



SAPIENZA  
UNIVERSITÀ DI ROMA



---

# Protocolli di monitoraggio delle popolazioni di Moscardino (*Muscardinus avellanarius*) nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone

---



MORTELLITI A.<sup>1</sup>, BOSCHETTI M.<sup>4</sup>, FAGIANI S.<sup>2</sup>, FIPALDINI D.<sup>1</sup>, IANNARILLI F.<sup>1</sup>, MELCORE I.<sup>1</sup>,  
PASTORE B.<sup>3</sup>, SANTARELLI L.<sup>1</sup>, SCHIAVANO A.<sup>3</sup>, SOZIO G.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Università "Sapienza" di Roma, Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin", Viale dell'Università 32, 00185 Roma.

<sup>2</sup>Università di Milano "Bicocca", Dipartimento di Scienze Ambientali, Piazza della Scienza 1, I-20126 Milano.

<sup>3</sup>Università "La Tuscia", Dipartimento di Protezione delle Piante, Via San C. De Lellis, 01100 Viterbo.

<sup>4</sup>Università di Pisa, Dipartimento di Biologia, Via A. Volta 4/6, 56126 Pisa.

**Citazione consigliata.**

MORTELLITI A., BOSCHETTI M., FAGIANI S., FIPALDINI D., IANNARILLI F., MELCORE I., PASTORE B., SANTARELLI L., SCHIAVANO A., SOZIO G., (2012) *Protocolli di monitoraggio delle popolazioni di Moscardino (Muscardinus avellanarius) nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone.* Università degli Studi di Roma “La Sapienza” – Riserva Naturale Selva del Lamone.

# Introduzione

La perdita e la frammentazione degli habitat sono la principale causa di declino della biodiversità del pianeta (Fischer and Lindenmayer 2007; Lindenmayer and Fischer 2007) e la principale causa di declino dei mammiferi europei (Mortelliti et al. 2010).

I risultati di recenti indagini effettuate nell'ambito dell'Atlante dei Mammiferi del Lazio in collaborazione con il personale delle Aree Protette (Mortelliti et al. 2011) hanno mostrato come ampie porzioni del territorio regionale caratterizzate da elevati livelli di perdita di habitat e disruzione della connettività strutturale (ovverosia disruzione del sistema di siepi che unisce i frammenti boschivi) hanno una bassissima probabilità di presenza di molte specie di vertebrati, in particolar modo dei roditori arboricoli. Il concetto chiave emerso da questa ricerca è che il ripristino della connettività strutturale nella forma di siepi non è necessariamente una strategia applicabile in questi contesti: l'unica strategia di conservazione applicabile in questi contesti è la restaurazione di habitat, oltrechè la tutela dei frammenti forestali esistenti. In altre parole: non si può pensare di costituire "reti ecologiche" o altri strumenti di gestione del territorio basandosi sul fatto che le siepi ed altri cosiddetti "corridoi" uniscano le popolazioni.

La principale conseguenza per il sistema di aree protette della regione Lazio è che, probabilmente, in molte delle riserve le popolazioni vivono in condizioni di elevato isolamento. Un esempio di questo tipo è la Selva del Lamone, che si presenta come un unico blocco di habitat, completamente circondato da aree in cui la probabilità di presenza di molte specie è estremamente bassa.

In questi contesti – ed in assenza di forme particolari di gestione – il monitoraggio delle popolazioni, finalizzato a percepire l'andamento pluriennale dei principali parametri demografici (fecondità, sopravvivenza, densità, tasso di crescita della popolazione), è la più importante forma di **sorveglianza** delle specie.

**Il Moscardino (*Muscardinus avellanarius*) è una specie inclusa nell'allegato IV della direttiva "Habitat" (92/43/EEC) ed è pertanto da ritenersi prioritaria per quel che riguarda le attività di monitoraggio delle popolazioni.**

Il Moscardino è una specie sensibile alla perdita di habitat ed alla distruzione del reticolo di siepi che connettono i frammenti boschivi (Mortelliti et al. 2008; Capizzi et al. 2002; Amori et al. 2008; Amori et al. 2009; Bright and Morris 1996; Bright and MacPherson 2002; Bright et al. 2006; Mortelliti et al. 2010). Considerate le limitate capacità dispersive di questa specie, è ipotizzabile che le popolazioni del Lazio siano costituite da nuclei (*mainland* o aree *source*) che persistono in blocchi di habitat di grosse dimensioni che "producono" individui che colonizzano le aree circostanti soggette ad elevato tasso di estinzione. In mancanza di movimenti bidirezionali di individui, è ipotizzabile che queste popolazioni isolate siano soggette ai fenomeni erosivi dell'*inbreeding depression*.

## **Giustificazione**

Nonostante il monitoraggio delle specie in direttiva habitat quali il Moscardino sia una priorità del sistema di Aree Protette comunitario, non esistono dati annuali o pluriennali di andamento dei parametri demografici del Moscardino. Appare quindi evidente come lo studio di questi parametri demografici fondamentali per conoscere lo stato di salute delle popolazioni sia una priorità di ricerca. In particolar modo è da ritenersi prioritaria la sorveglianza dello status delle popolazioni nel tempo, di modo che, laddove si verificano situazioni di declino possano essere tempestivamente attuate strategie di gestione atte ad arrestare ed invertire il declino

I parametri demografici da monitorare, secondo quanto riportato negli allegati tecnici sul monitoraggio nel contesto della Direttiva Habitat (Anonimo 2006) sono:

- **dimensioni della popolazione: (punto 2.4.1; Anonimo 2006).** Stima dell'abbondanza complessiva e del range di densità (minima-massima).
- **trend della popolazione (punto 2.4.2, Anonimo 2006).** Stima del trend della popolazione (es. incremento, diminuzione una volta controllate le variazioni stocastiche).

