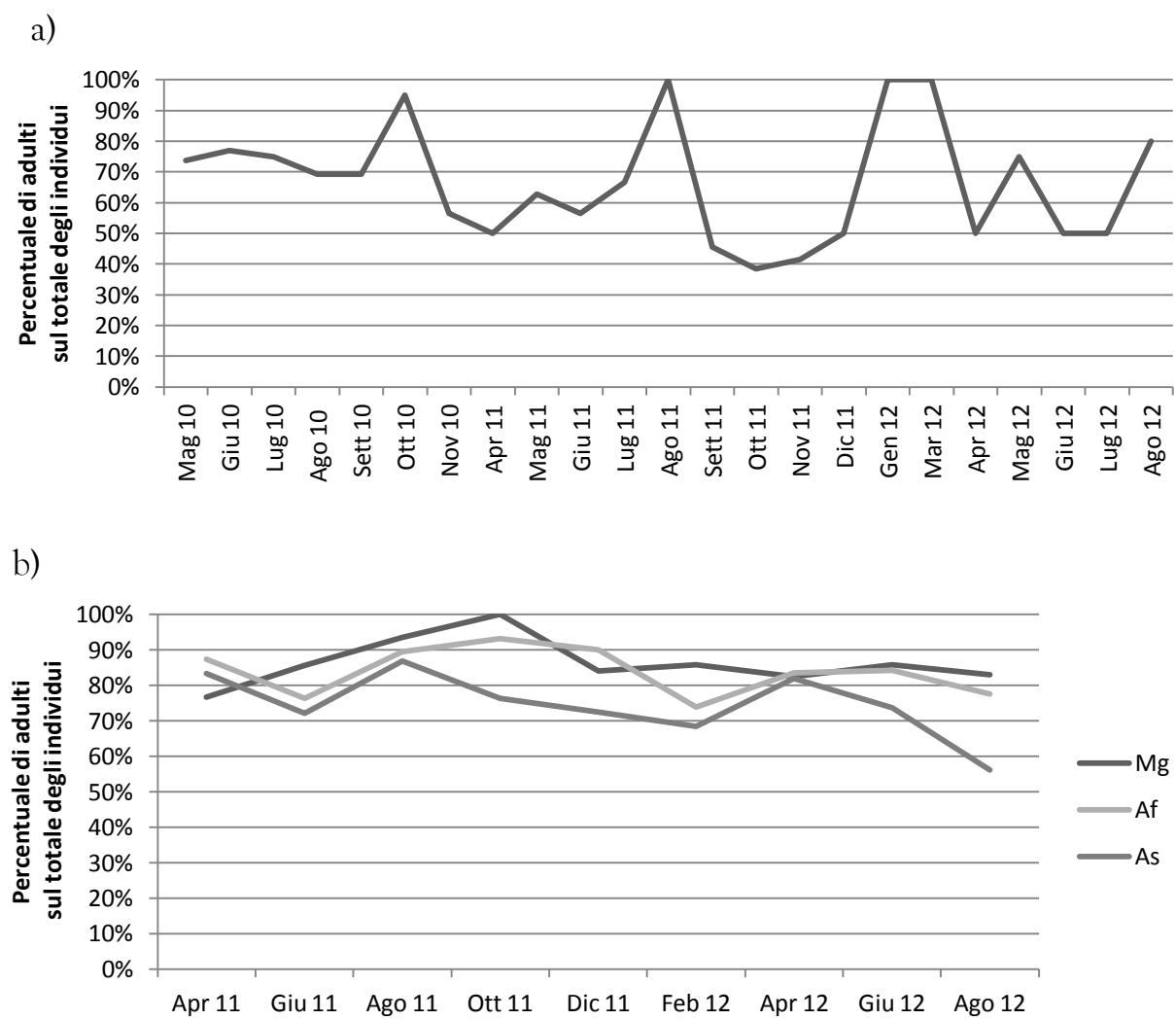
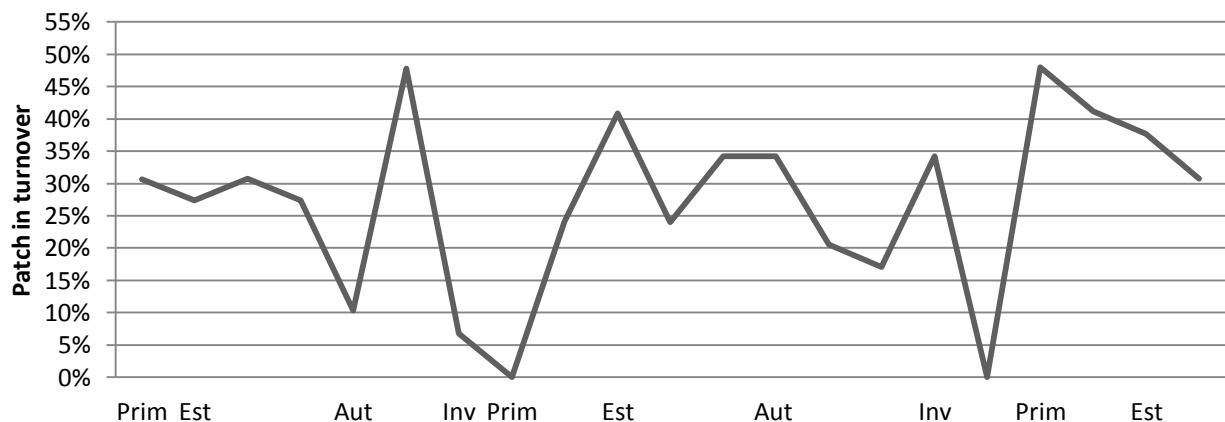


Figura 4.8 a, b. Andamento della distribuzione in classi di età della popolazione nel tempo in *Muscardinus avellanarius* (a) e nelle tre specie di roditori terricoli (b). Il valore è espresso come numero di adulti sul totale degli individui manipolati in ciascuna sessione. Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

***Muscardinus avellanarius*.** Per il moscardino, nella nostra area di studio, gli eventi di turnover si verificano nell'arco dell'intero anno, ad eccezione del periodo di passaggio tra inverno e primavera (figura 4.9a). Le punte massime sono state registrate tra autunno-inverno e primavera-estate con valori del 48% in entrambi i casi: significa che quasi la metà dei 30 patch campionati sono passati dall'essere occupati all'essere vacanti, o viceversa, nell'arco di tempo intercorso tra una sessione alla successiva (massimo 30 giorni).

***Myodes glareolus*.** Per le arvicole, la maggior parte degli eventi di turnover sono concentrati in primavera (figura 4.9b), con punte del 34% nel 2011 e del 24% nel 2012; la percentuale decresce fino a raggiungere il minimo (7%) alla fine dell'autunno nel corso del primo anno di campionamento e in estate (7%) nel secondo anno.

a)



b)

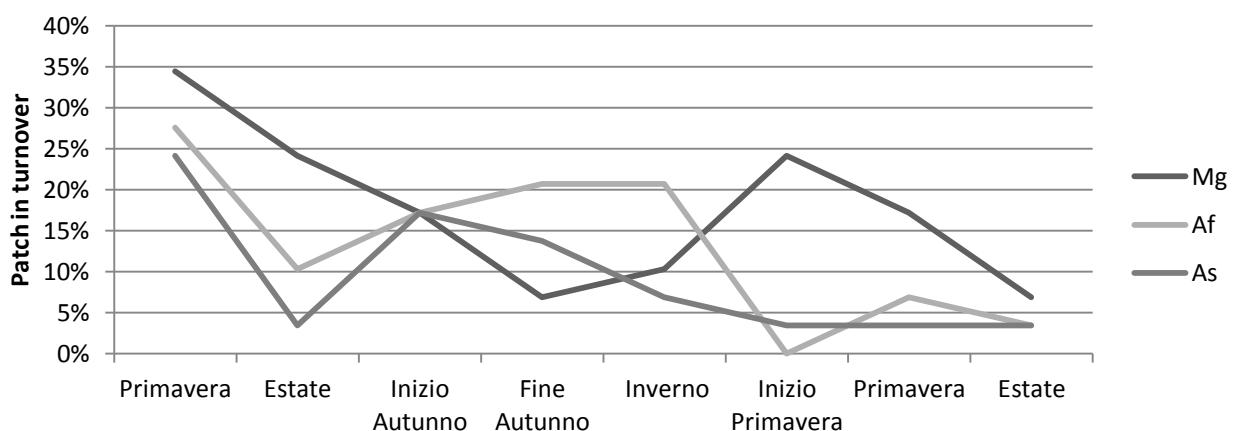


Figura 4.9 a, b. Numero di eventi di estinzione e colonizzazione di patch occorsi nel periodo di tempo che intercorre tra una sessione e la successiva; i valori sono espressi come percentuale sul totale dei patch campionati. (a) *Muscardinus avellanarius*; (b) specie terricole. . Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

*Apodemus flavicollis*. Il valore massimo (28%) è stato raggiunto, come nell’arvicola e nel topo selvatico, all’inizio dello studio, durante il periodo intercorso tra la prima e la seconda sessione di campionamento (circa 60 giorni). Successivamente, vi è stato un calo estivo (10%) e una fase

stabile in autunno e inverno con valori intorno al 20%. Nel 2012 i valori di turnover registrati sono sempre inferiori al 7%, arrivando a toccare lo zero nel periodo tra la sessione di febbraio e quella di aprile (figura 4.9b).

*Apodemus sylvaticus*. Anche nel topo selvatico, il numero più elevato di eventi di turnover si è verificato tra le prime due sessioni di campionamento (24%; figura 4.9b); successivamente, si è avuto un secondo picco, di entità minore (17%), nella fase iniziale dell’autunno, a cui è seguita una fase di diminuzione dei cambiamenti nella distribuzione della specie all’interno dei 29 frammenti esaminati, che ha portato ad un assestamento del numero degli eventi di turnover intorno al 3% nel periodo finale dello studio. È interessante notare come in entrambe le stagioni estive campionate, la percentuale dei frammenti in turnover sui frammenti totali sia del 3%.

#### 4.1.7 Eventi di dispersione

In generale gli eventi di dispersione rilevati nel periodo di campionamento sono risultati abbastanza rari (tabella 4.3). In particolare, per il moscardino non è stato rilevato nessun spostamento tra le griglie campionate, nonostante l’elevato numero di esemplari marcati (circa 400 individui). In base ai risultati di uno studio di traslocazione condotto su questa specie nell’ambito del progetto (Mortelliti et al., 2012), per la definizione dell’area buffer circostante i frammenti, si è scelto di utilizzare una distanza di 106 metri.

Nelle arvicole sono stati evidenziati 12 eventi di dispersione da parte di 10 individui (1% dei 933 individui marcati); l’ampiezza media dello spostamento è di 252 metri. Il range di variazione va da 62 a 832 metri; lo spostamento massimo giornaliero rilevato è di 662 metri.

Tra gli *Apodemus flavicollis*, gli individui marcati che hanno compiuto uno spostamento da un patch ad un altro sono 14 (circa l’1% dei 1458 esemplari marcati), per un totale di 15 eventi di migrazione. Il range di dispersione va dai 62 ai 6980 metri, con una media intorno ai 2600 metri.

Valori simili sono stati rilevati anche tra gli individui di *Apodemus sylvaticus*; in questa specie il range di variazione nella distanza di dispersione va dai 60 ai circa 5600 metri, con un valore medio

Tabella 4.3 Tabella riassuntiva relativa ai dati di dispersione rilevati per ciascuna specie. Le distanze sono espresse in metri. Ma: *Muscardinus avellanarius*; Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

	Eventi di dispersione	Individui dispersi sul totale dei marcati (%)	Range di dispersione	Distanza media percorsa	Valore utilizzato per la definizione del buffer
Ma	0	0	-	-	106
Mg	12	1	62;832	252	252
Af	15	0.9	62;6980	2598	500
As	30	1.7	62;5590	2447	500

di 2450 metri. Questi valori sono stati calcolati su un totale di 30 eventi di dispersione compiuti da 26 individui (1.7% sul totale dei marcati).

Per entrambe le specie di *Apodemus*, tuttavia, si è scelto di utilizzare, per la realizzazione dell'area buffer, un valore conservativo pari a 500 metri, per evitare che patch molto vicini fossero interessati da un'eccessiva correlazione spaziale.

#### 4.1.8 Sincronia tra le popolazioni

In ciascuna specie, la variabile che presenta il maggior numero di correlazioni significative (p-value <0.05) positive, tra i valori rivelati per i diversi frammenti nel corso delle varie sessioni di campionamento, è quella della densità (figura 4.10; Appendice 3). In tutte le specie, il numero di correlazioni significative positive supera di molto quello delle negative.

Le arvicole mostrano il numero totale di correlazioni positive più basso, arrivando appena al 6%, di cui la metà sono dovute alla densità (3%) e la restante parte alla sex ratio (2%) e alla frazione di adulti nella popolazione (1%). In questa specie la percentuale di correlazioni significative negative è dell'1%.

Anche nel topo selvatico, la maggior parte delle correlazioni positive si hanno per la variabile densità (5%) che, da sola, supera la somma delle correlazioni positive dovute alle altre due variabili, entrambe al 2%; non è stata rilevata alcuna correlazione significativa negativa.

In *A. flavicollis* la somma delle correlazioni positive raggiunge il 16%, di cui il 12% è dovuto alla densità, mentre le correlazioni positive dovute a sex ratio e percentuale di adulti sul totale sono entrambe al 2% delle correlazioni possibili. Le correlazioni significative negative rilevate sono soltanto l'1%.

Il moscardino è la specie che raggiunge le percentuali più elevate per quel che riguarda le correlazioni negative: il 4% nel paesaggio del Lamone, il 17% in Sabina e l'8% a Viterbo. Tutte queste correlazioni significative negative si riscontrano nella variabile sex ratio.

Il moscardino nel paesaggio sabino raggiunge i valori massimi sia per quanto riguarda la somma delle correlazioni significative positive totali (39%), sia per il numero di correlazioni positive dovute alla densità, ben il 20% di quelle possibili, mentre le correlazioni dovute a sex ratio (11%) e numero di adulti sul totale (8%) hanno valori più contenuti. In questo paesaggio, la percentuale di correlazioni negative è molto più elevata se paragonata sia ai valori evidenziati nelle altre specie sia in quelli riportati dalla stessa specie negli altri paesaggi.

Anche nel paesaggio viterbese la percentuale di correlazioni positive è piuttosto elevata: si arriva ad un totale del 24% sul totale delle correlazioni possibili, di cui il 13% è dovuto alla variabile densità, il 5% a quella della sex ratio e il restante 6% alla percentuale di adulti nella popolazione.

Nel paesaggio del Lamone, il totale delle correlazioni significative raggiunge il 16%; in questo caso, le correlazioni positive sono distribuite in maniera più omogenea tra le tre variabili: il 7% è dovuto alla densità, il 5% alla sex ratio, il 4 % alla percentuale di adulti nella popolazione.

Il moscardino è la specie che presenta una sincronia più marcata delle fluttuazioni nella densità, nel rapporto sessi e nella percentuale di individui tra i vari frammenti, in particolare nel paesaggio della Sabina.

Tra le specie terricole, è il topo selvatico collo giallo che risulta essere la specie che mostra la maggior sincronia tra le popolazioni dei vari frammenti, come si evidenzia bene anche osservando l'andamento della densità nel grafico in figura 4.4b.

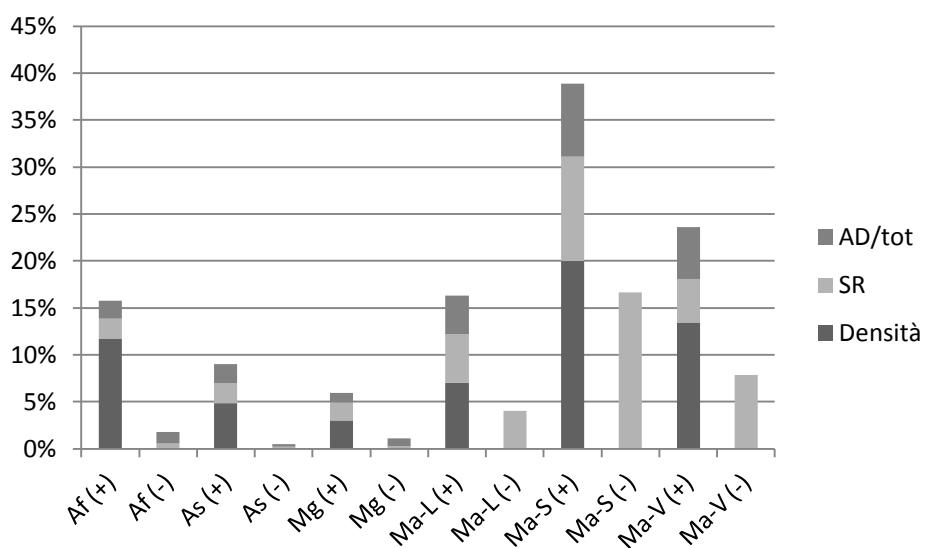


Figura 4.10. Correlazioni significative sul totale delle correlazioni possibili tra gli andamenti rilevati nei vari patch campionati per le variabili densità (numero di individui per ettaro), sex ratio (numero di maschi sul totale degli individui) e percentuale di adulti nella popolazione in *Myodes glareolus* (Mg), *Apodemus flavicollis* (Af), *Apodemus sylvaticus* (As) e *Muscardinus avellanarius* (Ma). I valori sono espressi come percentuali sul totale delle correlazioni possibili.

## 4.2 Analisi dei modelli occupancy

Nelle pagine seguenti sono riportati i risultati ottenuti dall'analisi dei dati di presenza/assenza delle quattro specie in esame, eseguita attraverso il programma Presence ©. In tabella 4.4 sono elencati i modelli migliori per ciascuna specie, selezionati in base alle differenze dell'Akaike information criterion corretto per piccoli campioni ( $\Delta\text{AICc}$ ). In particolare, sono riportati i modelli entro i  $2^*\Delta\text{AICc}$ , in quanto rappresentano i modelli più parsimoniosi, cioè che fittano meglio i dati, con un minor numero di parametri (Burnahm & Anderson, 2002). Ciascun parametro (probabilità di presenza  $\varphi$ , probabilità di colonizzazione  $\gamma$ , probabilità di estinzione  $\varepsilon$  e probabilità di cattura  $p$ ) è stato modellizzato in funzione di diverse covariate. Di seguito, sono evidenziati e graficati gli effetti delle covariate che, secondo i risultati dei modelli occupancy, spiegano meglio i dati di presenza/assenza ottenuti durante il periodo di campionamento. In particolare, sono sottolineati soprattutto i fattori che hanno un'influenza maggiore sulla probabilità di colonizzazione  $\gamma$  e sulla probabilità di estinzione  $\varepsilon$ , parametri fondamentali per capire il tipo di popolazione spazialmente strutturata esistente tra le subpopolazioni che vivono nella nostra area di studio.

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, delle covariate. Le curve sono state definite all'interno del range di valori assunti dalle diverse variabili considerate nello studio.

### 4.2.1 *Muscardinus avellanarius*

La presenza del moscardino nei tre paesaggi risulta dipendere dal numero di patch a cui è connesso un singolo frammento focale: la probabilità di presenza della specie in un frammento cresce al crescere del numero di patch connessi al frammento stesso, seguendo una curva sigmoidale (figura 4.11a) e arrivando al plateau in corrispondenza di 5 patch connessi. Tuttavia il modello mostra dei valori di beta molto elevati con un elevato errore standard ( $\beta=17.4918$ ;  $se=9.9550$ ) che determina un'ampia variazione nel valore di  $\varphi$ .

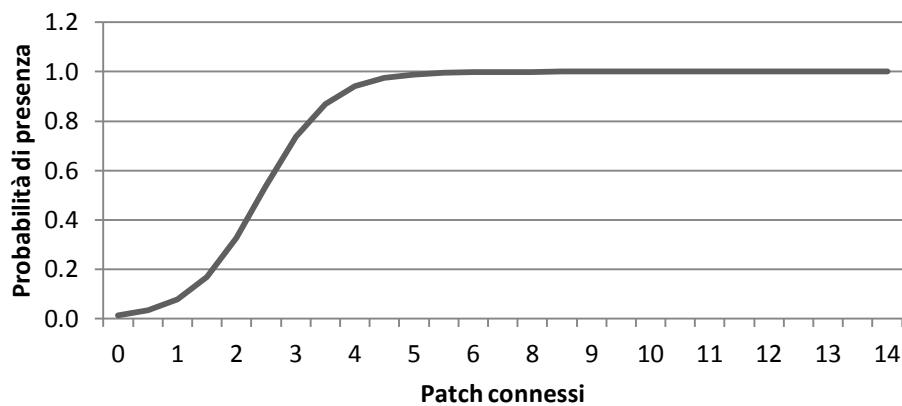
La probabilità di colonizzazione di un patch cresce all'aumentare della superficie boschiva compresa all'interno dell'area buffer, rispetto all'estensione del buffer stesso (figura 4.11b), mentre

Tabella 4.4 Elenco dei 7 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 ( $\Delta AIC$ ). La probabilità di presenza  $\varphi$ , la probabilità di colonizzazione  $\gamma$ , la probabilità di estinzione  $\epsilon$  e la probabilità di cattura  $p$ , sono state modellizzate in funzione delle covariate riportate nelle parentesi. Dove non sono specificate delle covariate nelle parentesi, il parametro è costante. Covariate: patchconn: numero di patch connessi; overl/buff: area di superficie boscata inclusa nel buffer rispetto all'estensione del buffer; dens:densità; AD: numero di adulti sul totale degli individui; stag: stagioni; hdg: siepi che originano dal patch; ha: patch area; alteabb: alta/bassa abbondanza; hdgconn: siepi che connettono ad altri patch.

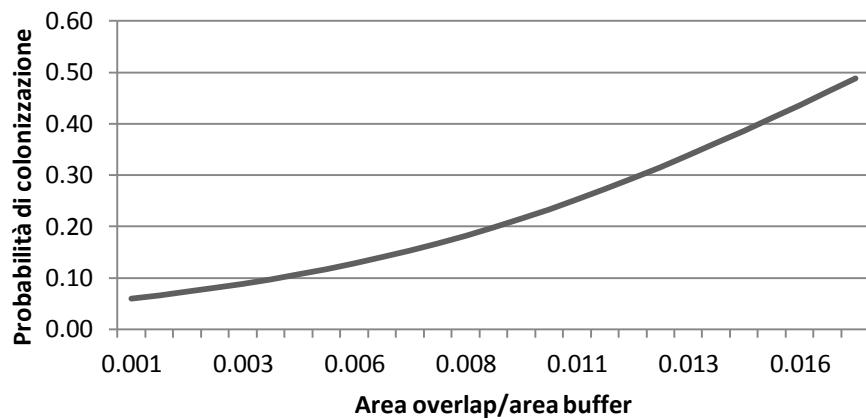
Model	AICc	$\Delta AICc$	AIC wgt	2*LogLike
<b><i>Muscardinus avellanarius</i></b>				
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (overl/buff), $\epsilon$ (dens+AD), $p$ (stag)	859.25	0.00	0.43	821.72
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (overl/buff), $\epsilon$ (AD), $p$ (stag)	860.56	1.31	0.22	828.34
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (overl/buff), $\epsilon$ (dens), $p$ (stag)	860.67	1.42	0.21	828.45
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (hdg), $\epsilon$ (dens+AD), $p$ (stag)	864.10	4.85	0.04	826.57
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (hdg), $\epsilon$ (dens), $p$ (stag)	864.54	5.29	0.03	832.32
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (overl/buff+hdg), $\epsilon$ (dens+AD), $p$ (stag)	865.03	5.78	0.02	821.53
$\varphi$ (patchconn), $\gamma$ (hdg), $\epsilon$ (AD), $p$ (stag)	865.39	6.14	0.02	833.17
<b><i>Myodes glareolus</i></b>				
$\varphi, \gamma ()$ , $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (ha)	700.90	0.00	0.26	681.57
$\varphi, \gamma$ (hdg), $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (ha)	702.44	1.54	0.12	679.24
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (ha)	702.55	1.65	0.12	679.35
$\varphi, \gamma ()$ , $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ ()	702.82	1.92	0.10	687.00
$\varphi, \gamma$ (patchconn), $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (ha)	703.67	2.77	0.07	680.47
$\varphi, \gamma ()$ , $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (gr/paarea)	703.71	2.81	0.06	684.38
$\varphi$ (ha), $\gamma ()$ , $\epsilon$ (dens+hdg), $p$ (ha)	704.36	3.46	0.05	681.16
<b><i>Apodemus flavicollis</i></b>				
$\varphi, \gamma$ (ha), $\epsilon$ (hdgconn+dens), $p$ (alteabb)	690.15	0.00	0.18	666.95
$\varphi, \gamma$ (hdg), $\epsilon$ (hdgconn+dens), $p$ (alteabb)	690.58	0.43	0.14	667.38
$\varphi, \gamma$ (alteabb), $\epsilon$ (hdgconn+dens), $p$ (alteabb)	690.94	0.79	0.12	667.74
$\varphi, \gamma$ (hdg), $\epsilon$ (hdgconn), $p$ (alteabb)	691.56	1.41	0.09	672.23
$\varphi, \gamma ()$ , $\epsilon$ (hdgconn), $p$ ()	692.09	1.94	0.07	679.48
$\varphi, \gamma$ (alteabb+hdg), $\epsilon$ (hdgconn+dens), $p$ (alteabb)	692.22	2.07	0.06	664.75
$\varphi$ (over/buff), $\gamma$ (ha), $\epsilon$ (hdgconn+dens), $p$ (alteabb)	692.79	2.64	0.05	665.32
<b><i>Apodemus sylvaticus</i></b>				
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon ()$ , $p$ (alteabb)	676.19	0.00	0.1683	660.37
$\varphi, \gamma$ (hdg), $\epsilon ()$ , $p$ (alteabb)	676.48	0.29	0.1456	660.66
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon$ (SR), $p$ (alteabb)	676.60	0.41	0.1371	657.27
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon$ (Abb), $p$ (alteabb)	677.07	0.88	0.1084	657.74
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon$ (dens), $p$ (alteabb)	677.72	1.53	0.0783	658.39
$\varphi, \gamma$ (hdgconn), $\epsilon$ (Abb+SR), $p$ (alteabb)	677.80	1.61	0.0753	654.6
$\varphi, \gamma ()$ , $\epsilon ()$ , $p$ (alteabb)	678.97	2.78	0.0419	666.36

la probabilità di estinzione diminuisce all'aumentare della densità e del numero di individui (figura 4.11c).

a)



b)



c)

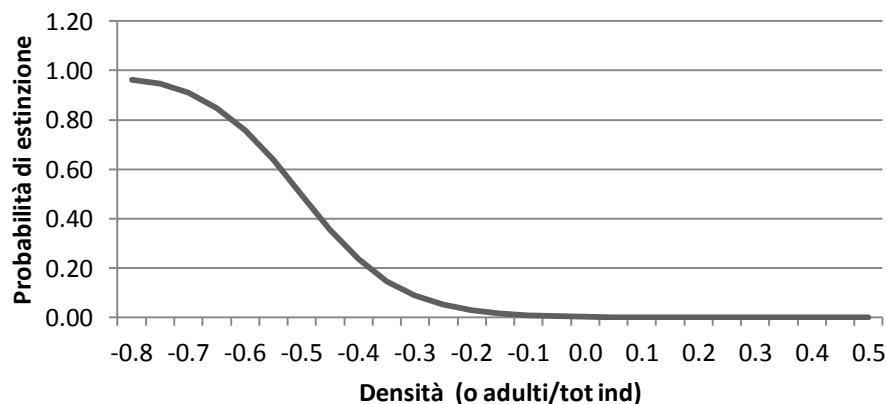


Figura 4.11 a, b, c. *Muscardinus avellanarius*: a) andamento della probabilità di presenza in funzione del numero di patch connessi ad un frammento; b) andamento della probabilità di colonizzazione in funzione della superficie di area boschiva compresa nel buffer rispetto all'estensione stessa del buffer; c) andamento della probabilità di estinzione in funzione dell'effetto contemporaneo delle variabili densità e numero di adulti sul totale. In c, l'asse delle ascisse mostra i valori standardizzati non trasformati nei valori reali delle variabili.

Tabella 4.5 Variazione stagionale nella probabilità di cattura in *Muscardinus avellanarius*.

	Primavera	Estate	Autunno	Inverno
p	0.58	0.38	0.72	0.62
range	(0.51-0.65)	(0.31-0.46)	(0.60-0.81)	(0.34-0.83)

La probabilità di cattura ha un andamento stagionale, con il valore più elevato in autunno (0.72), quello minimo in estate (0.38). Le stime delle probabilità di cattura primaverili ed invernali sono entrambe prossime allo 0.60, tuttavia, la stima invernale risulta meno esatta e presenta un ampio range di variazione (0.34;0.83) a causa del ridotto numero di boschi campionati in questo periodo (tabella 4.4).

#### 4.2.2 *Myodes glareolus*

Il miglior modello tra quelli analizzati per le arvicole, evidenzia un effetto negativo della densità e del numero di siepi sulla probabilità di estinzione (tabella 4.7):  $\epsilon$  diminuisce all'aumentare della densità degli individui e del numero di siepi che si originano dal patch (figura 4.12a). Le due variabili hanno un effetto additivo.

La probabilità di cattura è influenzata dall'ampiezza del patch, diminuendo all'aumentare dell'ampiezza del frammento considerato (figura 4.12b).

Per quanto riguarda la probabilità di colonizzazione, il parametro  $\gamma$  è costante nel modello migliore mentre è influenzato dal numero di siepi che si originano dal patch ( $\beta = -0.8608$ ;  $se=0.6235$ ) e dal numero di siepi che connettono un patch agli altri ( $\beta=-0.5474$ ;  $se=0.4169$ ) nel secondo e terzo modello; in entrambi, i casi vi è un'influenza negativa della covariata sul parametro:  $\gamma$  decresce all'aumentare della covariata.

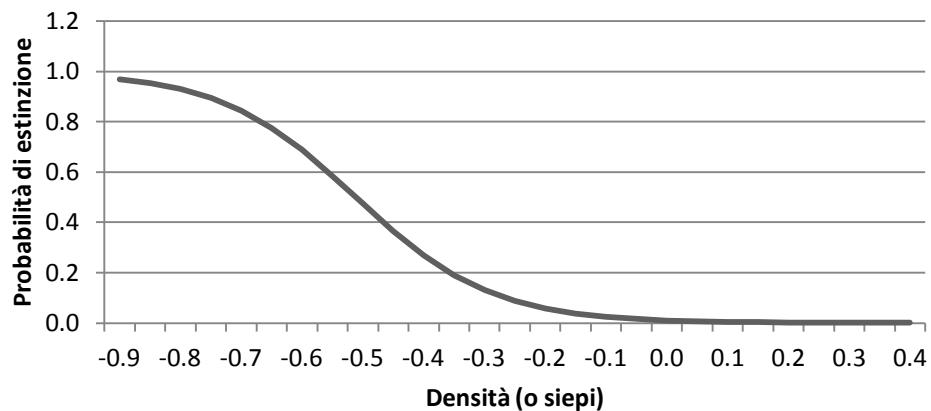
Tabella 4.6 Sono riportati i valori di  $\beta$  e i relativi errori standard per il miglior modello tra quelli elaborati per il moscardino.

Parametro	stima	std.error
φ1	12.0425	7.2952
φ1.Patchconn	17.4918	9.9550
gam1	-2.0227	0.2616
gam1.Overlbuff	1.0395	0.2595
eps1	-6.0560	1.8131
eps1.dens5.10	-6.2050	3.0964
eps1.AD5.10	-5.4053	2.3851
P[1-1]	0.3361	0.1600
P[3-1]	-0.4748	0.1615
P[6-1]	0.9417	0.2683
P[17-1]	0.4729	0.5820

Tabella 4.7 Tabella delle stime di  $\beta$  e i relativi errori standard del *best model* per l'arvicola rossastra.

Parametro	stima	std.error
$\phi_1$	1.0497	0.4575
gaml	-1.3055	0.2801
eps1	-4.5886	1.0069
eps1.Den1	-6.4306	1.8435
eps1.hedge	-2.5412	1.0606
P[1-1]	1.3246	0.1138
P[1-1].Patch_Area	-0.1937	0.0799

a)



b)

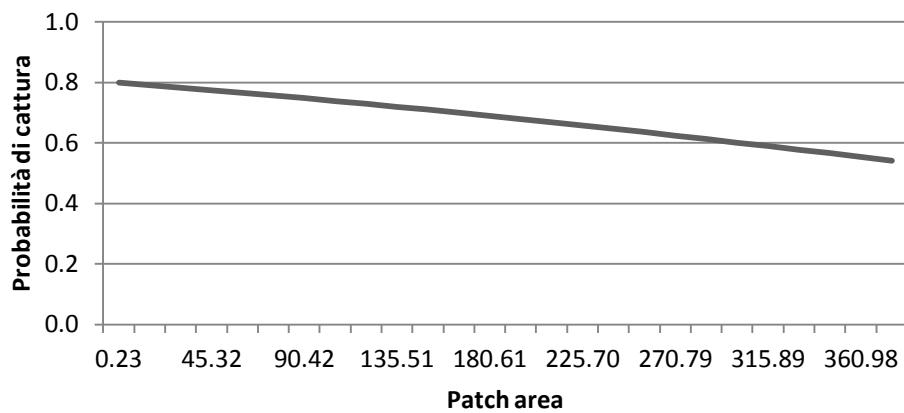


Figura 4.12 a, b. *Myodes glareolus*: a) probabilità di estinzione in funzione degli effetti additivi della densità di individui e del numero di siepi che si originano dal patch; b) probabilità di cattura in funzione dell'ampiezza del patch. In a, sull'asse delle ascisse sono riportati i valori standardizzate delle variabili; in b, l'area del patch è riportata in ettari

Tabella 4.8 Valori di probabilità di cattura  $p$ , probabilità di colonizzazione  $\gamma$  e relativo intervallo di variazione per *Apodemus flavicollis* in periodi con alta e bassa abbondanza di individui.

	<b>Abbondanza</b>	
	Alta	Bassa
$p$	0.88 (0.85-0.92)	0.83 (0.78-0.87)
$\gamma$	0.67 (0.33-0.89)	0.35 (0.18-0.57)

La probabilità di presenza per l’arvicola è costante per tutti i modelli entro i  $2^*\Delta\text{AICc}$ : la stima per questo parametro è di 0.74 (0.54-0.87).

#### 4.2.3 *Apodemus flavicollis*

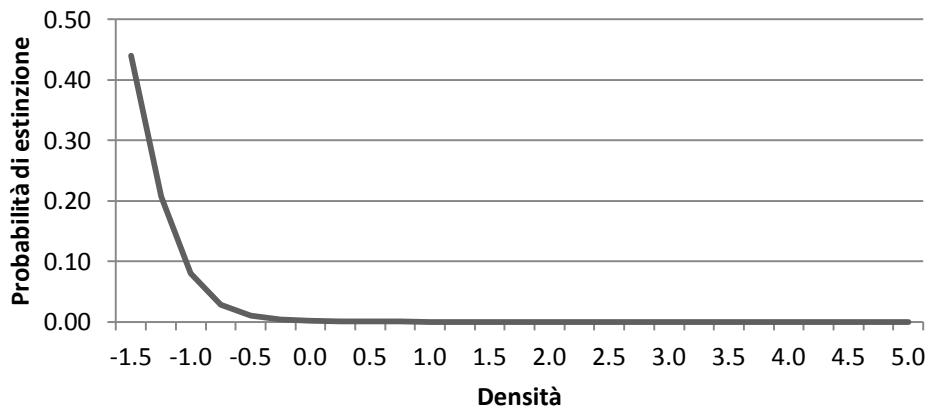
Per il topo selvatico collo giallo, la probabilità di presenza non risulta influenzata dalle covariate prese in considerazione in questo studio; nei modelli entro i  $2^*\Delta\text{AICc}$ ,  $\phi$  risulta sempre costante. La stima di questo parametro per il modello migliore è di 0.86 (0.65;0.95).

La probabilità di cattura varia in funzione dell’abbondanza degli individui nella sessione: dividendo le sessioni in due categorie, quelle con basso numero di individui (prime cinque sessioni) e quelle con alto numero di individui (aprile, giugno, agosto 2012), le stime per questi due periodi sono rispettivamente di 0.83 e 0.88 (tabella 4.8).

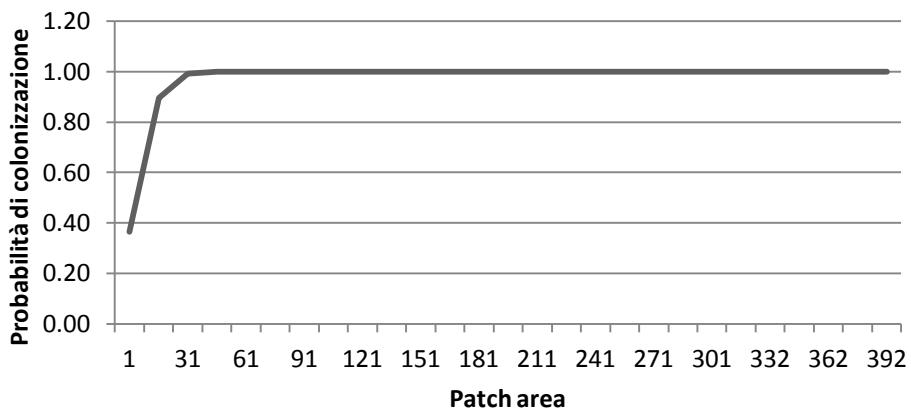
La probabilità di estinzione è inversamente correlata (tabella 4.9) alla densità di individui e al numero di siepi che connettono un patch ad altri frammenti; ciò significa che  $\epsilon$  decresce all’aumentare della densità di individui e del numero di siepi che connettono il patch focale agli altri patch (figura 4.13a). È importante notare che quest’ultima variabile ha un peso notevole nel determinare la posizione del modello tra i migliori, e, da sola, è in grado di spiegare gran parte della variabilità presente nei dati: il modello con  $\epsilon$  in funzione di questa covariata e con i restanti parametri costanti si posiziona comunque entro i  $2^*\Delta\text{AICc}$  (tabella 4.4).

La probabilità di colonizzazione è influenzata da diversi fattori (tabella 4.4) sebbene quello che sembra prevalere sugli altri, ed è presente tra le covariate del *best model* è l’ampiezza del frammento, che influenza positivamente il parametro (tabella 4.9). La probabilità di colonizzazione cresce al crescere dell’estensione del frammento (figura 4.13b) e del numero di siepi che originano dal patch (figura 4.13c;  $\beta=2.35$ ;  $se=1.46$ ). Inoltre, modellizzando  $\gamma$  in funzione di periodi con alta e bassa abbondanza si ottiene un buon modello (tabella 4.8).

a)



b)



c)

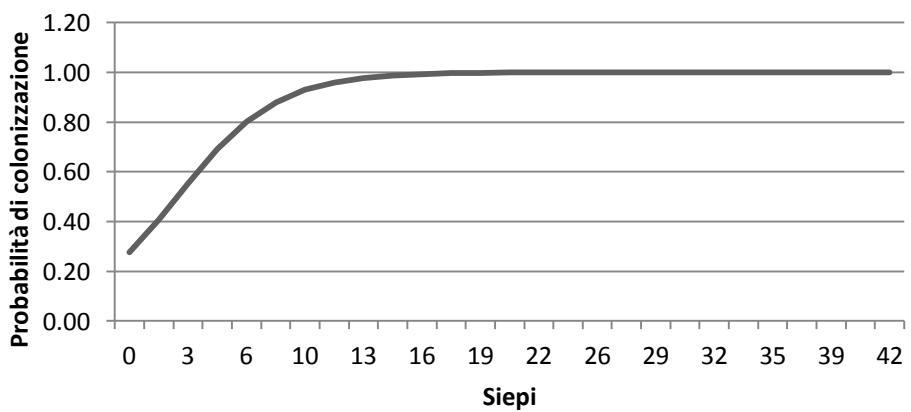
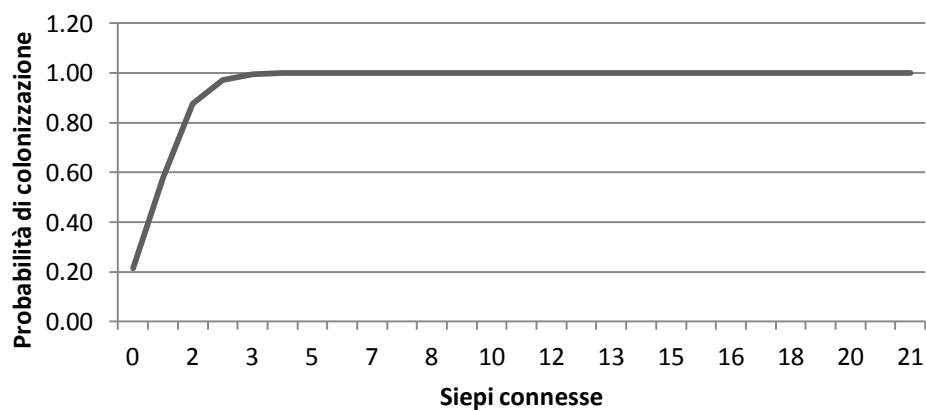


Figura 4.13 a, b, c. *Apodemus flavicollis*: a) probabilità di estinzione in funzione degli effetti additivi di densità di individui e numero di siepi che connettono il frammento ad altri patch; b) e c): probabilità di colonizzazione in funzione della grandezza del patch e del numero di siepi che si originano dal patch. In a, i valori riportati sull'asse delle ascisse sono i valori delle variabili standardizzate; in b, l'area del patch è riportata in ettari.

Tabella 4.9 Sono riportati i valori di  $\beta$  e i relativi errori standard per il miglior modello tra quelli elaborati per *Apodemus flavicollis*

<b>Parametri</b>	<b>stima</b>	<b>std.error</b>
$\phi_1$	1.793892	0.595891
gam1	2.366184	1.700411
gam1.Patcharea	10.83679	6.734389
eps1	-4.50768	1.042167
eps1.Siepiconn	-3.32429	1.571445
eps1.Den1	-1.07142	0.560566
P[1-1]	1.583049	0.149702
P[6-1]	2.046951	0.172731

a)



b)

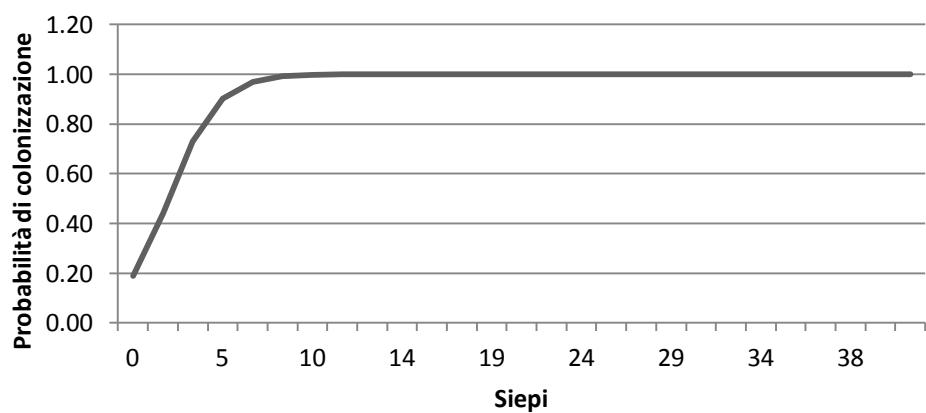


Figura 4.14 a,b. Probabilità di colonizzazione per *Apodemus sylvaticus* in funzione del numero di siepi che connettono ad altri frammenti (a) e numero di siepi che originano dal frammento (b).

Tabella 4.10 Stime della probabilità di cattura di *Apodemus sylvaticus* in relazione a periodi di alta e bassa abbondanza di individui.

	<b>Abbondanza</b>	
	<b>Alta</b>	<b>Bassa</b>
p	0.89 (0.86-0.92)	0.80 (0.75-0.85)

### 4.2.3 *Apodemus sylvaticus*

Dai modelli elaborati per il topo selvatico compresi entro il limite dei  $2*\Delta AIC_c$ , la probabilità di presenza della specie risulta costante, con una stima di 0.96 (0.7562; 0.9948).

Anche per questa specie, la probabilità di cattura risulta ben modellizzata dalla divisione delle sessioni in due categorie in base alla numerosità degli individui; in questo caso le sessioni ad alta abbondanza sono quelle di febbraio, aprile e giugno. La probabilità di cattura è di 0.89 nelle sessioni ad alta abbondanza e di 0.80 nelle altre (tabella 4.10).

La probabilità di colonizzazione è condizionata positivamente dal numero di siepi che connettono un frammento ad altri patch (figura 4.14a; tabella 4.11) e dal numero di siepi che hanno origine dal frammento stesso (figura 4.14b;  $\beta=4.9226$ ;  $se=2.5099$ ).

La probabilità di estinzione aumenta all'aumentare della percentuale di maschi nella popolazione (figura 4.15a;  $\beta=0.7194$ ;  $se=0.4053$ ), diminuisce all'aumentare dell'abbondanza di individui (figura 4.16b;  $\beta=-1.7165$ ;  $se=1.2428$ ) e della densità di individui (figura 4.15c;  $\beta=-1.0883$ ;  $se=1.1287$ ).

Tabella 4.11 *Apodemus sylvaticus*: stime ed errori standard dei  $\beta$  elaborati per i vari parametri per il miglior modello tra quelli elaborati per la specie.

<b>Parametro</b>	<b>stima</b>	<b>std.error</b>
psi1	3.19065	1.0504
gam1	3.70012	2.7475
gam1.Siepicconn	6.48463	4.11594
eps1	-3.4595	0.43129
P[1-1]	2.13647	0.16155
P[3-1]	1.40822	0.15206

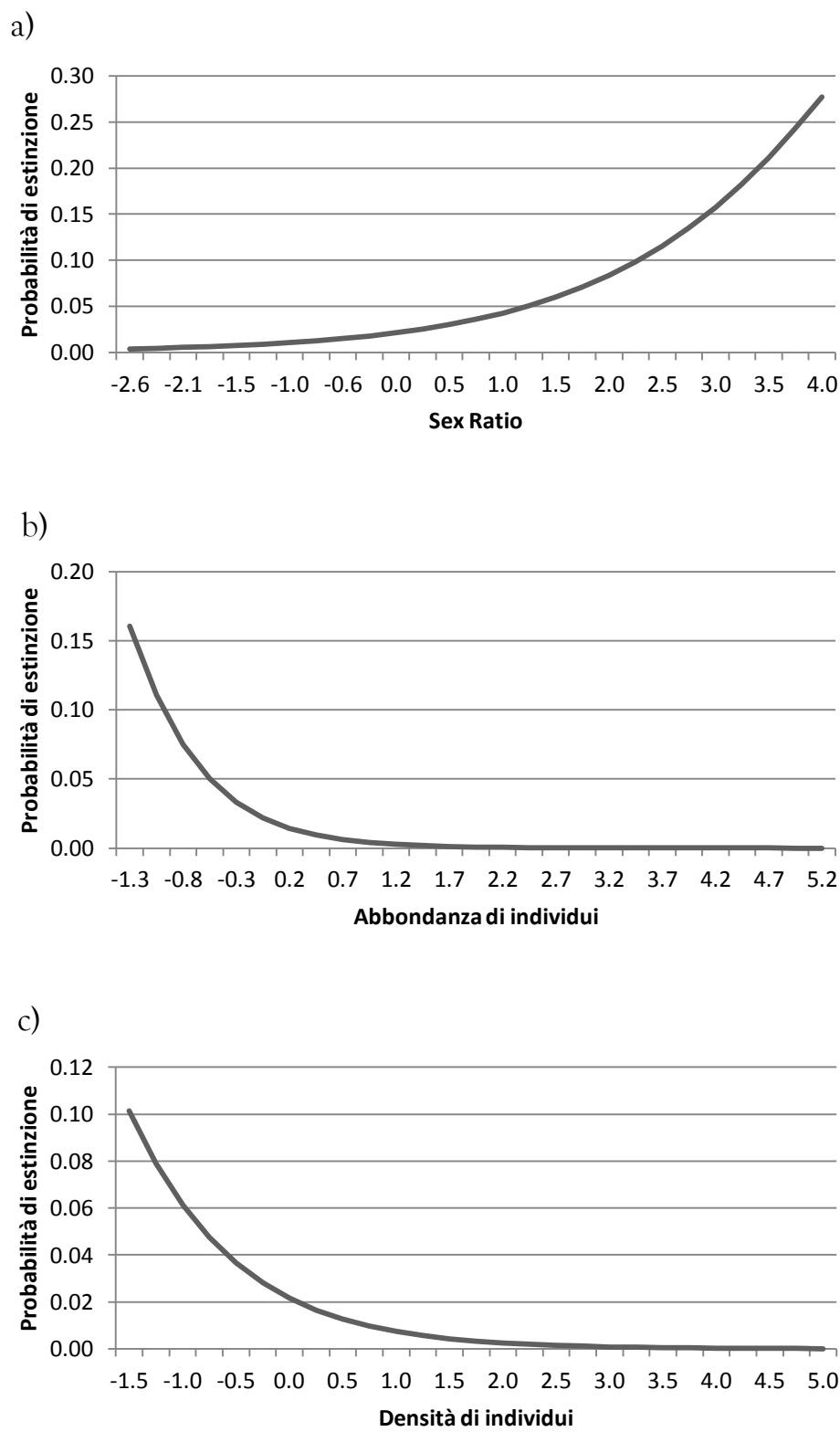


Figura 4.15 a, b, c. Probabilità di estinzione per *Apodemus sylvaticus* in funzione della sex ratio (a), dell'abbondanza di individui (b) e della densità di individui (c). I valori riportati sull'asse delle ascisse rappresentano i valori di standardizzazione della variabile.

## 5. DISCUSSIONE

La ricerca ha evidenziato come la distanza di dispersione giochi un ruolo cruciale nel determinare il tipo di dinamica spazialmente strutturata che viene ad istaurarsi nelle popolazioni di micromammiferi. In nessuna delle specie esaminate si è dimostrata l'esistenza di una dinamica di metapopolazione classica; a prevalere sono invece, dinamiche che coinvolgono capacità di dispersione più ampie, ed in particolare le patchy population nel caso dei terricoli.

Grande importanza è assunta anche dal grado di isolamento dei patch, che influenza principalmente la probabilità che un patch venga occupato, e dalla densità della popolazione, che agisce sulla probabilità di estinzione di una popolazione.

Le quattro specie esaminate mostrano una marcata stagionalità nelle fluttuazioni della densità, raggiungendo valori notevolmente alti nelle specie terricole. In quest'ultime, anche le numerosità raggiunte sono estremamente elevate.

### 5.1 Demografia

I risultati dello studio ci forniscono numerose informazioni circa la demografia delle specie studiate. Nei paragrafi successivi, le conclusioni ottenute per ogni specie saranno valutate alla luce di quanto è conosciuto in letteratura per ciascuna specie, ed in particolare, dove possibile, i nostri risultati saranno confrontati con dati relativi sia a studi condotti in paesaggi frammentati che in aree continue.

***Muscardinus avellanarius*.** Le densità maggiori tra quelle misurate per questa specie sono state rilevate nel paesaggio del Lamone; in alcune zone della Riserva i valori di densità raggiunti sono abbastanza elevati, (4.6 e 4.4 nelle griglie L-CAN e L-MNL) mentre in altre, i valori sono molto più contenuti. La densità media rivelata su tutte le griglie campionate in questo paesaggio nell'arco dell'intero periodo di studio risulta molto bassa (0.3 individui per ettaro). Le densità sono piuttosto contenute anche nel paesaggio viterbese e molto basse nel territorio della Sabina. Questi valori sono tra i valori di densità minori rispetto a quelli rilevati per la specie in diverse zone dell'areale: 3-5 adulti per ettaro in Inghilterra (Bright et al., 2006), 3.5 individui per ettaro nella regione di Mosca (Likhachev, 1954), tra 0.6 e 0.9 in Lituania (Juskaitis, 2008). Per l'Italia, Sorace et al. (1999) riportano un range di variazione tra 0.5 e 4 adulti per ettaro; per la Sicilia, Sarà et al. (2001)

indicano densità più elevate, comprese tra i 4.6 e gli 8.2 adulti per ettaro. Tuttavia, le stime riportate sono difficilmente paragonabili perché influenzate dal metodo di campionamento utilizzato per la raccolta dei dati, dall'estensione, in alcuni casi, relativamente contenuta delle aree campionate, dal fatto che l'ambiente campionato rappresenti un habitat più o meno 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 (Juskaitis, 2008).

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 quindi 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 & Morris, 1996)

Si ha una marcata fluttuazione annuale nella densità; nel primo anno di campionamento (2010) le popolazioni hanno seguito il trend generale rilevato per le popolazioni nell'intero areale: le densità più elevate si sono avute nel periodo primaverile ed autunnale, con un calo nel periodo estivo, a conferma di quanto riportato da Juskaitis (2008). Le annate 2011 e 2012 presentano invece andamenti diversi, con un unico picco nel mese di luglio, probabilmente a seguito di un intensa attiva riproduttiva primaverile, protratta fino al mese di giugno: nei mesi precedenti a luglio 2011 e a luglio 2012, infatti, la percentuale degli adulti sul totale degli individui raggiunge in entrambi i casi valori molto bassi, dimostrando che gran parte degli individui catturati appartengono alla classe dei giovani e dei subadulti.

Diversamente da quanto riportato per le popolazioni italiane costiere e siciliane (Sarà et al., 2001; Panchetti et al., 2004), nella nostra area di studio il moscardino interrompe il periodo di attività nella stagione invernale: nel mese di gennaio 2012 sono stati rinvenuti in cassetta diversi individui in torpore profondo, sia nel paesaggio del Lamone che nel viterbese. La specie segue quindi un ciclo biologico annuale simile a quello riportato per le popolazioni del centro e nord Europa, con un periodo di attività che va dalla primavera all'inverno (Juskaitis, 2008), sebbene il periodo di ibernazione sia molto breve.

L'andamento della proporzione di adulti sul totale degli individui evidenzia in maniera chiara un'attività riproduttiva continuata nel tempo, da aprile fino all'inizio dell'inverno.

La mancata cattura di individui in età subadulta nel mese di agosto 2011, può essere connessa al basso numero di individui catturato in questo mese; tuttavia, il calo nel numero delle catture non si ha per l'intero periodo estivo ma è confinato al mese di agosto, diversamente da quanto indicato da

Panchetti et al. (2004) che riportano addirittura una totale mancanza di evidenze della presenza del moscardino, sia come numero di catture che come nuovi nidi, nell'intera stagione estiva.

Dall'inizio del campionamento fino all'autunno del 2011, la sex ratio appare sbilanciata a favore delle femmine; ciò contrasta con quanto riportato in diversi studi condotti sulla specie che riportano invece una sex ratio a favore dei maschi (Juskaitis, 2008). All'inizio del 2012, il rapporto sessi si inverte, arrivando ad essere nettamente sbilanciato verso un maggior numero di individui maschili (fino ad arrivare alla totalità): ciò può essere dovuto ad una maggiore mortalità degli individui di sesso femminile durante il periodo di ibernazione, come riportato da Berg & Berg (1999), o potrebbe essere un risultato legato al metodo di campionamento: le femmine potrebbero ridurre al minimo la frequentazione delle cassette nel periodo invernale. La preponderanza di maschi si continua però anche nella primavera del 2012; il rapporto sessi torna ad essere prossimo alla parità solo nell'estate del 2012, probabilmente grazie all'apporto dei nuovi individui nati in primavera.

***Myodes glareolus*.** Le densità raggiunte dalle arvicole rossastre nella nostra area di studio presentano valori superiori a quelli riportati in letteratura; la densità massima 192 di individui per ettaro raggiunta nel frammento API nel mese di agosto 2012, supera di molto i valori riportati per la specie in Italia: Amori et al. (2009) riporta densità che variano tra i 10 e i 25 individui, con punte di 80 individui per ettaro. Valori più elevati sono stati invece riscontrati in Inghilterra, con 475 individui per ettaro.

Le fluttuazioni annuali nella densità mostrano un picco nei mesi primaverili e estivi, seguito da un calo nei mesi più freddi; questa tendenza è opposta a definita più comune da Corbet & Harris (1996), in cui le densità massime si hanno in autunno, le minime in estate. Stenseth et al (2002), in uno studio pluriennale condotto in Polonia, riportano un numero di catture maggiore in autunno e molto più basso in estate.

La riproduzione avviene per gran parte dell'anno ad eccezione del periodo autunnale, ed ha un picco nella stagione primaverile. Questi risultati sono congruenti con quanto si ritrova in letteratura: generalmente la stagione riproduttiva va da aprile a inizio autunno (Stenseth et al., 2002), ma in alcuni anni continua anche nel periodo invernale, senza interruzioni, in risposta a grandi disponibilità di cibo (Flowerdew, 1973).

La fluttuazione annuale nella sex ratio, sbilanciata a favore delle femmine nei mesi invernali, non viene spiegata dalle informazioni che si hanno sulla specie: le popolazioni naturali generalmente presentano una prevalenza di maschi, poiché, nonostante il rapporto sessi sia alla nascita di 1:1, le femmine mostrano un più alto tasso di mortalità nelle prime fasi di vita (Corbet & Harris, 1996). Nel nostro studio, abbiamo evidenziato spostamenti medi intorno ai 250 metri, con

punte massime superiori agli 800 metri; in un altro studio incentrato sulle capacità di dispersione dell’arvicola, sono stati rilevati diversi individui che hanno compiuto spostamenti superiori ai 300 metri (Szacki, 1999); tuttavia, in questo studio la distanza massima tra i frammenti era di molto inferiore a quella della nostra area di studio: questo potrebbe aver limitato la distanza massima di dispersione rilevata.

*Apodemus flavicollis*. Contrariamente a quanto riportato per la specie, il topo selvatico collo giallo non presenta nella nostra area di studio densità massime in autunno (Corbet & Harris, 1996) ma in estate: questo dato sembra più vicino a quello riportato da Capizzi & Luiselli (1996), secondo cui, nelle aree mediterranee, i picchi massimi sono raggiunti in primavera. A partire da febbraio 2012, in molti frammenti vi è stato un aumento delle densità caratterizzato da un incremento esponenziale fino a raggiungere le densità maggiori in agosto. Questa esplosione demografica probabilmente è dovuta ad una abbondante produzione di ghiande nel periodo autunnale; le fluttuazioni in abbondanza della specie seguono infatti l’andamento della produzione delle ghiande (Pucek et al., 1983; Stenseth et al., 2002). Le densità rilevate (massimi intorno ai 150 individui per ettaro) risulterebbero superiori al range di variazione riportato in letteratura (Amori et al., 2009; Pucek et al., 1993).

In ogni periodo dell’anno la popolazione del viterbese mostra una certa percentuale di individui in giovane età, soprattutto tra la primavera e l’inverno; questo denota la mancanza di una spiccata stagionalità nell’attività riproduttiva. Nel resto dell’areale, la riproduzione nel periodo invernale è piuttosto sporadica mentre la stagione riproduttiva va da febbraio a ottobre (Corbet & Harris, 1996), mentre nelle aree mediterranee la riproduzione durante l’inverno avviene con maggiore frequenza (Amori et al., 2009).

Come riportato in letteratura (Corbet & Harris, 1996), il rapporto sessi è leggermente a favore dei maschi.

La distanza media di dispersione riportata nei risultati (circa 2.6 Km), è supportata da Marsh & Harris (2000), secondo cui la specie è in grado di effettuare spostamenti superiori a 1 Km in un tempo relativamente breve, e da Mortelliti et al. (2009), in cui è riportato che la specie occupa anche frammenti relativamente isolati (più di 1000 metri di distanza senza siepi intermedie).

*Apodemus sylvaticus*. Le fluttuazioni nella densità sono caratterizzate da un calo estivo a cui segue una ripresa nei mesi invernali che porta ai picchi massimi a giugno, diversamente da quanto riportato da Corbet & Harris (1996), che descrive bassi valori di densità per i mesi primaverili ed

estivi. 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).

Le alte densità raggiunte (143 individui per ettaro) rientrano del range di variazione valido per le annate con grande abbondanza di risorse alimentari: in queste annate, le densità arrivano ai 130-200 individui per ettaro, mentre nelle altre annate i valori sono molto più bassi, arrivando ai 40 individui per ettaro nei boschi decidui (Flowerdew, 1991).

La sex ratio nei mesi primaverili tende ad avere una leggera preponderanza delle femmine; tuttavia nel restante periodo dell'anno è pressoché equilibrata; al contrario, nelle popolazioni del nord Europa, è stato riscontrato una leggera tendenza alla prevalenza dei maschi durante il periodo invernale e primaverile (Corbet & Harris, 1996).

Per quanto riguarda la riproduzione, *A. sylvaticus* mostra un andamento annuale simile a quanto riportato nel caso di *A. flavigollis*: la riproduzione avviene nell'arco dell'intero anno. Anche se mostra un incremento nei mesi primaverili ed estivi.

## 5.2 Dinamica di popolazione

Di seguito, in base ai risultati descritti nelle pagine precedenti, viene analizzato se, per ciascuna specie, vengano rispettati gli assunti posti da Levins (1970) affinchè si possa affermare che le popolazioni siano organizzate in una struttura di metapopolazione. Come già definito nella parte introduttiva, gli assunti sono:

1. la specie occupa solo alcuni dei frammenti idonei, mentre altri sono momentaneamente non occupati;
2. tutti i frammenti, anche quelli di dimensione maggiore, hanno una probabilità di estinzione maggiore di zero;
3. esistono eventi di dispersione che collegano le popolazioni e permettono la colonizzazione dei patch liberi;
4. le subpopolazioni devono essere in asincronia.

In particolare, la probabilità di estinzione verrà valutata in base alle stime ottenute attraverso i migliori modelli elaborati per ciascuna specie attraverso l'applicazione dei modelli occupancy, mentre l'esistenza di eventi di dispersione sarà valutata sia attraverso le evidenze dirette fornite dagli individui ricatturati in patch diversi da quelli della prima cattura, sia attraverso evidenze indirette, come colonizzazioni di frammenti precedentemente non occupati o valore delle stime della probabilità di colonizzazione elaborate attraverso i modelli occupancy. Come in Adler (1994), l'esistenza di asincronia tra le popolazioni sarà verificata attraverso lo studio delle correlazioni

significative esistenti nelle fluttuazioni nel tempo delle variabili densità, proporzione di adulti e proporzione di maschi nella popolazione dei diversi frammenti; la preponderanza di correlazioni significative negative o la mancanza di correlazioni significative, indica che le popolazioni dei vari patch seguono andamenti asincroni, mentre la preponderanza di correlazioni significative positive indica sincronia.

Nei casi in cui gli assunti non siano rispettati, verrà ipotizzato il tipo di dinamica, tra quelle presentate nel capitolo introduttivo, che con maggiore probabilità approssima la dinamica di popolazione realmente esistente nelle specie oggetto dello studio.

### 5.2.1 *Muscardinus avellanarius*

I risultati dei dati raccolti per il moscardino nelle tre diverse aree, sono stati valutati indipendentemente per ciascun paesaggio, in quanto le aree campionate sono molto distanti tra di loro (almeno 35 Km) ed è estremamente improbabile che le dinamiche di popolazione di un paesaggio siano collegate a quelle degli altri due.

**Paesaggio del Lamone.** Le griglie campionate nel paesaggio del Lamone ricadono tutte all'interno di un'unica area continua molto estesa; gli individui appartengono perciò ad unica popolazione. Analizzando il ruolo che quest'ampia area continua svolge all'interno del paesaggio, si può ipotizzare che essa sia una fonte di individui per i numerosi frammenti adiacenti a cui è connessa. Questo ruolo di source (o continente in un'ottica di dinamica continente-isola) può non essere favorevole per la popolazione del Lamone: se la quantità di habitat residuo nel paesaggio circostante è molto ridotta, quest'area svolgerà il ruolo di un immenso sink (Mortelliti et al., 2011), in cui il tasso di successo degli eventi di dispersione verso altri patch sarà molto basso a causa dell'alta mortalità dei dispersori. I dati raccolti mostrano che la popolazione del Lamone è in leggero declino; questo calo potrebbe essere imputabile ad una normale fluttuazione della densità su tempi molto lunghi (alcuni anni).

**Paesaggio della Sabina.** I dati raccolti nel paesaggio della Sabina indicano una forte sincronia nelle fluttuazioni dei parametri demografici; questo risultato contrasta con l'ipotesi dell'esistenza di una dinamica di metapopolazione, che invece presuppone l'asincronia tra le popolazioni. Il basso numero di catture (10) rilevate nell'intero periodo di studio, fa supporre che la popolazione presente sia in uno stato di non equilibrio: gli eventi di estinzione non vengono bilanciati dagli eventi di

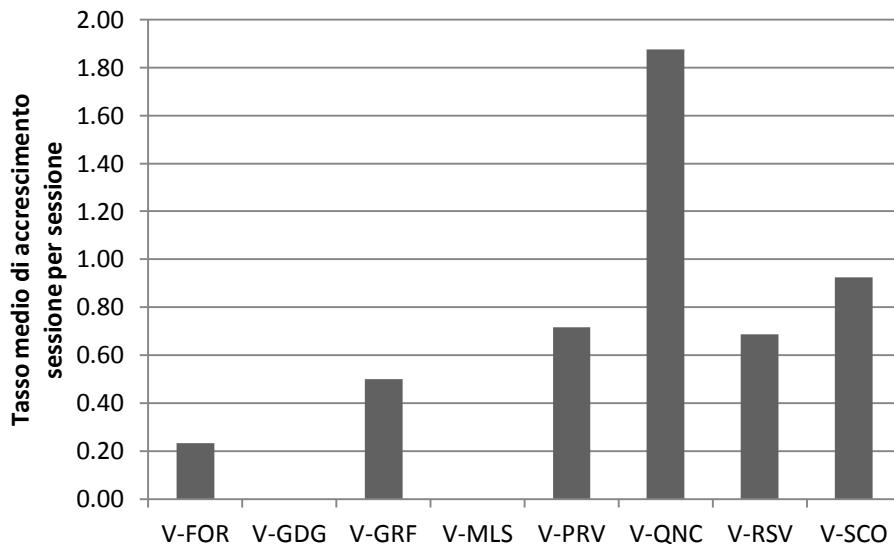


Figura 5.1 Tasso medio di accrescimento sessione per sessione di *Muscardinus avellanarius* per ogni frammento campionario nel paesaggio di Viterbo. Valori superiori a 1 indicano una crescita della popolazione; valori inferiori a 1 indicano una popolazione in diminuzione. Tratto da Melcore (2012)

colonizzazione. È molto probabile che l'intero paesaggio della Sabina sia un'ampia area sink, con frammenti che vengono occasionalmente colonizzati da individui in arrivo da aree circostanti.

**Paesaggio di Viterbo.** Nel viterbese, tutti i patch sono stati occupati dalla specie in almeno un'occasione; tuttavia, in nessuna sessione di campionamento, la specie è stata rinvenuta contemporaneamente in tutti i patch. Si sono avuti eventi di dispersione degli individui: infatti, nonostante siano mancate evidenze dirette di spostamenti di esemplari da un patch ad un altro, si sono avuti vari casi di frammenti vacanti colonizzati dalla specie; ad esempio, il frammento V-MLS, non occupato nel 2010 e nel 2011, è stato colonizzato da una femmina di moscardino nel maggio 2012.

Le popolazioni seguono andamenti sincroni: la percentuale di correlazioni positive rispetto a tutte le correlazioni possibili (24%), supera abbondantemente quelle negative (8%). Per quanto riguarda la probabilità di estinzione, alcuni patch (V-GRF, V-QNC, V-SCO) assumono valori prossimi o uguali a zero nell'intero periodo di campionamento.

Risultano quindi verificati il primo e terzo assunto, mentre i restanti due mostrano che la specie non è organizzata in una struttura a metapopolazione.

La presenza di dispersione esclude l'eventualità che la popolazione sia in non equilibrio, mentre l'estinzioni avvenute in alcuni frammenti (ad esempio V-FOR), o patch con probabilità di estinzione relativamente elevate (0.56 per V-MLS), indicano che la struttura esistente probabilmente non rappresenta una patchy population.

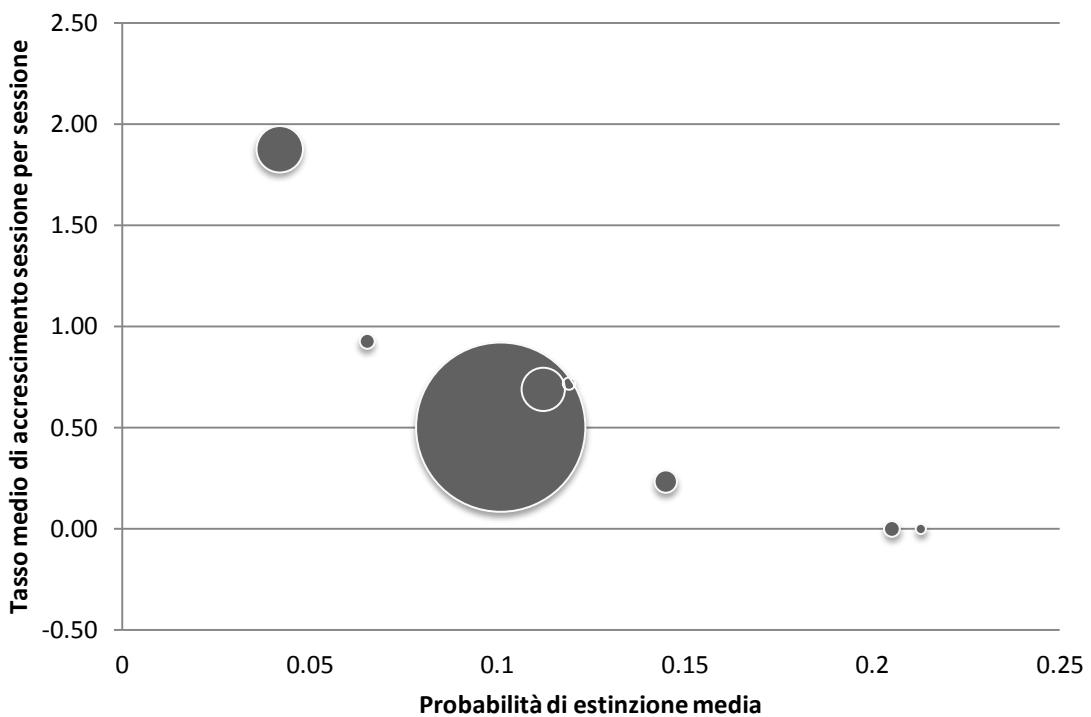


Figura 5.2 *Muscardinus avellanarius*. Relazione tra tasso medio di accrescimento calcolato sessione per sessione per ciascun frammento e la probabilità di estinzione media calcolata in base alle stime di probabilità di estinzione tra una sessione e la seguente elaborate attraverso i modelli occupancy. La grandezza dei cerchi è proporzionale alla dimensione del patch. Patch più piccoli hanno probabilità di estinzione maggiore. Tratto da Melcore (2012)

Per queste subpopolazioni, il tasso medio di accrescimento sessione per sessione (Melcore, 2012; figura 5.1) indica che l'accrescimento è maggiore di 1 soltanto in un patch (V-QNC). Questo significa che solo in questo frammento ogni generazione è in grado di rimpiazzare se stessa e garantire una permanenza a lungo termine della popolazione. Questo frammento è anche quello che mostra la probabilità di estinzione media (calcolata in base alle stime di  $\varepsilon$  fornite dai modelli occupancy per l'intero periodo di campionamento) più bassa tra quelli del viterbese (figura 5.2).

Per la popolazione di moscardino nel viterbese si può ipotizzare, quindi, l'esistenza di una struttura continente-isola o source-sink, in cui un patch relativamente grande (anche se non quello di dimensioni maggiori tra quelli campionati) e con un tasso di accrescimento maggiore di 1, rifornisce di individui i frammenti adiacenti. Ampliando queste considerazioni dal campione di patch in cui è avvenuto lo studio ai restanti frammenti del paesaggio, si può ipotizzare l'esistenza di una popolazione source-sink.

**Modelli occupancy per *Muscardinus avellanarius*.** Secondo i risultati dei modelli occupancy, la probabilità di presenza del moscardino dipende dal numero di patch connessi; i patch connessi a più di 5 frammenti mostrano una probabilità di presenza pari ad 1. Tuttavia questo parametro ha un valore di  $\beta$  molto elevato ( $\beta=17.49$ ;  $se=9.95$ ) che comporta una grande incertezza nella stima di probabilità. 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*. In uno studio condotto in un'area limitrofa alla nostra area di studio (sempre compreso nella provincia di Viterbo), Capizzi et al. (2002) hanno 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. 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 un'azione poco utile per incrementare la probabilità di presenza della specie, occorre piuttosto investire in termini di *habitat restoration*, misura più costosa ma sicuramente più efficace per la conservazione della specie in questi contesti altamente frammentati. La probabilità di presenza è influenzata anche dalla dimensione del patch, come evidenziato da Bright et al. (1994) e Mortelliti et al (2009b); questo influenza non risulta nei nostri modelli.

La probabilità di colonizzazione risulta influenzata dalla percentuale di area ricoperta da bosco compresa all'interno del buffer, rispetto all'estensione del buffer stesso. Data a capacità di dispersione più limitata del moscardino, e, di conseguenza, il valore più contenuto (106 metri) utilizzato per costruire l'area buffer, rispetto alle altre specie considerate, solo un basso numero di frammenti ha una certa quantità di bosco entro la distanza di 106 metri dal bordo. Questi frammenti sono: l'area continua del Lamone, un frammento del viterbese (V-GRF) e due frammenti della Sabina (S-GUD e S-PSS). Per questi patch la probabilità di colonizzazione è di circa lo 0.32, mentre per gli altri frammenti arriva solo allo 0.05. Purtroppo quando i dati inseriti nel modello sono costituiti da un elevato numero di zero (poiché la specie è presente solo in un numero relativamente piccolo di frammenti, come nel caso della Sabina e per alcune altre griglie campionate) le stime risultanti dal modello hanno valore simile per la maggior parte dei frammenti.

L'andamento stagionale della probabilità di cattura rispecchia quanto già riportato in letteratura (Juskaitis, 2008): la specie si rinviene più facilmente nel periodo primaverile (0.58) ed in quello autunnale (0.72), mentre in estate (0.38) ed inverno (0.62) gli eventi di cattura sono più rari. Come anticipato nel capitolo dei risultati, la probabilità di cattura molto alta stimata per il periodo invernale presenta un range di variazione molto ampio (0.34-0.83), dovuto al basso numero di frammenti campionati in quel periodo; la stima è perciò poco precisa. 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

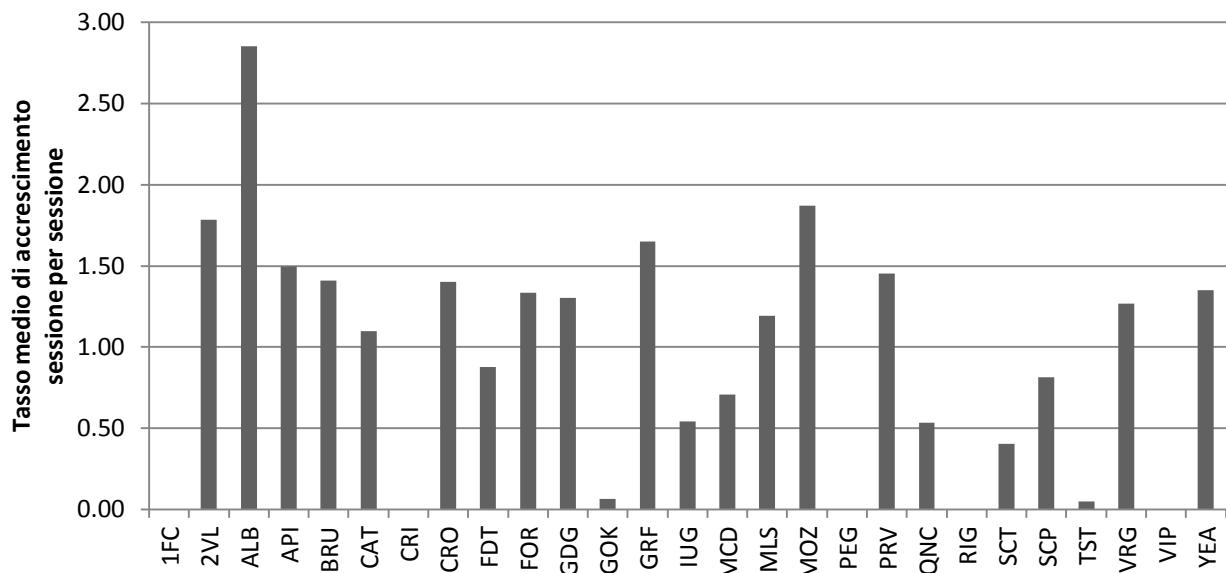


Figura 5.3 Tasso medio di accrescimento sessione per sessione in *Myodes glareolus* nei frammenti occupati. I valori superiori a 1 indicano che la popolazione produce un surplus di individui rispetto a quelli necessari a rimpiazzare se stessa. Tratto da Melcore (2012)

coincidenza della stagione calda e secca. Questo calo secondo Juskaitis (2008) è imputabile ad un aumento della temperatura all'interno delle cassette nido in estate.

### 5.2.2 *Myodes glareolus*

Le arvicole sono presenti in 27 dei 29 patch campionati; in alcuni frammenti (API e GRF), le stime della probabilità di estinzione sono pari a zero per l'intero periodo di studio, e, in ben altri dieci frammenti, la media delle stime è inferiore allo 0.05. Si sono avuti sia eventi di dispersione tra patch differenti sia colonizzazioni di patch precedentemente non occupati: ad esempio, il frammento VIP è stato colonizzato soltanto a partire dalla sessione di febbraio 2012. Nonostante il basso numero di correlazioni significative rilevate (solo il 7% delle possibili), vi è comunque una prevalenza di correlazioni positive (6%) rispetto alle negative (1%), a dimostrazione del fatto che le fluttuazioni nella densità, sex ratio e percentuale di adulti mostrano un certo grado di sincronia tra le popolazioni dei diversi patch.

Queste considerazioni ci portano ad escludere che l'arvicola rossastra segua una dinamica di metapopolazione. Allo stesso tempo, si possono escludere le ipotesi legate a dinamiche di non equilibrio o di popolazioni isolate poiché vi sono stati sia eventi di dispersione che nuove colonizzazioni.

Per quanto riguarda i tassi di accrescimento, i valori sono maggiori di uno in ben quattordici frammenti tra quelli in cui la specie è presente (Melcore, 2012; figura 5.3).

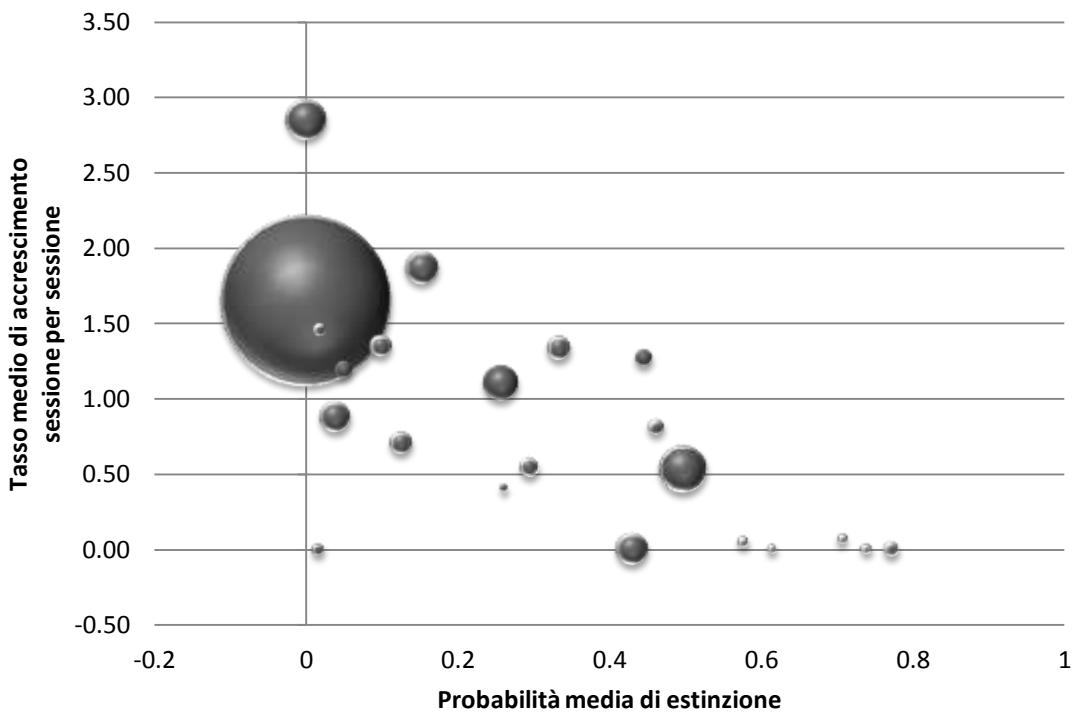


Figura 5.4 *Myodes glareolus*: tasso medio di accrescimento sessione per sessione in funzione della probabilità media di estinzione per ogni frammento in cui la specie è presente. La grandezza delle sfere è proporzionale all'estensione del frammento. Tratto da Melcore (2012)

Frammenti con bassa probabilità media di estinzione presentano tassi medi di accrescimento più elevati (figura 5.4); la dimensione del patch sembra non incidere sull'accrescimento della popolazione, in quanto anche frammenti molto piccoli presentano tassi medi superiori all'unità (ad esempio, il patch PRV ha un'estensione di soli 1.74 ettari ed un tasso medio di 1.45).

La struttura di popolazione più probabile presentata dall'arvicola rossastra nella nostra area di studio probabilmente si avvicina ad una struttura source-sink, in cui alcuni patch con tasso di accrescimento elevato producono nuovi individui che, potenzialmente, potrebbero emigrare in altri patch di qualità inferiore; l'arrivo di questi nuovi individui manterrà nel tempo le popolazioni dei patch con accrescimento minore dell'unità.

Secondo Van Apeldoorn et al. (1992) e Paillat & Butet (1996) questa specie nei paesaggi frammentati segue una dinamica di metapopolazione. Tuttavia, questa affermazione non è supportata da evidenze statistiche e, la loro conclusione, potrebbe essere stata influenzata da mancato controllo della presenza delle false assenze nei dati, in quanto in questi studi l'evento di estinzione è stato definito come la mancanza di catture nell'arco di 48 ore di trappolamento (Mortelliti et al., 2009).

Per *Myodes glareolus* è stata ipotizzata una dinamica di patchy population (Mortelliti et al., 2010; Szacki, 1999), in virtù delle caratteristiche biologiche dell'arvicola, che è considerata una specie specializzata sull'habitat forestale con limitate capacità di dispersione (Geuse et al., 1985; Van Apeldoorn et al., 1992; Kozakiewicz et al., 1999)..

**Modelli occupancy in *Myodes glareolus*.** Per l’arvicola rossastra, i modelli descrivono una probabilità di colonizzazione che decresce all’aumentare del numero di siepi che si originano dal patch e del numero di siepi che connettono il frammento focale ad altri frammenti; questi risultati contrastano con quanto atteso. Entrambi i modelli hanno un errore standard per  $\beta$  molto elevato rispetto a  $\beta$  stesso; questo fa sì che i risultati del modello siano poco robusti. Inoltre in letteratura

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. (2009), la probabilità di presenza della specie sembra influenzata, oltre che dalle caratteristiche interne del patch, anche dalla presenza entro un chilometro di distanza di altri patch in cui la specie è presente. Nel nostro studio, non sono stati testate ipotesi che implicano la presenza della specie in frammenti vicini. Questo dato evidenzia un certo grado di dipendenza spaziale tra le subpopolazioni che occupano piccoli frammenti.

Secondo i nostri risultati, la probabilità di cattura della specie cresce al crescere della dimensione del patch; questo risultato coincide in parte con i risultati riportati da Mortelliti et al. (2009), in cui la  $p$  è determinata sia dalla dimensione del frammento, sia dalla stagione. I nostri modelli non supportano questa seconda evidenza: a parità di condizioni per gli altri parametri, i modelli in cui la probabilità di presenza è parametrizzata in funzione della dimensione dei frammenti ottengono un valore di AICc sempre molto inferiore rispetto ai modelli in cui  $p$  è funzione della stagionalità. La dipendenza stagionale della probabilità di cattura è stata evidenziata anche in Mortelliti & Boitani (2007).

### 5.2.3 *Apodemus flavicollis*

I risultati indicano che la specie non segue una dinamica di metapopolazione: almeno tre patch (ALB, CSP e GRF) hanno una probabilità di estinzione nulla (figura 5.5a), e le popolazioni mostrano un alto livello di sincronia: tra le tre specie di roditori terricoli, il topo selvatico collo giallo è quello che mostra il maggior numero di correlazioni significative positive (16%), valore molto elevato rispetto alle correlazioni negative, appena l’1%. La specie è presente in tutti i frammenti campionati, anche se non contemporaneamente in tutti i patch.

La presenza di eventi di dispersione dimostra che le popolazioni non sono isolate; ad ulteriore supporto di questa tesi, vi sono colonizzazioni di patch prima non occupati (come GDG o CRO) e stime di probabilità di colonizzazione abbastanza elevate, sempre superiori allo 0.35 (figura 5.5b).

I tassi di accrescimento (Melcore, 2012) sono superiori ad 1 in quasi tutti i patch campionati (figura 5.6); fanno eccezione IUG, SCT, PEG e CAT. Ciò significa che quasi tutte le popolazioni producono un numero di individui superiore a quello necessario per rimpiazzare i riproduttori. Questo determina l'esclusione del tipo di organizzazione continente-isola da quelle plausibili per *A. flavicollis* nella nostra area di studio, poiché questo tipo di struttura comporta l'esistenza di un unico grande patch produttore di un surplus di individui che va a rimpolpare le popolazioni vicine.

La presenza di pochi frammenti con tasso di accrescimento inferiore ad uno mette in dubbio anche la possibilità di una struttura source-sink; nel continuum definito da Harrison & Taylor (1997) la specie sembra essere posizionata tra la struttura source-sink e la patchy population, in una posizione maggiormente tendente verso quest'ultima organizzazione, dal momento che gran parte dei frammenti mostrano una probabilità di estinzione piuttosto bassa, almeno inferiore allo 0.15.

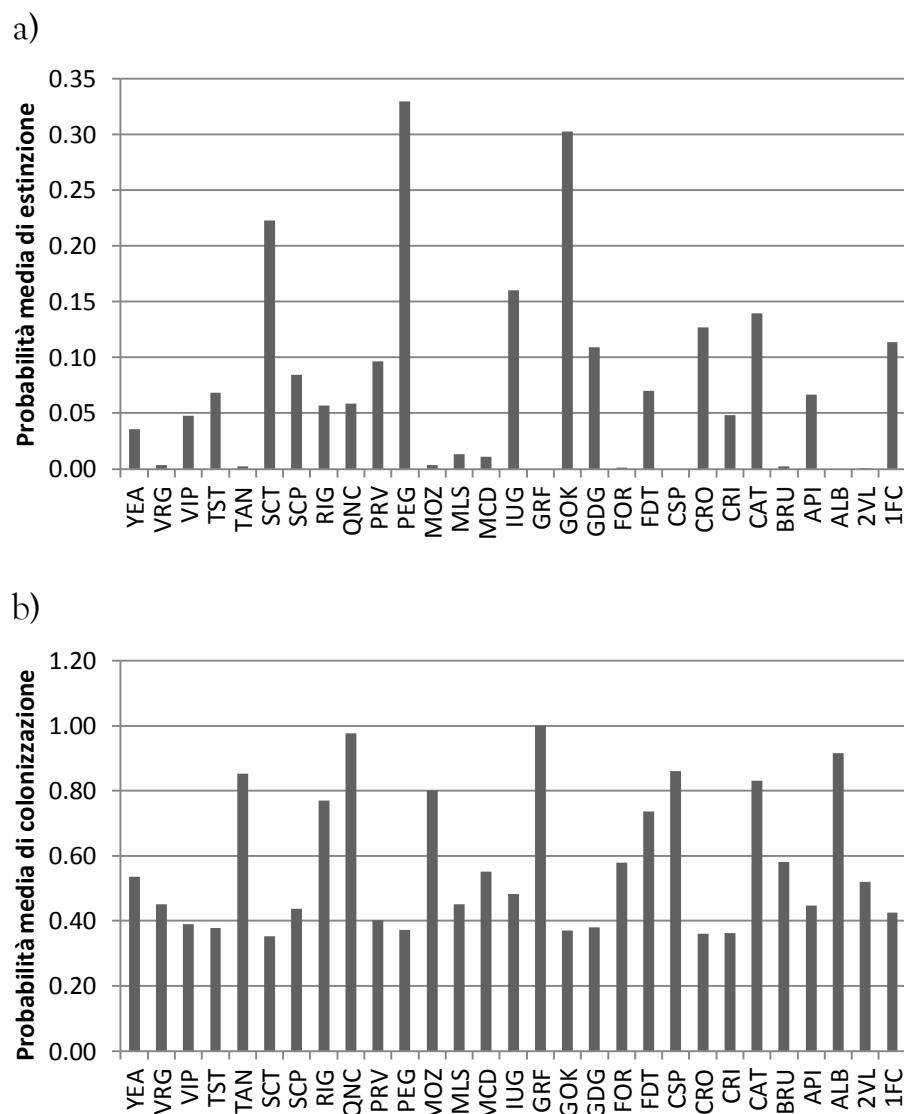


Figura 5.5 a,b *Apodemus flavicollis*: probabilità medie di estinzione (a) e colonizzazione (b) calcolate in base alle stime ottenute attraverso i modelli occupancy per l'intero periodo di campionamento.

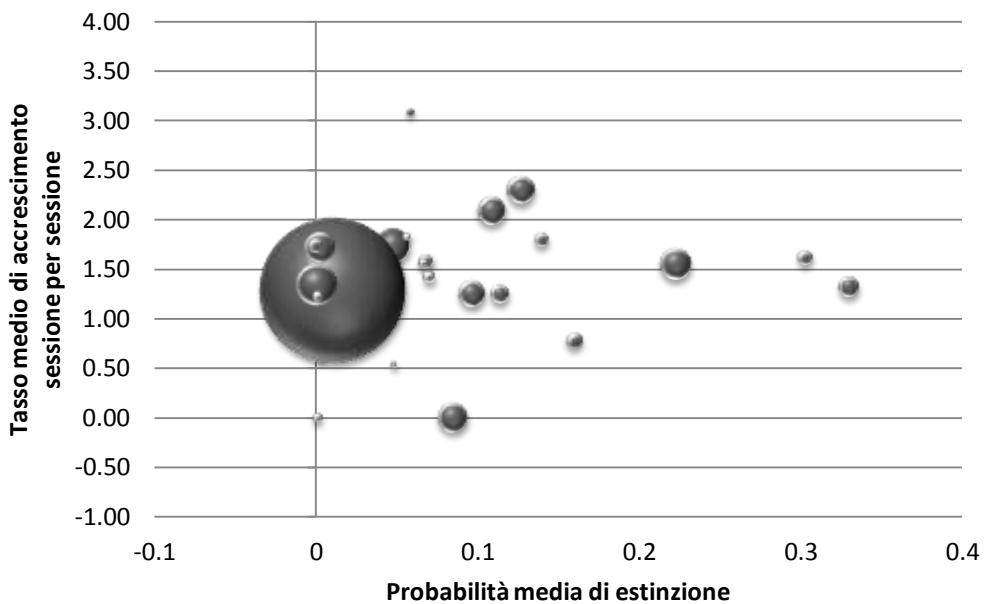


Figura 5.6 *Apodemus flavicollis*: tasso medio di accrescimento sessione per sessione in funzione della probabilità media di estinzione per ogni frammento. La grandezza delle sfere è proporzionale all'estensione del frammento. Tratto da Melcore (2012)

Questa conclusione supporta quanto previsto da Szacki (1999) in base ai risultati del suo studio sulla capacità di dispersione della specie.

**Modelli occupancy per *Apodemus flavicollis*.** La probabilità di colonizzazione è risultata dipendente da vari fattori; quello maggiormente supportato (parametro utilizzato per  $\varphi$  nel *best model*) è la dipendenza positiva che lega questa probabilità alla dimensione dei frammenti. Un risultato simile è stato ottenuto in Mortelliti et al. (2009), in cui è stato evidenziato che 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. Anche secondo i nostri modelli, l'isolamento gioca un ruolo chiave per la specie: la probabilità di colonizzazione cresce al crescere del numero di siepi che originano dal frammento, e la probabilità di estinzione diminuisce drasticamente all'aumentare del numero di siepi che connettono il patch focale ad altri frammenti.

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 & Liro, 1991).

Parametrizzare la probabilità di cattura in funzione dell'abbondanza degli individui, non incrementa le conoscenze utili per elaborare un buon disegno di campionamento per la specie perché si dovrebbe essere a conoscenza delle abbondanze degli individui prima di pianificare le catture, per determinare l'adeguata misura di campionamento (Mortelliti & Boitani, 2007).

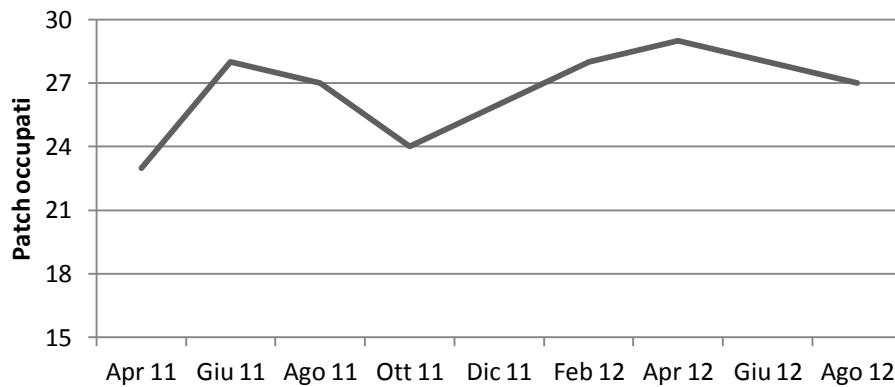


Figura 5.7 *Apodemus sylvaticus*: numero di patch occupati dalla specie nelle diverse sessioni su un totale di 29 patch campionati.

#### 5.2.4 *Apodemus sylvaticus*

La specie è stata catturata in tutti i patch campionati; in ogni sessione, la presenza è stata rilevata quasi in tutti i patch (figura 5.7). La probabilità di estinzione stimata è costante in tutti i frammenti e assume un valore prossimo allo zero ( $\epsilon=0.03$ ;  $se=0.01$ ). Tutte le correlazioni significative evidenziate (9%) hanno segno positivo, ad indicare la sincronia nelle fluttuazioni delle popolazioni. Tutte queste evidenze escludono una dinamica di metapopolazione.

Un numero elevato di individui catturati in patch diversi da quelli della prima cattura e colonizzazioni di patch vacanti escludono le due dinamiche caratterizzate dalla mancanza di eventi di dispersal, cioè quella delle popolazioni non in equilibrio e quella delle popolazioni isolate.

La probabilità di colonizzazione molto bassa e costante per tutti i frammenti esclude l’organizzazione continente-isola, poiché non vi è un unico patch a rischio di estinzione zero; al contrario tutti i frammenti presentano probabilità di estinzione pressoché nulla.

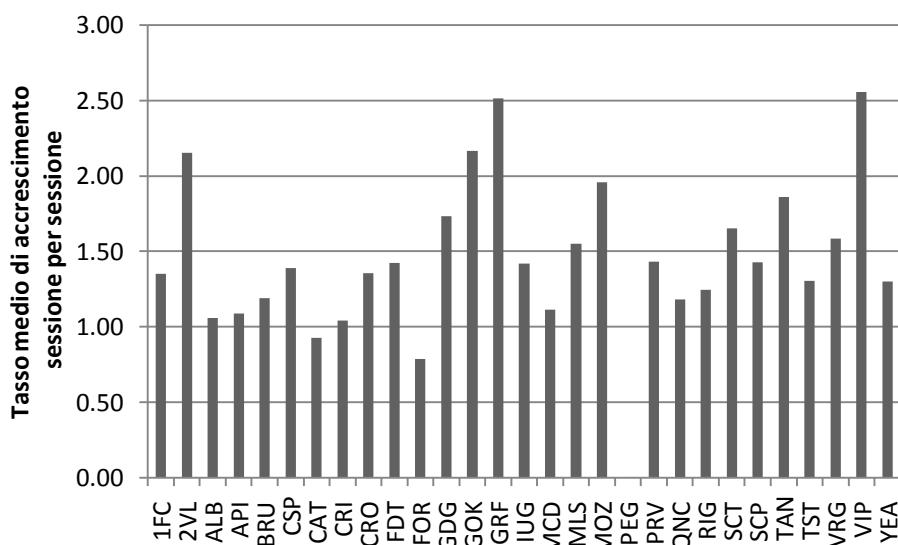


Figura 5.8 Tasso medio di accrescimento per sessione in *Apodemus sylvaticus*. Tratto da Melcore (2012)

Il tasso medio di accrescimento sessione per sessione (Melcore, 2012) risulta maggiore di 1 nella maggior parte dei frammenti (figura 5.8). Questo fattore, sommato alla bassa probabilità di estinzione e all'elevato numero di individui dispersi rispetto a quelli delle altre specie esaminate, colloca la specie verso una struttura di patchy population che presuppone che le popolazioni siano collegate da un alto tasso di dispersione e che le singole popolazioni non vadano incontro ad eventi di estinzione locale. La struttura a patchy population è supportata anche dai dati presenti in letteratura per quanto riguarda le capacità di dispersione della specie: le distanze percorse possono uguagliare i 4 Km (Kozakiewicz & Szacki, 1995); anche i nostri dati forniscono evidenze di questo tipo.

Data la tendenza stagionale della specie a frequentare la matrice (Todd et al, 2000) si può supporre che la dinamica di popolazione seguita dalla specie possa variare nell'arco delle stagioni, con una fase (quella in cui vengono frequentati attivamente i campi coltivati durante le normali attività giornaliere) 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 & 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., 2010).

**Modelli occupancy per *Apodemus sylvaticus*.** Per il topo selvatico, i modelli che meglio fittano i dati a nostra disposizione sono quelli in cui la probabilità di colonizzazione è parametrizzata in funzione del numero di siepi che connettono altri patch al frammento focale, e in secondo luogo quello in cui  $\gamma$  è parametrizzato in funzione del numero di siepi che originano dal bosco.

La probabilità di presenza risulta costante e non è influenzata dalla dimensione e dall'isolamento dei frammenti, come invece è stato dimostrato i altri studi (Mortelliti et al, 2009).

I modelli riportano un'influenza del rapporto sessi sulla probabilità di estinzione:  $\varepsilon$  cresce al crescere della proporzione di maschi nella popolazione. Questo implica che sono necessarie poche femmine affinchè la popolazione sia caratterizzata da una bassa probabilità di estinzione. Questo è coerente con quanto riportato in letteratura sul comportamento della femmine di *A. sylvaticus* nel periodo riproduttivo: le femmine in riproduzione mostrano una spiccata territorialità che influenza la densità della popolazione e il destino delle femmine in immigrazione (Wilson et al., 1993). In base a questi dati si può supporre un ruolo fondamentale dell'immigrazione delle femmine nella colonizzazione di nuovi frammenti: basta un numero esiguo di femmine per saturare i territori disponibili in patch di dimensioni contenute; le femmine riproduttive che possiedono un territorio

regolano le densità di popolazione durante la fase annuale di incremento della densità (Montgomery et al., 1997).

### 5.3 Considerazioni generali

Nella figura 5.9 sono riportate in maniera schematica le conclusioni raggiunte in questo studio. Riprendendo il grafico ideato da Harrison & Taylor (1997) per rappresentare il continuum di strutture di popolazione descritte in letteratura, si è cercato di posizionare le diverse specie e, nel caso del moscardino, la specie in relazione ai diversi paesaggi, su questo grafico in base ai risultati analizzati nelle pagine precedenti.

Nessuna delle popolazioni analizzate segue una dinamica di metapopolazione. Ad eccezione del moscardino nel paesaggio sabino, le altre popolazioni sono distribuite lungo un gradiente che va dall'organizzazione source-sink (o continente-isola) a una patchy population; nel moscardino nel paesaggio di Viterbo e nell'arvicola rossastra si ha un tipo di dinamica che si avvicina molto a

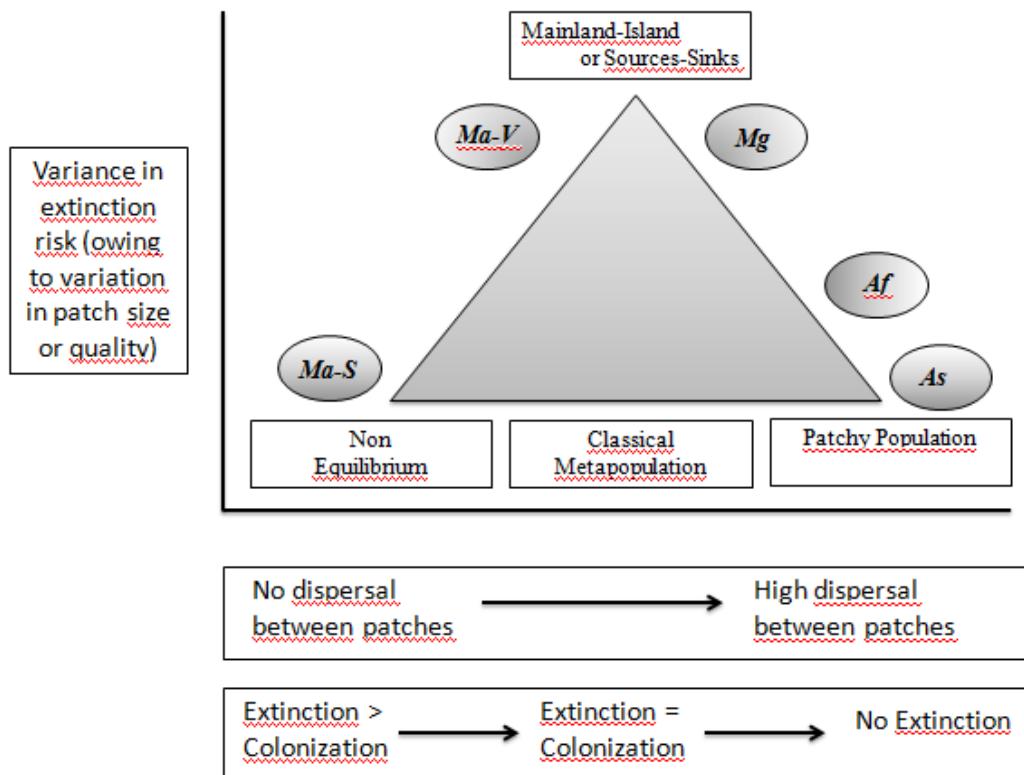


Figura 5.9 Riassunto schematico del tipo di organizzazione spaziale più probabile per le diverse popolazioni analizzate. Ma-S: *Muscardinus avellanarius* nel paesaggio della Sabina; Ma-V: *Muscardinus avellanarius* nel paesaggio viterbese; Mg: *Myodes glareolus*; Af: *Apodemus flavicollis*; As: *Apodemus sylvaticus*.

quella source-sink, mentre *Apodemus flavicollis* si colloca in una posizione intermedia tra una struttura source-sink e una patchy population, leggermente tendente verso quest'ultimo tipo di dinamica. L'*Apodemus sylvaticus* è chiaramente una patchy population.

È importante tenere conto che le considerazioni fatte fino ora sono relative a popolazioni incluse in un area arbitrariamente definita e delimitata all'inizio dello studio; queste aree, da noi definite paesaggi, seppure di estensione considerevole (16x16 Km) rispetto all'home range di un esemplare di una delle specie studiate, potrebbero non essere perfettamente centrate sui frammenti le cui subpopolazioni sono incluse in un'unica popolazione spazialmente strutturata, o, al contrario potrebbero essere sovrapposti a patch che rientrano indistinte popolazioni spazialmente strutturate.

Inoltre, limitazioni sia in termini tempo che in termini di forza lavoro, non hanno permesso di campionare tutti i patch presenti all'interno del paesaggio. Per le specie terricole, il disegno di campionamento a tre fattori (descritto in Materiali e Metodi) ha però permesso di selezionare un campione di patch il più possibile rappresentativo dei frammenti presenti nell'area; questo ci permette di poter ampliare le considerazioni fatte per le popolazioni nei frammenti campionati agli altri patch all'interno del paesaggio e nelle aree limitrofe.

Una variabile di cui non si è tenuto conto per le ipotesi di studio affrontate in questo lavoro è l'autocorrelazione spaziale nelle dinamiche di estinzione e colonizzazione dei patch; questo fattore è in grado di controllare la presenza di somiglianza tra i parametri in frammenti spazialmente vicini ed evidenziare se patch limitrofi hanno risposte simili.

In base ai dati di dispersione e alla tendenza delle specie di *Apodemus* verso strutture di patchy population, si può ipotizzare che, introducendo nei modelli variabili relative a buffer calcolati su distanze maggiori di quella utilizzata nello studio (500 metri), queste variabili saranno in grado di spiegare una buona parte della variabilità presente nei dati.

## 5.4 Le popolazioni spazialmente strutturate nei micromammiferi

Un numero relativamente esiguo di studi ha indagato in maniera approfondita l'esistenza di strutture di metapopolazione nei piccoli mammiferi (Lambin et al., 2004). Uno dei pochi esempi che ricorre spesso in letteratura è quello sullo studio del pika americano (*Ochotona princeps*) nell'area di Bodie, in California (Moilanen et al., 1998; Lambin et al., 2004); tuttavia Clinchy et al. (2002) hanno dimostrato come per questa popolazione, i pattern descritti come una struttura di metapopolazione possano avere in realtà origine da processi molto diversi, come ad esempio un unico evento di colonizzazione seguito da estinzioni spazialmente correlate.

Tuttavia, a causa di questa mancanza di evidenze sperimentalni, non si è ancora chiarito il perché, apparentemente, i piccoli mammiferi non seguano una dinamica di metapopolazione: la struttura potrebbe non essere osservata perché la scala a cui viene svolto lo studio è inappropriata per evidenziare questo tipo di dinamiche o perché realmente i piccoli mammiferi non seguono dinamiche di questo tipo (Lambin et al., 2004).

Le nostre conclusioni sul tipo di dinamica presente all'intero della nostra area di studio tra le subpopolazioni delle quattro specie di micromammiferi studiate, escludono l'esistenza di dinamiche di metapopolazione tra questi animali: per nessuna delle specie sono stati verificati tutti e quattro gli assunti delineati da Levins (1970) per definire una metapopolazione classica. I risultati confermano perciò, quanto già presente in letteratura: per poter affermare che una popolazione di popolazioni segua una dinamica di metapopolazione, non basta analizzare ed evidenziare eventi di dispersione tra le subpopolazioni ma è necessaria l'applicazione rigorosa degli assunti imposti da Levin (1970), altrimenti potrebbero essere definite come metapopolazioni tutte le struttura lungo il continuum descritto da Harrison & Taylor (1997), che va dalle popolazioni in non equilibrio alle patchy population.

Molti autori tuttavia sostengono che il concetto chiave per comprendere l'organizzazione di una popolazione spazialmente strutturata è la definizione della capacità di movimento degli individui tra i singoli patches. Se il tasso di dispersione è elevato si avrà una patchy population, mentre se è basso, le popolazioni nei singoli frammenti saranno isolate. Secondo Szacki (1999) la capacità di movimento dei piccoli mammiferi è generalmente sottostimata. In uno studio condotto su *Myodes glareolus* e *Apodemus flavicollis* afferma che la capacità di movimento in queste specie è maggiore rispetto ai valori che si ritrovano in letteratura: questo risultato potrebbe spiegare il perché le dinamiche di metapopolazione sono piuttosto rare; in quest'ottica, la struttura che meglio approssima l'organizzazione di molte popolazioni di piccoli mammiferi che vivono in un ambiente eterogeneo è quella di una patchy population.

## 5.5 Implicazioni per la Conservazione

Approfondire e capire fino in fondo i meccanismi che regolano e agiscono nelle popolazioni spazialmente strutturate può rappresentare un grande avanzamento anche nella biologia della conservazione.

I modelli spazialmente espliciti elaborati per le metapopolazioni e le dinamiche source-sink possono permettere di generare predizioni maggiormente specifiche e realistiche per ciascuna specie e per ciascun paesaggio, e condurre a progettare network di riserve e strategie di

conservazione che porteranno ad una maggior probabilità di raggiungere l'obiettivo di una persistenza a lungo termine della biodiversità (Hanski, 1998; Cabeza et al., 2004).

Secondo Hanski (1998), nel caso sia possibile conservare solo piccoli frammenti con popolazioni caratterizzate da una tendenza all'estinzione, è indicato conservare almeno una ventina di frammenti localizzati entro la distanza di dispersione della specie, per ridurre la probabilità di un'estinzione della popolazione in tutta l'area.

Un altro importante esempio dell'importanza di implementare le conoscenze sulle dinamiche delle popolazioni spazialmente strutturate nella biologia della conservazione è l'estensione delle *population viability analysis* PVA alle popolazioni frammentate. In passato, le metodologie utilizzate per le PVA non tenevano conto della struttura spaziale della popolazione e questo conduceva a conclusioni inesatte poiché molte popolazioni sono distribuite in più siti; inoltre la distruzione e l'alterazione dell'habitat, le maggiori minacce alle specie, sono processi spaziali. Per questi motivi, sono stati elaborati modelli che incorporano sia gli aspetti demografici delle popolazioni, sia gli attributi spaziali, come la qualità degli habitat e la dipendenza delle dinamiche dalla capacità di dispersione della specie (Holmes & Semmens, 2004). Questo può portare ad una migliore pianificazione delle azioni di gestione delle popolazioni di interesse.

Studiare le dinamiche di queste quattro specie in particolare assume grande importanza sia in ambito conservazionistico che ecologico.

Per il moscardino le motivazioni sono molteplici: innanzitutto, in un'ampia porzione dell'areale la specie sta manifestando un forte declino nelle popolazioni. In Inghilterra, le frequenti estinzioni locali hanno portato ad un restringimento dell'areale, soprattutto nella porzione settentrionale, dove la diversità di arbusti è minore e le condizioni climatiche avverse sono molto frequenti (Bright & Morris, 1996). Queste estinzioni sono legate ad una riduzione dell'estensione e della disponibilità di habitat per la specie, che comporta una diminuzione della dimensione delle popolazioni, e, in conseguenza di ciò, una maggiore probabilità di estinzione legata ad eventi stocastici, genetici e ambientali (Bright & Morris, 1996).

Numerosi studi hanno evidenziato come questa specie, al pari di altre specie di vertebrati arboricoli, sia minacciata dalla perdita e dalla frammentazione dell'habitat (Bright et al., 1994; Capizzi et al., 2002, Mortelliti et al., 2011). Per questa sua sensibilità alla frammentazione, dovuta sia alle caratteristiche biologiche, sia alle strette richieste in termini di habitat, il moscardino si è dimostrato un'ottima specie surrogato per l'ottimizzazione di azioni di conservazione che implicano l'*habitat restoration* (Mortelliti et al., 2009), e quindi la sua conservazione implica la conseguente

conservazione di numerose altre specie legate all'habitat forestale e il preservare l'integrità delle rimanenti aree ricoperte da bosco.

Le specie terricole svolgono due importanti ruoli all'interno della comunità tipica dell'habitat forestale: in primo luogo promuovono la rigenerazione della foresta, attraverso l'accumulo di grosse riserve di cibo nelle loro gallerie sotterranee; i semi immagazzinati e non consumati si troveranno in una posizione ideale per la germinazione. In questo modo, i roditori terricoli forniscono un grande contributo alla dispersione dei semi e al rinnovamento di molte foreste (Flowerdew, 1991).

Queste specie svolgono anche un ruolo chiave nella catena alimentare, poiché sono tra le specie maggiormente consumate da molti consumatori primari, tra cui molti Carnivori, come *Vulpes vulpes*, *Martes* sp., *Mustela nivalis* e *Felis silvestris*, alcuni rapaci notturni, come *Strix aluco* e *Tyto alba*, e di diversi serpenti, come Colubridi e Viperidi.

Capire la dinamica di popolazioni che queste specie attuano in paesaggi frammentati e come esse rispondano alle modificazioni imposte dall'uomo, è perciò di vitale importanza, non solo per la conservazione stessa delle specie ma per assicurare e mantenere inalterate dinamiche che coinvolgono l'intera comunità forestale.

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. Queste specie possono perciò, essere utilizzate come specie modello per lo studio delle dinamiche di metapopolazione, ed essere utilizzate come banco di prova per la validazione dei nuovi modelli che verranno elaborati in futuro per descrivere il funzionamento delle popolazioni spazialmente strutturate nelle altre specie appartenenti al subphylum dei Vertebrati.

## 5.6 Future ricerche

L'uomo ha trasformato in maniera profonda gran parte della superficie terrestre; quest'azione millenaria di modifica all'ambiente circostante ha subito negli ultimi due secoli un netto incremento, in particolare nelle ultime decadi. Pochi habitat sono stati completamente distrutti; nella maggior parte dei casi, gli habitat continui sono stati ridotti in estensione e, simultaneamente, frammentati (Laurence, 2010).

Per queste ragioni, gran parte delle specie che vivono sul nostro pianeta sono distribuite in un ambiente eterogeneo, dove frammenti di habitat idoneo sono immersi all'interno di ampie porzioni degradate. Queste specie si trovano, quindi, a dover vivere in un ambiente eterogeneo, e, in

quest'ottica, sembra molto probabile l'esistenza di popolazioni spazialmente strutturate come risposta alla frammentazione degli habitat (Szacki, 1999).

L'aumento del numero di habitat interessati dalla frammentazione implica quindi un proporzionale aumento nel numero di specie organizzate in popolazioni spazialmente strutturate.

È fondamentale quindi indagare i processi alla base di queste strutture, e capire i fattori che influenzano l'estinzione e la formazione di nuove popolazioni. È necessario arrivare a capire la quantità di habitat residuo minima e il grado di connettività tra frammenti necessari a garantire la sopravvivenza del sistema di popolazioni nel tempo. Questi fattori comportano la necessità di futuri studi per migliorare da una parte le conoscenze sui meccanismi implicati, dall'altra incrementare e migliorare la modellistica attualmente disponibile per le popolazioni spazialmente strutturate.

Il ruolo fondamentale svolto dalla dispersione nell'istaurarsi delle diverse strutture di popolazioni nei piccoli mammiferi impone che i futuri studi approfondiscano questa linea di ricerca. Maggior attenzione deve essere data anche allo studio della matrice: questa componente del paesaggio non deve essere più vista come una barriera che isola le specie all'interno del frammento ma come un ambiente che viene attivamente utilizzato dall'animale, soprattutto nel caso di specie come *Apodemus sylvaticus*, che utilizzano attivamente la matrice e non percepiscono il paesaggio esclusivamente come habitat/non habitat.

## Bibliografia

- A. A. V. V., 1990. Guide geologiche regionali. Lazio. A cura di: Societa Ecologica Italiana. BE-ME Editrice.
- Adler G. H. & Seamon J. O., 1996. Distribution of four-eyed opossums, *Philander opossum* (Marsupialia, Didelphidae) on small island in Panama. *Mammalia*, 60: 91-99.
- Adler G. H., 1994. Tropical fragmentation and isolation promote asynchrony among populations of a frugivorous rodent. *Journal of Animal Ecology*, 63 (4): 903-911.
- Akaike H., 1973. Information theory as an extension of maximum likelihood principle. In: *Second International Symposium on Information Theory*. Petrov B. N. & Csaki F. (eds) Akademiai Kiado, Budapest.
- Amori G., Contoli L., Nappi A., 2009. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Collana Fauna D'Italia. Ed. calderini
- Anzalone B., 1986. Elenco preliminare delle piante vascolari del Lazio. Quaderno Lazionatura N° 5Vol.
- Banks P. B., Norrdahl K., Nordsrom M. & Korpimaki E., 2004. Dynamic impacts of feral mink predation on vole metapopulations in the outer archipelago of Baltic Sea. *Oikos*, 105: 79-88.
- Baragliu G. A., Biondi M., Pietrelli L., Meschini A., & Cannavicci A., 1993. Aspetti vegetazionali della Selva del Lamone e della Valle del Fiora. Viterbo Gruppo Farnese. In: *L'Ambiente nella Tuscia laziale*. A cura di Massimo Olmi e Marzio Zapparoli, Università degli Studi della Tuscia. 263-269.
- 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. & Saunders D. A., 2010. Habitat fragmentation and landscape change. In Conservation for All. Sodhi and Ehrlich. Ed. Oxford University Press. On line: <http://ukcatalogue.oup.com/product/9780199554249.do>
- Berg L. & Berg A., 1999. Abundance and survival of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a temporary shrub habitat: a trapping study. *Annales Zoologici Fennici*, 36: 159-165.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia*, 27: 151-157.
- 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., 1992. Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius* in coppice-with-standards woodland. *J. Zool. Lond.*, 226: 589-600.

- Bright P. W. & Morris P. A., 1996. Why are dormice rare? A case study in conservation biology. *Mammal Review*, 26: 157-187.
- Bright P. W., 1998. Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour*, 56: 1485-1490.
- Bright P., 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., Morris P & Mitchell-Jones T., 2006. *The Dormouse Conservation Handbook*. 2th ed. Peterborough: English Nature.
- Burnham K. P. & Anderson D., 2002. Model selection and multimodel inference. A practical Information-Theoretic Approach. Second edition. Ed. Springer.
- Cabeza M., Moilanen A. & Possingham H., 2004. Metapopulation dynamics and reserve network design. In: *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.
- Capizzi D. & Luiselli L., 1996. Ecological relationship between small mammals and age of coppice in an oak-mixed forest in central Italy. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 51: 277-291.
- 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 (1): 25-31.
- Cardillo M., Mace G. M., Gittleman J. L. & Purvis A., 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammals conservation. *Proceedings of the National Acadamy of Science (U. S. A.)* 103: 4157-4161.
- Caughley G., 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.*, 63: 215-244.
- 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.
- 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/>
- Corbet G. B & Harris S., 1996. *The handbook of British Mammals*. Blackwell, Oxford.
- Crooks K. R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.
- Diffendorfer J. E., 1998. Testing models of source-sink dynamics and balanced dispersal. *Oikos*, 81: 417-433.
- Driscoll D. A., 2007. How to find a metapopulation. *Can. J. Zool.*, 85: 1031-1048.

- Elmhagen B. & Angerbjorn A., 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos*, 94: 89-100.
- Etienne R. S., Cajo J. F. ter Braak & Claire C. Vos, 2004. Application of stochastic patch occupancy models to real metapopulations. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 34: 487-515.
- Fipaldini D., 2012. Strategie di conservazione del Moscardino (*Muscardinus avellanarius* L.) in paesaggi frammentati dell'Italia centrale. Tesi di laurea specilistica in Conservazione e Divulgazione Naturalistica. Università degli Studi di Roma "La Sapienza", a. a. 2010-2011.
- Fischer J. & Lindenmayer D. B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Flowerdew J. R., 1973. The effects of natural and artificial changes in food supply in breeding in woodlands mice and voles. *Journal of Reproduction and Fertility*, 19 (Suppl): 257-267.
- Flowerdew J. R., 1991. Wood mouse. In: *The handbook of British Mammals*. Corbet G. B. & Harris S. (eds). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Fritts S. H. & Carbyn L. N., 1995. Population viability, nature reserves, and the outlook for gray wolf conservation in North America. *Rest. Ecol.*, 3: 26-38.
- 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*, 173: 65-68.
- Hanski I., Alho J. & Moilanen A., 2000. Estimating the parameters of serviva and migration of individuals in metapopulations. *Ecology*, 81 (1): 239-251.
- Hanski I. & Gaggiotti O. E., 2004. Metapopulation biology: past, present, and future. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.
- Hanski I. & Simberloff D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Hanski I., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 3-16.
- Hanski I., 1991b. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 17-38.

- Hanski I., 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. Trends in Ecology and Evolution, 9: 131-135.
- Hanski I., 1998. Metapopulation dynamics. Nature, 396: 41-49.
- Hanski I., 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hanski I., 2004. Metapopulation theory, its use and misuse. Basic and Applied Ecology, 5: 225-229.
- Harrison S. & Bruna E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecografy, 22: 225-232.
- Harrison S. & Taylor A. D., 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Harrison, S., 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. Biol. J. Linn. Soc., 42: 73-88.
- Harrison, S., and Taylor, A. D., 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Edited by I. A. Hanski and M. E. Gilpin. Academic Press, San Diego.
- 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.
- Holmes E. E. & Semmens B. X., 2004. Viability analysis for endangered metapopulations: a diffusion approximation approach. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.
- IUCN: <http://www.iucnredlist.org/>
- Juskaitis R., 2008. The Common Dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, Population Structure and Dyanamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius.
- Korn H., 1987. Effects of live-trapping and toe-clipping on body weight of European and African rodent species. Oecologia, 71: 597-600.
- Kozakiewicz M. & Szacki J., 1995. Movements of small mammals in a landscape: patch restriction or nomadism? In: *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation*. Ed. W. Z. Lidicker Jr. 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.
- Lambin X., Aars J., Piertney S. B. & Telfer S., 2004. Inferring pattern and process in small mammal metapopulations: insights from ecological and genetic data. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.

Laurence W. F., 2010. Habitat destruction: death by thousand cuts. In *Conservation for All*. Sodhi and Ehrlich. Ed. Oxford University Press. On line: <http://ukcatalogue.oup.com/product/9780199554249.do>

Levins R., 1969. Some demographic and genetics consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15: 237-240.

Levins R., 1970. Extinction. In *Some mathematical problems in biology*. Ed. Gerstenhaber. American Mathematical Society, Providence, RI. 2: 75-107.

Likhachev G. N., 1954. Reproduction and abundance of common dormouse. *Zoologicheskii Zhurnal*, 33: 1171-1182.

Lindenmayer D. B. & Fischer J., 2006. Habitat fragmentation and landscape change, an ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington D. C., USA.

Lindenmayer D. B. & Fischer J., 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 127-132.

MacArthur R. H. & Wilson E. O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Macdonald, D. W. & Tattersall, F. T., 2001. Britain's mammals - the challenge for conservation. The Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University. <http://www.wildcru.org>

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): 2000-2007.

MacKenzie D. I., 2005. Was is there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. *Aust. N. Stat.*, 47 (1): 65-74.

Marsh A. C. W. & Harris S., 2000. Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation*, 92: 275-283.

McGarigal, K., Cushman, S. A., 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecol. Appl.*, 12: 335-345.

McGuire B., Getz L. L. & Oil M. K., 2002. Fitness consequences of sociality in prairies voles, *Microtus ochrogaster*: influence of group size and composition. *Animal Behaviour*, 64: 645-654.

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.

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). Mol. Ecol. Notes., 1 (4): 260-263.

Mladenoff D. J., Sickley T. A. Haight R. G. & Wydeven A. P., 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable grey wolf habitat in the northern Great Lakes region. Conservation Biology, 9: 279-294.

Moilanen A., Smith A. & Hanski I., 1998. Long-term dynamics in a metapopulation of the american pika. The American Naturalist, 152 (4): 530-542.

Moilanen A. & Hanski I., 1998b. Metapopulation dynamics: effect of habitat quality and landscape structure. Ecology, 79 (7): 2503-2515.

Montgomery W. I., 1978. Intra- and interspecific interactions of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *A. flavicollis* (Melchior) under laboratory condition. Animal Behaviour, 26: 1247-1254.

Montgomery W. I., 1978b. Studies on the distributions of *Apodemus sylvaticus* (L.) and *A. flavicollis* (Melchior) in Britain. Mammal Review, 8 (4): 177-184.

Montgomery W. I., 1979. Trap-revealed home range in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *A. flavicollis*. Journal of Animal Ecology, 60: 179-192

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., 1980b. Spatial organisation in sympatric population of *Apodemus sylvaticus* and *A. flavicollis* (Rodentia, Muridae). J. Zool. Lond., 192: 351-377.

Montgomery W. I., Wilson W. L. & Elwood R. W., 1997. Spatial regulation and population growth in the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: experimental manipulations of males and females in natural populations. Journal of Animal Ecology, 66: 755-758.

Morris, P. A., 2003. A review of search on british dormice (Gliridae) and the effect of increasing public and scientific awareness of these animals. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 49 (suppl. 1): 125-130.

Morris, P. A., Bright, P. W. & D. Woods , 1990. Use of the next boxes by the Dormouse (*Muscardinus avellanarius*). Biological Conservation, 51: 307-326.

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., Amori G., & Boitani L., 2010. The role of habitat quality in fragmented landscape: a conceptual overview and prospectus for future research. Oecologia, 163 (2): 535-547.

- Mortelliti A., Amori G., Annesi F. & Boitani L., 2009. 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. *Can. J. Zool.*, 87: 662-670.
- Mortelliti A., Amori G., Capizzi D., Rondinini C. & Boitani L., 2010. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies of European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review*, 40 (2): 125-154.
- Mortelliti A., Santarelli L., Sozio G., Fagiani S. & Boitani L., 2012. Long distance field crossing by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. *Mammalian Biology*. In press.
- Mortelliti A., Santulli Sanzo G. & Boitani L., 2009b. 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., Capizzi D., Cervone C., Fagiani S., Pollini B. & Boitani L., 2011. Indipendent effect of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodent. *Journal of Applied Ecology*, 48: 152-162.
- Murphy D. D., Freas K. E. & Weiss S. B., 1990. An "environment-metapopulation" approach to population viability analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology*, 4: 41-51.
- Nicholls A. O., Viljoen P. C., Knight M. H. & van Jaarsveld A. S., 1996. Evaluating population persistence of censused and unmanaged herbivore populations from the Kruger national park, South Africa. *Biological Conservation*, 76: 57-67.
- Noss R. F., Quigley H. B., Hornocker M. G. et al., 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10: 949-963.
- Noss R., Csuti B. & Groom M. J., 2006. Habitat fragmentation. In *Principles of conservation biology*. Third edition, Groom M. J., Meffe G. K., Carrol C. R. Ed. Sinauer Associated, Inc.
- Olivier P. I., Van Aarde R. J. & Ferreira S. M., 2009. Support for a metapopulation structure among mammals. *Mammal Review*, 39 (3): 178-192.
- Opdam P., 1991. Metapopultion theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, 5 (2): 93-106.
- Ovaskainen O. & Hanski I., 2004. Metapopulation dynamics in highly fragmented landscape. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elservier, Boston, Mass.
- Ovaskainen O. & Hanski I., 2004b. From individual behavior to metapopulation dynamics: unifying the petchy population and classic metapopulation models. *American Naturalist*, 164 (3): 364-377.

- Ovaskainen O., 2002. The effective size of a metapopulation living in a heterogeneous patch network. *American Naturalist*, 160: 612-628.
- Ovaskainen O., 2002b. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. *J. Theor. Biol.*, 218: 419-433.
- Paillat G. & Butet A., 1996. Spatial dynamics of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*) in a fragmented landscape. *Acta Oecologica*, 17: 553-559.
- 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 (London)*, 262: 289-294.
- 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
- Preatoni D. G., Zilio A. & Cantini M., 1997. A model to optimize trap system used for small mammal (Rodentia, Insectivora) density estimates. *Hystrix* 9 (1-2): 31-37.
- PRESENCE <http://www.mbr-pwrc.usgov/software.html>
- 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 (5): 652-661.
- Radford, J. Q., Bennet, A. F., Cheers, G. J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent bird. *Biological Conservation*, 124: 317-377.
- Roach J. L., Stapp P., Van Horne B. & Antolin M. F., 2001. Genetic structure of a metapopulation of black-tailed prairie dogs. *J. Mammal.*, 82: 946-959.
- 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. *The American Naturalist*, 167 (6): 935-938.
- Santarelli L., 2011. Demografia del Moscardino (*Muscardinus avellarianus* L.) in paesaggi frammentati . Tesi di Laurea Specilistica in Conservazione e Divulgazione Naturalistica Università degli Studi di Roma "La Sapienza", a. a. 2010-2011.
- 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.
- Schooley R. L. & Branch L. C., 2007. Spatial heterogeneity in habitat quality and cross-scale interactions in metapopulations. *Ecosystems*, 10: 87-91.

- Scoppola A., Lattanzi E. & Anzalone B., 1996. La flora del Lamone. Ann. Bot. (Roma), 52 (11): 169-238.
- Sjogren P., 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). Biol. J. Linn. Soc., 42: 135-147.
- Smith A. T. & Gilpin M., 1997. Spatially correlated dynamics in a pika metapopulation. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Smith A. T., 1974a. The distribution and dispersal of pikas: consequences of insular population structure. Ecology, 55: 1112-1119.
- Smith A. T., 1974b. The distribution and dispersal of pikas: influence of behavior and climate. Ecology, 55: 1376-1386.
- 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.
- Sorace A., Bellavita M. & Amori G., 1999. Seasonal different in nest-boxes occupation by the dormouse *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae) in two areas of central Italy Ecologia Mediterranea 25: 125-130.
- Sorace A., Petrassi F., Tanda F., Landucci G. & Ruda P., 1998. Nest- box occupation by the dormouse *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae). *Hystrix* 10 (2): 37-40.
- Stacey P. B., Johnson V. A. & Taper M. L., 1997. Migration within metapopulations: the impact upon local population dynamics. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Stenseth N. C., Viljugrein H., Jedrejewski 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.
- Szacki J. & Liro A., 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. Landscape Ecology, 5: 219-224.
- Szacki J., 1999. Spatially structured populations: how much do they match the classical metapopulation concept? Landscape Ecology, 14: 369-379.
- Tattersall F. H., MacDonals D. W., Hart B. J., Manley W. & Feber R., 2001. Habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in a changeable arable landscape. J. Zool. Lond., 255: 487-494.
- 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 woog mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. Journal of Zoology, 250: 305-311.

- Thomas C. D. & Hanski I., 1997. Butterfly metapopulation. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Thomas C. D. & Hanski I., 2004. Metapopulation dynamics in changing environments: butterfly responses to habitat and climate change. In *Ecology, genetics, and evolution of Metapopulation*. Edited by Hanski I. and Gaggiotti O., Elsevier, Boston, Mass.
- Thomas C. D. & Kunin W. E., 1999. The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology*, 68: 647-657.
- 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.
- Toschi A., 1965. Fauna d'Italia: Mammalia; Longomorpha, Rodentia, Carnivora, Artiodactyla, Cetacea. Collana Fauna d'Italia .Ed. Calderini
- Van Apeldoorn R. C., Oostenbrik W. T., Van Winden A. & Van Der Zee F. F., 1992. Effect of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. *Oikos*, 65 (2): 265-274.
- Van Horne B., 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management*, 47 (4): 893-901.
- Villard, M. A., Trzcinski, M. K., Merriam G., 1999. Fragmentation effects on forest bird: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, 13: 774. 783.
- Weaver J. L., Paquet P. C. & Ruggiero L. F. 1996. Resilience and conservation of the large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10: 964-976.
- Wiens J. A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. In *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Ed. da Hanski Ikka, Gilpin Michael E.
- Wilson E. O., 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wilson W. L., Montgomery W. I. & Elwood R. W., 1993. Population regulation in the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (L.). *Mammal Review*, 23 (2): 73-92.

**Appendice 1. Database occupancy per *Muscardinus avellanarius* (prima parte)**

	2010							2011											
	CAPT 1-1 mag	CAPT 2-1 giu	CAPT 3-1 lug	CAPT 4-1 ago	CAPT 5-1 set	CAPT 6-1 ott	CAPT 7-1 nov	CAPT 1-1 apr	CAPT 1-2 apr	CAPT 1-3 apr	CAPT 2-1 mag	CAPT 2-2 mag	CAPT 2-3 mag	CAPT 3-1 giu	CAPT 4-1 lug	CAPT 4-2 lug	CAPT 4-3 lug		
L-CAN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0		
L-CAV	0	0	0	1	0	0	1	-	-	-	1	0	0	1	1	0	0		
L-CGH	1	0	1	1	0	0	1	-	-	-	0	0	1	0	0	0	1		
L-ESY	1	0	1	0	1	0	1	-	-	-	1	0	0	0	0	1	0		
L-FRS	0	0	0	1	0	1	0	-	-	-	1	0	0	1	1	0	0		
L-LGN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
L-MNL	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0		
L-OTC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1	1	0	0	0		
L-RIS	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	1	0	1	0	0	1		
L-SUE	0	0	1	1	1	1	1	-	-	-	1	1	1	1	0	1	0		
S-BCC	1	1	0	1	1	1	0	-	-	-	0	1	0	0	0	0	0		
S-GUD	0	0	0	0	0	0	1	-	-	-	1	0	0	0	0	0	0		
S-INF	1	0	0	1	1	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-PSS	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-PST	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-PRT	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-RCR	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-SCR	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1	0	0	0	0	0	0		
S-SPT	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-STL	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
S-TLC	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1	0	0	0	0	0	0		
V-FOR	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1	1	1	1	1	0	0		
V-GDG	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	1	0	0	0		
V-GRF	1	0	0	0	0	0	1	-	-	-	1	1	1	1	0	0	0		
V-JMG	1	0	0	1	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
V-MLS	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0		
V-PRV	0	0	0	0	0	0	1	-	-	-	1	1	1	1	0	0	0		
V-QNC	0	1	0	1	1	1	1	-	-	-	1	1	0	1	1	0	1		
V-RSV	1	1	1	1	1	1	0	-	-	-	0	1	1	1	0	0	1		
V-SCP	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0		

**Appendice 1. Database occupancy per *Muscardinus avellanarius* (seconda parte)**

	2011									2012											
	CAPT 5-1 ago	CAPT 6-1 set	CAPT 6-2 set	CAPT 6-3 set	CAPT 7-1 ott	CAPT 8-1 nov	CAPT 8-2 nov	CAPT 8-3 nov	CAPT 9-1 dic	CAPT 1-1 gen	CAPT 2-1 feb	CAPT 3-1 mar	CAPT 4-1 apr	CAPT 5-1 mag	CAPT 5-2 mag	CAPT 5-3 mag	CAPT 6-1 giu	CAPT 7-1 lug	CAPT 7-2 lug	CAPT 7-3 lug	CAPT 8-1 ago
L-CAN	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
L-CAV	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	-	-	0	0	0	0	0	0	0	1	1
L-CGH	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	-	-	0	0	0	0	1	0	0	0	0
L-ESY	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	-	-	0	1	0	0	0	1	0	0	1
L-FRS	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	-	-	1	0	0	0	0	0	0	0	1
L-LGN	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
L-MNL	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-	-	1	0	0	0	0	1	0	0	0
L-OTC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	1	0	0	1	0	0	0	0
L-RIS	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	-	-	1	1	1	0	1	1	0	1	0
L-SUE	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	-	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0
S-BCC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-GUD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	0	1	-	-	0	0	-	-	0
S-INF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-PSS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-PST	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-PRT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-RCR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	1	-	-	0	0	-	-	0
S-SCR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	1	0	-	-	0
S-SPT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-STL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-	0
S-TLC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	1	-	-	0	0	-	-	0
V-FOR	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	-	-	0	1	1	0	0	0	0	0	0
V-GDG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	1	1	0	1	1	0	1	0
V-GRF	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	-	-	1	1	0	1	1	1	0	1	1
V-JMG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V-MLS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	1	0	0	0	1	0	0
V-PRV	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	-	-	1	1	0	1	1	0	0	0	0
V-QNC	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	-	-	1	1	1	1	1	1	0	0	0
V-RSV	0	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V-SCP	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	-	-	0	1	0	1	0	1	0	0	0

## Appendice 1. Database occupancy per *Myodes glareolus*

	Aprile 2011			Giugno 2011			Agosto 2011			Ottobre 2011			Dicembre 2011			Febbraio 2012			Aprile 2012			Giugno 2012			Agosto 2012		
	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
1FC	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
2VL	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1
ALB	-	-	-	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
API	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
BRU	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CSP	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
CAT	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
CRI	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
CRO	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
FDT	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
FOR	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
GDG	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
GOK	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
GRF	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1
IUG	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
MCD	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0
MLS	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
MOZ	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
PEG	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	0
PRV	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	0	0
QNC	-	-	-	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0
RIG	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
SCT	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
SCP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0
TAN	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
TST	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0
VRG	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
VIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
YEA	0	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	1

## Appendice 1. Database occupancy per *Apodemus flavicollis*

	Aprile 2011			Giugno 2011			Agosto 2011			Ottobre 2011			Dicembre 2011			Febbraio 2012			Aprile 2012			Giugno 2012			Agosto 2012		
	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
1FC	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	1
2VL	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	1
ALB	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
API	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	1
BRU	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CSP	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	1
CAT	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
CRI	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1
CRO	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
FDT	-	-	-	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
FOR	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
GDG	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
GOK	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
GRF	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	-	-	-	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
IUG	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
MCD	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
MLS	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
MOZ	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
PEG	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PRV	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
QNC	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
RIG	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	1
SCT	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
SCP	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
TAN	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
TST	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
VRG	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
VIP	0	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
YEA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1

## Appendice 1. Database occupancy per *Apodemus sylvaticus*

	Aprile 2011			Giugno 2011			Agosto 2011			Ottobre 2011			Dicembre 2011			Febbraio 2012			Aprile 2012			Giugno 2012			Agosto 2012			
	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	
1FC	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	1	1
2VL	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	
ALB	-	-	-	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	
API	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	
BRU	-	-	-	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
CSP	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	
CAT	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	
CRI	-	-	-	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
CRO	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	
FDT	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
FOR	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	
GDG	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	
GOK	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	1	
GRF	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	-	-	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	
IUG	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	
MCD	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	
MLS	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	
MOZ	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1		
PEG	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	
PRV	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0		
QNC	-	-	-	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1		
RIG	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1		
SCT	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1		
SCP	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		
TAN	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1		
TST	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		
VRG	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1		
VIP	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1		
YEA	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		

## Appendice 2. Variabili

Sigle utilizzate:

SRx.y: Sex Ratio(mese.anno)

ADx.y: Proporzione di adulti (mese.anno)

densx.y: Densità di individui (mese.anno)

Abbx.y: Abbondanza di individui (mese.anno)

### *Muscardinus avellanarius*

	Area Patch (ha)	Area Griglia (ha)	Area griglia/patch	Area Buffer (ha)	Area Overlap (ha)	Area Overlap/Buffer	Siepi	Siepi connesse	Patch connessi
L-CAN	3743.36	3.70	0.0010	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-CAV	3743.36	4.14	0.0011	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-CGH	3743.36	3.93	0.0011	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-ESY	3743.36	3.86	0.0010	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-FRS	3743.36	4.06	0.0011	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-LGN	3743.36	3.61	0.0010	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-MNL	3743.36	3.89	0.0010	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-OTC	3743.36	3.31	0.0009	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-RIS	3743.36	4.07	0.0011	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
L-SUE	3743.36	4.69	0.0013	2125.13	26.947	0.01268	176	33	25
S-BCC	6.85	3.44	0.5018	30.58	0.000	0.00000	1	1	1
S-GUD	178.98	3.07	0.0171	323.81	4.136	0.01277	46	9	6
S-INF	4.23	1.25	0.2966	25.99	0.000	0.00000	4	3	3
S-PSS	1.33	0.13	0.0959	13.45	0.000	0.00000	0	0	0
S-PST	19.09	2.58	0.1353	55.83	0.018	0.00033	8	2	2
S-PRT	2.07	0.28	0.1353	15.89	0.000	0.00000	2	2	2
S-RCR	2.02	1.27	0.6264	12.38	0.000	0.00000	4	2	2
S-SCR	2.37	1.17	0.4942	15.08	0.000	0.00000	0	0	0
S-SPT	0.55	0.12	0.2140	6.20	0.000	0.00000	2	1	1
S-STL	2.09	0.05	0.0244	7.50	0.000	0.00000	2	2	2
S-TLC	2.62	0.42	0.1589	15.20	0.000	0.00000	2	0	0
V-FOR	5.72	3.12	0.5447	17.97	0.000	0.00000	5	3	2
V-GDG	1.20	0.84	0.7019	8.42	0.000	0.00000	3	1	1
V-GRF	328.78	5.87	0.0179	304.94	3.912	0.01283	32	10	6
V-JMG	3.82	2.45	0.6419	12.79	0.000	0.00000	6	4	6
V-MLS	2.87	1.15	0.4025	14.94	0.000	0.00000	5	4	2
V-PRV	1.74	0.84	0.4852	10.22	0.000	0.00000	4	0	0
V-QNC	24.79	3.94	0.1591	84.91	0.000	0.00000	2	1	5
V-RSV	21.50	3.98	0.1853	22.44	0.000	0.00000	5	4	8
V-SCP	2.55	1.40	0.5486	13.03	0.000	0.00000	3	1	3

<i>Muscardinus avellanarius</i>																										
	SR5.10	SR6.10	SR7.10	SR8.10	SR9.10	SR10.10	SR11.10	SR4.11	SR5.11	SR6.11	SR7.11	SR8.11	SR9.11	SR10.11	SR11.11	SR12.11	SR1.12	SR2.12	SR3.12	SR4.12	SR5.12	SR6.12	SR7.12	SR8.12		
L-CAN	0.143	0.000	0.250	0.500	0.333	0.250	0.429	0.545	0.400	0.667	0.000	0.500	0.400	0.500	0.750	1.000	1.000	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	
L-CAV	0.500	0.500	0.500	0.000	0.000	0.500	0.250	0.500	0.500	0.333	0.000	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000
L-CGH	1.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.500	0.500	0.500	0.250	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
L-ESY	1.000	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.000
L-FRS	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.000	0.500	0.000	0.000	1.000	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
L-LGN	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
L-MNL	0.500	0.333	0.250	0.500	0.222	0.286	0.667	0.300	0.444	0.667	0.500	0.000	0.000	0.200	0.579	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
L-OTC	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	1.000	0.500	0.500
L-RIS	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	1.000	0.500
L-SUE	0.500	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.500	0.500	0.333	1.000	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-BCC	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-GUD	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500
S-INF	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-PSS	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-PST	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-PRT	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-RCR	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-SCR	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-SPT	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-STL	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
S-TLC	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
V-FOR	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.600	0.333	0.000	0.500	0.000	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
V-GDG	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500
V-GRF	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.250	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.429	0.400	0.500	0.500	0.500	0.500	0.667	0.500	0.500	0.000	0.667
V-JMG	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
V-MLS	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500
V-PRV	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.667	0.500	0.500
V-QNC	0.500	0.500	0.500	1.000	1.000	0.500	0.286	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.000	0.000	0.500	0.667	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	1.000	0.500	0.500	0.333	0.500
V-RSV	0.500	0.000	1.000	0.000	0.500	0.000	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
V-SCP	0.333	0.000	0.500	0.500	1.000	0.000	0.500	1.000	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500

### *Muscardinus avellanarius*

	<i>Muscardinus avellanarius</i>																								
	dens5.	dens6.	dens7.	dens8.	dens9.	dens10	dens11	dens4.	dens5.	dens6.	dens7.	dens8.	dens9.	dens10	dens11	dens12	dens1.	dens2.	dens3.	dens4.	dens5.	dens6.	dens7.	dens8.	
	10	10	10	10	10	.10	.10	11	11	11	11	11	11	.11	.11	.11	.11	12	12	12	12	12	12	12	12
L-CAN	2.161	0.810	1.080	0.540	2.161	1.621	4.592	1.080	1.891	0.540	2.701	0.540	0.810	1.351	0.270	0.270	0.000	0.000	0.810	0.540	0.000	0.810	1.891	0.270	
L-CAV	0.000	0.000	0.000	0.966	0.242	0.000	0.966	0.000	0.000	0.000	1.449	0.000	0.000	0.725	0.242	0.000	0.000	0.000	0.242	0.000	0.000	0.483	0.725	0.242	
L-CGH	0.254	0.000	0.254	0.254	0.000	0.000	0.254	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.017	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.254	0.254	
L-ESY	0.259	0.000	0.259	0.000	0.519	0.000	0.519	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
L-FRS	0.000	0.000	0.000	0.246	0.000	0.246	0.000	0.000	0.000	0.000	0.246	0.000	0.000	0.246	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.246	0.246	
L-LGN	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.277	0.000	
L-MNL	0.514	1.543	1.286	0.257	2.571	1.800	4.371	1.543	0.257	1.028	1.543	0.771	0.257	0.771	1.028	0.000	0.000	0.257	0.000	0.257	0.000	1.286	3.342	1.286	
L-OTC	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.302	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
L-RIS	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.246	0.000	0.491	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.246	
L-SUE	0.000	0.000	0.000	0.427	0.640	0.640	0.213	0.000	0.000	0.000	1.281	0.640	0.213	0.213	0.000	0.213	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-BCC	0.291	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.582	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-GUD	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.326	0.000	0.000	0.000	0.326	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.326	0.000	0.000	0.000	
S-INF	0.798	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-PSS	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-PST	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-PRT	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-RCR	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-SCR	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.853	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-SPT	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-STL	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
S-TLC	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2.403	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-FOR	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.283	0.962	0.641	0.962	0.321	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.321	
V-GDG	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-GRF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.340	0.170	0.170	0.170	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.021	
V-JMG	0.408	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-MLS	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-PRV	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.187	0.000	0.000	0.000	2.373	2.373	2.373	1.187	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-QNC	0.000	0.507	0.000	0.254	0.254	0.254	2.282	0.000	0.000	0.254	0.254	0.000	0.254	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.254	1.775	
V-RSV	0.251	0.251	0.251	0.502	0.251	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.251	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
V-SCP	4.290	0.715	0.000	0.715	0.715	0.000	2.145	0.715	0.000	2.860	0.715	0.000	0.715	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.715	3.575	

	<i>Muscardinus avellanarius</i>																							
	Abb5. 10	Abb6. 10	Abb7. 10	Abb8. 10	Abb9. .10	Abb10 60668.10	Abb11 11	Abb4. 11	Abb5. 11	Abb6. 11	Abb7. 11	Abb8. 11	Abb9. .11	Abb10 5055.7.11	Abb11 1011.1.11	Abb12 1011.1.12	Abb1. 12	Abb2. 12	Abb3. 12	Abb4. 12	Abb5. 12	Abb6. 12	Abb7. 12	Abb8. 12
L-CAN	8089.1	3033.4	4044.5	2022.3	8089.1	60668.3	17189. 3	4044.5	7078.0	2022.3	10111. 4	2022.3	3033.4	5055.7	1011.1	1011.1	0.0	0.0	3033.4	2022.3	0.0	3033.4	7078.0	1011.1
L-CAV	0.0	0.0	0.0	3617.1	904.3	0.0	3617.1	0.0	0.0	0.0	5425.7	0.0	0.0	2712.8	904.3	0.0	0.0	904.3	0.0	0.0	1808.6	2712.8	904.3	
L-CGH	952.1	0.0	952.1	952.1	0.0	0.0	952.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3808.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	952.1	952.1	
L-ESY	970.6	0.0	970.6	0.0	1941.3	0.0	1941.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	970.6	0.0	0.0	0.0	970.6	0.0	0.0	0.0	0.0
L-FRS	0.0	0.0	0.0	921.6	0.0	921.6	0.0	0.0	0.0	0.0	921.6	0.0	0.0	921.6	921.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	921.6	921.6	
L-LGN	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1036.2	0.0	0.0	0.0
L-MNL	1924.8	5774.5	4812.1	962.4	9624.2	6737.0	16361. 2	5774.5	962.4	3849.7	5774.5	2887.3	962.4	2887.3	3849.7	0.0	0.0	962.4	0.0	962.4	0.0	4812.1	12511. 5	4812.1
L-OTC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1129.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
L-RIS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	919.3	0.0	1838.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	919.3
L-SUE	0.0	0.0	0.0	1598.0	2397.0	2397.0	799.0	0.0	0.0	0.0	4794.0	2397.0	799.0	799.0	0.0	799.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-BCC	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	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
S-GUD	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.4	0.0	0.0	0.0	58.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.4	0.0	0.0
S-INF	3.4	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-PSS	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-PST	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-PRT	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-RCR	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-SCR	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	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
S-SPT	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-STL	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S-TLC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	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
V-FOR	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	5.5	3.7	5.5	1.8	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
V-GDG	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
V-GRF	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	111.9	56.0	56.0	56.0	56.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	335.8
V-JMG	1.6	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
V-MLS	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
V-PRV	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	4.1	4.1	4.1	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
V-QNC	0.0	12.6	0.0	6.3	6.3	6.3	56.6	0.0	0.0	6.3	6.3	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	44.0	6.3
V-RSV	5.4	5.4	5.4	5.4	10.8	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
V-SCP	10.9	1.8	0.0	0.0	1.8	1.8	0.0	5.5	1.8	0.0	7.3	1.8	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	9.1	0.0

	Variabili Patch Terricoli						Buffer <i>Myodes glareolus</i>			Buffer Apodemus		
	Area Patch (ha)	Area Griglia (ha)	Area griglia/patch	Siepi	Siepi connesse	Patch connessi	Area Buffer (ha)	Area Overlap (ha)	Area Overlap/Buffer	Area Buffer (ha)	Area Overlap (ha)	Area Overlap/Buffer
IFC	2.25500	0.31811	0.1410687	0	0	0	38.582866	0	0	113.935	0.693	0.0060824
2VL	4.37600	0.27811	0.0635535	7	4	2	59.219626	3.09	0.0521786	153.907	15.319	0.0995341
ALB	17.21200	0.17714	0.0102917	17	10	4	136.05509	4.67	0.0343243	279.264	7.124	0.0255099
API	2.73900	0.37417	0.1366083	1	1	1	36.200481	2.442	0.0674577	109.929	7.105	0.0646326
BRU	5.73000	0.40077	0.0699424	6	4	3	46.413421	1.939	0.0417767	129.786	8.894	0.0685282
CSP	14.07600	0.53676	0.038133	13	10	5	80.614167	2.239	0.0277743	193.488	15.688	0.08108
CAT	12.80700	0.50238	0.039227	5	1	1	76.504318	1.655	0.0216328	186.41	13.065	0.0700874
CRI	0.82500	0.20845	0.2526667	2	2	2	31.72104	2.553	0.0804829	100.853	2.553	0.0253141
CRO	0.75200	0.24819	0.3300399	2	1	2	31.511268	0	0	100.585	0	0
FDT	9.66300	0.29118	0.0301335	5	1	2	86.942185	1.232	0.0141703	199.988	9.181	0.0459078
FOR	5.72400	0.3349	0.058508	5	5	3	53.02503	1.131	0.0213295	142.203	2.719	0.0191206
GDG	1.20300	0.33531	0.2787282	3	1	1	31.156999	0	0	99.857	1.867	0.0186967
GOK	1.01200	0.3472	0.343083	0	0	0	31.62599	0	0	100.782	1.685	0.0167193
GRF	328.13300	0.42715	0.0013018	32	13	7	596.444	4.325	0.0072513	981.765	100.75	0.1026213
IUG	3.53800	0.31121	0.0879621	0	0	0	43.998201	8.972	0.2039174	124.116	19.271	0.155266
MCD	5.06700	0.36555	0.0721433	4	3	3	56.368424	2.815	0.0499393	147.885	14.192	0.0959665
MLS	2.86500	0.32774	0.1143944	5	2	1	46.384012	1.166	0.025138	129.721	5.269	0.0406179
MOZ	11.71000	0.3426	0.029257	5	3	3	85.903208	4.169	0.0485314	206.688	16.262	0.078679
PEG	1.05400	0.19583	0.185797	0	0	0	31.239388	1.634	0.0523058	99.95	5.151	0.0515358
PRV	1.73700	0.41143	0.2368624	4	0	0	35.455331	0	0	108.199	0	0
QNC	24.78500	0.33177	0.0133859	2	1	5	176.45254	0	0	351.731	0	0
RIG	10.63500	0.31459	0.0295806	4	1	1	70.232288	5.729	0.0815722	174.501	7.624	0.0436903
SCT	0.56300	0.16728	0.2971226	0	0	0	26.851895	0.778	0.0289737	91.41	1.285	0.0140575
SCP	2.54900	0.33229	0.1303609	3	1	5	42.282967	0	0	122.062	0	0
TAN	13.64600	0.36766	0.0269427	5	4	6	82.273209	5.556	0.0675311	197.869	11.035	0.0557692
TST	1.19800	0.33794	0.2820868	0	0	0	31.634418	0	0	101.094	0	0
VRG	2.85300	0.36996	0.129674	4	3	3	41.520658	0.043	0.0010356	120.055	4.058	0.0338012
VIP	1.45900	0.29811	0.2043249	4	1	1	32.950557	0.061	0.0018513	103.586	13.939	0.1345645
YEA	4.71700	0.33658	0.0713547	3	2	5	46.733759	13.742	0.2940487	130.206	18.264	0.14027

	<i>Myodes glareolus</i>																	
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	AD1	AD2	AD3	AD4	AD5	AD6	AD7	AD8	AD9
1FC	0.50	1.00	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2VL	0.75	1.00	1.00	0.50	1.00	0.00	0.20	0.83	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.82	0.67	1.00	
ALB	0.50	0.55	0.75	1.00	0.33	0.50	0.44	0.40	0.50	0.00	0.91	1.00	1.00	0.67	0.86	0.82	0.83	0.78
API	0.33	0.50	0.21	0.21	0.17	0.26	0.34	0.68	0.63	0.74	0.79	0.87	1.00	0.76	0.85	0.85	0.89	0.77
BRU	0.50	0.45	0.43	0.33	0.50	0.33	0.48	0.80	0.79	0.00	0.93	1.00	1.00	0.83	0.86	0.77	0.73	0.94
CSP	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CAT	1.00	0.75	0.50	0.50	0.00	0.50	0.00	0.50	0.50	0.50	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00
CRI	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.50	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	
CRO	0.44	0.41	0.44	0.00	0.00	0.14	0.25	0.71	0.50	0.95	0.81	0.89	1.00	0.83	1.00	0.43	0.89	0.69
FDT	0.50	0.61	0.53	0.42	0.14	0.20	0.42	0.40	0.54	0.00	0.67	0.95	1.00	0.89	0.83	1.00	1.00	0.80
FOR	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.75
GDG	0.36	0.61	0.67	0.38	0.33	0.45	0.44	0.52	0.65	0.78	0.97	1.00	1.00	0.83	0.69	0.67	0.76	0.94
GOK	0.50	0.25	0.00	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
GRF	1.00	0.00	0.00	0.50	0.50	0.00	0.17	0.67	0.60	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.80
IUG	0.78	0.71	0.50	0.50	0.33	0.50	0.67	0.50	1.00	0.50	0.88	1.00	1.00	1.00	0.00	0.75	0.00	1.00
MCD	0.50	1.00	1.00	0.50	0.50	0.22	0.40	0.00	0.50	0.00	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00	0.77	1.00	1.00
MLS	0.83	0.50	1.00	0.00	0.00	0.50	0.14	1.00	0.89	0.67	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.80
MOZ	1.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.50	0.20	0.50	0.33	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00	0.50	0.57	1.00	1.00
PEG	1.00	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRV	0.25	0.73	0.67	0.50	0.00	0.25	0.20	0.75	1.00	1.00	0.75	1.00	1.00	0.75	0.80	0.92	1.00	1.00
QNC	0.50	0.50	0.00	0.50	0.50	0.50	0.33	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00
RIG	0.50	1.00	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SCT	0.67	0.71	0.00	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	0.50	0.83	0.67	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
SCP	1.00	0.50	0.50	0.50	0.67	0.25	0.50	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.88	0.88	1.00	1.00
TAN	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TST	0.00	0.50	0.50	0.50	0.00	0.50	0.17	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.67	1.00	1.00
VRG	0.58	0.61	0.55	0.25	0.75	0.00	0.30	1.00	0.50	0.54	0.95	0.83	1.00	1.00	1.00	0.92	0.67	0.88
VIP	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
YEA	1.00	0.80	1.00	0.00	0.50	0.00	0.20	0.00	0.78	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.75	1.00	1.00	1.00

	<i>Myodes glareolus</i>																	
	Den1	Den2	Den3	Den4	Den5	Den6	Den7	Den8	Den9	Abb1	Abb2	Abb3	Abb4	Abb5	Abb6	Abb7	Abb8	Abb9
1FC	0.00	3.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2VL	10.79	10.79	7.19	3.60	7.19	17.98	39.55	21.57	7.19	47.2	47.2	31.5	15.7	31.5	78.7	173.1	94.4	31.5
ALB	0.00	62.10	22.58	5.65	16.94	39.52	56.45	62.10	45.16	0.0	1068.8	388.7	97.2	291.5	680.2	971.7	1068.8	777.3
API	56.12	77.50	37.42	50.78	69.49	88.20	120.27	171.05	192.43	153.7	212.3	102.5	139.1	190.3	241.6	329.4	468.5	527.1
BRU	0.00	37.43	29.94	7.49	14.97	54.89	64.88	27.45	39.92	0.0	214.5	171.6	42.9	85.8	314.5	371.7	157.3	228.8
CSP	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CAT	3.98	7.96	0.00	0.00	1.99	3.98	1.99	0.00	0.00	51.0	102.0	0.0	0.0	25.5	51.0	25.5	0.0	0.0
CRI	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.80	0.00	4.80	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	4.3
CRO	88.64	124.90	36.26	12.09	24.18	28.20	24.18	36.26	112.82	66.7	93.9	27.3	9.1	18.2	21.2	18.2	27.3	84.8
FDT	0.00	103.03	75.55	51.51	30.91	82.42	48.08	17.17	44.65	0.0	995.6	730.1	497.8	298.7	796.5	464.6	165.9	431.4
FOR	5.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.99	0.00	11.94	34.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.1	0.0	68.4
GDG	68.59	86.49	38.77	20.88	17.89	38.77	62.63	86.49	50.70	82.5	104.0	46.6	25.1	21.5	46.6	75.3	104.0	61.0
GOK	0.00	11.52	2.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	11.7	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
GRF	7.02	7.02	2.34	0.00	0.00	2.34	14.05	7.02	11.71	2442.6	2442.6	814.2	0.0	0.0	814.2	4885.2	2442.6	4071.0
IUG	32.13	28.92	6.43	6.43	9.64	0.00	12.85	0.00	6.43	113.7	102.3	22.7	22.7	34.1	0.0	45.5	0.0	22.7
MCD	0.00	16.41	5.47	0.00	8.21	24.62	35.56	2.74	2.74	0.0	83.2	27.7	0.0	41.6	124.8	180.2	13.9	13.9
MLS	18.31	9.15	9.15	3.05	3.05	15.26	27.46	15.26	30.51	52.5	26.2	26.2	8.7	8.7	43.7	78.7	43.7	87.4
MOZ	2.92	5.84	0.00	2.92	2.92	5.84	20.43	5.84	17.51	34.2	68.4	0.0	34.2	34.2	68.4	239.3	68.4	205.1
PEG	5.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PRV	9.72	29.17	14.58	4.86	9.72	24.31	29.17	9.72	4.86	16.9	50.7	25.3	8.4	16.9	42.2	50.7	16.9	8.4
QNC	0.00	6.03	3.01	0.00	0.00	0.00	9.04	6.03	6.03	0.0	149.4	74.7	0.0	0.0	0.0	224.1	149.4	149.4
RIG	0.00	6.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	67.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SCT	35.87	53.80	5.98	0.00	0.00	0.00	11.96	0.00	0.00	20.2	30.3	3.4	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0
SCP	3.01	0.00	0.00	0.00	9.03	24.08	24.08	6.02	12.04	7.7	0.0	0.0	0.0	23.0	61.4	61.4	15.3	30.7
TAN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TST	2.96	0.00	0.00	0.00	5.92	0.00	17.75	2.96	2.96	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	0.0	21.3	3.5
VRG	35.14	54.06	35.14	10.81	13.51	10.81	32.44	8.11	21.62	100.3	154.2	100.3	30.8	38.6	30.8	92.5	23.1	61.7
VIP	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.35	0.00	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0
YEA	5.94	20.80	5.94	5.94	5.94	11.88	17.83	2.97	23.77	28.0	98.1	28.0	28.0	28.0	56.1	84.1	14.0	112.1

	<i>Apodemus flavicollis</i>																	
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	AD1	AD2	AD3	AD4	AD5	AD6	AD7	AD8	AD9
1FC	0.50	0.40	0.33	0.33	0.33	0.57	0.17	0.77	0.63	0.83	0.60	0.67	0.67	0.67	0.88	0.67	0.64	0.79
2VL	0.60	0.50	0.63	0.33	0.29	0.42	0.25	0.67	0.69	1.00	0.80	1.00	1.00	1.00	0.74	0.81	0.94	0.93
ALB	0.50	0.82	0.50	0.25	0.50	0.38	0.13	0.42	0.58	0.00	0.73	1.00	1.00	1.00	0.63	1.00	0.84	0.83
API	1.00	0.50	0.25	0.60	0.67	0.33	0.40	0.67	0.40	1.00	0.71	1.00	1.00	1.00	0.50	0.67	1.00	0.73
BRU	0.50	0.75	0.80	0.50	0.86	0.43	0.41	0.63	0.51	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.88	0.96	0.58
CSP	1.00	0.75	1.00	1.00	0.60	0.50	0.44	0.52	0.56	1.00	0.50	1.00	1.00	1.00	0.33	0.89	0.81	0.88
CAT	1.00	1.00	1.00	0.50	0.50	0.50	0.50	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.75
CRI	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.60	1.00	0.50	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.80	1.00	0.50	0.86
CRO	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.60	0.75	0.00	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.50	1.00	0.50
FDT	0.50	0.50	1.00	0.50	0.00	0.56	0.41	0.42	0.58	0.00	0.00	0.50	0.00	1.00	0.78	0.78	0.83	0.77
FOR	0.71	0.67	0.50	1.00	0.50	0.50	0.43	0.71	0.35	1.00	0.67	0.75	1.00	1.00	1.00	0.86	0.72	0.76
GDG	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.56	0.33	0.60	0.62	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.67	1.00	1.00	0.62
GOK	0.50	0.50	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.50	1.00	1.00
GRF	0.38	1.00	0.50	0.00	0.50	0.50	0.43	0.42	0.59	0.75	1.00	1.00	0.00	0.00	0.67	0.71	0.79	0.74
IUG	0.43	0.33	0.50	1.00	0.50	0.43	0.40	0.86	0.57	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	0.86	1.00	0.71	1.00
MCD	0.25	0.60	1.00	1.00	0.75	0.50	0.57	0.25	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	0.63	1.00	0.50	1.00
MLS	0.67	0.80	0.50	1.00	0.50	0.47	0.32	0.50	0.70	0.50	0.80	1.00	0.67	0.50	0.69	0.79	0.89	0.95
MOZ	0.57	0.56	0.67	1.00	0.60	0.52	0.50	0.54	0.58	1.00	0.67	1.00	1.00	0.80	0.82	0.87	0.86	0.76
PEG	1.00	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00
PRV	0.68	0.67	0.75	0.50	0.38	0.40	0.31	0.49	0.62	1.00	0.78	1.00	0.00	0.88	1.00	0.89	0.80	0.86
QNC	0.50	0.71	0.67	0.60	0.25	0.50	0.11	0.09	0.59	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.83	1.00	0.91	0.94
RIG	0.75	0.63	0.75	0.00	0.50	0.50	0.53	0.67	0.80	1.00	0.56	0.50	1.00	0.00	0.75	0.74	1.00	1.00
SCT	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	0.25	1.00	1.00	1.00
SCP	1.00	1.00	0.50	0.50	1.00	0.64	0.64	0.50	0.56	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.82	0.91	0.88	0.89
TAN	0.50	0.33	0.40	0.33	0.50	1.00	0.47	0.50	0.67	0.90	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.71	0.80	0.89
TST	0.53	0.57	0.86	0.50	0.50	0.42	0.20	0.36	0.53	0.80	1.00	0.86	1.00	1.00	0.62	0.93	0.86	0.59
VRG	0.43	0.58	0.56	0.50	0.33	0.44	0.35	0.33	0.48	0.93	0.67	0.89	1.00	0.83	0.72	0.87	0.78	0.92
VIP	0.33	0.50	0.57	0.40	0.25	0.33	0.36	0.50	0.60	0.67	1.00	1.00	1.00	0.75	0.56	0.82	0.50	0.63
YEA	1.00	0.33	0.00	1.00	0.50	1.00	0.50	1.00	0.57	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	0.70	1.00	0.80

	<i>Apodemus flavicollis</i>																	
	Den1	Den2	Den3	Den4	Den5	Den6	Den7	Den8	Den9	Abb1	Abb2	Abb3	Abb4	Abb5	Abb6	Abb7	Abb8	Abb9
1FC	18.86	15.72	9.43	9.43	18.86	25.15	18.86	44.01	75.45	42.53	35.44	21.27	21.27	42.53	56.71	42.53	99.24	170.13
2VL	21.57	35.96	28.77	10.79	25.17	68.32	57.53	64.72	104.28	94.41	157.35	125.88	47.20	110.14	298.96	251.76	283.23	456.31
ALB	0.00	62.10	11.29	22.58	45.16	45.16	50.81	107.26	67.74	0.00	1068.83	194.33	388.66	777.33	777.33	874.49	1846.16	1165.99
API	5.35	18.71	10.69	13.36	8.02	10.69	16.04	32.07	40.09	14.64	51.24	29.28	36.60	21.96	29.28	43.92	87.84	109.80
BRU	0.00	9.98	12.48	14.97	17.47	17.47	42.42	62.38	122.26	0.00	57.19	71.49	85.78	100.08	100.08	243.06	357.44	700.58
CSP	3.73	7.45	3.73	3.73	9.32	11.18	16.77	39.12	29.81	48.98	97.97	48.98	48.98	122.46	146.95	220.42	514.32	391.86
CAT	0.00	0.00	1.99	1.99	5.97	0.00	0.00	1.99	7.96	0.00	0.00	25.49	25.49	76.48	0.00	0.00	25.49	101.97
CRI	0.00	0.00	0.00	0.00	4.80	23.99	4.80	9.59	33.58	0.00	0.00	0.00	0.00	4.28	21.42	4.28	8.57	29.99
CRO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	20.15	16.12	4.03	4.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	15.15	12.12	3.03	3.03
FDT	0.00	6.87	6.87	0.00	10.30	30.91	61.82	41.21	106.46	0.00	66.37	66.37	0.00	99.56	298.67	597.34	398.23	1028.76
FOR	17.92	8.96	11.94	8.96	5.97	17.92	20.90	53.75	50.76	102.55	51.28	68.37	51.28	34.18	102.55	119.64	307.65	290.56
GDG	0.00	0.00	5.96	0.00	0.00	26.84	8.95	29.82	38.77	0.00	0.00	7.18	0.00	0.00	32.29	10.76	35.88	46.64
GOK	5.76	0.00	2.88	0.00	0.00	2.88	5.76	2.88	5.76	5.83	0.00	2.91	0.00	0.00	2.91	5.83	2.91	5.83
GRF	18.73	4.68	4.68	2.34	0.00	28.09	16.39	88.96	145.15	6513.57	1628.39	1628.39	814.20	0.00	9770.36	5699.37	30939.46	50480.18
IUG	22.49	9.64	6.43	3.21	6.43	22.49	32.13	22.49	22.49	79.58	34.11	22.74	11.37	22.74	79.58	113.69	79.58	79.58
MCD	10.94	27.36	2.74	2.74	10.94	21.88	16.41	10.94	5.47	55.45	138.61	13.86	13.86	55.45	110.89	83.17	55.45	27.72
MLS	18.31	15.26	12.20	9.15	12.20	51.87	57.97	30.51	61.02	52.45	43.71	34.97	26.23	34.97	148.61	166.09	87.42	174.83
MOZ	23.35	26.27	17.51	2.92	14.59	67.13	70.05	102.16	96.32	273.44	307.62	205.08	34.18	170.90	786.14	820.32	1196.29	1127.93
PEG	5.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PRV	46.18	43.75	19.44	0.00	19.44	12.15	43.75	85.07	51.04	80.22	75.99	33.77	0.00	33.77	21.11	75.99	147.77	88.66
QNC	0.00	21.10	9.04	15.07	12.06	18.08	27.13	33.16	54.25	0.00	522.94	224.12	373.53	298.82	448.23	672.35	821.76	1344.70
RIG	12.71	28.61	12.71	3.18	0.00	25.43	60.40	38.14	31.79	135.22	304.25	135.22	33.81	0.00	270.45	642.31	405.67	338.06
SCT	11.96	0.00	0.00	5.98	17.93	17.93	5.98	5.98	11.96	6.73	0.00	0.00	3.37	10.10	10.10	3.37	3.37	6.73
SCP	3.01	3.01	0.00	0.00	9.03	33.10	33.10	48.15	54.17	7.67	7.67	0.00	0.00	23.01	84.38	84.38	122.74	138.08
TAN	27.20	8.16	13.60	8.16	16.32	19.04	46.24	16.32	48.96	371.16	111.35	185.58	111.35	222.69	259.81	630.97	222.69	668.08
TST	44.39	20.71	20.71	11.84	11.84	38.47	44.39	41.43	150.91	53.18	24.82	24.82	14.18	14.18	46.09	53.18	49.63	180.80
VRG	37.84	32.44	24.33	5.41	16.22	48.65	83.79	27.03	64.87	107.96	92.54	69.40	15.42	46.27	138.81	239.06	77.12	185.08
VIP	10.06	13.42	23.48	16.77	13.42	30.19	36.90	6.71	53.67	14.68	19.58	34.26	24.47	19.58	44.05	53.84	9.79	78.31
YEA	2.97	8.91	2.97	2.97	11.88	11.88	29.71	2.97	11.88	14.01	42.04	14.01	14.01	56.06	56.06	140.14	14.01	56.06

	<i>Apodemus sylvaticus</i>																	
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	AD 1	AD 2	AD 3	AD 4	AD 5	AD 6	AD 7	AD 8	AD 9
1FC	0.64	0.63	0.50	0.00	0.40	0.40	0.20	0.50	0.43	0.79	0.88	0.80	0.50	0.60	0.80	0.82	0.53	0.71
2VL	0.67	0.67	1.00	1.00	0.29	0.44	0.00	0.38	0.50	0.67	0.83	1.00	1.00	0.43	0.44	1.00	0.73	0.50
ALB	0.50	0.64	0.60	1.00	0.33	1.00	0.44	0.50	0.67	0.50	0.64	1.00	1.00	0.67	1.00	0.40	1.00	0.33
API	0.50	0.67	0.70	0.50	0.50	0.33	0.33	1.00	0.75	1.00	0.50	0.90	0.90	1.00	0.67	1.00	1.00	0.50
BRU	0.50	0.29	0.33	0.57	0.55	0.40	0.78	0.30	0.25	0.50	0.75	1.00	0.86	0.82	0.70	0.67	0.55	0.83
CSP	0.33	0.43	0.67	0.50	0.50	0.67	0.25	0.20	0.00	1.00	0.43	1.00	0.50	0.25	0.50	1.00	0.80	0.50
CAT	0.64	0.71	0.56	0.00	0.22	0.46	0.42	0.00	0.50	0.80	0.79	0.67	0.80	1.00	0.69	0.85	1.00	0.30
CRI	0.50	0.50	0.50	0.43	0.25	0.53	0.21	0.33	0.48	0.50	0.00	0.50	1.00	0.63	0.72	0.90	0.67	0.53
CRO	0.50	0.33	0.40	0.38	0.47	0.48	0.32	0.21	0.72	1.00	1.00	0.20	0.54	0.47	0.76	0.93	0.79	0.39
FDT	0.50	0.33	0.75	0.00	0.75	0.60	0.56	0.50	0.50	0.50	0.80	1.00	1.00	0.50	0.50	0.78	0.71	0.00
FOR	0.71	0.63	0.00	1.00	0.56	0.29	0.23	0.22	0.33	1.00	0.80	1.00	0.80	0.89	0.71	0.58	0.80	0.00
GDG	1.00	1.00	1.00	0.67	0.47	0.61	0.36	0.43	0.58	1.00	1.00	0.50	0.67	0.88	0.67	0.91	0.86	0.58
GOK	0.50	0.60	0.00	0.50	0.44	0.57	0.38	0.64	0.36	0.50	0.80	1.00	0.00	0.89	0.86	0.82	0.73	0.67
GRF	0.33	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.27	0.30	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	1.00	1.00	0.40	0.67
IUG	0.50	0.50	0.00	0.75	0.40	0.75	0.36	0.67	0.31	1.00	0.33	1.00	0.75	0.60	0.50	0.69	1.00	0.31
MCD	0.36	0.77	0.60	0.57	0.60	0.73	0.57	0.33	1.00	0.64	0.67	1.00	0.71	0.80	0.75	0.75	1.00	0.50
MLS	0.44	0.88	1.00	0.40	0.40	0.20	0.39	0.22	0.40	0.67	0.88	1.00	0.50	0.40	0.60	0.72	0.64	0.80
MOZ	0.33	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	0.38	0.13	0.00	0.50	0.33	0.67	1.00	0.40	0.63	0.87	0.88	0.00
PEG	0.33	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	0.50	0.67	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	0.50
PRV	0.00	0.25	0.00	0.50	0.33	0.33	0.25	1.00	1.00	0.50	0.50	1.00	0.50	0.67	0.57	0.75	1.00	1.00
QNC	0.50	0.50	0.00	1.00	0.50	0.67	0.00	0.00	0.50	0.50	0.50	1.00	0.50	0.50	1.00	1.00	1.00	0.75
RIG	0.80	0.43	0.50	0.50	0.75	0.50	0.38	0.17	0.75	0.92	0.57	1.00	0.50	1.00	0.75	0.60	0.57	0.75
SCT	1.00	1.00	1.00	0.50	0.33	0.50	0.40	0.00	0.14	1.00	1.00	0.00	0.75	0.67	0.50	1.00	1.00	0.57
SCP	0.33	0.53	0.44	0.33	0.60	0.65	0.45	0.14	0.46	0.80	0.80	1.00	1.00	0.60	0.70	0.91	1.00	0.69
TAN	0.71	1.00	1.00	0.50	0.00	0.50	0.17	0.38	0.50	0.86	1.00	1.00	0.50	0.33	0.63	0.78	0.75	0.92
TST	0.17	0.56	0.75	0.57	0.44	0.50	0.50	0.20	0.67	0.83	0.67	0.67	1.00	0.81	0.81	0.83	0.80	0.56
VRG	1.00	0.33	1.00	0.33	0.63	0.46	0.14	1.00	0.50	1.00	0.33	1.00	0.50	1.00	0.86	1.00	1.00	0.00
VIP	0.50	1.00	1.00	0.50	0.50	1.25	0.39	0.50	0.00	1.00	1.00	0.50	0.50	0.50	0.73	0.83	0.75	0.33
YEA	0.50	0.50	0.33	0.67	0.45	0.48	0.36	0.43	0.44	0.75	1.00	0.67	0.89	0.91	0.52	0.86	0.86	0.44

	<i>Apodemus sylvaticus</i>																	
	Den1	Den2	Den3	Den4	Den5	Den6	Den7	Den8	Den9	Abb1	Abb2	Abb3	Abb4	Abb5	Abb6	Abb7	Abb8	Abb9
1FC	44.01	25.15	31.44	6.29	15.72	15.72	31.44	53.44	22.00	99.24	56.71	70.89	14.18	35.44	35.44	70.89	120.51	49.62
2VL	10.79	17.98	10.79	3.60	25.17	32.36	14.38	46.74	0.00	47.20	78.67	47.20	15.73	110.14	141.61	62.94	204.55	0.00
ALB	0.00	79.03	28.23	5.65	11.29	16.94	56.45	11.29	16.94	0.00	1360.33	485.83	97.17	194.33	291.50	971.66	194.33	291.50
API	16.04	16.04	26.73	26.73	10.69	16.04	16.04	2.67	10.69	43.92	43.92	73.20	73.20	29.28	43.92	43.92	7.32	29.28
BRU	0.00	19.96	7.49	17.47	27.45	24.95	22.46	27.45	29.94	0.00	114.38	42.89	100.08	157.27	142.97	128.68	157.27	171.57
CSP	16.77	13.04	11.18	3.73	7.45	22.36	7.45	18.63	3.73	220.42	171.44	146.95	48.98	97.97	293.90	97.97	244.91	48.98
CAT	49.76	25.88	17.91	9.95	17.91	25.88	39.81	3.98	19.91	637.32	331.40	229.43	127.46	229.43	331.40	509.85	50.99	254.93
CRI	0.00	9.59	0.00	33.58	38.38	86.35	143.92	28.78	143.92	0.00	8.57	0.00	29.99	34.27	77.11	128.52	25.70	128.52
CRO	16.12	12.09	20.15	52.38	76.55	136.99	108.79	56.41	72.53	12.12	9.09	15.15	39.39	57.57	103.02	81.81	42.42	54.54
FDT	0.00	34.34	13.74	6.87	17.17	54.95	30.91	24.04	3.43	0.00	331.86	132.74	66.37	165.93	530.97	298.67	232.30	33.19
FOR	23.89	29.86	2.99	8.96	26.87	41.80	38.82	29.86	8.96	136.73	170.92	17.09	51.28	153.83	239.28	222.19	170.92	51.28
GDG	5.96	2.98	2.98	17.89	44.73	53.68	32.81	20.88	35.79	7.18	3.59	3.59	21.53	53.82	64.58	39.46	25.11	43.05
GOK	5.76	14.40	2.88	11.52	25.92	40.32	63.36	31.68	34.56	5.83	14.57	2.91	11.66	26.23	40.81	64.12	32.06	34.98
GRF	7.02	18.73	4.68	2.34	0.00	9.36	4.68	35.12	23.41	2442.59	6513.57	1628.39	814.20	0.00	3256.79	1628.39	12212.95	8141.96
IUG	25.71	12.85	6.43	12.85	16.07	12.85	41.77	9.64	51.41	90.95	45.47	22.74	45.47	56.84	45.47	147.79	34.11	181.90
MCD	30.09	32.83	13.68	19.15	27.36	43.77	43.77	8.21	10.94	152.47	166.34	69.31	97.03	138.61	221.78	221.78	41.58	55.45
MLS	30.51	24.41	9.15	0.00	15.26	15.26	54.92	33.56	15.26	87.42	69.93	26.23	0.00	43.71	43.71	157.35	96.16	43.71
MOZ	0.00	8.76	8.76	2.92	14.59	55.46	43.78	23.35	32.11	0.00	102.54	102.54	34.18	170.90	649.42	512.70	273.44	375.98
PEG	15.32	0.00	0.00	0.00	0.00	5.11	0.00	0.00	16.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.38	0.00	0.00	
PRV	4.86	9.72	4.86	0.00	7.29	17.01	9.72	2.43	2.43	8.44	16.89	8.44	0.00	12.67	29.55	16.89	4.22	4.22
QNC	0.00	30.14	3.01	3.01	6.03	9.04	6.03	21.10	24.11	0.00	747.05	74.71	74.71	149.41	224.12	149.41	522.94	597.64
RIG	38.14	22.25	6.36	6.36	12.71	12.71	25.43	22.25	12.71	405.67	236.64	67.61	67.61	135.22	135.22	270.45	236.64	135.22
SCT	17.93	11.96	5.98	23.91	17.93	59.78	71.74	17.93	41.85	10.10	6.73	3.37	13.46	10.10	33.66	40.39	10.10	23.56
SCP	30.09	60.19	27.08	12.04	15.05	60.19	33.10	21.07	39.12	76.71	153.42	69.04	30.68	38.36	153.42	84.38	53.70	99.72
TAN	19.04	8.16	2.72	0.00	8.16	68.00	48.96	21.76	32.64	259.81	111.35	37.12	0.00	111.35	927.90	668.08	296.93	445.39
TST	17.75	26.63	11.84	20.71	47.35	79.90	35.51	14.80	26.63	21.27	31.91	14.18	24.82	56.72	95.72	42.54	17.73	31.91
VRG	2.70	8.11	8.11	8.11	21.62	37.84	18.92	2.70	5.41	7.71	23.13	23.13	23.13	61.69	107.96	53.98	7.71	15.42
VIP	6.71	10.06	3.35	0.00	0.00	33.54	60.38	13.42	10.06	9.79	14.68	4.89	0.00	0.00	48.94	88.09	19.58	14.68
YEA	11.88	11.88	8.91	26.74	32.68	68.33	41.59	20.80	26.74	56.06	56.06	42.04	126.13	154.16	322.33	196.20	98.10	126.13

### Appendice 3. Correlazioni nelle Variabili.

Le caselle in grigio scuro indicano correlazioni con  $p\ value < 0.01$ ; quelle in grigio chiaro correlazioni con  $p\ value < 0.05$ .

Correlazioni Proporzione di adulti: <i>Muscardinus avellanarius</i> Viterbo										
Spearman's rho		V-FOR	V-GDG	V-GRF	V-JMG	V-MLS	V-PRV	V-QNC	V-RSV	V-SCP
V-FOR	Correlation Coefficient	1.000	.	.109	.	-.063	-.134	-.084	.174	.025
	Sig. (2-tailed)	.	.	.613	.	.770	.531	.697	.416	.907
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GDG	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GRF	Correlation Coefficient	.109	.	1.000	.	.376	.239	.236	-.365	.005
	Sig. (2-tailed)	.613	.	.	.	.070	.261	.267	.080	.980
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-JMG	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-MLS	Correlation Coefficient	-.063	.	.376	.	1.000	.488*	.166	-.120	-.157
	Sig. (2-tailed)	.770	.	.070	.	.	.016	.439	.575	.463
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-PRV	Correlation Coefficient	-.134	.	.239	.	.488*	1.000	.167	-.257	-.116
	Sig. (2-tailed)	.531	.	.261	.	.016	.	.435	.225	.590
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-QNC	Correlation Coefficient	-.084	.	.236	.	.166	.167	1.000	.161	.438*
	Sig. (2-tailed)	.697	.	.267	.	.439	.435	.	.453	.032
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-RSV	Correlation Coefficient	.174	.	-.365	.	-.120	-.257	.161	1.000	.218
	Sig. (2-tailed)	.416	.	.080	.	.575	.225	.453	.	.306
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-SCP	Correlation Coefficient	.025	.	.005	.	-.157	-.116	.438*	.218	1.000
	Sig. (2-tailed)	.907	.	.980	.	.463	.590	.032	.306	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Proporzione di adulti: <i>Muscardinus avellanarius</i> Lamone											
Spearman's rho		L-CAN	L-CAV	L-CGH	L-ESY	L-FRS	L-LGN	L-MNL	L-OTC	L-RIS	L-SUE
L-CAN	Correlation Coefficient	1.000	-.085	.076	.131	.282	.	.098	.	.123	.319
	Sig. (2-tailed)	.	.694	.723	.541	.182	.	.649	.	.566	.128
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CAV	Correlation Coefficient	-.085	1.000	.173	.225	.175	.	-.034	.	.037	.229
	Sig. (2-tailed)	.694	.	.418	.290	.412	.	.874	.	.863	.282
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CGH	Correlation Coefficient	.076	.173	1.000	-.120	.379	.	.172	.	.396	.259
	Sig. (2-tailed)	.723	.418	.	.577	.068	.	.423	.	.056	.221
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-ESY	Correlation Coefficient	.131	.225	-.120	1.000	-.330	.	.004	.	-.174	-.091
	Sig. (2-tailed)	.541	.290	.577	.	.116	.	.985	.	.416	.672
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-FRS	Correlation Coefficient	.282	.175	.379	-.330	1.000	.	,591**	.	.270	,567**
	Sig. (2-tailed)	.182	.412	.068	.116	.	.	.002	.	.202	.004
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-LGN	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-MNL	Correlation Coefficient	.098	-.034	.172	.004	,591**	.	1.000	.	-.130	.346
	Sig. (2-tailed)	.649	.874	.423	.985	.002	.	.	.	.544	.098
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-OTC	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-RIS	Correlation Coefficient	.123	.037	.396	-.174	.270	.	-.130	.	1.000	.207
	Sig. (2-tailed)	.566	.863	.056	.416	.202	.	.544	.	.	.332
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-SUE	Correlation Coefficient	.319	.229	.259	-.091	,567**	.	.346	.	.207	1.000
	Sig. (2-tailed)	.128	.282	.221	.672	.004	.	.098	.	.332	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Proporzione di adulti: <i>Muscardinus avellanarius</i> Sabina												
Spearman's rho	S-BCC	S-GUD	S-INF	S-PSS	S-PST	S-PRT	S-RCR	S-SCR	S-SPT	S-STL	S-TLC	
S-BCC Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	1.000	-.063 .770	.	.	.	.	.	.692** .000	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-GUD Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	-.063 .770	1.000	.	.	.	.	.	-.043 .840	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-INF Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-PSS Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-PST Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-PRT Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-RCR Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-SCR Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	,692** .000	-.043 .840	.	.	.	.	.	1.000	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-SPT Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-STL Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	
S-TLC Correlation Coefficient Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	

Correlazioni Densità: <i>Muscardinus avellanarius</i> Viterbo										
Spearman's rho		V-FOR	V-GDG	V-GRF	V-JMG	V-MLS	V-PRV	V-QNC	V-RSV	V-SCP
V-FOR	Correlation Coefficient	1.000	.	,633**	-.131	.	,701**	.102	-.260	.040
	Sig. (2-tailed)	.	.	.001	.540	.	.000	.637	.219	.854
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GDG	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GRF	Correlation Coefficient	,633**	.	1.000	-.106	.	,728**	.357	-.169	,419*
	Sig. (2-tailed)	.001	.	.	.621	.	.000	.086	.430	.041
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-JMG	Correlation Coefficient	-.131	.	-.106	1.000	.	-.106	-.185	.274	.383
	Sig. (2-tailed)	.540	.	.621	.	.	.621	.388	.195	.065
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-MLS	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-PRV	Correlation Coefficient	,701**	.	,728**	-.106	.	1.000	.317	-.135	.136
	Sig. (2-tailed)	.000	.	.000	.621	.	.	.131	.530	.527
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-QNC	Correlation Coefficient	.102	.	.357	-.185	.	.317	1.000	.057	.389
	Sig. (2-tailed)	.637	.	.086	.388	.	.131	.	.790	.061
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-RSV	Correlation Coefficient	-.260	.	-.169	.274	.	-.135	.057	1.000	.061
	Sig. (2-tailed)	.219	.	.430	.195	.	.530	.790	.	.776
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-SCP	Correlation Coefficient	.040	.	,419*	.383	.	.136	.389	.061	1.000
	Sig. (2-tailed)	.854	.	.041	.065	.	.527	.061	.776	.
N		24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Densità: <i>Muscardinus avellanarius Lamone</i>											
Spearman's rho		L-CAN	L-CAV	L-CGH	L-ESY	L-FRS	L-LGN	L-MNL	L-OTC	L-RIS	L-SUE
L-CAN	Correlation Coefficient	1.000	.374	.241	.338	.113	-.318	.639**	.000	-.112	.351
	Sig. (2-tailed)	.	.072	.257	.106	.598	.129	.001	1.000	.601	.092
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CAV	Correlation Coefficient	.374	1.000	.218	-.031	.601**	-.169	.390	-.169	.157	.333
	Sig. (2-tailed)	.072	.	.305	.886	.002	.431	.059	.431	.464	.112
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CGH	Correlation Coefficient	.241	.218	1.000	.234	.167	-.133	.176	.436*	.012	.015
	Sig. (2-tailed)	.257	.305	.	.271	.436	.536	.411	.033	.956	.945
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-ESY	Correlation Coefficient	.338	-.031	.234	1.000	-.367	-.119	.156	-.119	-.216	.145
	Sig. (2-tailed)	.106	.886	.271	.	.078	.579	.467	.579	.311	.499
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-FRS	Correlation Coefficient	.113	.601**	.167	-.367	1.000	-.134	.314	-.134	.323	.306
	Sig. (2-tailed)	.598	.002	.436	.078	.	.533	.135	.533	.124	.146
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-LGN	Correlation Coefficient	-.318	-.169	-.133	-.119	-.134	1.000	-.304	-.043	-.079	-.156
	Sig. (2-tailed)	.129	.431	.536	.579	.533	.	.149	.840	.715	.465
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-MNL	Correlation Coefficient	,639**	.390	.176	.156	.314	-.304	1.000	-.167	.024	.231
	Sig. (2-tailed)	.001	.059	.411	.467	.135	.149	.	.435	.911	.277
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-OTC	Correlation Coefficient	.000	-.169	.436*	-.119	-.134	-.043	-.167	1.000	-.079	.174
	Sig. (2-tailed)	1.000	.431	.033	.579	.533	.840	.435	.	.715	.417
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-RIS	Correlation Coefficient	-.112	.157	.012	-.216	.323	-.079	.024	-.079	1.000	.214
	Sig. (2-tailed)	.601	.464	.956	.311	.124	.715	.911	.715	.	.315
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-SUE	Correlation Coefficient	.351	.333	.015	.145	.306	-.156	.231	.174	.214	1.000
	Sig. (2-tailed)	.092	.112	.945	.499	.146	.465	.277	.417	.315	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Densità: <i>Muscardinus avellanarius</i> Sabna												
Spearman's rho		S-BCC	S-GUD	S-INF	S-PSS	S-PST	S-PRT	S-RCR	S-SCR	S-SPT	S-STL	S-TLC
S-BCC	Correlation Coefficient	1.000	-.114	.660**	.	.	.	.	-.063	.	.	-.063
	Sig. (2-tailed)	.	.596	.000	.	.	.	.	.771	.	.	.771
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-GUD	Correlation Coefficient	-.114	1.000	-.079	.	.	.	.	,552**	.	.	,552**
	Sig. (2-tailed)	.596	.	.714	.	.	.	.	.005	.	.	.005
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-INF	Correlation Coefficient	.660**	-.079	1.000	.	.	.	.	-.043	.	.	-.043
	Sig. (2-tailed)	.000	.714	.	.	.	.	.	.840	.	.	.840
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PSS	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PST	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PRT	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-RCR	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-SCR	Correlation Coefficient	-.063	,552**	-.043	.	.	.	.	1.000	.	.	1.000**
	Sig. (2-tailed)	.	.005	.840	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-SPT	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-STL	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-TLC	Correlation Coefficient	-.063	,552**	-.043	.	.	.	.	1.000**	.	.	1.000
	Sig. (2-tailed)	.	.005	.840	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Sex Ratio: <i>Muscardinus avellanarius</i> Viterbo										
Spearman's rho		V-FOR	V-GDG	V-GRF	V-JMG	V-MLS	V-PRV	V-QNC	V-RSV	V-SCP
V-FOR	Correlation Coefficient	1.000	.021	-.373	-.021	-.021	.023	.327	-.011	-.009
	Sig. (2-tailed)	.	.922	.073	.922	.922	.916	.118	.959	.966
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GDG	Correlation Coefficient	.021	1.000	.040	.043	-1,000**	,441*	.347	.080	.019
	Sig. (2-tailed)	.922	.	.854	.840	.	.031	.096	.711	.931
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-GRF	Correlation Coefficient	-.373	.040	1.000	-.040	-.040	.254	-.122	.128	-.152
	Sig. (2-tailed)	.073	.854	.	.854	.854	.232	.569	.552	.479
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-JMG	Correlation Coefficient	-.021	.043	-.040	1.000	-.043	.046	.017	-.080	.319
	Sig. (2-tailed)	.922	.840	.854	.	.840	.830	.936	.711	.128
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-MLS	Correlation Coefficient	-.021	-1,000**	-.040	-.043	1.000	-,441*	-.347	-.080	-.019
	Sig. (2-tailed)	.922	.	.854	.840	.	.031	.096	.711	.931
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-PRV	Correlation Coefficient	.023	,441*	.254	.046	-,441*	1.000	.298	.085	.020
	Sig. (2-tailed)	.916	.031	.232	.830	.031	.	.158	.692	.926
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-QNC	Correlation Coefficient	.327	.347	-.122	.017	-.347	.298	1.000	-.289	.380
	Sig. (2-tailed)	.118	.096	.569	.936	.096	.158	.	.171	.067
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-RSV	Correlation Coefficient	-.011	.080	.128	-.080	-.080	.085	-.289	1.000	.329
	Sig. (2-tailed)	.959	.711	.552	.711	.711	.692	.171	.	.117
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24
V-SCP	Correlation Coefficient	-.009	.019	-.152	.319	-.019	.020	.380	.329	1.000
	Sig. (2-tailed)	.966	.931	.479	.128	.931	.926	.067	.117	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Sex Ratio: <i>Muscardinus avellanarius Lamone</i>											
Spearman's rho		L-CAN	L-CAV	L-CGH	L-ESY	L-FRS	L-LGN	L-MNL	L-OTC	L-RIS	L-SUE
L-CAN	Correlation Coefficient	1.000	.139	-.086	-.131	.278	.089	.241	.121	.037	,473*
	Sig. (2-tailed)	.	.517	.688	.541	.189	.679	.256	.574	.864	.020
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CAV	Correlation Coefficient	.139	1.000	.322	-.309	.077	-.041	-.390	.057	.135	.350
	Sig. (2-tailed)	.517	.	.125	.142	.720	.850	.060	.792	.528	.093
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-CGH	Correlation Coefficient	-.086	.322	1.000	.087	.252	.276	-.008	.273	.374	,503*
	Sig. (2-tailed)	.688	.125	.	.686	.235	.191	.971	.196	.072	.012
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-ESY	Correlation Coefficient	-.131	-.309	.087	1.000	-.064	.222	.263	-.198	-.303	-.223
	Sig. (2-tailed)	.541	.142	.686	.	.767	.297	.214	.355	.149	.295
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-FRS	Correlation Coefficient	.278	.077	.252	-.064	1.000	.178	.141	.298	-.137	,707**
	Sig. (2-tailed)	.189	.720	.235	.767	.	.404	.512	.157	.525	.000
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-LGN	Correlation Coefficient	.089	-.041	.276	.222	.178	1.000	.161	.038	.000	.230
	Sig. (2-tailed)	.679	.850	.191	.297	.404	.	.454	.860	1.000	.280
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-MNL	Correlation Coefficient	.241	-.390	-.008	.263	.141	.161	1.000	.172	-.273	.242
	Sig. (2-tailed)	.256	.060	.971	.214	.512	.454	.	.421	.198	.255
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-OTC	Correlation Coefficient	.121	.057	.273	-.198	.298	.038	.172	1.000	,472*	.257
	Sig. (2-tailed)	.574	.792	.196	.355	.157	.860	.421	.	.020	.226
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-RIS	Correlation Coefficient	.037	.135	.374	-.303	-.137	.000	-.273	,472*	1.000	.000
	Sig. (2-tailed)	.864	.528	.072	.149	.525	1.000	.198	.020	.	1.000
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
L-SUE	Correlation Coefficient	,473*	.350	,503*	-.223	,707**	.230	.242	.257	.000	1.000
	Sig. (2-tailed)	.020	.093	.012	.295	.000	.280	.255	.226	1.000	.
	N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

Correlazioni Sex Ratio: <i>Muscardinus avellanarius Sabina</i>											
Spearman's rho	S-BCC	S-GUD	S-INF	S-PSS	S-PST	S-PRT	S-RCR	S-SCR	S-SPT	S-STL	S-TLC
S-BCC Correlation Coefficient	1.000	.000	-1,000**	.	.	.	.	-.043	.	.	-.043
S-BCC Sig. (2-tailed)	.	1.000	.	.	.	.	.	.840	.	.	.840
S-BCC N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-GUD Correlation Coefficient	.000	1.000	.000	.	.	.	.	-,511*	.	.	-,511*
S-GUD Sig. (2-tailed)	1.000	.	1.000	.	.	.	.	.011	.	.	.011
S-GUD N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-INF Correlation Coefficient	-1,000**	.000	1.000	.	.	.	.	.043	.	.	.043
S-INF Sig. (2-tailed)	.	1.000	.	.	.	.	.	.840	.	.	.840
S-INF N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PSS Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-PSS Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PSS N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PST Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-PST Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PST N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PRT Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-PRT Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-PRT N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-RCR Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-RCR Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-RCR N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-SCR Correlation Coefficient	-.043	-,511*	.043	.	.	.	.	1.000	.	.	1,000**
S-SCR Sig. (2-tailed)	.840	.011	.840	.	.	.	.	.	.	.	.
S-SCR N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-SPT Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-SPT Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-SPT N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-STL Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
S-STL Sig. (2-tailed)	.	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-STL N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
S-TLC Correlation Coefficient	-.043	-,511*	.043	.	.	.	.	1,000**	.	.	1.000
S-TLC Sig. (2-tailed)	.840	.011	.840	.	.	.	.	.	.	.	.
S-TLC N	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

		Correlazioni Proporzione di adulti: <i>Myodes glareolus</i>																											
Spearman's rho	1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VER	VIP	YEA
1FC Correlation Coefficient	1.000	.188	.275	-.137	.138	.	.375	-.189	-.276	-.418	-.245	.275	1,000**	.245	.000	.245	.188	.244	.	-.528	.316	1,000**	.151	-.439	.	-.364	.139	-.125	.125
Sig. (2-tailed)	.	.629	.474	.725	.724	.	.320	.626	.472	.263	.524	.474	.	.524	1.000	.524	.629	.527	.	.144	.407	.	.699	.237	.	.335	.721	.749	.749
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL Correlation Coefficient	.188	1.000	.092	-.342	.527	.	.063	-.283	.311	-.627	-.177	.596	.188	-.368	.515	.014	-.281	.014	.	-.151	-.474	.188	-.101	-.256	.	-.461	.348	-.563	-.188
Sig. (2-tailed)	.629	.	.815	.367	.145	.	.873	.460	.416	.071	.648	.090	.629	.330	.156	.972	.463	.972	.	.699	.197	.629	.797	.506	.	.211	.359	.115	.629
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB Correlation Coefficient	.275	.092	1.000	.820**	.731*	.	-.275	-.312	.312	.409	-.640	.529	.275	.090	.184	.120	.642	-.403	.	.083	.217	.275	.069	.	-.784*	.298	-.138	-.138	
Sig. (2-tailed)	.474	.815	.	.007	.025	.	.474	.414	.413	.275	.063	.143	.474	.818	.635	.758	.062	.283	.	.832	.574	.474	.860	.001	.	.012	.436	.724	.724
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
API Correlation Coefficient	-.137	-.342	.820**	1.000	.435	.	-.456	-.207	.387	.763*	-.538	.201	-.137	.040	-.061	.000	.639	-.307	.	.330	.173	-.137	-.147	-.543	.	-.426	.170	.000	-.137
Sig. (2-tailed)	.725	.367	.007	.	.242	.	.217	.593	.304	.017	.135	.604	.725	.919	.876	1.000	.064	.422	.	.385	.656	.725	.706	.130	.	.253	.663	1.000	.725
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
BRU Correlation Coefficient	.138	.527	.731*	.435	1.000	.	-.367	.000	.093	.136	-.460	.782	.138	-.390	.711*	.190	.275	-.244	.	.111	.130	.138	-.088	-.680*	.	-.659	.417	-.275	.000
Sig. (2-tailed)	.724	.145	.025	.242	.	.	.332	1.000	.812	.727	.213	.013	.724	.299	.032	.624	.474	.528	.	.777	.738	.724	.823	.044	.	.054	.264	.474	1.000
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CAT Correlation Coefficient	.375	.063	-.275	-.456	-.367	.	1.000	.000	-.230	-.279	.082	-.504	.375	.191	-.287	.082	.250	-.136	.	.905**	-.237	.375	.151	-.024	.	-.243	.464	.375	-.375
Sig. (2-tailed)	.320	.873	.474	.217	.332	.	.	1.000	.551	.468	.834	.166	.320	.623	.453	.834	.516	.728	.	.539	.320	.699	.950	.	.529	.208	.320	.320	
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRI Correlation Coefficient	-.189	-.283	-.312	-.207	.000	.	.000	1.000	-.731*	.105	.680*	-.312	-.189	-.062	.163	-.062	-.283	-.061	.	.114	.478	-.189	.171	.221	.	.441	-.105	.661	.189
Sig. (2-tailed)	.626	.460	.414	.593	1.000	.	1.000	.	.025	.787	.044	.414	.626	.874	.675	.874	.460	.875	.	.770	.193	.626	.660	.567	.	.235	.787	.052	.626
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRO Correlation Coefficient	-.276	.311	.312	.387	.093	.	-.230	-.731*	1.000	.017	-.412	.160	-.276	-.040	-.247	-.271	.046	-.090	.	.268	-.699*	-.276	-.319	-.171	.	-.344	.145	-.552	-.483
Sig. (2-tailed)	.472	.416	.413	.304	.812	.	.551	.025	.	.965	.271	.680	.472	.918	.522	.480	.906	.818	.	.485	.036	.472	.402	.661	.	.364	.709	.123	.188
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
FDT Correlation Coefficient	-.418	-.627	.409	.763*	.136	.	-.279	.105	.017	1.000	-.243	-.085	-.418	-.162	.053	-.111	.650	-.232	.	.215	.176	-.418	-.056	-.208	.	-.108	.172	.418	.139

	Sig. (2-tailed)	.263	.071	.275	.017	.727	.	.468	.787	.965	.	.528	.828	.263	.677	.892	.775	.058	.549	.	.579	.650	.263	.886	.591	.	.782	.657	.263	.721	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FOR	Correlation Coefficient	-.245	-.177	-.640	-.538	-.460	.	.082	.680*	-.412	-.243	1.000	-.430	-.245	.190	-.131	-.530	-.696*	.065	.	.263	.104	-.245	.450	.399	.	.646	-.476	.573	.245	
	Sig. (2-tailed)	.524	.648	.063	.135	.213	.	.834	.044	.271	.528	.	.248	.524	.624	.738	.142	.037	.868	.	.494	.791	.524	.225	.287	.	.060	.195	.107	.524	
GDG	Correlation Coefficient	.275	.596	.529	.201	.782*	.	-.504	-.312	.160	-.085	-.430	1.000	.275	-.420	.764*	.030	.023	.164	.	.240	.043	.275	-.014	-.510	.	-.445	.094	-.550	.413	
	Sig. (2-tailed)	.474	.090	.143	.604	.013	.	.166	.414	.680	.828	.248	.	.474	.260	.017	.939	.953	.673	.	.535	.912	.474	.972	.161	.	.230	.811	.125	.270	
GOK	Correlation Coefficient	1,000**	.188	.275	-.137	.138	.	.375	-.189	-.276	-.418	-.245	.275	1.000	.245	.000	.245	.188	.244	.	-.528	.316	1,000**	.151	-.439	.	.364	.139	-.125	.125	
	Sig. (2-tailed)	.	.629	.474	.725	.724	.	.320	.626	.472	.263	.524	.474	.	.524	1.000	.524	.629	.527	.	.144	.407	.	.699	.237	.	.335	.721	.749	.749	
GRF	Correlation Coefficient	.245	-.368	.090	.040	-.390	.	.191	-.062	-.040	-.162	.190	-.420	.245	1.000	-.705*	.113	.014	-.479	.	.011	.414	.245	.592	-.133	.	.042	-.537	.245	-.245	
	Sig. (2-tailed)	.524	.330	.818	.919	.299	.	.623	.874	.918	.677	.624	.260	.524	.	.034	.772	.972	.192	.	.978	.268	.524	.093	.733	.	.914	.136	.524	.524	
IUG	Correlation Coefficient	.000	.515	.184	-.061	.711*	.	-.287	.163	-.247	.053	-.131	.764	.000	-.705*	1.000	.021	.000	.114	.	.063	.045	.000	.005	-.262	.	-.256	.276	-.144	.503	
	Sig. (2-tailed)	1,000	.156	.635	.876	.032	.	.453	.675	.522	.892	.738	.017	1.000	.034	.	.957	1.000	.770	.	.873	.908	1.000	.990	.496	.	.506	.473	.712	.168	
MCD	Correlation Coefficient	.245	.014	.120	.000	.190	.	.082	-.062	-.271	-.111	-.530	.030	.245	.113	.021	1.000	.314	-.189	.	-.362	.414	.245	-.269	.091	.	-.127	.101	-.327	-.245	
	Sig. (2-tailed)	.524	.972	.758	1.000	.624	.	.834	.874	.480	.775	.142	.939	.524	.772	.957	.	.411	.626	.	.339	.268	.524	.485	.817	.	.744	.795	.390	.524	
MLS	Correlation Coefficient	.188	-.281	.642	.639	.275	.	.250	-.283	.046	.650	-.696*	.023	.188	.014	.000	.314	1.000	-.366	.	-.452	.119	.188	-.050	-.549	.	-.656	.557	.188	-.188	
	Sig. (2-tailed)	.629	.463	.062	.064	.474	.	.516	.460	.906	.058	.037	.953	.629	.972	1.000	.411	.	.333	.	.222	.761	.629	.898	.126	.	.055	.119	.629	.629	
MOZ	Correlation Coefficient	.244	.014	-.403	-.307	-.244	.	-.136	-.061	-.090	-.232	.065	.164	.244	-.479	.114	-.189	-.366	1.000	.	.033	-.154	.244	-.491	.434	.	.453	-.050	-.325	.488	
	Sig. (2-tailed)	.527	.972	.283	.422	.528	.	.728	.875	.818	.549	.868	.673	.527	.192	.770	.626	.333	.	.933	.692	.527	.180	.243	.	.221	.898	.393	.183		
PEG	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
PRV	Correlation Coefficient	-.528	-.151	.083	.330	.111	.	-.905**	-.114	.268	.215	.263	.240	-.528	.011	.063	-.362	-.452	.033	.	1.000	.143	-.528	.061	.123	.	.405	-.635	-.151	.302	

	Sig. (2-tailed)	.144	.699	.832	.385	.777	.	.001	.770	.485	.579	.494	.535	.144	.978	.873	.339	.222	.933	.	.	.714	.144	.877	.753	.	.279	.066	.699	.430
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
QNC	Correlation Coefficient	.316	-.474	.217	.173	.130	.	-.237	.478	-.699*	.176	.104	.043	.316	.414	.045	.414	.119	-.154	.	.143	1.000	.316	.381	-.139	.	.184	-.440	.316	.395
	Sig. (2-tailed)	.407	.197	.574	.656	.738	.	.539	.193	.036	.650	.791	.912	.407	.268	.908	.268	.761	.692	.	.714	.	.407	.311	.722	.	.635	.235	.407	.292
RIG	Correlation Coefficient	1.000**	.188	.275	-.137	.138	.	.375	-.189	-.276	-.418	-.245	.275	1.000**	.245	.000	.245	.188	.244	.	-.528	.316	1.000	.151	-.439	.	-.364	.139	-.125	.125
	Sig. (2-tailed)	.	.629	.474	.725	.724	.	.320	.626	.472	.263	.524	.474	.	.524	1.000	.524	.629	.527	.	.144	.407	.	.699	.237	.	.335	.721	.749	.749
SCT	Correlation Coefficient	.151	-.101	.069	-.147	-.088	.	.151	.171	-.319	-.056	.450	-.014	.151	.592	.005	-.269	-.050	-.491	.	.061	.381	.151	1.000	-.358	.	-.073	-.448	.528	.302
	Sig. (2-tailed)	.699	.797	.860	.706	.823	.	.699	.660	.402	.886	.225	.972	.699	.093	.990	.485	.898	.180	.	.877	.311	.699	.	.344	.	.852	.227	.144	.430
SCP	Correlation Coefficient	-.439	-.256	.	-.543	-.680*	.	-.024	.221	-.171	-.208	.399	-.510	-.439	-.133	-.262	.091	-.549	.434	.	.123	-.139	-.439	-.358	1.000	.	.867**	-.362	-.073	.073
	Sig. (2-tailed)	.237	.506	.001	.130	.044	.	.950	.567	.661	.591	.287	.161	.237	.733	.496	.817	.126	.243	.	.753	.722	.237	.344	.	.002	.338	.852	.852	
TAN	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
TST	Correlation Coefficient	-.364	-.461	-.784*	-.426	-.659	.	-.243	.441	-.344	-.108	.646	-.445	-.364	.042	-.256	-.127	-.656	.453	.	.405	.184	-.364	-.073	.867**	.	1.000	-.658	.146	.364
	Sig. (2-tailed)	.335	.211	.012	.253	.054	.	.529	.235	.364	.782	.060	.230	.335	.914	.506	.744	.055	.221	.	.279	.635	.335	.852	.002	.	.	.054	.708	.335
VER	Correlation Coefficient	.139	.348	.298	.170	.417	.	.464	-.105	.145	.172	-.476	.094	.139	-.537	.276	.101	.557	-.050	.	-.635	-.440	.139	-.448	-.362	.	-.658	1.000	.000	-.418
	Sig. (2-tailed)	.721	.359	.436	.663	.264	.	.208	.787	.709	.657	.195	.811	.721	.136	.473	.795	.119	.898	.	.066	.235	.721	.227	.338	.	.054	.	1.000	.263
VIP	Correlation Coefficient	-.125	-.563	-.138	.000	-.275	.	.375	.661	-.552	.418	.573	-.550	-.125	.245	-.144	-.327	.188	-.325	.	-.151	.316	-.125	.528	-.073	.	.146	.000	1.000	.125
	Sig. (2-tailed)	.749	.115	.724	1.000	.474	.	.320	.052	.123	.263	.107	.125	.749	.524	.712	.390	.629	.393	.	.699	.407	.749	.144	.852	.	.708	1.000	.	.749
YEA	Correlation Coefficient	.125	-.188	-.138	-.137	.000	.	-.375	.189	-.483	.139	.245	.413	.125	-.245	.503	-.245	-.188	.488	.	.302	.395	.125	.302	.073	.	.364	-.418	.125	1.000
	Sig. (2-tailed)	.749	.629	.724	.725	1.000	.	.320	.626	.188	.721	.524	.270	.749	.524	.168	.524	.629	.183	.	.430	.292	.749	.430	.852	.	.335	.263	.749	.
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	

		Correlazione Densità: <i>Myodes glareolus</i>																													
Spearman's rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA	
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.070	.481	.000	.137	.	.577	-.189	.552	.548	-.244	.483	.750*	.140	.420	.276	-.208	.142	-.125	.492	.291	1,000**	.600	-.420	.	-.364	.552	-.125	.429	
	Sig. (2-tailed)	.	.858	.190	1.000	.725	.	.104	.626	.123	.127	.527	.188	.020	.718	.261	.472	.591	.716	.749	.179	.447	.	.088	.261	.	.335	.123	.749	.249	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
2VL	Correlation Coefficient	.070	1.000	.586	.545	.502	.	.390	.211	.112	-.085	.106	.640	-.128	.611	.000	.545	.530	.608	.070	.651	.503	.070	.289	.539	.	.367	-.047	.560	.049	
	Sig. (2-tailed)	.858	.	.098	.129	.168	.	.299	.585	.775	.828	.786	.064	.742	.080	1.000	.129	.142	.082	.858	.058	.168	.858	.451	.134	.	.332	.904	.117	.901	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
ALB	Correlation Coefficient	.481	.586	1.000	.695*	.653	.	.049	.312	.376	.293	-.109	.624	.309	.567	-.218	.519	.297	.693*	-.550	.477	.828**	.	.481	.110	.214	.	.067	-.017	.275	.341
	Sig. (2-tailed)	.190	.098	.	.038	.057	.	.901	.414	.319	.444	.779	.072	.418	.112	.573	.152	.438	.038	.125	.195	.006	.190	.778	.581	.	.864	.966	.474	.369	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
API	Correlation Coefficient	.000	.545	.695*	1.000	.583	.	-.035	.621	.269	-.183	.396	.437	-.365	.675*	-.272	.286	.675*	.897**	-.274	.026	.612	0.000	-.256	.690*	.	.443	-.319	.274	.418	
	Sig. (2-tailed)	1.000	.129	.038	.	.099	.	.928	.074	.484	.637	.291	.240	.334	.046	.478	.456	.046	.001	.476	.948	.080	1.000	.507	.040	.	.232	.402	.476	.263	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
BRU	Correlation Coefficient	.137	.502	.653	.583	1.000	.	.132	.621	.092	.517	.139	.143	.114	.530	-.221	.807**	.489	.742*	-.548	.581	.621	.137	.037	.621	.	.080	.067	.548	,688*	
	Sig. (2-tailed)	.725	.168	.057	.099	.	.	.735	.074	.813	.154	.722	.714	.770	.142	.567	.009	.181	.022	.127	.101	.074	.725	.926	.074	.	.838	.864	.127	.041	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CAT	Correlation Coefficient	.577	.390	.049	-.035	.132	.	1.000	-.218	.283	.264	-.016	.288	.241	.099	.556	.452	.022	.136	.361	.635	-.140	.577	.597	.117	.	-.051	.461	.072	.339	
	Sig. (2-tailed)	.104	.299	.901	.928	.735	.	.	.573	.460	.493	.968	.453	.533	.800	.120	.222	.955	.726	.340	.066	.719	.104	.090	.765	.	.896	.212	.854	.371	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRI	Correlation Coefficient	-.189	.211	.312	.621	.621	.	-.218	1.000	.052	-.104	.738*	.104	-.283	.743*	.106	.261	.734*	.750*	-.189	.000	.661	-.189	.000	.582	.	.551	.104	.661	.649	
	Sig. (2-tailed)	.626	.585	.414	.074	.074	.	.573	.	.894	.791	.023	.789	.460	.022	.787	.498	.024	.020	.626	1.000	.053	.626	1.000	.100	.	.124	.789	.052	.059	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRO	Correlation Coefficient	.552	.112	.376	.269	.092	.	.283	.052	1.000	.042	.334	.678*	.506	.500	.253	-.097	.413	.165	.276	.125	.335	.552	.469	-.210	.	-.192	.555	-.345	.386	
	Sig. (2-tailed)	.123	.775	.319	.484	.813	.	.460	.894	.	.915	.379	.045	.164	.170	.511	.803	.270	.671	.472	.749	.378	.123	.202	.587	.	.620	.121	.363	.305	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
FDT	Correlation Coefficient	.548	-.085	.293	-.183	.517	.	.264	-.104	.042	1.000	-.465	-.118	.639	-.171	-.136	.529	-.295	.052	-.548	.530	.089	.548	.183	-.179	.	-.692*	.252	.000	.479	

	Sig. (2-tailed)	.127	.828	.444	.637	.154	.	.493	.791	.915	.	.207	.763	.064	.660	.727	.143	.440	.895	.127	.142	.821	.127	.638	.645	.	.039	.513	1.000	.192	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
FOR	Correlation Coefficient	-.244	.106	-.109	.396	.139	.	-.016	.738*	.334	-.465	1.000	.250	-.366	.711*	.394	-.200	.832**	.441	.488	-.234	.290	-.244	.206	.379	.	.506	.295	.325	.460	
	Sig. (2-tailed)	.527	.786	.779	.291	.722	.	.968	.023	.379	.207	.	.517	.333	.032	.293	.606	.005	.235	.183	.545	.450	.527	.595	.314	.	.165	.442	.393	.213	
GDG	Correlation Coefficient	.483	.640	.624	.437	.143	.	.288	.104	.678*	-.118	.250	1.000	.265	.724*	.240	.013	.502	.444	.276	.349	.612	.483	.562	-.082	.	.067	.297	.138	.118	
	Sig. (2-tailed)	.188	.064	.072	.240	.714	.	.453	.789	.045	.763	.517	.	.491	.027	.533	.974	.168	.232	.472	.357	.080	.188	.116	.835	.	.864	.438	.723	.761	
GOK	Correlation Coefficient	.750*	-.128	.309	-.365	.114	.	.241	-.283	.506	.639	-.366	.265	1.000	-.023	.256	.230	-.312	-.260	-.188	.503	.243	.750*	.600	-.629	.	-.546	.690*	-.188	.215	
	Sig. (2-tailed)	.020	.742	.418	.334	.770	.	.533	.460	.164	.064	.333	.491	.	.952	.505	.551	.414	.500	.629	.167	.529	.020	.088	.069	.	.128	.040	.629	.579	
GRF	Correlation Coefficient	.140	.611	.567	.675*	.530	.	.099	.743*	.500	-.171	.711*	.724*	-.023	1.000	.266	.220	.883**	.770*	.140	.285	.814**	.	.140	.421	.389	.	.441	.323	.562	.513
	Sig. (2-tailed)	.718	.080	.112	.046	.142	.	.800	.022	.170	.660	.032	.027	.952	.	.488	.570	.002	.015	.718	.457	.008	.718	.259	.301	.	.235	.396	.115	.157	
IUG	Correlation Coefficient	.420	.000	-.218	-.272	-.221	.	.556	.106	.253	-.136	.394	.240	.256	.266	1.000	.013	.060	-.053	.560	.262	.068	.420	.802**	-.230	.	.303	.785*	.280	.267	
	Sig. (2-tailed)	.261	1.000	.573	.478	.567	.	.120	.787	.511	.727	.293	.533	.505	.488	.	.974	.877	.893	.117	.496	.862	.261	.009	.551	.	.427	.012	.466	.488	
MCD	Correlation Coefficient	.276	.545	.519	.286	.807**	.	.452	.261	-.097	.529	-.200	.013	.230	.220	.013	1.000	.094	.470	-.483	.836**	.384	.276	.193	.524	.	.156	.161	.552	.456	
	Sig. (2-tailed)	.472	.129	.152	.456	.009	.	.222	.498	.803	.143	.606	.974	.551	.570	.974	.	.811	.202	.188	.005	.307	.472	.618	.148	.	.688	.679	.123	.217	
MLS	Correlation Coefficient	-.208	.530	.297	.675*	.489	.	.022	.734*	.413	-.295	.832**	.502	-.312	.883**	.060	.094	1.000	.690*	.277	.069	.525	-.208	.157	.591	.	.413	.123	.416	.454	
	Sig. (2-tailed)	.591	.142	.438	.046	.181	.	.955	.024	.270	.440	.005	.168	.414	.002	.877	.811	.	.040	.470	.859	.146	.591	.686	.094	.	.269	.752	.265	.220	
MOZ	Correlation Coefficient	.142	.608	.693*	.897**	.742*	.	.136	.750*	.165	.052	.441	.444	-.260	.770*	-.053	.470	.690*	1.000	-.283	.265	.707*	.142	.000	.678	.	.404	-.113	.567	.631	
	Sig. (2-tailed)	.716	.082	.038	.001	.022	.	.726	.020	.671	.895	.235	.232	.500	.015	.893	.202	.040	.	.460	.490	.033	.716	1.000	.045	.	.281	.772	.111	.069	
PEG	Correlation Coefficient	-.125	.070	-.550	-.274	-.548	.	.361	-.189	.276	-.548	.488	.276	-.188	.140	.560	-.483	.277	-.283	1.000	-.140	-.364	-.125	.450	-.140	.	.146	.345	-.125	-.215	
	Sig. (2-tailed)	.749	.858	.125	.476	.127	.	.340	.626	.472	.127	.183	.472	.629	.718	.117	.188	.470	.460	.	.718	.335	.749	.224	.720	.	.708	.363	.749	.579	
PRV	Correlation Coefficient	.492	.651	.477	.026	.581	.	.635	.000	.125	.530	-.234	.349	.503	.285	.262	.836**	.069	.265	-.140	1.000	.378	.492	.618	.162	.	-.036	.453	.492	.290	

	Sig. (2-tailed)	.179	.058	.195	.948	.101	.	.066	1.000	.749	.142	.545	.357	.167	.457	.496	.005	.859	.490	.718	.	.317	.179	.076	.678	.	.926	.221	.179	.449	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
QNC	Correlation Coefficient	.291	.503	.828**	.612	.621	.	-.140	.661	.335	.089	.290	.612	.243	.814**	.068	.384	.525	.707*	-.364	.378	1.000	.291	.301	.195	.	.330	.228	.583	.421	
Sig. (2-tailed)		.447	.168	.006	.080	.074	.	.719	.053	.378	.821	.450	.080	.529	.008	.862	.307	.146	.033	.335	.317	.	.447	.431	.616	.	.385	.555	.100	.259	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
RIG	Correlation Coefficient	1.000**	.070	.481	.000	.137	.	.577	-.189	.552	.548	-.244	.483	.750*	.140	.420	.276	-.208	.142	-.125	.492	.291	1.000	.600	-.420	.	-.364	.552	-.125	.429	
Sig. (2-tailed)		.	.858	.190	1.000	.725	.	.104	.626	.123	.127	.527	.188	.020	.718	.261	.472	.591	.716	.749	.179	.447	.	.088	.261	.	.335	.123	.749	.249	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
SCT	Correlation Coefficient	.600	.289	.110	-.256	.037	.	.597	.000	.469	.183	.206	.562	.600	.421	.802**	.193	.157	.000	.450	.618	.301	.600	1.000	-.336	.	-.029	.884**	.300	.267	
Sig. (2-tailed)		.088	.451	.778	.507	.926	.	.090	1.000	.202	.638	.595	.116	.088	.259	.009	.618	.686	1.000	.224	.076	.431	.088	.	.377	.	.941	.002	.433	.487	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
SCP	Correlation Coefficient	-.420	.539	.214	.690*	.621	.	.117	.582	-.210	-.179	.379	-.082	-.629	.389	-.230	.524	.591	.678*	-.140	.162	.195	-.420	-.336	1.000	.	.575	-.356	.490	.329	
Sig. (2-tailed)		.261	.134	.581	.040	.074	.	.765	.100	.587	.645	.314	.835	.069	.301	.551	.148	.094	.045	.720	.678	.616	.261	.377	.	.105	.347	.181	.387		
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
TAN	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sig. (2-tailed)		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
TST	Correlation Coefficient	-.364	.367	.067	.443	.080	.	-.051	.551	-.192	-.692*	.506	.067	-.546	.441	.303	.156	.413	.404	.146	-.036	.330	-.364	-.029	.575	.	1.000	-.076	.583	-.009	
Sig. (2-tailed)		.335	.332	.864	.232	.838	.	.896	.124	.620	.039	.165	.864	.128	.235	.427	.688	.269	.281	.708	.926	.385	.335	.941	.105	.	.846	.100	.981		
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
VRG	Correlation Coefficient	.552	-.047	-.017	-.319	.067	.	.461	.104	.555	.252	.295	.297	.690*	.323	.785*	.161	.123	-.113	.345	.453	.228	.552	.884**	-.356	.	-.076	1.000	.138	.443	
Sig. (2-tailed)		.123	.904	.966	.402	.864	.	.212	.789	.121	.513	.442	.438	.040	.396	.012	.679	.752	.772	.363	.221	.555	.123	.002	.347	.	.846	.	.723	.232	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
VIP	Correlation Coefficient	-.125	.560	.275	.274	.548	.	.072	.661	-.345	.000	.325	.138	-.188	.562	.280	.552	.416	.567	-.125	.492	.583	-.125	.300	.490	.	.583	.138	1.000	.286	
Sig. (2-tailed)		.749	.117	.474	.476	.127	.	.854	.052	.363	1.000	.393	.723	.629	.115	.466	.123	.265	.111	.749	.179	.100	.749	.433	.181	.	.100	.723	.	.456	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
YEA	Correlation Coefficient	.429	.049	.341	.418	.688*	.	.339	.649	.386	.479	.460	.118	.215	.513	.267	.456	.454	.631	-.215	.290	.421	.429	.267	.329	.	-.009	.443	.286	1.000	
Sig. (2-tailed)		.249	.901	.369	.263	.041	.	.371	.059	.305	.192	.213	.761	.579	.157	.488	.217	.220	.069	.579	.449	.259	.249	.487	.387	.	.981	.232	.456	.	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			

		Correlazioni Sex Ratio: <i>Myodes glareolus</i>																												
Spearman's rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.358	.279	.274	-.138	.	.452	.000	.000	.550	-.189	.274	-.563	-.420	.286	.503	-.069	.216	-.125	.275	.151	1,000**	.450	-.219	.	.072	.274	.125	.280
	Sig. (2-tailed)	.	.345	.468	.476	.723	.	.222	1,000	1,000	.125	.626	.476	.115	.261	.456	.168	.859	.578	.749	.474	.699	.	.224	.572	.	.854	.476	.749	.466
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL	Correlation Coefficient	.358	1.000	.009	.078	.408	.	.101	.524	.334	.454	-.054	.392	-.536	.022	.077	.667*	.313	-.014	-.143	.420	-.259	.358	-.296	.426	.	.165	.644	.429	.600
	Sig. (2-tailed)	.345	.	.982	.841	.275	.	.797	.147	.380	.219	.890	.297	.137	.955	.843	.050	.412	.972	.714	.261	.501	.345	.440	.253	.	.671	.061	.249	.088
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB	Correlation Coefficient	.279	.009	1.000	-.203	-.684*	.	.504	.186	-.094	.596	-.211	.390	-.534	-.381	.212	.596	.052	.125	.000	.340	-.308	.279	-.204	-.424	.	.214	-.475	.279	.234
	Sig. (2-tailed)	.468	.982	.	.600	.042	.	.167	.632	.810	.090	.587	.300	.139	.312	.583	.090	.895	.750	1,000	.370	.420	.468	.598	.256	.	.580	.197	.468	.545
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
API	Correlation Coefficient	.274	.078	-.203	1.000	.588	.	.303	.183	.798**	.418	.414	.500	.046	.281	.627	-.297	.591	.420	.000	.678*	.083	.274	.347	.426	.	.606	.267	-.137	-.017
	Sig. (2-tailed)	.476	.841	.600	.	.096	.	.428	.638	.010	.262	.268	.170	.907	.464	.071	.437	.094	.261	1,000	.045	.833	.476	.360	.253	.	.084	.488	.725	.965
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
BRU	Correlation Coefficient	-.138	.408	-.684*	.588	1,000	.	-.042	.276	.648	.013	.313	-.008	.322	.730*	.281	-.260	.404	.110	.207	.287	.139	-.138	.120	.908**	.	.159	.698*	.000	.142
	Sig. (2-tailed)	.723	.275	.042	.096	.	.	.915	.472	.059	.974	.412	.983	.398	.026	.464	.499	.281	.778	.593	.454	.722	.723	.759	.001	.	.682	.037	1,000	.716
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CSP	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CAT	Correlation Coefficient	.452	.101	.504	.303	-.042	.	1,000	.352	.402	.585	-.399	.211	-.302	.164	.546	.342	.404	.765*	.603	.451	.212	.452	.131	.181	.	.131	.119	.528	.440
	Sig. (2-tailed)	.222	.797	.167	.428	.915	.	.	.353	.283	.098	.288	.586	.430	.673	.128	.368	.281	.016	.086	.223	.584	.222	.738	.642	.	.738	.760	.144	.235
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRI	Correlation Coefficient	.000	.524	.186	.183	.276	.	.352	1,000	.368	.321	.000	.365	.000	.280	.286	.239	.370	.096	.000	.642	-.151	.000	-.500	.437	.	.529	.091	.750*	.187
	Sig. (2-tailed)	1,000	.147	.632	.638	.472	.	.353	.	.330	.400	1,000	.334	1,000	.466	.456	.535	.327	.806	1,000	.062	.699	1,000	.170	.239	.	.143	.815	.020	.631
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRO	Correlation Coefficient	.000	.334	-.094	.798**	.648	.	.402	.368	1,000	.468	.209	.613	-.173	.395	.518	-.071	.923**	.613	.207	.730*	-.097	.000	-.092	.617	.	.558	.412	.138	.326
	Sig. (2-tailed)	1,000	.380	.810	.010	.059	.	.283	.330	.	.204	.590	.079	.657	.293	.153	.857	.000	.079	.593	.026	.804	1,000	.814	.077	.	.118	.271	.723	.392
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FDT	Correlation Coefficient	.550	.454	.596	.418	.013	.	.585	.321	.468	1,000	.260	.628	-.596	-.115	.765*	.680*	.394	.338	.138	.613	-.498	.550	.193	.116	.	.287	.008	.069	.658

	Sig. (2-tailed)	.125	.219	.090	.262	.974	.	.098	.400	.204	.	.500	.070	.090	.767	.016	.044	.294	.374	.724	.079	.173	.125	.620	.767	.	.455	.983	.860	.054
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FOR	Correlation Coefficient	-.189	-.054	-.211	.414	.313	.	-.399	.000	.209	.260	1.000	.207	.283	.106	.541	-.163	.000	-.326	-.189	.104	-.627	-.189	.340	.165	.	.164	-.311	-.661	.000
	Sig. (2-tailed)	.626	.890	.587	.268	.412	.	.288	1.000	.590	.500	.	.593	.460	.787	.133	.675	1.000	.392	.626	.790	.071	.626	.370	.671	.	.674	.416	.052	1.000
GDG	Correlation Coefficient	.274	.392	.390	.500	-.008	.	.211	.365	.613	.628	.207	1.000	-.639	-.392	.305	.280	.717*	.324	-.411	.778*	-.468	.274	-.329	-.098	.	.747*	-.033	.137	.247
	Sig. (2-tailed)	.476	.297	.300	.170	.983	.	.586	.334	.079	.070	.593	.	.064	.297	.425	.466	.030	.396	.272	.014	.204	.476	.388	.803	.	.021	.932	.725	.522
GOK	Correlation Coefficient	-.563	-.536	-.534	.046	.322	.	-.302	.000	-.173	-.596	.283	-.639	1.000	.629	-.012	-.754*	-.358	-.323	.188	-.298	.339	-.563	.200	.328	.	-.108	-.183	-.188	-.594
	Sig. (2-tailed)	.115	.137	.139	.907	.398	.	.430	1.000	.657	.090	.460	.064	.	.069	.976	.019	.344	.396	.629	.436	.372	.115	.606	.389	.	.782	.638	.629	.091
GRF	Correlation Coefficient	-.420	.022	-.381	.281	.730*	.	.164	.280	.395	-.115	.106	-.392	.629	1.000	.262	-.330	.164	.063	.560	.128	.309	-.420	.075	.892**	.	-.009	.375	.140	-.017
	Sig. (2-tailed)	.261	.955	.312	.464	.026	.	.673	.466	.293	.767	.787	.297	.069	.	.495	.385	.674	.873	.117	.742	.418	.261	.849	.001	.	.982	.321	.720	.965
IUG	Correlation Coefficient	.286	.077	.212	.627	.281	.	.546	.286	.518	.765*	.541	.305	-.012	.262	1.000	.201	.309	.393	.429	.433	-.359	.286	.505	.343	.	.165	-.113	-.143	.458
	Sig. (2-tailed)	.456	.843	.583	.071	.464	.	.128	.456	.153	.016	.133	.425	.976	.495	.	.604	.419	.296	.249	.245	.342	.456	.165	.367	.	.671	.772	.714	.215
MCD	Correlation Coefficient	.503	,667*	.596	-.297	-.260	.	.342	.239	-.071	,680*	-.163	.280	-,754*	-.330	.201	1.000	.000	.037	.072	.145	-.462	.503	-.096	-.088	.	-.175	.122	.287	,768*
	Sig. (2-tailed)	.168	.050	.090	.437	.499	.	.368	.535	.857	.044	.675	.466	.019	.385	.604	.	1.000	.925	.854	.710	.210	.168	.806	.821	.	.652	.754	.453	.016
MLS	Correlation Coefficient	-.069	.313	.052	.591	.404	.	.404	.370	,923*	.394	.000	,717*	-.358	.164	.309	.000	1.000	,700*	.139	,682*	-,153	-.069	-.361	.391	.	.560	.304	.277	.349
	Sig. (2-tailed)	.859	.412	.895	.094	.281	.	.281	.327	.000	.294	1.000	.030	.344	.674	.419	1.000	.	.036	.722	.043	.694	.859	.340	.299	.	.117	.427	.470	.357
MOZ	Correlation Coefficient	.216	-.014	.125	.420	.110	.	,765*	.096	.613	.338	-.326	.324	-.323	.063	.393	.037	,700*	1.000	.575	.294	.159	.216	.067	.144	.	.083	.210	.287	.442
	Sig. (2-tailed)	.578	.972	.750	.261	.778	.	.016	.806	.079	.374	.392	.396	.873	.296	.925	.036	.	.106	.442	.683	.578	.864	.711	.	.832	.588	.453	.233	
PEG	Correlation Coefficient	-.125	-.143	.000	.000	.207	.	.603	.000	.207	.138	-.189	-,411	.188	.560	.429	.072	.139	.575	1.000	-.206	.151	-.125	.300	.437	.	-.505	.137	.125	.490
	Sig. (2-tailed)	.749	.714	1.000	1.000	.593	.	.086	1.000	.593	.724	.626	.272	.629	.117	.249	.854	.722	.106	.	.594	.699	.749	.433	.239	.	.165	.725	.749	.181
PRV	Correlation Coefficient	.275	.420	.340	,678*	.287	.	.451	.642	,730*	.613	.104	,778*	-.298	.128	.433	.145	,682*	.294	-,206	1.000	-.083	.275	-.266	.329	.	,891**	.176	.413	.081

	Sig. (2-tailed)	.474	.261	.370	.045	.454	.	.223	.062	.026	.079	.790	.014	.436	.742	.245	.710	.043	.442	.594	.	.832	.474	.489	.387	.	.001	.651	.270	.835	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
QNC	Correlation Coefficient	.151	-.259	-.308	.083	.139	.	.212	-.151	-.097	-.498	-.627	-.468	.339	.309	-.359	-.462	-.153	.159	.151	-.083	1.000	.151	.151	.132	.	-.029	.413	.302	-.492	
	Sig. (2-tailed)	.699	.501	.420	.833	.722	.	.584	.699	.804	.173	.071	.204	.372	.418	.342	.210	.694	.683	.699	.832	.	.699	.699	.735	.	.941	.269	.430	.178	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
RIG	Correlation Coefficient	1.000**	.358	.279	.274	-.138	.	.452	.000	.000	.550	-.189	.274	-.563	-.420	.286	.503	-.069	.216	-.125	.275	.151	1.000	.450	-.219	.	.072	.274	.125	.280	
	Sig. (2-tailed)	.	.345	.468	.476	.723	.	.222	1.000	1.000	.125	.626	.476	.115	.261	.456	.168	.859	.578	.749	.474	.699	.	.224	.572	.	.854	.476	.749	.466	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
SCT	Correlation Coefficient	.450	-.296	-.204	.347	.120	.	.131	-.500	-.092	.193	.340	-.329	.200	.075	.505	-.096	-.361	.067	.300	-.266	.151	.450	1.000	.000	.	-.385	.018	-.600	.056	
	Sig. (2-tailed)	.224	.440	.598	.360	.759	.	.738	.170	.814	.620	.370	.388	.606	.849	.165	.806	.340	.864	.433	.489	.699	.224	.	1.000	.	.306	.963	.088	.886	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
SCP	Correlation Coefficient	-.219	.426	-.424	.426	.908**	.	.181	.437	.617	.116	.165	-.098	.328	.892**	.343	-.088	.391	.144	.437	.329	.132	-.219	.000	1.000	.	.107	.630	.219	.258	
	Sig. (2-tailed)	.572	.253	.256	.253	.001	.	.642	.239	.077	.767	.671	.803	.389	.001	.367	.821	.299	.711	.239	.387	.735	.572	1.000	.	.	.783	.069	.572	.502	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
TAN	Correlation Coefficient	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sig. (2-tailed)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
TST	Correlation Coefficient	.072	.165	.214	.606	.159	.	.131	.529	.558	.287	.164	.747*	-.108	-.009	.165	-.175	.560	.083	-.505	.891**	-.029	.072	-.385	.107	.	1.000	-.035	.289	-.314	
	Sig. (2-tailed)	.854	.671	.580	.084	.682	.	.738	.143	.118	.455	.674	.021	.782	.982	.671	.652	.117	.832	.165	.001	.941	.854	.306	.783	.	.	.928	.451	.410	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
VRG	Correlation Coefficient	.274	.644	-.475	.267	.698*	.	.119	.091	.412	.008	-.311	-.033	-.183	.375	-.113	.122	.304	.210	.137	.176	.413	.274	.018	.630	.	-.035	1.000	.274	.298	
	Sig. (2-tailed)	.476	.061	.197	.488	.037	.	.760	.815	.271	.983	.416	.932	.638	.321	.772	.754	.427	.588	.725	.651	.269	.476	.963	.069	.	.928	.	.476	.436	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
VIP	Correlation Coefficient	.125	.429	.279	-.137	.000	.	.528	.750*	.138	.069	-.661	.137	-.188	.140	-.143	.287	.277	.287	.125	.413	.302	.125	-.600	.219	.	.289	.274	1.000	.140	
	Sig. (2-tailed)	.749	.249	.468	.725	1.000	.	.144	.020	.723	.860	.052	.725	.629	.720	.714	.453	.470	.453	.749	.270	.430	.749	.088	.572	.	.451	.476	.	.720	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
YEA	Correlation Coefficient	.280	.600	.234	-.017	.142	.	.440	.187	.326	.658	.000	.247	-.594	-.017	.458	.768*	.349	.442	.490	.081	-.492	.280	.056	.258	.	-.314	.298	.140	1.000	
	Sig. (2-tailed)	.466	.088	.545	.965	.716	.	.235	.631	.392	.054	1.000	.522	.091	.965	.215	.016	.357	.233	.181	.835	.178	.466	.886	.502	.	.410	.436	.720	.	
	N	9	9	9	9	9	.	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	

		Correlazioni Proporzione adulti: <i>Apodemus flavicollis</i>																												
Spearman's rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA
1FC	Correlation Coefficient	1.000	-.023	-.418	-.219	-.324	.068	-.334	.267	.207	-.013	.709*	.050	.548	-.399	.047	.259	-.310	.221	.000	.655	-.610	.286	.177	-.116	.019	-.707	.366	-.398	-.553
	Sig. (2-tailed)	.	.954	.263	.571	.395	.862	.380	.487	.593	.973	.032	.898	.126	.287	.905	.502	.416	.567	1.000	.055	.081	.455	.649	.767	.961	.033	.333	.288	.122
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL	Correlation Coefficient	-.023	1.000	.414	.934**	-.038	.927**	.667*	-.629	-.626	-.133	.305	-.498	-.334	-.118	.005	.589	-.253	.611	.270	.018	.153	.009	.343	-.098	.162	.245	.688*	.274	.714*
	Sig. (2-tailed)	.954	.	.268	.000	.922	.000	.050	.069	.071	.732	.426	.173	.380	.761	.989	.095	.510	.081	.482	.964	.695	.981	.366	.802	.677	.526	.041	.475	.031
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB	Correlation Coefficient	-.418	.414	1.000	.315	.362	.505	.667*	-.038	-.217	.307	-.018	.078	-.644	-.285	-.067	.424	.144	.257	-.432	-.248	.801**	-.405	.166	-.347	.019	.556	.226	.469	.181
	Sig. (2-tailed)	.263	.268	.	.410	.338	.166	.050	.922	.575	.422	.963	.843	.061	.457	.864	.255	.711	.505	.245	.520	.009	.280	.669	.361	.961	.120	.558	.203	.641
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
API	Correlation Coefficient	-.219	.934**	.315	1.000	-.020	.744*	.750*	-.660	-.505	-.084	.076	-.431	-.250	.055	-.130	.304	-.128	.483	.454	-.149	.060	.105	.306	-.093	.120	.242	.511	.130	.846**
	Sig. (2-tailed)	.571	.000	.410	.	.959	.022	.020	.053	.165	.830	.845	.247	.516	.888	.739	.427	.742	.188	.220	.703	.878	.788	.424	.811	.758	.530	.160	.739	.004
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
BRU	Correlation Coefficient	-.324	-.038	.362	-.020	1.000	-.076	.350	-.440	-.242	.056	-.019	-.278	-.700*	-.147	-.293	-.228	.000	-.130	-.567	-.204	.540	-.591	-.589	-.354	.820**	.550	-.402	.446	.184
	Sig. (2-tailed)	.395	.922	.338	.959	.	.845	.356	.236	.530	.886	.961	.469	.036	.705	.444	.556	1.000	.739	.111	.598	.133	.094	.095	.349	.007	.125	.284	.229	.635
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP	Correlation Coefficient	.068	.927**	.505	.744*	-.076	1.000	.477	-.515	-.703*	-.187	.414	-.498	-.429	-.224	.191	.817**	-.323	.646	.054	.124	.305	-.118	.343	-.027	.124	.298	.757*	.451	.527
	Sig. (2-tailed)	.862	.000	.166	.022	.845	.	.194	.156	.035	.631	.268	.173	.249	.563	.622	.007	.396	.060	.890	.751	.425	.762	.366	.946	.751	.436	.018	.222	.144
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CAT	Correlation Coefficient	-.334	.667*	.667	.750*	.350	.477	1.000	-.350	-.177	.280	-.048	-.096	-.375	-.138	-.353	.136	.183	.232	.000	-.325	.350	-.072	.191	-.466	.200	.280	.274	.093	.542
	Sig. (2-tailed)	.380	.050	.050	.020	.356	.194	.	.356	.649	.466	.903	.806	.320	.723	.352	.728	.637	.548	1.000	.394	.356	.855	.623	.206	.606	.466	.476	.812	.131
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRI	Correlation Coefficient	.267	-.629	-.038	-.660	-.440	-.515	-.350	1.000	.828**	.448	-.076	.852**	.600	-.147	-.011	-.163	.312	-.241	-.113	.130	-.220	.267	.284	-.093	-.700*	-.513	-.146	-.520	-.857**
	Sig. (2-tailed)	.487	.069	.922	.053	.236	.156	.356	.	.006	.227	.845	.004	.088	.705	.978	.676	.414	.531	.771	.739	.570	.487	.459	.811	.036	.158	.708	.151	.003
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRO	Correlation Coefficient	.207	-.626	-.217	-.505	-.242	-.703*	-.177	.828**	1.000	.565	-.120	.890**	.732*	-.065	-.373	-.614	.296	-.234	.172	.103	-.485	.366	.171	-.245	-.535	-.560	-.378	-.788*	-.685*
	Sig. (2-tailed)	.593	.071	.575	.165	.530	.035	.649	.006	.	.113	.758	.001	.025	.868	.323	.079	.439	.544	.658	.792	.186	.333	.660	.525	.137	.116	.316	.012	.042
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
FDT	Correlation Coefficient	-.013	-.133	.307	-.084	.056	-.187	.280	.448	.565	1.000	.067	.558	.210	-.326	-.824**	-.258	.000	-.294	.000	.156	-.028	-.285	.300	.061	-.280	-.070	-.417	-.571	-.303

Sig. (2-tailed)	.973	.732	.422	.830	.886	.631	.466	.227	.113	.	.865	.118	.588	.392	.006	.503	1.000	.442	1.000	.689	.943	.458	.433	.876	.466	.859	.264	.108	.427
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
FOR Correlation Coefficient	,709*	.305	-.018	.076	-.019	.414	-.048	-.076	-.120	.067	1.000	-.279	.095	-.825**	-.186	.398	-.804**	.363	-.054	.319	-.238	.118	.442	-.013	.219	-.053	.444	-.115	-.212
Sig. (2-tailed)	.032	.426	.963	.845	.961	.268	.903	.845	.758	.865	.	.468	.807	.006	.632	.289	.009	.337	.890	.403	.537	.762	.233	.973	.571	.892	.231	.768	.584
GDG Correlation Coefficient	.050	-.498	.078	-.431	-.278	-.498	-.096	,852**	,890**	.558	-.279	1.000	.551	.101	-.187	-.405	.492	-.027	.109	.205	-.230	.187	.115	-.317	-.670*	-.460	-.280	-.551	-.629
Sig. (2-tailed)	.898	.173	.843	.247	.469	.173	.806	.004	.001	.118	.468	.	.124	.795	.630	.279	.179	.946	.781	.598	.552	.630	.768	.406	.048	.213	.466	.124	.070
GOK Correlation Coefficient	.548	-.334	-.644	-.250	-,700*	-.429	-.375	.600	.732*	.210	.095	.551	1.000	.046	-.136	-.353	.046	-.046	.567	.325	-,900**	,667*	.355	.047	-.600	-,839**	.000	-,882**	-,488
Sig. (2-tailed)	.126	.380	.061	.516	.036	.249	.320	.088	.025	.588	.807	.124	.	.906	.728	.352	.907	.906	.111	.394	.001	.050	.349	.905	.088	.005	1.000	.002	.183
GRF Correlation Coefficient	-,399	-,118	-,285	.055	-,147	-,224	-,138	-,147	-,065	-,326	-,825**	.101	.046	1.000	.344	-,285	.662	-,051	.313	.103	-,074	-,066	-,562	.069	-,129	-,176	-,269	.111	.310
Sig. (2-tailed)	.287	.761	.457	.888	.705	.563	.723	.705	.868	.392	.006	.795	.906	.	.364	.458	.052	.896	.412	.793	.851	.866	.115	.861	.741	.651	.484	.776	.418
IUG Correlation Coefficient	.047	.005	-,067	-,130	-,293	.191	-,353	-,011	-,373	-,824**	-,186	-,187	-,136	.344	1.000	.476	.273	.292	-,184	-,030	.184	.222	-,189	-,101	-,098	-,076	.495	.574	-,024
Sig. (2-tailed)	.905	.989	.864	.739	.444	.622	.352	.978	.323	.006	.632	.630	.728	.364	.	.195	.477	.446	.635	.938	.635	.565	.626	.796	.803	.846	.175	.106	.952
MCD Correlation Coefficient	.259	.589	.424	.304	-,228	,817**	.136	-,163	-,614	-,258	.398	-,405	-,353	-,285	.476	1.000	-,199	.373	-,307	.161	.380	-,140	.308	.081	.011	.116	,762*	.504	.106
Sig. (2-tailed)	.502	.095	.255	.427	.556	.007	.728	.676	.079	.503	.289	.279	.352	.458	.195	.	.608	.323	.421	.679	.314	.720	.421	.836	.978	.766	.017	.167	.786
MLS Correlation Coefficient	-,310	-,253	.144	-,128	.000	-,323	.183	.312	.296	.000	-,804**	.492	.046	.662	.273	-,199	1.000	-,162	-,156	-,060	.165	-,022	-,430	-,427	-,211	-,316	-,167	.026	-,099
Sig. (2-tailed)	.416	.510	.711	.742	1.000	.396	.637	.414	.439	1.000	.009	.179	.907	.052	.477	.608	.	.678	.689	.879	.671	.956	.248	.251	.586	.407	.667	.948	.799
MOZ Correlation Coefficient	.221	.611	.257	.483	-,130	.646	.232	-,241	-,234	-,294	.363	-,027	-,046	-,051	.292	.373	-,162	1.000	.316	.328	-,074	.239	.172	-,468	-,056	-,009	.661	.224	.232
Sig. (2-tailed)	.567	.081	.505	.188	.739	.060	.548	.531	.544	.442	.337	.946	.906	.896	.446	.323	.678	.	.408	.389	.849	.536	.658	.204	.887	.982	.053	.562	.549
PEG Correlation Coefficient	.000	.270	-,432	.454	-,567	.054	.000	-,113	.172	.000	-,054	.109	.567	.313	-,184	-,307	-,156	.316	1.000	.105	-,680*	.541	.371	.211	-,454	-,264	.104	-,526	.369
Sig. (2-tailed)	1.000	.482	.245	.220	.111	.890	1.000	.771	.658	1.000	.890	.781	.111	.412	.635	.421	.689	.408	.	.787	.044	.133	.325	.585	.220	.492	.791	.145	.328
PRV Correlation Coefficient	.655	.018	-,248	-,149	-,204	.124	-,325	.130	.103	.156	.319	.205	.325	.103	-,030	.161	-,060	.328	.105	1.000	-,409	-,248	-,213	.009	-,019	-,545	.017	-,224	-,352

Sig. (2-tailed)	.055	.964	.520	.703	.598	.751	.394	.739	.792	.689	.403	.598	.394	.793	.938	.679	.879	.389	.787	.	.275	.520	.583	.982	.962	.129	.965	.562	.352
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
QNC Correlation Coefficient	-.610	.153	.801**	.060	.540	.305	.350	-.220	-.485	-.028	-.238	-.230	-,900**	-.074	.184	.380	.165	-.074	-,680*	-.409	1.000	-.620	-.207	-.075	.280	,765*	-,018	,798**	.239
Sig. (2-tailed)	.081	.695	.009	.878	.133	.425	.356	.570	.186	.943	.537	.552	.001	.851	.635	.314	.671	.849	.044	.275	.	.075	.593	.849	.466	.016	.963	.010	.536
RIG Correlation Coefficient	.286	.009	-,405	.105	-,591	-,118	-,072	.267	.366	-,285	.118	.187	,667*	-,066	.222	-,140	-,022	.239	.541	-,248	-,620	1.000	.520	-,218	-,458	-,467	.461	-,460	-,088
Sig. (2-tailed)	.455	.981	.280	.788	.094	.762	.855	.487	.333	.458	.762	.630	.050	.866	.565	.720	.956	.536	.133	.520	.075	.	.151	.573	.215	.205	.211	.212	.822
SCT Correlation Coefficient	.177	.343	.166	.306	-,589	.343	.191	.284	.171	.300	.442	.115	.355	-,562	-,189	.308	-,430	.172	.371	-,213	-,207	.520	1.000	.193	-,589	-,041	.508	-,395	-,024
Sig. (2-tailed)	.649	.366	.669	.424	.095	.366	.623	.459	.660	.433	.233	.768	.349	.115	.626	.421	.248	.658	.325	.583	.593	.151	.	.618	.095	.917	.163	.293	.952
SCP Correlation Coefficient	-,116	-,098	-,347	-,093	-,354	-,027	-,466	-,093	-,245	.061	-,013	-,317	.047	.069	-,101	.081	-,427	-,468	.211	.009	-,075	-,218	.193	1.000	-,187	.187	-,264	-,069	.131
Sig. (2-tailed)	.767	.802	.361	.811	.349	.946	.206	.811	.525	.876	.973	.406	.905	.861	.796	.836	.251	.204	.585	.982	.849	.573	.618	.	.631	.630	.493	.859	.736
TAN Correlation Coefficient	.019	.162	.019	.120	,820**	.124	.200	-,700*	-,535	-,280	.219	-,670*	-,600	-,129	-,098	.011	-,211	-,056	-,454	-,019	.280	-,458	-,589	-,187	1.000	.345	-,128	.464	.304
Sig. (2-tailed)	.961	.677	.961	.758	.007	.751	.606	.036	.137	.466	.571	.048	.088	.741	.803	.978	.586	.887	.220	.962	.466	.215	.095	.631	.	.363	.743	.208	.427
TST Correlation Coefficient	-,707*	.245	.556	.242	.550	.298	.280	-,513	-,560	-,070	-,053	-,460	-,839**	-,176	-,076	.116	-,316	-,009	-,264	-,545	,765*	-,467	-,041	.187	.345	1.000	-,128	,667*	.526
Sig. (2-tailed)	.033	.526	.120	.530	.125	.436	.466	.158	.116	.859	.892	.213	.005	.651	.846	.766	.407	.982	.492	.129	.016	.205	.917	.630	.363	.	.743	.050	.146
VRG Correlation Coefficient	.366	,688*	.226	.511	-,402	,757*	.274	-,146	-,378	-,417	.444	-,280	.000	-,269	.495	,762*	-,167	.661	.104	.017	-,018	.461	.508	-,264	-,128	-,128	1.000	.220	.188
Sig. (2-tailed)	.333	.041	.558	.160	.284	.018	.476	.708	.316	.264	.231	.466	1.000	.484	.175	.017	.667	.053	.791	.965	.963	.211	.163	.493	.743	.743	.	.569	.628
VIP Correlation Coefficient	-,398	.274	.469	.130	.446	.451	.093	-,520	-,788*	-,571	-,115	-,551	-,882**	.111	.574	.504	.026	.224	-,526	-,224	,798*	-,460	-,395	-,069	.464	,667*	.220	1.000	.383
Sig. (2-tailed)	.288	.475	.203	.739	.229	.222	.812	.151	.012	.108	.768	.124	.002	.776	.106	.167	.948	.562	.145	.562	.010	.212	.293	.859	.208	.050	.569	.	.309
YEA Correlation Coefficient	-,553	,714*	.181	,846**	.184	.527	.542	-,857**	-,685*	-,303	-,212	-,629	-,488	.310	-,024	.106	-,099	.232	.369	-,352	.239	-,088	-,024	.131	.304	.526	.188	.383	1.000
Sig. (2-tailed)	.122	.031	.641	.004	.635	.144	.131	.003	.042	.427	.584	.070	.183	.418	.952	.786	.799	.549	.328	.352	.536	.822	.952	.736	.427	.146	.628	.309	.
N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		

		Correlazioni Densità: <i>Apodemus flavicollis</i>																												
Spearman's rho		IFC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA	
1FC	Correlation Coefficient	1.000	,775*	.624	.397	,727*	,848**	.217	,902**	,684*	,764*	,725	,760*	.511	,816**	,683*	,252	,816**	,800**	.000	,622	,630	,526	,575	,957**	,734*	,681*	,579	,128	,399
	Sig. (2-tailed)	.	.014	.072	.289	.027	.004	.574	.001	.042	.017	.027	.017	.159	.007	.042	.513	.007	.010	1.000	.073	.069	.146	.106	.000	.024	.043	.102	.742	.288
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL	Correlation Coefficient	,775*	1.000	,728*	.636	,711*	,831**	.080	,848**	,807**	,874**	,689*	,896**	.422	,778*	,638	,349	,845**	,867**	-411	,437	,783*	,736*	,163	,844**	,538	,599	,683*	,469	,514
	Sig. (2-tailed)	.014	.	.026	.066	.032	.006	.838	.004	.009	.002	.040	.001	.258	.014	.064	.357	.004	.002	.272	.240	.013	.024	.675	.004	.135	.088	.042	.203	.157
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB	Correlation Coefficient	,624	,728*	1.000	,870**	,731*	,877**	.236	.637	,488	,760*	.502	,616	.026	,479	,395	,342	,550	,770*	-550	,561	,937**	,714*	-,078	,767*	,181	,318	,326	,080	,365
	Sig. (2-tailed)	.072	.026	.	.002	.025	.002	.541	.065	.182	.018	.168	.077	.946	.192	.293	.368	.125	.015	.125	.116	.000	.031	.843	.016	.640	.405	.391	.838	.334
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
API	Correlation Coefficient	,397	,636	,870**	1.000	,634	,664	.263	,443	,378	,620	,536	,621	,106	,492	,272	,047	,475	,678	-550	,485	,929**	,727*	-,371	,551	,093	,360	,301	,269	,165
	Sig. (2-tailed)	.289	.066	.002	.	.066	.051	.495	.232	.316	.075	.137	.075	.786	.179	.479	.904	.197	.045	.125	.185	.000	.027	.326	.124	.812	.341	.431	.484	.672
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
BRU	Correlation Coefficient	,727*	,711*	,731*	.634	1.000	,894**	.512	,874**	,691*	,903**	.612	,817**	.291	,513	,421	-,068	,618	,653	-550	,342	,803**	,538	,293	,843**	,519	,394	,343	,416	,499
	Sig. (2-tailed)	.027	.032	.025	.066	.	.001	.159	.002	.039	.001	.080	.007	.447	.158	.259	.861	.076	.057	.125	.368	.009	.135	.444	.004	.152	.294	.366	.265	.172
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP	Correlation Coefficient	,848**	,831**	,877**	.664	,894**	1.000	.225	,872**	,756*	,923**	,701*	,806**	.322	,647	,640	,312	,758*	,865**	-418	,564	,865**	,732*	,253	,953**	,530	,515	,509	,196	,514
	Sig. (2-tailed)	.004	.006	.002	.051	.001	.	.560	.002	.018	.000	.035	.009	.399	.060	.063	.414	.018	.003	.263	.114	.003	.025	.511	.000	.142	.156	.162	.614	.157
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CAT	Correlation Coefficient	.217	,080	,236	,263	,512	,225	1.000	,340	-,195	,277	-,013	,259	-,140	-,022	-,400	,679*	-,125	-,071	-,364	,107	,204	-,254	,178	,216	,040	-,130	-,381	,129	-,042
	Sig. (2-tailed)	.574	,838	.541	,495	,159	,560	.	.371	,615	,470	,973	,500	,719	,955	,286	,044	,749	,856	,335	,784	,599	,510	,646	,578	,918	,738	,311	,741	,914
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRI	Correlation Coefficient	,902**	,848**	.637	,443	,874**	,872**	.340	1.000	,799**	,873**	.604	,840**	.359	,676*	,537	,170	,755*	,699*	-359	,317	,691*	,465	,577	,925**	,648	,487	,507	,413	,572
	Sig. (2-tailed)	.001	.004	.065	.232	.002	.002	.371	.	.010	.002	.085	.005	.342	.046	.136	.662	.019	.036	.342	.405	.039	.207	.104	.000	.059	.184	.163	.270	.107
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRO	Correlation Coefficient	,684*	,807**	.488	,378	,691*	,756*	-,195	,799**	1.000	,777*	,694*	,795*	,493	,673*	,760*	,394	,820**	,743*	-302	,167	,633	,691*	,336	,762*	,615	,557	,716*	,498	,591
	Sig. (2-tailed)	.042	.009	.182	.316	.039	.018	.615	.010	.	.014	.038	.010	.177	.047	.017	.295	.007	.022	.430	.668	.067	.039	.377	.017	.078	.119	.030	.173	.094
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
FDT	Correlation Coefficient	,764	,874**	,760*	,620	,903**	,923**	.277	,873**	,777*	1.000	,657	,847**	,452	,599	,644	,215	,814**	,798**	-483	,458	,815**	,717*	,229	,902**	,653	,570	,630	,511	,684*

	Sig. (2-tailed)	.017	.002	.018	.075	.001	.000	.470	.002	.014	.	.055	.004	.222	.088	.061	.579	.008	.010	.188	.215	.007	.030	.553	.001	.057	.109	.069	.160	.042
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FOR	Correlation Coefficient	,725*	,689*	,502	,536	,612	,701*	-,013	,604	,694*	,657	1,000	,847**	,771*	,916**	,794*	,030	,810**	,891**	,069	,708*	,622	,806**	,030	,732*	,661	,855**	,647	,173	,080
N	Sig. (2-tailed)	.027	.040	.168	.137	.080	.035	.973	.085	.038	.055	.	.004	.015	.001	.011	.939	.008	.001	.860	.033	.074	.009	.938	.025	.053	.003	.060	.656	.837
GDG	Correlation Coefficient	,760	,896**	,616	,621	,817**	,806**	,259	,840**	,795*	,847**	,847**	1,000	,550	,835**	,594	-,022	,782*	,836**	-,358	,456	,731*	,695*	,139	,807**	,584	,643	,557	,454	,296
N	Sig. (2-tailed)	.017	.001	.077	.075	.007	.009	.500	.005	.010	.004	.004	.	.125	.005	.092	.955	.013	.005	.345	.217	.025	.038	.721	.009	.099	.062	.119	.219	.439
GOK	Correlation Coefficient	,511	,422	,026	,106	,291	,322	-,140	,359	,493	,452	,771*	,550	1,000	,714*	,802**	-,027	,767*	,580	,433	,558	,211	,556	,163	,480	,877**	,934**	,791*	,370	,224
N	Sig. (2-tailed)	.159	.258	.946	.786	.447	.399	.719	.342	.177	.222	.015	.125	.	.031	.009	.945	.016	.102	.244	.118	.586	.120	.675	.191	.002	.000	.011	.326	.562
GRF	Correlation Coefficient	,816**	,778*	,479	,492	,513	,647	-,022	,676*	,673*	,599	,916**	,835**	,714*	1,000	,742*	,132	,845**	,870**	,138	,667*	,586	,693*	,190	,754*	,662	,856**	,686*	,197	,093
N	Sig. (2-tailed)	.007	.014	.192	.179	.158	.060	.955	.046	.047	.088	.001	.005	.031	.	.022	.734	.004	.002	.724	.050	.097	.038	.625	.019	.052	.003	.041	.611	.811
IUG	Correlation Coefficient	,683*	,638	,395	,272	,421	,640	-,400	,537	,760*	,644	,794*	,594	,802**	,742*	1,000	,505	,913**	,822**	,216	,600	,490	,808**	,212	,722*	,802**	,872**	,909**	,233	,479
N	Sig. (2-tailed)	.042	.064	.293	.479	.259	.063	.286	.136	.017	.061	.011	.092	.009	.022	.	.166	.001	.007	.578	.088	.181	.008	.584	.028	.009	.002	.001	.547	.192
MCD	Correlation Coefficient	,252	,349	,342	,047	-,068	,312	,679*	,170	,394	,215	,030	-,022	-,027	,132	,505	1,000	,389	,375	,000	,124	,238	,406	,127	,310	,107	,147	,494	,-094	,498
N	Sig. (2-tailed)	.513	.357	.368	.904	.861	.414	.044	.662	.295	.579	.939	.955	.945	.734	.166	.	.301	.321	1,000	.750	.537	.278	.744	.416	.783	.707	.177	.810	.172
MLS	Correlation Coefficient	,816**	,845**	,550	,475	,618	,758*	-,125	,755*	,820**	,814**	,810**	,782*	,767*	,845**	,913**	,389	1,000	,879**	,000	,582	,678*	,803**	,285	,860**	,848**	,890**	,929**	,466	,583
N	Sig. (2-tailed)	.007	.004	.125	.197	.076	.018	.749	.019	.007	.008	.008	.013	.016	.004	.001	.301	.	.002	1,000	.100	.045	.009	.458	.003	.004	.001	.000	.206	.099
MOZ	Correlation Coefficient	,800**	,867*	,770*	,678	,653	,865**	-,071	,699	,743*	,798**	,891**	,836**	,580	,870**	,822**	,375	,879**	1,000	-,137	,748*	,800**	,912**	,017	,861**	,580	,776*	,717*	,159	,310
N	Sig. (2-tailed)	.010	.002	.015	.045	.057	.003	.856	.036	.022	.010	.001	.005	.102	.002	.007	.321	.002	.	.725	.020	.010	.001	.965	.003	.102	.014	.030	.683	.416
PEG	Correlation Coefficient	,000	-,411	-,550	-,550	-,550	-,418	-,364	-,359	-,302	-,483	,069	-,358	,433	,138	,216	,000	,000	-,137	1,000	,276	-,548	-,206	,212	-,208	,276	,347	,137	-,413	-,364
N	Sig. (2-tailed)	1,000	.272	.125	.125	.125	.263	.335	.342	.430	.188	.860	.345	.244	.724	.578	1,000	1,000	.725	.	.472	.127	.594	.585	.591	.472	.361	.725	.270	.335
PRV	Correlation Coefficient	,622	,437	,561	,485	,342	,564	,107	,317	,167	,458	,708	,456	,558	,667*	,600	,124	,582	,748	,276	1,000	,487	,637	-,091	,609	,483	,732*	,445	-,245	-,040

	Sig. (2-tailed)	.073	.240	.116	.185	.368	.114	.784	.405	.668	.215	.033	.217	.118	.050	.088	.750	.100	.020	.472	.	.183	.065	.816	.082	.188	.025	.230	.526	.918
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
QNC	Correlation Coefficient	.630	,783*	,937**	,929**	,803*	,865**	.204	,691*	.633	,815**	.622	,731*	.211	.586	,490	.238	,678*	,800**	-.548	.487	1.000	,795*	-.069	,785*	.328	.464	.483	.343	.434
N	Sig. (2-tailed)	.069	.013	.000	.000	.009	.003	.599	.039	.067	.007	.074	.025	.586	.097	.181	.537	.045	.010	.127	.183	.	.010	.861	.012	.389	.208	.187	.366	.243
RIG	Correlation Coefficient	.526	,736*	,714*	,727	.538	,732*	-.254	.465	,691*	,717*	,806**	,695*	.556	,693*	,808**	.406	,803**	,912**	-.206	.637	,795*	1.000	-.267	,670*	.464	,720*	,745*	.261	.347
N	Sig. (2-tailed)	.146	.024	.031	.027	.135	.025	.510	.207	.039	.030	.009	.038	.120	.038	.008	.278	.009	.001	.594	.065	.010	.	.487	.049	.208	.029	.021	.498	.360
SCT	Correlation Coefficient	.575	.163	-.078	-.371	.293	.253	.178	.577	.336	.229	.030	.139	.163	.190	.212	.127	.285	.017	.212	-.091	-.069	-.267	1.000	.444	.537	.139	.180	.103	.420
N	Sig. (2-tailed)	.106	.675	.843	.326	.444	.511	.646	.104	.377	.553	.938	.721	.675	.625	.584	.744	.458	.965	.585	.816	.861	.487	.	.232	.136	.721	.642	.791	.260
SCP	Correlation Coefficient	,957**	,844**	,767*	.551	,843**	,953**	.216	,925**	,762*	,902**	,732*	,807**	.480	,754*	,722*	.310	,860**	,861**	-.208	.609	,785*	,670*	.444	1.000	,715*	.662	.633	.250	.552
N	Sig. (2-tailed)	.000	.004	.016	.124	.004	.000	.578	.000	.017	.001	.025	.009	.191	.019	.028	.416	.003	.003	.591	.082	.012	.049	.232	.	.030	.052	.067	.516	.123
TAN	Correlation Coefficient	,734*	.538	.181	.093	.519	.530	.040	.648	.615	.653	.661	.584	,877**	.662	,802**	.107	,848**	.580	.276	.483	.328	.464	.537	,715*	1.000	,855**	,807**	.456	.554
N	Sig. (2-tailed)	.024	.135	.640	.812	.152	.142	.918	.059	.078	.057	.053	.099	.002	.052	.009	.783	.004	.102	.472	.188	.389	.208	.136	.030	.	.003	.009	.218	.121
TST	Correlation Coefficient	,681*	.599	.318	.360	.394	.515	-.130	.487	.557	.570	,855**	.643	,934**	,856**	,872**	.147	,890**	.776	.347	,732*	.464	,720*	.139	.662	,855**	1.000	,861**	.305	.265
N	Sig. (2-tailed)	.043	.088	.405	.341	.294	.156	.738	.184	.119	.109	.003	.062	.000	.003	.002	.707	.001	.014	.361	.025	.208	.029	.721	.052	.003	.	.003	.425	.491
VRG	Correlation Coefficient	.579	,683*	.326	.301	.343	.509	-.381	.507	,716*	.630	.647	.557	,791*	,686*	,909**	.494	,929**	,717*	.137	.445	.483	,745*	.180	.633	,807**	,861**	1.000	.527	.621
N	Sig. (2-tailed)	.102	.042	.391	.431	.366	.162	.311	.163	.030	.069	.060	.119	.011	.041	.001	.177	.000	.030	.725	.230	.187	.021	.642	.067	.009	.003	.	.145	.074
VIP	Correlation Coefficient	.128	.469	.080	.269	.416	.196	.129	.413	.498	.511	.173	.454	.370	.197	.233	-.094	.466	.159	-.413	-.245	.343	.261	.103	.250	.456	.305	.527	1.000	.641
N	Sig. (2-tailed)	.742	.203	.838	.484	.265	.614	.741	.270	.173	.160	.656	.219	.326	.611	.547	.810	.206	.683	.270	.526	.366	.498	.791	.516	.218	.425	.145	.	.063
YEA	Correlation Coefficient	.399	.514	.365	.165	.499	.514	-.042	.572	.591	,684*	.080	.296	.224	.093	.479	.498	.583	.310	-.364	-.040	.434	.347	.420	.552	.554	.265	.621	.641	1.000
N	Sig. (2-tailed)	.288	.157	.334	.672	.172	.157	.914	.107	.094	.042	.837	.439	.562	.811	.192	.172	.099	.416	.335	.918	.243	.360	.260	.123	.121	.491	.074	.063	.

		Correlazioni Sex Ratio: <i>Apodemus flavicollis</i>																													
Spearman's rho		IFC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA		
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.763*	.345	.179	.026	-.172	.528	-.050	-.279	.293	.086	.910**	.634	.138	.265	-.390	.155	-.220	.526	.203	-.145	.436	.152	-.123	.606	-.017	-.119	.282	.525	
	Sig. (2-tailed)		.	.017	.363	.644	.948	.657	.144	.898	.468	.444	.825	.001	.067	.723	.491	.300	.690	.569	.145	.600	.710	.241	.697	.752	.084	.965	.760	.462	.147
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
2VL	Correlation Coefficient	.763*	1.000	.559	-.050	.293	.203	866**	-.248	-.383	.610	-.017	.749*	.561	.220	.345	.017	.305	.150	.414	.650	.201	.815**	.112	-.373	.272	.427	.218	.714*	.087	
	Sig. (2-tailed)	.	.017	.	.117	.897	.444	.600	.003	.521	.308	.081	.965	.020	.116	.569	.364	.965	.425	.700	.268	.058	.604	.007	.775	.323	.478	.252	.574	.031	.823
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
ALB	Correlation Coefficient	.345	.559	1.000	.077	.664	.379	.705	-.413	-.297	.328	-.121	.316	.426	.690*	-.179	.208	.483	.271	.000	.610	.519	.590	.227	.370	.009	.766*	.392	.376	-.427	
	Sig. (2-tailed)	.	.363	.117	.	.844	.051	.314	.034	.269	.438	.389	.757	.408	.253	.040	.644	.592	.188	.480	1.000	.081	.152	.095	.556	.327	.982	.016	.297	.319	.252
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
API	Correlation Coefficient	.179	-.050	.077	1.000	.135	.248	.087	-.539	-.580	-.633	.615	-.037	.588	-.487	.182	-.451	.325	.092	.678*	-.059	-.380	-.081	-.338	.354	-.026	-.114	-.506	-.428	.454	
	Sig. (2-tailed)	.	.644	.897	.844	.	.729	.520	.823	.134	.102	.068	.078	.925	.096	.183	.639	.223	.394	.813	.045	.881	.313	.837	.373	.350	.948	.770	.164	.250	.219
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
BRU	Correlation Coefficient	.026	.293	.664	.135	1.000	.426	.391	-.706*	-.642	.000	.026	.128	.304	.417	.190	.346	.264	.536	-.052	.343	.273	.207	-.075	.044	-.209	.550	.101	.215	-.536	
	Sig. (2-tailed)	.	.948	.444	.051	.729	.	.253	.298	.034	.062	1.000	.948	.742	.426	.264	.625	.361	.493	.137	.894	.366	.477	.594	.848	.912	.589	.125	.796	.578	.137
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP	Correlation Coefficient	-.172	.203	.379	.248	.426	1.000	.352	-.786*	-.539	.328	.586	-.186	.091	-.207	.231	.372	.690*	.814**	.105	.780*	.647	.145	.190	-.044	-.519	.792*	.511	.128	-.116	
	Sig. (2-tailed)	.	.657	.600	.314	.520	.253	.	.352	.012	.135	.389	.097	.632	.817	.593	.550	.324	.040	.008	.787	.013	.060	.709	.625	.910	.152	.011	.160	.742	.767
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CAT	Correlation Coefficient	.528	.866**	.705*	.087	.391	.352	1.000	-.412	-.474	.440	.088	.379	.463	.264	.000	-.088	.352	.087	.478	.779*	.304	.873**	.194	-.090	-.044	.609	.304	.655	-.182	
	Sig. (2-tailed)	.	.144	.003	.034	.823	.298	.352	.	.271	.197	.235	.822	.314	.210	.492	1.000	.821	.352	.825	.193	.013	.426	.002	.618	.818	.910	.082	.426	.056	.640
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRI	Correlation Coefficient	-.050	-.248	-.413	-.539	-.706*	-.786*	-.412	1.000	.922**	.060	-.705*	.022	-.376	.191	-.325	-.081	-.574	-.634	-.369	-.545	-.303	-.055	.000	.031	.465	-.547	-.149	-.055	.062	
	Sig. (2-tailed)	.	.898	.521	.269	.134	.034	.012	.271	.	.000	.877	.034	.956	.319	.622	.394	.836	.106	.067	.328	.130	.428	.888	1.000	.937	.207	.128	.702	.888	.873
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
CRO	Correlation Coefficient	-.279	-.383	-.297	-.580	-.642	-.539	-.474	922**	1.000	.149	-.687*	-.180	-.527	.260	-.442	.121	-.427	-.420	-.567	-.402	-.037	-.110	.122	.199	.317	-.293	.064	-.138	-.096	
	Sig. (2-tailed)	.	.468	.308	.438	.102	.062	.135	.197	.000	.	.703	.041	.643	.145	.499	.234	.756	.252	.260	.111	.284	.925	.777	.754	.607	.406	.444	.870	.723	.806
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9			
FDT	Correlation Coefficient	.293	.610	.328	-.633	.000	.328	.440	.060	.149	1.000	-.155	.409	-.136	.310	.103	.398	.241	.288	-.211	.695*	.664	.479	.531	-.379	.104	.596	.715	.598	-.098	

	Sig. (2-tailed)	.444	.081	.389	.068	1.000	.389	.235	.877	.703	.	.690	.275	.727	.416	.793	.288	.532	.452	.587	.038	.051	.192	.142	.315	.790	.090	.030	.089	.802	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FOR	Correlation Coefficient	.086	-.017	-.121	.615	.026	.586	.088	-,705*	-,687*	-.155	1.000	-.111	.208	-.638	.256	-,286	.500	.288	.526	.305	.119	-,291	.114	-,071	-,424	.128	.077	-,214	.480	
	Sig. (2-tailed)	.825	.965	.757	.078	.948	.097	.822	.034	.041	.690	.	.775	.591	.065	.505	.456	.170	.452	.145	.425	.760	.448	.771	.857	.255	.743	.845	.581	.191	
GDG	Correlation Coefficient	.910**	,749*	.316	-,037	.128	-,186	.379	.022	-,180	.409	-,111	1.000	.615	.241	.488	-,037	.167	.000	.227	.128	-,064	.359	.000	-,323	.634	-,018	-,055	.396	.421	
	Sig. (2-tailed)	.001	.020	.408	.925	.742	.632	.314	.956	.643	.275	.775	.	.078	.531	.183	.924	.667	1.000	.557	.743	.870	.343	1.000	.397	.067	.963	.888	.292	.259	
GOK	Correlation Coefficient	.634	.561	.426	.588	.304	.091	.463	-,376	-,527	-,136	.208	.615	1.000	-,009	.521	-,027	.562	.196	.443	.125	-,130	.332	-,518	-,093	.155	.018	-,197	.328	.337	
	Sig. (2-tailed)	.067	.116	.253	.096	.426	.817	.210	.319	.145	.727	.591	.078	.	.982	.150	.944	.115	.613	.233	.749	.739	.382	.153	.813	.691	.964	.612	.389	.376	
GRF	Correlation Coefficient	.138	.220	,690*	-,487	.417	-,207	.264	.191	.260	.310	-,638	.241	-,009	1.000	-,427	.303	.000	-,119	-,526	.119	.409	.291	.265	.317	.139	.383	.383	.342	-,640	
	Sig. (2-tailed)	.723	.569	.040	.183	.264	.593	.492	.622	.499	.416	.065	.531	.982	.	.251	.428	1.000	.761	.145	.761	.275	.448	.490	.405	.722	.309	.309	.368	.063	
IUG	Correlation Coefficient	.265	.345	-,179	.182	.190	.231	.000	-,325	-,442	.103	.256	.488	.521	-,427	1.000	.356	.325	.588	.157	.034	-,118	-,034	-,545	-,730*	.069	-,122	-,156	.280	.419	
	Sig. (2-tailed)	.491	.364	.644	.639	.625	.550	1.000	.394	.234	.793	.505	.183	.150	.251	.	.347	.394	.096	.687	.932	.762	.931	.129	.026	.861	.754	.688	.466	.262	
MCD	Correlation Coefficient	-,390	.017	.208	-,451	.346	.372	-,088	-,081	.121	.398	-,286	-,037	-,027	.303	.356	1.000	.416	,732*	-,740*	.221	.611	-,021	-,266	-,345	-,357	.419	.551	.455	-,482	
	Sig. (2-tailed)	.300	.965	.592	.223	.361	.324	.821	.836	.756	.288	.456	.924	.944	.428	.347	.	.266	.025	.023	.567	.080	.956	.488	.363	.346	.262	.124	.219	.189	
MLS	Correlation Coefficient	.155	.305	.483	.325	.264	,690*	.352	-,574	-,427	.241	.500	.167	.562	.000	.325	.416	1.000	.627	.000	.559	.647	.085	-,114	-,044	-,442	.553	.562	.359	.089	
	Sig. (2-tailed)	.690	.425	.188	.394	.493	.040	.352	.106	.252	.532	.170	.667	.115	1.000	.394	.266	.	.071	1.000	.117	.060	.827	.771	.910	.234	.122	.115	.343	.820	
MOZ	Correlation Coefficient	-,220	.150	.271	.092	.536	,814**	.087	-,634	-,420	.288	.288	.000	.196	-,119	.588	,732*	.627	1.000	-,207	.483	.527	.000	-,186	-,286	-,366	.586	.368	.202	-,149	
	Sig. (2-tailed)	.569	.700	.480	.813	.137	.008	.825	.067	.260	.452	.452	1.000	.613	.761	.096	.025	.071	.	.593	.187	.145	1.000	.631	.456	.333	.097	.330	.603	.703	
PEG	Correlation Coefficient	.526	.414	.000	,678*	-,052	.105	.478	-,369	-,567	-,211	.526	.227	.443	-,526	.157	-,740*	.000	-,207	1.000	.207	-,468	.365	.000	.000	.211	-,104	-,468	-,104	.543	
	Sig. (2-tailed)	.145	.268	1.000	.045	.894	.787	.193	.328	.111	.587	.145	.557	.233	.145	.687	.023	1.000	.593	.	.593	.204	.334	1.000	1.000	.585	.790	.204	.789	.131	
PRV	Correlation Coefficient	.203	.650	.610	-,059	.343	,780*	,779*	-,545	-,402	,695*	.305	.128	.125	.119	.034	.221	.559	.483	.207	1.000	,711*	.622	.447	-,121	-,289	,895**	,669	.521	-,201	

	Sig. (2-tailed)	.600	.058	.081	.881	.366	.013	.013	.130	.284	.038	.425	.743	.749	.761	.932	.567	.117	.187	.593	.	.032	.074	.227	.756	.450	.001	.049	.150	.604
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
QNC	Correlation Coefficient	-.145	.201	.519	-.380	.273	.647	.304	-.303	-.037	.664	.119	-.064	-.130	.409	-.118	.611	.647	.527	-.468	.711*	1.000	.127	.430	-.022	-.504	.824**	.966**	.447	-.421
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
RIG	Correlation Coefficient	.436	.815**	.590	-.081	.207	.145	.873**	-.055	-.110	.479	-.291	.359	.332	.291	-.034	-.021	.085	.000	.365	.622	.127	1.000	.094	-.074	.223	.477	.139	.610	-.216
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
SCT	Correlation Coefficient	.152	.112	.227	-.338	-.075	.190	.194	.000	.122	.531	.114	.000	-.518	.265	-.545	-.266	-.114	-.186	.000	.447	.430	.094	1.000	.291	.114	.449	.449	-.132	-.059
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
SCP	Correlation Coefficient	-.123	-.373	.370	.354	.044	-.044	-.090	.031	.199	-.379	-.071	-.323	-.093	.317	-.730*	-.345	-.044	-.286	.000	-.121	-.022	-.074	.291	1.000	.133	.139	-.139	-.599	-.155
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
TAN	Correlation Coefficient	.606	.272	.009	-.026	-.209	-.519	-.044	.465	.317	.104	-.424	.634	.155	.139	.069	-.357	-.442	-.366	.211	-.289	-.504	.223	.114	.133	1.000	-.329	-.513	-.227	.442
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
TST	Correlation Coefficient	-.017	.427	.766*	-.114	.550	.792*	.609	-.547	-.293	.596	.128	-.018	.018	.383	-.122	.419	.553	.586	-.104	.895**	.824**	.477	.449	.139	-.329	1.000	.710*	.371	-.474
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
VRG	Correlation Coefficient	-.119	.218	.392	-.506	.101	.511	.304	-.149	.064	.715*	.077	-.055	-.197	.383	-.156	.551	.562	.368	-.468	.669*	.966**	.139	.449	-.139	-.513	.710*	1.000	.544	-.386
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
VIP	Correlation Coefficient	.282	.714*	.376	-.428	.215	.128	.655	-.055	-.138	.598	-.214	.396	.328	.342	.280	.455	.359	.202	-.104	.521	.447	.610	-.132	-.599	-.227	.371	.544	1.000	-.313
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
YEA	Correlation Coefficient	.525	.087	-.427	.454	-.536	-.116	-.182	.062	-.096	-.098	.480	.421	.337	-.640	.419	-.482	.089	-.149	.543	-.201	-.421	-.216	-.059	-.155	.442	-.474	-.386	-.313	1.000
N	Sig. (2-tailed)	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	

		Correlazioni Proporzioni di adulti: <i>Apodemus sylvaticus</i>																													
Spearman's rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA	
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.187	-.332	-.304	-.142	.173	-.354	-.433	.370	.124	-.115	.316	.452	.577	-.298	-.118	.653	-.360	.344	-.104	.229	.153	.061	-.128	.626	-.232	-.046	.513	-.025	
	Sig. (2-tailed)	.	.630	.383	.426	.715	.656	.349	.245	.327	.751	.767	.407	.222	.104	.436	.762	.057	.342	.365	.790	.553	.695	.876	.742	.071	.548	.907	.158	.949	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
2VL	Correlation Coefficient	.187	1.000	.133	.027	.237	.526	-.051	.136	.085	.866**	.069	-.068	-.136	.504	.414	.145	.458	.593	.255	.000	.186	-.438	.221	.848**	.374	.205	.074	.173	.196	
	Sig. (2-tailed)	.630	.	.733	.945	.539	.145	.896	.727	.828	.003	.859	.861	.728	.167	.268	.709	.215	.092	.507	1.000	.632	.239	.567	.004	.321	.596	.849	.656	.614	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
ALB	Correlation Coefficient	-.332	.133	1.000	.069	.235	-.054	.132	.267	-.253	.489	.387	-.386	.235	.005	.451	.680*	-.331	.609	-.548	-.018	.238	-.119	-.332	.498	-.345	.171	.219	-.142	.109	
	Sig. (2-tailed)	.383	.733	.	.860	.543	.890	.736	.488	.510	.182	.304	.305	.543	.989	.222	.044	.385	.082	.126	.963	.537	.760	.383	.173	.363	.660	.571	.715	.780	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
API	Correlation Coefficient	-.304	.027	.069	1.000	-.501	.409	.824**	.291	.212	.000	.404	.359	.053	-.266	.697*	.465	-.422	.474	.541	.082	.072	.200	.413	.215	-.450	.531	.895**	.269	.238	
	Sig. (2-tailed)	.426	.945	.860	.	.170	.274	.006	.447	.585	1.000	.281	.343	.893	.489	.037	.207	.258	.197	.132	.834	.854	.606	.269	.578	.224	.141	.001	.484	.537	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
BRU	Correlation Coefficient	-.142	.237	.235	-.501	1.000	-.293	-.496	-.017	-	.803**	.383	.034	-.706*	.233	.099	-.220	.084	.167	-.050	-.593	.190	-.091	.127	-.705*	.068	.100	-.319	-.383	-.766*	-.042
	Sig. (2-tailed)	.715	.539	.543	.170	.	.444	.175	.966	.009	.309	.931	.034	.546	.800	.569	.830	.668	.898	.092	.625	.815	.746	.034	.862	.797	.402	.308	.016	.915	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CSP	Correlation Coefficient	.173	.526	-.054	.409	-.293	1.000	-.061	.035	.121	.211	.176	-.070	-.052	.328	.684*	.157	.414	.449	.638	.286	.520	.131	.126	.582	.364	.226	.529	.264	-.450	
	Sig. (2-tailed)	.656	.145	.890	.274	.444	.	.876	.929	.756	.585	.650	.859	.895	.389	.042	.687	.268	.226	.065	.456	.152	.737	.746	.100	.336	.558	.143	.492	.224	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CAT	Correlation Coefficient	-.354	-.051	.132	.824**	-.496	-.061	1.000	.367	.376	.056	.210	.542	-.042	-.419	.393	.419	-.605	.420	.276	-.113	-.138	-.179	.614	.124	-.616	.487	.608	.339	.637	
	Sig. (2-tailed)	.349	.896	.736	.006	.175	.876	.	.331	.319	.887	.587	.131	.915	.261	.295	.261	.084	.260	.472	.772	.723	.645	.078	.750	.077	.183	.083	.372	.065	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRI	Correlation Coefficient	-.433	.136	.267	.291	-.017	.035	.367	1.000	-.113	.090	-.453	-.215	-.176	-.040	.068	.215	-.636	.686*	.115	.017	.275	-.420	-.004	.218	-.744*	.650	.073	-.252	-.008	
	Sig. (2-tailed)	.245	.727	.488	.447	.966	.929	.331	.	.771	.818	.221	.578	.651	.919	.862	.578	.066	.041	.769	.965	.474	.261	.991	.573	.022	.058	.851	.513	.983	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
CRO	Correlation Coefficient	.370	.085	-.253	.212	-.009	.756	.319	.771	.	.983	.991	.001	.342	.468	.862	.427	.983	.966	.125	.095	.553	.261	.003	.878	.805	.325	.833	.000	.282	
	Sig. (2-tailed)	.327	.828	.510	.585	.009	.756	.319	.771	.	.983	.991	.001	.342	.468	.862	.427	.983	.966	.125	.095	.553	.261	.003	.878	.805	.325	.833	.000	.282	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
FDT	Correlation	.124	.866**	.489	.000	.383	.211	.056	.090	.009	1.000	.317	-.073	.085	.465	.416	.382	.247	.604	-.070	-.159	.047	-.375	.080	.800**	.184	.202	.112	.139	.453	

	Coefficient Sig. (2-tailed) N	.751	.003	.182	1.000	.309	.585	.887	.818	.983	.	.405	.852	.828	.207	.266	.310	.522	.085	.858	.684	.905	.320	.838	.010	.636	.603	.774	.721	.221	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
FOR	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	-.115	.069	.387	.404	.034	.176	.210	-.453	.004	.317	1.000	.159	.179	.101	.675*	.330	-.017	.102	-.023	-.229	-.326	.453	-.013	.239	.064	.112	.560	.196	.274	
GDG	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.767	.859	.304	.281	.931	.650	.587	.221	.991	.405	.	.683	.645	.796	.046	.385	.965	.794	.953	.553	.391	.221	.973	.535	.870	.775	.117	.614	.476	
GOK	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.316	-.068	-.386	.359	-.706*	-.070	.542	-.215	.895**	-.073	.159	1.000	-.210	.120	.009	-.267	-.101	-.168	.552	-.592	-.460	-.179	.843**	-.172	-.013	.331	.203	.850**	.608	
GRF	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.407	.861	.305	.343	.034	.859	.131	.578	.001	.852	.683	.	.587	.759	.983	.487	.796	.666	.123	.093	.212	.645	.004	.659	.974	.385	.601	.004	.083	
IUG	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.452	-.136	.235	.053	.233	-.052	-.042	-.176	-.360	.085	.179	-.210	1.000	-.020	-.051	.655	.167	-.133	-.160	.397	.456	.608	-.496	-.179	.067	-.336	.402	-.128	-.033	
MCD	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.222	.728	.543	.893	.546	.895	.915	.651	.342	.828	.645	.587	.	.960	.897	.055	.668	.732	.681	.290	.217	.083	.174	.645	.864	.376	.284	.743	.932	
MLS	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.577	.504	.005	-.266	.099	.328	-.419	-.040	.278	.465	.101	.120	-.020	1.000	.040	-.285	.327	.129	.366	-.553	-.054	-.075	-.047	.243	.328	.389	-.130	.354	-.045	
MOZ	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.104	.167	.989	.489	.800	.389	.261	.919	.468	.207	.796	.759	.960	.	.918	.458	.391	.741	.333	.122	.890	.848	.905	.529	.389	.300	.739	.350	.909	
PEG	Correlation Coefficient Sig. (2-tailed) N	.436	.268	.222	.037	.569	.042	.295	.862	.862	.266	.046	.983	.897	.918	.	.158	.897	.045	.468	.822	.632	.792	.632	.032	.896	.307	.017	.560	.948	
PRV	Correlation	-.298	.414	.451	.697*	-.220	.684*	.393	.068	.068	.416	.675*	.009	-.051	.040	1.000	.513	-.051	.678*	.279	.088	.186	.103	.186	.710*	-.051	.385	.761*	.225	.026	
		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		



		Correlazioni Densità: <i>Apodemus sylvaticus</i>																												
Spearman's rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.215	.059	-.266	-.190	.458	.174	-.432	-.328	-.092	.068	-.426	-.109	.473	-.128	-.211	,709*	-.097	.483	-.043	-.047	.642	-.308	.080	.198	-.591	-.635	.386	-.517
	Sig. (2-tailed)	.	.578	.880	.489	.625	.215	.655	.245	.389	.813	.862	.253	.780	.199	.742	.586	.032	.804	.188	.913	.905	.062	.421	.838	.609	.094	.066	.305	.154
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL	Correlation Coefficient	.215	1.000	.110	-.450	.294	,734*	-.131	-.025	.310	,745	,751*	.298	.343	.206	-.409	.218	.434	.399	-.172	.508	.325	.279	-.060	.092	.336	.277	.295	.397	.266
	Sig. (2-tailed)	.578	.	.779	.224	.442	.024	.737	.948	.417	.021	.020	.436	.366	.595	.275	.572	.243	.287	.658	.162	.394	.467	.879	.813	.376	.470	.441	.291	.489
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB	Correlation Coefficient	.059	.110	1.000	.120	.118	.000	.237	.208	.059	.622	.288	-.143	.319	.194	-.060	.333	.171	.447	-.184	.570	.555	.013	-.026	.629	.215	.224	.373	.483	.004
	Sig. (2-tailed)	.880	.779	.	.759	.762	1.000	.539	.592	.881	.074	.452	.713	.402	.617	.878	.381	.660	.227	.635	.109	.121	.974	.948	.070	.578	.563	.322	.188	.991
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
API	Correlation Coefficient	-.266	-.450	.120	1.000	-,807**	-.159	.159	-.345	-.316	-.079	-.332	-.503	-.501	-.503	-.295	.318	-,509	-.423	.108	.040	-,558	-,392	-,134	-,053	-,476	-,212	.229	-,292	-,239
	Sig. (2-tailed)	.489	.224	.759	.	.009	.682	.682	.363	.407	.840	.382	.168	.170	.168	.441	.405	.161	.256	.782	.919	.118	.297	.731	.892	.195	.585	.554	.445	.535
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
BRU	Correlation Coefficient	-.190	.294	.118	-,807**	1.000	-.139	-,325	,717*	.619	.243	.291	,731*	,711*	.361	.289	-,277	.136	,714*	-,458	-,013	,709	-,064	.392	.109	.492	.462	.150	.300	.540
	Sig. (2-tailed)	.625	.442	.762	.009	.	.721	.394	.030	.075	.529	.447	.025	.032	.339	.450	.470	.727	.031	.215	.974	.037	.869	.297	.780	.179	.210	.701	.434	.133
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CSP	Correlation Coefficient	.458	,734*	.000	-,159	-,139	1.000	.199	-,390	-,025	.479	.559	-,017	.034	.443	-,453	.249	.393	.143	.092	.468	.097	.392	-,188	.363	.376	-,038	-,034	.445	-,093
	Sig. (2-tailed)	.215	.024	1.000	.682	.721	.	.607	.300	.949	.192	.117	.966	.932	.232	.221	.518	.295	.713	.814	.204	.803	.296	.628	.337	.319	.923	.930	.230	.811
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CAT	Correlation Coefficient	.174	-,131	.237	.159	-,325	.199	1.000	.072	.000	.067	.352	-,008	.185	.021	.573	,755*	.444	.068	,736*	.621	-,102	.638	.282	,667*	.464	.359	.129	.407	.114
	Sig. (2-tailed)	.655	.737	.539	.682	.394	.607	.	.854	1.000	.864	.353	.983	.634	.957	.107	.019	.231	.863	.024	.074	.795	.064	.462	.050	.208	.343	.741	.277	.769
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRI	Correlation Coefficient	-,432	-,025	.208	-,345	,717*	-,390	.072	1.000	,832**	.252	.386	,806**	,882**	.008	.607	.207	.103	,789*	-,081	.170	.390	-,039	,863**	.219	.616	,722*	.459	.436	,864**
	Sig. (2-tailed)	.245	.948	.592	.363	.030	.300	.854	.	.005	.513	.305	.009	.002	.983	.083	.594	.793	.011	.837	.662	.300	.921	.003	.571	.077	.028	.214	.240	.003
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRO	Correlation Coefficient	-,328	.310	.059	-,316	.619	-,025	.000	,832**	1.000	.383	.504	,921**	,817**	-,126	.305	.259	.085	,854**	-,068	.329	.134	-,094	,780*	.084	,669*	,695*	.621	.437	,916**
	Sig. (2-tailed)	.389	.417	.881	.407	.075	.949	1.000	.005	.	.308	.166	.000	.007	.748	.425	.500	.828	.003	.861	.387	.730	.810	.013	.831	.049	.038	.074	.240	.001
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	

FDT	Correlation Coefficient	-.092	.745*	.622	-.079	.243	.479	.067	.252	.383	1.000	.815**	.251	.533	.159	-.305	.536	.271	.603	-.274	.743*	.529	.094	.170	.460	.393	.519	.621	.588	.420
	Sig. (2-tailed)	.813	.021	.074	.840	.529	.192	.864	.513	.308	.	.007	.515	.139	.683	.425	.137	.480	.086	.476	.022	.143	.810	.663	.213	.295	.152	.074	.096	.260
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
FOR	Correlation Coefficient	.068	.751*	.288	-.332	.291	.559	.352	.386	.504	.815**	1.000	.460	.723*	.245	.094	.650	.624	.620	.161	.719*	.411	.530	.470	.477	.696*	.633	.434	.750*	.606
	Sig. (2-tailed)	.862	.020	.452	.382	.447	.117	.353	.305	.166	.007	.	.213	.028	.526	.810	.058	.073	.075	.679	.029	.272	.142	.202	.194	.037	.067	.244	.020	.084
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
GDG	Correlation Coefficient	-.426	.298	-.143	-.503	.731*	-.017	-.008	.806**	.921**	.251	.460	1.000	.762*	-.038	.417	.176	.034	.748*	-.138	.246	.224	-.060	.723*	.088	.643	.761*	.513	.291	.899**
	Sig. (2-tailed)	.253	.436	.713	.168	.025	.966	.983	.009	.000	.515	.213	.	.017	.923	.264	.650	.931	.020	.724	.524	.563	.878	.028	.821	.062	.017	.158	.447	.001
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
GOK	Correlation Coefficient	-.109	.343	.319	-.501	.711*	.034	.185	.882**	.817**	.533	.723*	.762*	1.000	.285	.458	.326	.458	.912**	.023	.397	.538	.274	.814**	.418	.845**	.695*	.392	.765*	.824**
	Sig. (2-tailed)	.780	.366	.402	.170	.032	.932	.634	.002	.007	.139	.028	.017	.	.458	.215	.391	.215	.001	.954	.291	.135	.476	.008	.262	.004	.038	.297	.016	.006
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
GRF	Correlation Coefficient	.473	.206	.194	-.503	.361	.443	.021	.008	-.126	.159	.245	-.038	.285	1.000	-.043	-.282	.417	.298	-.138	-.059	.675	.348	.000	.546	.487	-.193	-.530	.591	-.194
	Sig. (2-tailed)	.199	.595	.617	.168	.339	.232	.957	.983	.748	.683	.526	.923	.458	.	.913	.463	.264	.436	.724	.879	.046	.359	1.000	.128	.183	.618	.142	.094	.617
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
IUG	Correlation Coefficient	-.128	-.409	-.060	-.295	.289	-.453	.573	.607	.305	-.305	.094	.417	.458	-.043	1.000	.272	.310	.213	.511	.077	.060	.426	.603	.255	.443	.485	.009	.179	.427
	Sig. (2-tailed)	.742	.275	.878	.441	.450	.221	.107	.083	.425	.425	.810	.264	.215	.913	.	.478	.416	.583	.160	.843	.878	.253	.085	.507	.233	.186	.982	.644	.251
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MCD	Correlation Coefficient	-.211	.218	.333	.318	-.277	.249	.755*	.207	.259	.536	.650	.176	.326	-.282	.272	1.000	.264	.227	.435	.843**	-.063	.369	.383	.517	.361	.664	.641	.380	.456
	Sig. (2-tailed)	.586	.572	.381	.405	.470	.518	.019	.594	.500	.137	.058	.650	.391	.463	.478	.	.493	.557	.241	.004	.871	.328	.309	.154	.339	.051	.063	.313	.218
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MLS	Correlation Coefficient	.709*	.434	.171	-.509	.136	.393	.444	.103	.085	.271	.624	.034	.458	.417	.310	.264	1.000	.272	.604	.326	.239	.930**	.207	.306	.579	.068	-.251	.692*	.085
	Sig. (2-tailed)	.032	.243	.660	.161	.727	.295	.231	.793	.828	.480	.073	.931	.215	.264	.416	.493	.	.478	.085	.392	.535	.000	.593	.423	.103	.862	.515	.039	.827
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MOZ	Correlation Coefficient	-.097	.399	.447	-.423	.714*	.143	.068	.789*	.854**	.603	.620	.748*	.912**	.298	.213	.227	.272	1.000	-.183	.458	.536	.034	.655	.458	.819**	.609	.487	.738	.730*
	Sig. (2-tailed)	.804	.287	.227	.256	.031	.713	.863	.011	.003	.086	.075	.020	.001	.436	.583	.557	.478	.	.637	.215	.137	.930	.055	.215	.007	.082	.183	.023	.026
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
PEG	Correlation Coefficient	.483	-.172	-.184	.108	-.458	.092	.736*	-.081	-.068	-.274	.161	-.138	.023	-.138	.511	.435	.604	-.183	1.000	.173	-.506	.749*	.255	.092	.275	-.046	-.221	.253	-.012
	Sig. (2-tailed)	.188	.658	.635	.782	.215	.814	.024	.837	.861	.476	.679	.724	.954	.724	.160	.241	.085	.637	.	.656	.164	.020	.507	.815	.474	.907	.567	.511	.977
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

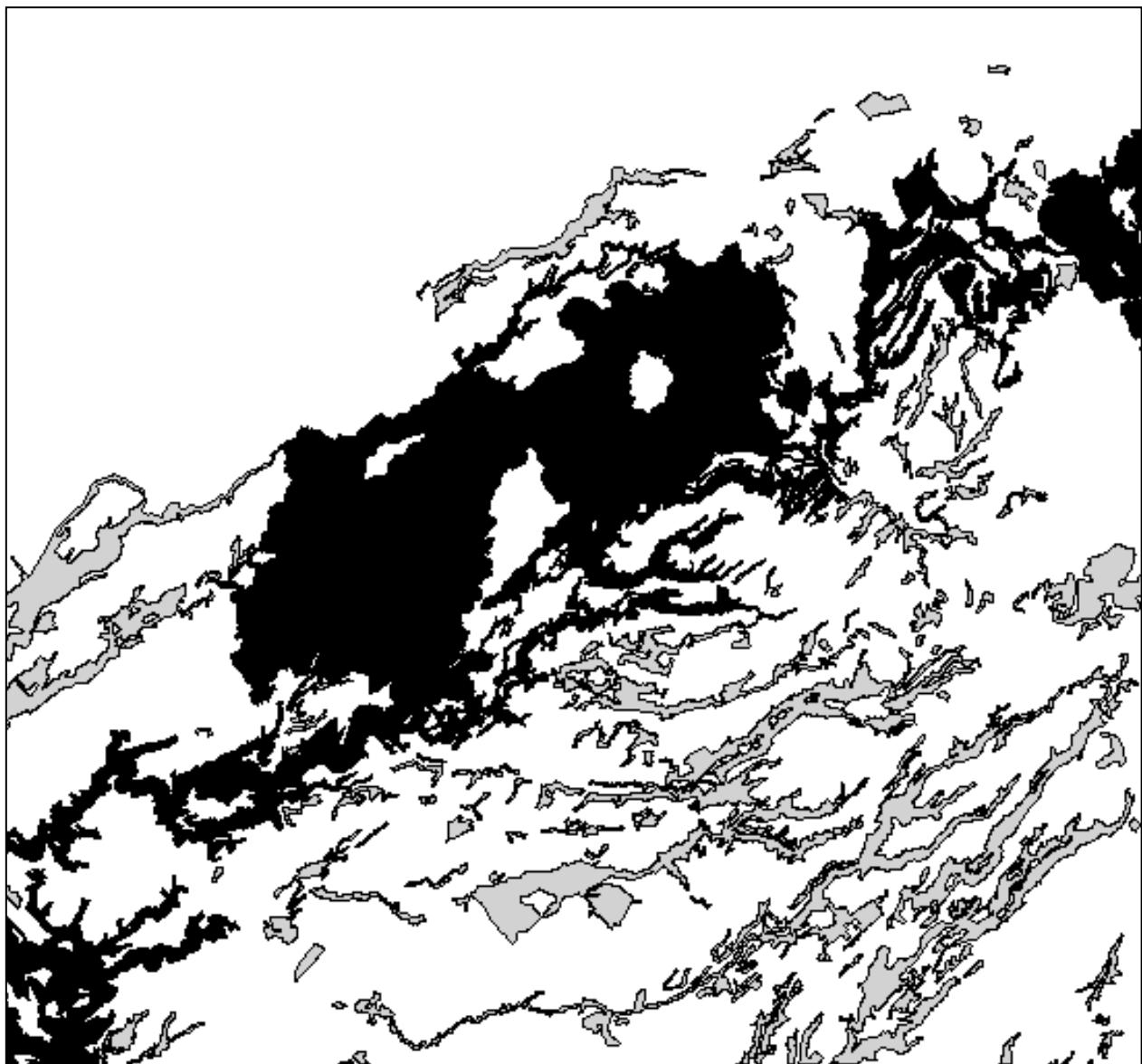
PRV	Correlation Coefficient	-.043	.508	.570	.040	-.013	.468	.621	.170	.329	.743*	.719*	.246	.397	-.059	.077	.843**	.326	.458	.173	1.000	.221	.325	.163	.657	.479	.653	,681*	.494	.370
	Sig. (2-tailed)	.913	.162	.109	.919	.974	.204	.074	.662	.387	.022	.029	.524	.291	.879	.843	.004	.392	.215	.656	.	.567	.394	.675	.055	.192	.057	.043	.177	.327
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
QNC	Correlation Coefficient	-.047	.325	.555	-.558	.696*	.097	-.102	.390	.134	.529	.411	.224	.538	.675*	.060	-.063	.239	.536	-.506	.221	1.000	.095	.085	.557	.384	.329	.043	.475	.165
	Sig. (2-tailed)	.905	.394	.121	.118	.037	.803	.795	.300	.730	.143	.272	.563	.135	.046	.878	.871	.535	.137	.164	.567	.	.808	.827	.119	.308	.387	.913	.197	.671
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
RIG	Correlation Coefficient	.642	.279	.013	-.392	-.064	.392	.638	-.039	-.094	.094	.530	-.060	.274	.348	.426	.369	.930**	.034	.749*	.325	.095	1.000	.148	.348	.485	.073	-.319	.535	-.009
	Sig. (2-tailed)	.062	.467	.974	.297	.869	.296	.064	.921	.810	.810	.142	.878	.476	.359	.253	.328	.000	.930	.020	.394	.808	.	.704	.359	.186	.852	.403	.138	.982
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
SCT	Correlation Coefficient	-.308	-.060	-.026	-.134	.392	-.188	.282	.863**	.780*	.170	.470	.723*	.814**	.000	.603	.383	.207	.655	.255	.163	.085	.148	1.000	.221	.698*	.621	.346	.538	.863**
	Sig. (2-tailed)	.421	.879	.948	.731	.297	.628	.462	.003	.013	.663	.202	.028	.008	1.000	.085	.309	.593	.055	.507	.675	.827	.704	.	.567	.037	.074	.361	.135	.003
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
SCP	Correlation Coefficient	.080	.092	.629	-.053	.109	.363	.667*	.219	.084	.460	.477	.088	.418	.546	.255	.517	.306	.458	.092	.657	.557	.348	.221	1.000	.626	.399	.171	.671	.122
	Sig. (2-tailed)	.838	.813	.070	.892	.780	.337	.050	.571	.831	.213	.194	.821	.262	.128	.507	.154	.423	.215	.815	.055	.119	.359	.567	.	.071	.287	.660	.048	.754
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
TAN	Correlation Coefficient	.198	.336	.215	-.476	.492	.376	.464	.616	.669*	.393	.696*	.643	.845**	.487	.443	.361	.579	.819**	.275	.479	.384	.485	.698*	.626	1.000	.517	.171	.869**	.603
	Sig. (2-tailed)	.609	.376	.578	.195	.179	.319	.208	.077	.049	.295	.037	.062	.004	.183	.233	.339	.103	.007	.474	.192	.308	.186	.037	.071	.	.154	.660	.002	.085
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
TST	Correlation Coefficient	-.591	.277	.224	-.212	.462	-.038	.359	.722*	.695*	.519	.633	.761*	.695*	-.193	.485	.664	.068	.609	-.046	.653	.329	.073	.621	.399	.517	1.000	.778*	.295	.852**
	Sig. (2-tailed)	.094	.470	.563	.585	.210	.923	.343	.028	.038	.152	.067	.017	.038	.618	.186	.051	.862	.082	.907	.057	.387	.852	.074	.287	.154	.	.014	.440	.004
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
VRG	Correlation Coefficient	-.635	.295	.373	.229	.150	-.034	.129	.459	.621	.621	.434	.513	.392	-.530	.009	.641	-.251	.487	-.221	.681*	.043	-.319	.346	.171	.171	.778*	1.000	.086	.674*
	Sig. (2-tailed)	.066	.441	.322	.554	.701	.930	.741	.214	.074	.244	.158	.297	.142	.982	.063	.515	.183	.567	.043	.913	.403	.361	.660	.014	.	.826	.047	.	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
VIP	Correlation Coefficient	.386	.397	.483	-.292	.300	.445	.407	.436	.437	.588	.750*	.291	.765*	.591	.179	.380	.692*	.738*	.253	.494	.475	.535	.538	.671*	.869**	.295	.086	1.000	.386
	Sig. (2-tailed)	.305	.291	.188	.445	.434	.230	.277	.240	.240	.096	.020	.447	.016	.094	.644	.313	.039	.023	.511	.177	.197	.138	.135	.048	.002	.440	.826	.	.305
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
YEA	Correlation Coefficient	-.517	.266	.004	-.239	.540	-.093	.114	.864**	.916**	.420	.606	.899**	.824**	-.194	.427	.456	.085	.730*	-.012	.370	.165	-.009	.863**	.122	.603	.852**	.674*	.386	1.000
	Sig. (2-tailed)	.154	.489	.991	.535	.133	.811	.769	.003	.001	.260	.084	.001	.006	.617	.251	.218	.827	.026	.977	.327	.671	.982	.003	.754	.085	.004	.047	.305	.
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

		Correlazioni Sex Ratio: <i>Apodemus sylvaticus</i>																													
s rho		1FC	2VL	ALB	API	BRU	CSP	CAT	CRI	CRO	FDT	FOR	GDG	GOK	GRF	IUG	MCD	MLS	MOZ	PEG	PRV	QNC	RIG	SCT	SCP	TAN	TST	VRG	VIP	YEA	
1FC	Correlation Coefficient	1.000	.284	-.161	.502	-.613	-.182	,705*	.487	.143	-.077	-.042	.547	.228	.174	-.191	-.025	.521	-.211	-.644	-.402	-.317	.159	.391	-.203	.614	-.241	.609	.251	.000	
	Sig. (2-tailed)	.	.459	.679	.168	.079	.639	.034	.183	.714	.843	.915	.127	.555	.654	.623	.948	.150	.586	.061	.284	.405	.683	.299	.601	.079	.533	.081	.514	1.000	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
2VL	Correlation Coefficient	.284	1.000	.593	.275	-.235	.373	.376	.590	.218	-.382	.328	,872**	-.101	-.539	.055	.119	,675*	.364	-.506	-.269	.331	.266	.665	-.304	,833**	.523	.180	.362	.380	
	Sig. (2-tailed)	.459	.	.092	.474	.542	.323	.319	.095	.572	.310	.389	.002	.795	.134	.888	.761	.046	.335	.164	.484	.385	.489	.051	.427	.005	.148	.643	.339	.313	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
ALB	Correlation Coefficient	-.161	.593	1.000	.021	-.319	.263	.093	.624	.269	-.446	.244	.419	.152	-,678*	.428	.436	-.060	.066	-.138	.286	.657	.034	.223	.118	.489	.544	-.270	.339	.443	
	Sig. (2-tailed)	.679	.092	.	.956	.402	.495	.812	.073	.484	.228	.527	.262	.696	.045	.250	.240	.878	.866	.723	.455	.054	.930	.564	.762	.181	.130	.482	.371	.232	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
API	Correlation Coefficient	.502	.275	.021	1.000	-,766*	-.416	.051	.000	-.094	-.209	-.264	.104	.034	-.141	-.288	.039	.312	-.285	-.233	.355	-.380	-.113	-.274	-.427	.261	.231	.548	-.152	-.274	
	Sig. (2-tailed)	.168	.474	.956	.	.016	.265	.896	1.000	.811	.590	.493	.790	.930	.718	.453	.921	.414	.458	.546	.349	.313	.772	.476	.251	.498	.550	.127	.697	.476	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
BRU	Correlation Coefficient	-.613	-.235	-.319	-,766*	1.000	.286	-.444	-.458	-.200	.162	.217	-.271	-.151	.104	.193	-,504	-.220	.322	.274	-.263	.124	.017	.077	-.084	-.477	-.285	-.341	-.140	.117	
	Sig. (2-tailed)	.079	.542	.402	.016	.	.456	.232	.215	.606	.678	.576	.480	.699	.791	.618	.166	.569	.398	.476	.495	.750	.965	.845	.831	.194	.458	.370	.720	.764	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CSP	Correlation Coefficient	-,182	.373	.263	-.416	.286	1.000	.072	.462	.101	.421	.000	.462	-.072	-.435	.195	.157	.188	,794*	-.092	-.423	.344	.133	.567	.367	.279	.241	.013	,798**	.152	
	Sig. (2-tailed)	.639	.323	.495	.265	.456	.	.854	.211	.796	.260	1.000	.211	.854	.242	.615	.687	.628	.011	.814	.257	.364	.733	.112	.331	.467	.533	.974	.010	.696	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CAT	Correlation Coefficient	,705*	.376	.093	.051	-.444	.072	1.000	.655	.393	.009	.092	,698*	-.155	.243	-.384	.468	.655	.048	-.367	-.660	-.062	.316	,705*	.273	,769*	.185	.090	.299	.076	
	Sig. (2-tailed)	.034	.319	.812	.896	.232	.854	.	.055	.295	.983	.814	.037	.690	.529	.308	.204	.055	.902	.332	.053	.873	.407	.034	.477	.015	.634	.818	.435	.847	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRI	Correlation Coefficient	.487	.590	.624	.000	-,458	.462	.655	1.000	.475	-.026	.085	,776*	.162	-,456	.197	.393	.276	.106	-,557	-,336	.370	.286	.649	.247	,797*	.204	.216	,711*	.306	
	Sig. (2-tailed)	.183	.095	.073	1.000	.215	.211	.055	.	.197	.947	.828	.014	.678	.217	.612	.295	.472	.786	.119	.376	.327	.456	.058	.522	.010	.598	.576	.032	.423	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
CRO	Correlation Coefficient	.143	.218	.269	-,094	-,200	.101	.393	.475	1.000	.196	.300	.339	-,402	-,138	-,185	.462	.170	-,209	-,548	-,059	.461	,911**	.	.145	.368	.204	.109	.264	-,061	.226
	Sig. (2-tailed)	.714	.572	.484	.811	.606	.796	.295	.197	.	.614	.433	.372	.284	.723	.634	.210	.663	.590	.127	.879	.212	.001	.710	.330	.598	.781	.493	.876	.559	
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	

FDT	Correlation Coefficient	-.077	-.382	-.446	-.209	.162	.421	.009	-.026	.196	1.000	-.621	-.216	-.479	.000	-.472	.103	-.069	.142	.187	-.312	-.385	.161	-.061	.419	-.265	-.026	.339	.205	-.650
	Sig. (2-tailed)	.843	.310	.228	.590	.678	.260	.983	.947	.614	.	.074	.576	.192	1.000	.199	.792	.859	.715	.631	.414	.306	.679	.876	.262	.490	.948	.372	.596	.058
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
FOR	Correlation Coefficient	-.042	.328	.244	-.264	.217	.000	.092	.085	.300	-.621	1.000	.373	.243	.207	.437	.042	.220	.218	-.456	.017	.763*	.485	.281	.025	.119	-.159	-.289	-.096	.929**
	Sig. (2-tailed)	.915	.389	.527	.493	.576	1.000	.814	.828	.433	-.074	.	.323	.529	.593	.240	.915	.569	.574	.217	.965	.017	.186	.464	.949	.760	.683	.450	.806	.000
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
GDG	Correlation Coefficient	.547	.872**	.419	.104	-.271	.462	.698*	.776	.339	-.216	.373	1.000	.000	-.263	.026	.222	.759*	.416	-.650	-.560	.316	.390	.874**	-.034	.918**	.289	.225	.560	.443
	Sig. (2-tailed)	.127	.002	.262	.790	.480	.211	.037	.014	.372	.576	.323	.	1.000	.494	.948	.565	.018	.265	.058	.117	.408	.300	.002	.931	.000	.450	.560	.117	.233
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	
GOK	Correlation Coefficient	.228	-.101	.152	.034	-.151	-.072	-.155	.162	-.402	-.479	.243	.000	1.000	.017	.819**	-.283	-.374	-.048	-.229	.268	.245	-.410	-.056	-.109	-.009	-.555	-.038	.378	.500
	Sig. (2-tailed)	.555	.795	.696	.930	.699	.854	.690	.678	.284	.192	.529	1.000	.	.965	.007	.461	.321	.902	.553	.485	.525	.273	.887	.780	.983	.121	.922	.316	.170
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
GRF	Correlation Coefficient	.174	-.539	-.678*	-.141	.104	-.435	.243	-.456	-.138	.000	.207	-.263	.017	1.000	-.313	.070	.140	-.036	.189	-.202	-.266	.009	-.088	.260	-.300	-.381	-.264	-.380	.000
	Sig. (2-tailed)	.654	.134	.045	.718	.791	.242	.529	.217	.723	1.000	.593	.494	.965	.	.412	.859	.719	.927	.626	.603	.489	.982	.822	.500	.434	.312	.492	.313	1.000
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
IUG	Correlation Coefficient	-.191	.055	.428	-.288	.193	.195	-.384	.197	-.185	-.472	.437	.026	.819**	-.313	1.000	-.301	-.504	.079	-.230	.329	.626	-.189	-.009	-.084	-.090	-.409	-.189	.366	.692*
	Sig. (2-tailed)	.623	.888	.250	.453	.618	.615	.308	.612	.634	.199	.240	.948	.007	.412	.	.431	.166	.840	.551	.387	.071	.627	.983	.829	.818	.274	.627	.333	.039
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
MCD	Correlation Coefficient	-.025	.119	.436	.039	-.504	.157	.468	.393	.462	.103	.042	.222	-.283	.070	-.301	1.000	.205	.171	.138	.081	.308	.236	.107	.781*	.288	.620	-.322	.163	.042
	Sig. (2-tailed)	.948	.761	.240	.921	.166	.687	.204	.295	.210	.792	.915	.565	.461	.859	.431	.	.596	.660	.723	.835	.419	.541	.783	.013	.453	.075	.398	.675	.914
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
MLS	Correlation Coefficient	.521	.675*	-.060	.312	-.220	.188	.655	.276	.170	-.069	.220	.759*	-.374	.140	-.504	.205	1.000	.434	-.371	-.603	-.117	.346	.675*	-.119	.701*	.392	.234	.142	.077
	Sig. (2-tailed)	.150	.046	.878	.414	.569	.628	.055	.472	.663	.859	.569	.018	.321	.719	.166	.596	.	.243	.325	.085	.764	.361	.046	.760	.035	.297	.545	.715	.845
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
MOZ	Correlation Coefficient	-.211	.364	.066	-.285	.322	.794*	.048	.106	-.209	.142	.218	.416	-.048	-.036	.079	.171	.434	1.000	.095	-.394	.259	-.031	.538	.293	.222	.315	-.240	.575	.249
	Sig. (2-tailed)	.586	.335	.866	.458	.398	.011	.902	.786	.590	.715	.574	.265	.902	.927	.840	.660	.243	.	.807	.294	.500	.937	.135	.444	.565	.410	.534	.105	.518
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		
PEG	Correlation Coefficient	-.644	-.506	-.138	-.233	.274	-.092	-.367	-.557	-.548	.187	-.456	-.650	-.229	.189	-.230	.138	-.371	.095	1.000	.186	-.340	-.653	-.373	.229	-.466	.321	-.653	-.239	-.504
	Sig. (2-tailed)	.061	.164	.723	.546	.476	.814	.332	.119	.127	.631	.217	.058	.553	.626	.551	.723	.325	.807	.	.632	.371	.057	.323	.553	.206	.400	.057	.535	.166
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9		

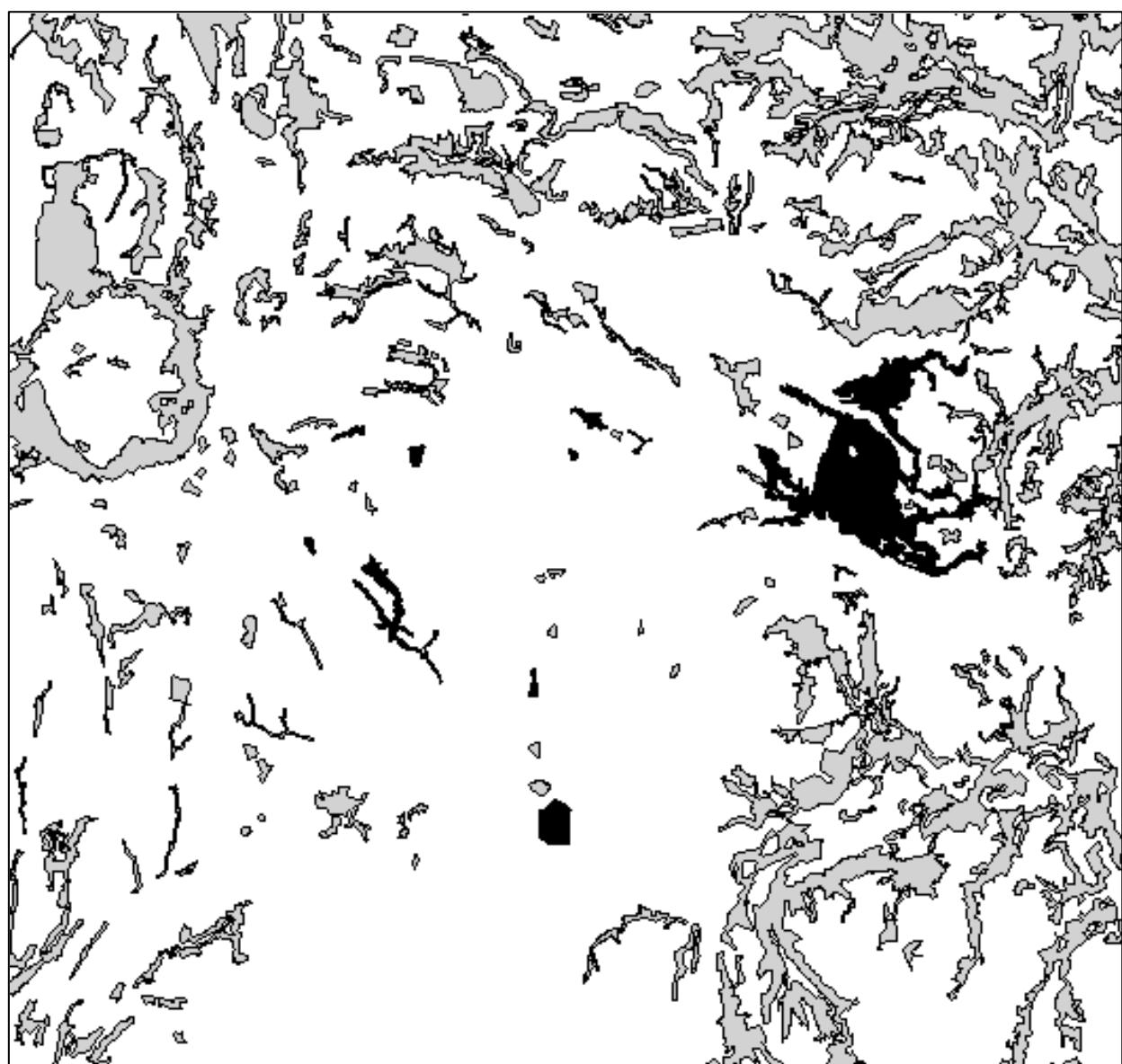
PRV	Correlation Coefficient	-.402	-.269	.286	.355	-.263	-.423	-.660	-.336	-.059	-.312	.017	-.560	.268	-.202	.329	.081	-.603	-.394	.186	1.000	.243	-.182	<b>-.836**</b>	-.047	-.502	.034	-.100	-.378	.068
	Sig. (2-tailed)	.284	.484	.455	.349	.495	.257	.053	.376	.879	.414	.965	.117	.485	.603	.387	.835	.085	.294	.632	.	.528	.640	<b>.005</b>	.905	.168	.931	.799	.316	.862
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
QNC	Correlation Coefficient	-.317	.331	.657	-.380	.124	.344	-.062	.370	.461	-.385	.763*	.316	.245	-.266	.626	.308	-.117	.259	-.340	.243	1.000	.444	.181	.334	.095	.071	-.331	.219	<b>.855**</b>
	Sig. (2-tailed)	.405	.385	.054	.313	.750	.364	.873	.327	.212	.306	.017	.408	.525	.489	.071	.419	.764	.500	.371	.528	.	.231	.641	.380	.808	.856	.385	.572	.003
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
RIG	Correlation Coefficient	.159	.266	.034	-.113	.017	.133	.316	.286	<b>.911**</b>	.161	.485	.390	-.410	.009	-.189	.236	.346	-.031	-.653	-.182	.444	1.000	.217	.205	.139	-.034	.339	-.130	.333
	Sig. (2-tailed)	.683	.489	.930	.772	.965	.733	.407	.456	<b>.001</b>	.679	.186	.300	.273	.982	.627	.541	.361	.937	.057	.640	.231	.	.574	.596	.721	.930	.372	.740	.381
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
SCT	Correlation Coefficient	.391	.665	.223	-.274	.077	.567	.705*	.649	.145	-.061	.281	.874**	-.056	-.088	-.009	.107	.675*	.538	-.373	<b>-.836**</b>	.181	.217	1.000	.056	<b>.800**</b>	.192	-.022	.594	.333
	Sig. (2-tailed)	.299	.051	.564	.476	.845	.112	.034	.058	.710	.876	.464	<b>.002</b>	.887	.822	.983	.783	.046	.135	.323	<b>.005</b>	.641	.574	.	.887	<b>.010</b>	.620	.956	.092	.381
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
SCP	Correlation Coefficient	-.203	-.304	.118	-.427	-.084	.367	.273	.247	.368	.419	.025	-.034	-.109	.260	-.084	.781*	-.119	.293	.229	-.047	.334	.205	.056	1.000	-.094	.168	-.380	.307	.063
	Sig. (2-tailed)	.601	.427	.762	.251	.831	.331	.477	.522	.330	.262	.949	.931	.780	.500	.829	.013	.760	.444	.553	.905	.380	.596	.887	.	.810	.666	.313	.421	.872
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
TAN	Correlation Coefficient	.614	<b>.833**</b>	.489	.261	-.477	.279	<b>.769*</b>	.797	.204	-.265	.119	<b>.918**</b>	-.009	-.300	-.090	.288	<b>.701*</b>	.222	-.466	-.502	.095	.139	<b>.800**</b>	-.094	1.000	.427	.170	.509	.218
	Sig. (2-tailed)	.079	<b>.005</b>	.181	.498	.194	.467	.015	.010	.598	.490	.760	<b>.000</b>	.983	.434	.818	.453	.035	.565	.206	.168	.808	.721	<b>.010</b>	.810	.	.251	.663	.162	.573
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
TST	Correlation Coefficient	-.241	.523	.544	.231	-.285	.241	.185	.204	.109	-.026	-.159	.289	-.555	-.381	-.409	.620	.392	.315	.321	.034	.071	-.034	.192	.168	.427	1.000	-.274	.061	-.193
	Sig. (2-tailed)	.533	.148	.130	.550	.458	.533	.634	.598	.781	.948	.683	.450	.121	.312	.274	.075	.297	.410	.400	.931	.856	.930	.620	.666	.251	.	.476	.875	.618
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
VRG	Correlation Coefficient	.609	.180	-.270	.548	-.341	.013	.090	.216	.264	.339	-.289	.225	-.038	-.264	-.189	-.322	.234	-.240	-.653	-.100	-.331	.339	-.022	-.380	.170	-.274	1.000	.125	-.269
	Sig. (2-tailed)	.081	.643	.482	.127	.370	.974	.818	.576	.493	.372	.450	.560	.922	.492	.627	.398	.545	.534	.057	.799	.385	.372	.956	.313	.663	.476	.	.749	.484
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
VIP	Correlation Coefficient	.251	.362	.339	-.152	-.140	<b>.798**</b>	.299	<b>.711*</b>	-.061	.205	-.096	.560	.378	-.380	.366	.163	.142	.575	-.239	-.378	.219	-.130	.594	.307	.509	.061	.125	1.000	.193
	Sig. (2-tailed)	.514	.339	.371	.697	.720	<b>.010</b>	.435	.032	.876	.596	.806	.117	.316	.313	.333	.675	.715	.105	.535	.316	.572	.740	.092	.421	.162	.875	.749	.	.619
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
YEA	Correlation Coefficient	.000	.380	.443	-.274	.117	.152	.076	.306	.226	-.650	<b>.929**</b>	.443	.500	.000	<b>.692*</b>	.042	.077	.249	-.504	.068	<b>.855**</b>	.333	.333	.063	.218	-.193	-.269	.193	1.000
	Sig. (2-tailed)	1.000	.313	.232	.476	.764	.696	.847	.423	.559	.058	<b>.000</b>	.233	.170	1.000	.039	.914	.845	.518	.166	.862	.003	.381	.381	.872	.573	.618	.484	.619	.
N		9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

**Appendice 4.** Campionamento *Muscardinus avellanarius*: paesaggio del Lamone.



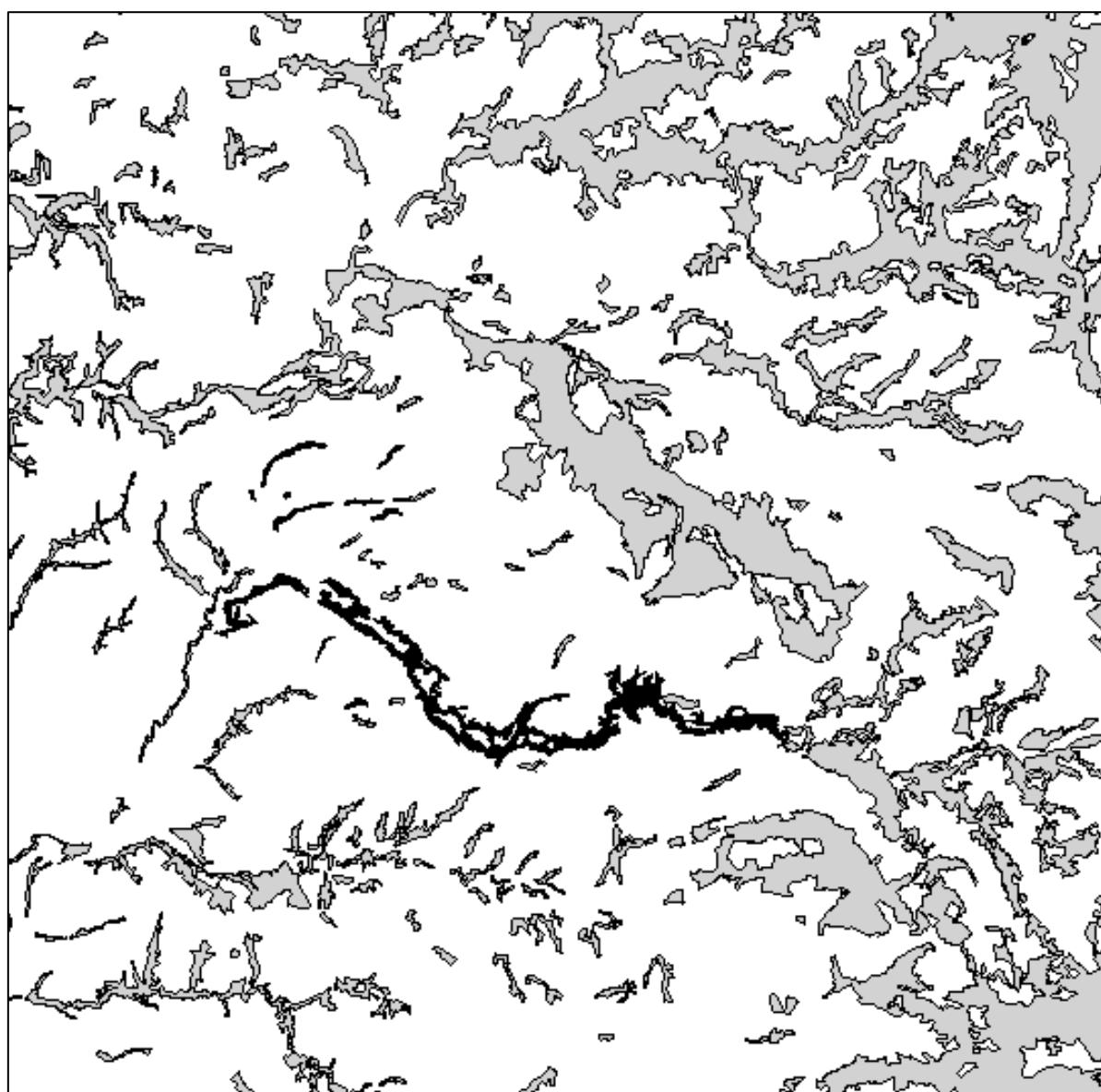
In nero sono evidenziati i frammenti campionati; in grigio i restanti frammenti di bosco presenti nell'area.

**Appendice 4.** Campionamento *Muscardinus avellanarius*: paesaggio di Viterbo.



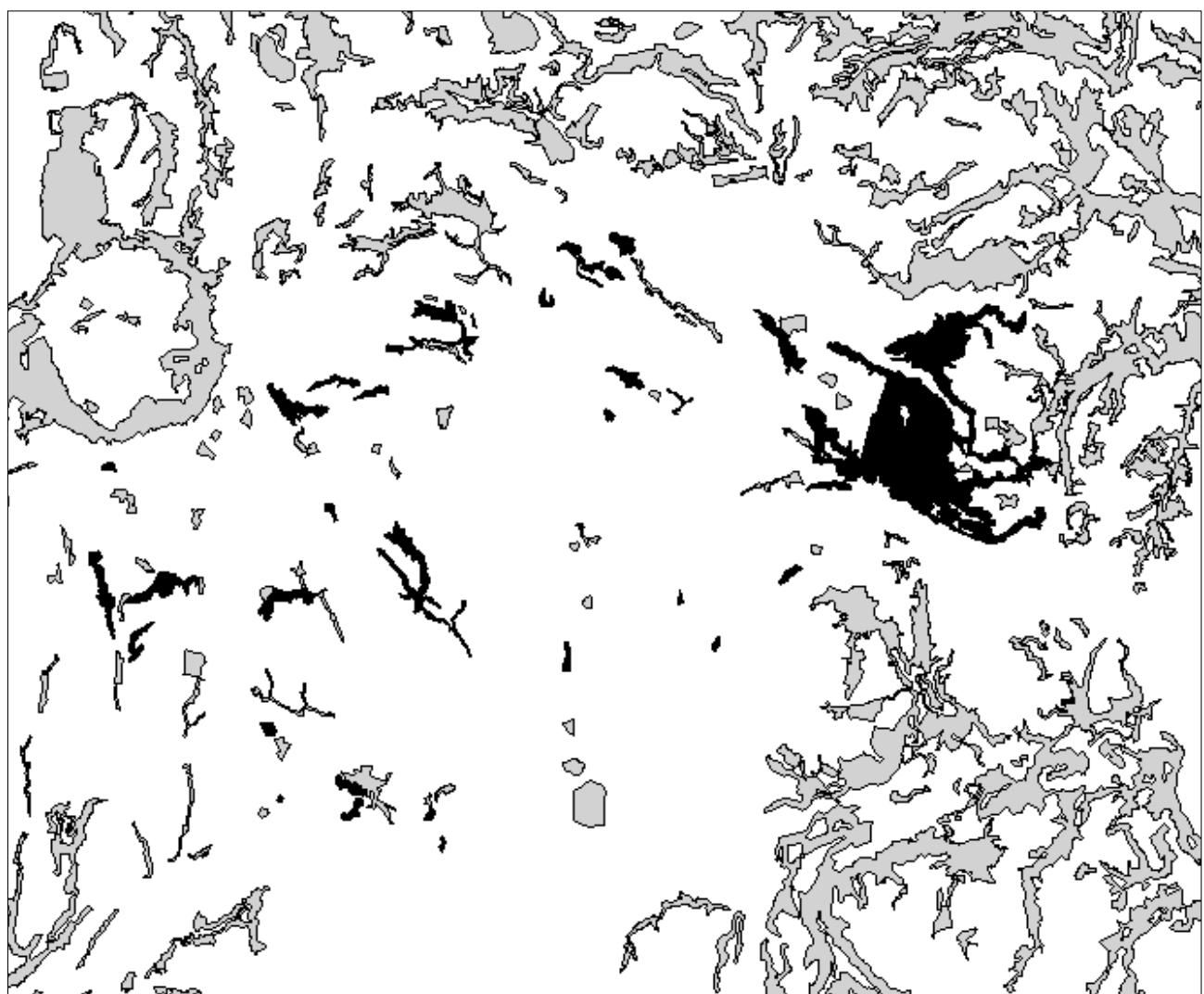
In nero sono evidenziati i frammenti campionati; in grigio i restanti frammenti di bosco presenti nell'area.

**Appendice 4.** Campionamento *Muscardinus avellanarius*: paesaggio della Sabina



In nero sono evidenziati i frammenti campionati; in grigio i restanti frammenti di bosco presenti nell'area.

**Appendice 4.** Campionamento Roditori terricoli: paesaggio di Viterbo.



In nero sono evidenziati i frammenti campionati; in grigio i restanti frammenti di bosco presenti nell'area.



## Ringraziamenti

Tempo di ringraziamenti....

Ringrazio di cuore il Professor Boitani per avermi introdotto in questo affascinante mondo; prima delle sue appassionanti e sempre stimolanti lezioni non sapevo nemmeno cosa fosse la Biologia della Conservazione, mentre oggi credo sia l'unico approccio (soprattutto mentale: The tragedy of the commons) possibile per rimediare (ed evitare di ripetere) tutte le cattiverie che abbiamo fatto e continuiamo a fare al nostro povero, unico mondo.

Ringrazio davvero tanto Alessio per tutte le cose che anche questa volta mi ha insegnato con grande passione; grazie perché con il suo esempio mi ha aperto un mare di possibilità.

Ringrazio il Direttore e tutti i Guardiaparco della stupenda Riserva del Lamone per la loro assoluta disponibilità, la loro professionalità e anche per la loro simpatia; un saluto particolare ad Aldo, che si è sempre adoperato per migliorare le nostre condizioni di vita nella riserva, e un grande grande grazie a Luciana Carotenuto che, oltre ad essere una persona professionalmente molto, molto valida, è anche una delle persone più gentili, premurose e di animo buono che io conosca. Grazie a tutti loro per aver dato a me e agli altri la possibilità di vivere nella riserva; quest'esperienza è valsa tutte le giornate di pioggia, freddo, o troppo caldo passate durante quest'anno sul campo; l'emozione che ho provato facendo i controlli delle cassette nido saltando da un sasso all'altro dentro il Lamone o ogni sera, rientrando al tramonto, sapendo che da lì a qualche momento potevo vedere un capriolo, un tasso, una martora o uno dei tanti animali della riserva, è un'esperienza che non dimenticherò. Le persone che hanno vissuto (chi per più, chi per meno tempo) con me quest'esperienza lo sanno bene. E un grazie va anche a loro. Quindi grazie ad Alessio (il nostro capitano..eh eh..) che ha diretto (e dirige) sapientemente la nostra barca. A Stefano, in cui ho trovato un nuovo, sincero e riflessivo (e silenzioso) amico (ho passato un anno a correrti dietro per boschi per cercare di andare alla tua velocità...uffa! tu hai le gambe più lunghe, non vale!). Ad Ilaria, che più di tutti ha gioito/sofferto con me, non solo sul campo, ma anche in questi ultimi mesi e soprattutto ultimi giorni: abbiamo mostrato gli stessi andamenti nella variabile umore, per fortuna sempre sfalsati di un po'. A Matilde, con le sue stranezze a cui poi non riesci più a rinunciare (ehm ragazzi, sono un quarto alle sette), grazie Mati!. A Giulia, sia quella con il tono professional in grado di risponderti a qualsiasi domanda, sia a quella del momento di cazzeggio (fichissimo!). A Martina (belladezia! Quanto mi fai sentire vecchia!), a Matteo e i suoi anedotti, a Davide con la sua parlata piena di pause che a me mette tanto allegria, a Andrea, a Simona, a Lorenzo. Grazie a tutti loro per aver sopportato i miei deliri filosofici serali e i miei cazziatoni mattutini (Avete preso tutto?!?!?!!fogli, buste, esca??!). È stato un onore vivere con voi quest'avventura. Con tutti l'appuntamento obbligatorio è alla sagra di Farnese del prossimo anno!!!

..e momento di bilanci.

La parte più difficile (per il momento) è passata (almeno spero) e allora mi viene da ripensare a quando è cominciata questa fase. Sembra passato un secolo e invece sono trascorsi soli due anni.

Sono stati due anni pieni, con tanti cambiamenti, tante nuove persone conosciute e persone importanti che se ne sono andate via per sempre, ma che sento sempre vicino a me. Ringrazio tutte le nuove persone e tra loro Alessia, Valentina e Sara, per tutti i pomeriggi di studio passati a geologia e per tutte le full immersion preesame che, tra uno smalto e una chiacchierata, hanno condiviso con me. Ringrazio Sara (amica la tana sarda ci aspetta!). E poi le persone che mi sono vicine da sempre, la mia famiglia innanzitutto, che anche questa volta mi ha supportato/sopportato in tutto: grazie mamma, grazie papà, grazie Alessio, grazie Simona!

Fare una tesi di un anno sul campo, trascurare la famiglia, gli amici, il ragazzo, per dedicarti appieno a un progetto che ti tiene almeno 20 giorni al mese lontano da casa, è possibile solo se le persone che ami sono così straordinarie da capire le tue scelte e i tuoi desideri, perciò davvero grazie ai miei amici di sempre che mi vogliono ancora bene nonostante in questo anno io sia stata per loro paragonabile ad un miraggio: grazie Fiffi (lacrimuccia) mi manca tanto la nostra vita insieme!, grazie a Mara (oh my Darling!) scusa per non esserti stata vicino in questo periodo, grazie a Natalia per il supporto morale giornaliero via Skype. Grazie a tutta la combriccola romana: Luca, Fausto, Laura, Francesca, Maura, Silvia, Moreno, Lele e Silvia, Fabio, Claudio che mi hanno sempre incoraggiato. Grazie ai miei due fratelli preferiti, Robertino e Ulisse, che hanno sempre un sorriso pronto per me. Grazie a Valentina per tutte le volte che mi ha offerto una doccia calda, una buona cena e un comodo letto tutte le volte che sono arrivata a casa sua stanca, zozza e puzzolente. Grazie a Daniele, per te è difficile trovare le parole adatte e allora provo così, grazie per i mille modi in cui mi hai dimostrato il tuo affetto, per tutte le volte che ci hai raggiunto e hai portato un sorriso e una ventata di allegria non solo a me ma anche a tutti gli altri, grazie per aver accettato e capito tutte le volte che ti ho dovuto dire "no, Danie' non posso devo andare/studiare/scrivere etc..", grazie per essere il mio primo fan, e grazie per aver affrontato anche excel pur di darmi una mano!

Fabiola