- **struttura della popolazione (punto 2.4.3)** Stima della struttura della popolazione: classi di età, sex ratio.

Lo studio pluriennale dei parametri di cui sopra necessita di un robusto **protocollo di monitoraggio**, ovverosia di una serie di rilievi sequenziali nel tempo strutturati e finalizzati alla percezione di *trend* delle popolazioni e dei parametri di struttura delle comunità conseguenti ad azioni di gestione. Si sottolinea come il termine “monitoraggio” è spesso usato impropriamente invece di “survey” o “inventari” o “rilevi sequenziali” che non sono strutturati per percepire variazioni statisticamente significative nei parametri di comunità e demografici oggetto di indagine. Solamente un robusto protocollo di monitoraggio (*sensu* Elzinga et al. 2001) realizzato attraverso una fase di studio pilota sul campo ed una fase analitica di sampling design (inclusiva di power analysis, analisi del minimum detectable change) è in grado di fornire agli enti competenti gli strumenti più robusti per essere in grado di percepire variazioni significative nelle popolazioni oggetto di indagine.

Nello specifico le fasi salienti dell'impostazione di un robusto protocollo di monitoraggio sono:

- 1) Fase di **progetto pilota** finalizzato alla raccolta di parametri ecologici e demografici di base e della loro variabilità (es. detection probability, varianza campionaria etc etc), che, contestualmente a questa ricerca, costituiranno la fase iniziale (o punto 0) del monitoraggio.
- 2) Fase di **sampling design** in cui viene definito lo sforzo di campionamento necessario a percepire variazioni statisticamente significative delle popolazioni oggetto di indagine (e.g. power analysis; minimum detectable change etc etc).
- 3) Eventuali modifiche del monitoraggio (es. incremento del numero di griglie) e prosecuzione delle attività.

Con la presente ricerca ci si prefigge lo scopo di fornire alla Riserva Selva del Lamone (RSL) gli strumenti qualitativi e quantitativi per cominciare un robusto protocollo di monitoraggio pluriennale della specie secondo i criteri della Direttiva Habitat.

## Obiettivi della ricerca

- 1) Raccolta parametri demografici (fecondità, densità, tasso di crescita della popolazione) della popolazione di Moscardino (*Muscardinus avellanarius*) nella riserva della Selva del Lamone.
- 2) Protocollo di *optimal monitoring* delle popolazioni finalizzato alla implementazione sul territorio di un sistema di monitoraggio pluriennale dei principali parametri demografici della specie.
- 3) Previsione attraverso modelli di dinamica delle popolazioni spazialmente espliciti (SEPM) del rischio di estinzione delle popolazioni di Moscardino nella riserva della Selva del Lamone

### **Struttura ed organizzazione del report.**

Nella parte iniziale del report viene fornita una scheda dettagliata sulla biologia della specie, a seguire vengono dettagliati i Materiali e Metodi adottati in questa ricerca. La sezione Risultati è stata accorpata alla Discussione per favorire l'immediata comprensione del senso biologico dei risultati statistici. Laddove applicabile la conseguenza pratica dei risultati in termini di Gestione e Monitoraggio è stata inserita in una tabella su sfondo grigio come la presente, sotto la dizione "Azioni". La sezione "Azioni" ha un taglio divulgativo ed ha la finalità di suggerire, in estrema sintesi, i concetti chiave e le possibili applicazioni/conseguenze dei risultati della ricerca.

\*\*\*\*\*

Lo scopo di questo report è di presentare i risultati relativi alla ricerca effettuata nella RSL, purtuttavia questa ricerca è parte di un progetto di analisi pluriennale delle dinamiche di popolazione del Moscardino (e.g. Mortelliti *et al.*, 2011) su una scala più ampia che comprende altresì dei siti di campionamento in altre aree della Provincia di Viterbo ed in Provincia di Rieti. A seconda dei requisiti dell'analisi i dati provenienti dalle aree esterne alla RSL sono stati inclusi o meno per a) aumentare le dimensioni del campione e quindi la robustezza dei risultati b) aumentare la generalizzabilità dei risultati. Non sono stati inclusi in quei casi in cui il risultato è strettamente accessorio alle finalità della riserva. Entrambi i casi sono stati opportunamente segnalati.

\*\*\*\*\*

A conclusione del report è riportato un protocollo di Survey del Moscardino nelle aree esterne alla riserva, tale protocollo è basato sui dati raccolti nel corso dell'Atlante dei Mammiferi del Lazio ed è funzionale alla sorveglianza della specie mediante una serie di survey sulla sua presenza/assenza.

# **Biologia della specie**

## Sistematica

Il Moscardino è un roditore arboricolo della famiglia *Gliridae* Muirhead, 1819, comprendente tre sottofamiglie e 9 generi, distribuiti nella regione paleartica. Gli altri esponenti italiani di questa famiglia sono: il Ghiro, *Glis glis* (Linnaeus, 1766), il Driomio, *Dryomys nitedula* (Pallas, 1778) e il Quercino, *Elyomys quercinus* (Linnaeus, 1766).

Per l'Italia sono riconosciute due sottospecie (Storch, 1978): quella nominale, *Muscardinus avellanarius avellanarius* (Linnaeus, 1758), presente in tutta Europa ad eccezione dell'Italia centro-meridionale e della Grecia dove viene vicariato da *Muscardinus avellanarius speciosus* (Dehne, 1855). La fascia di sovrapposizione si

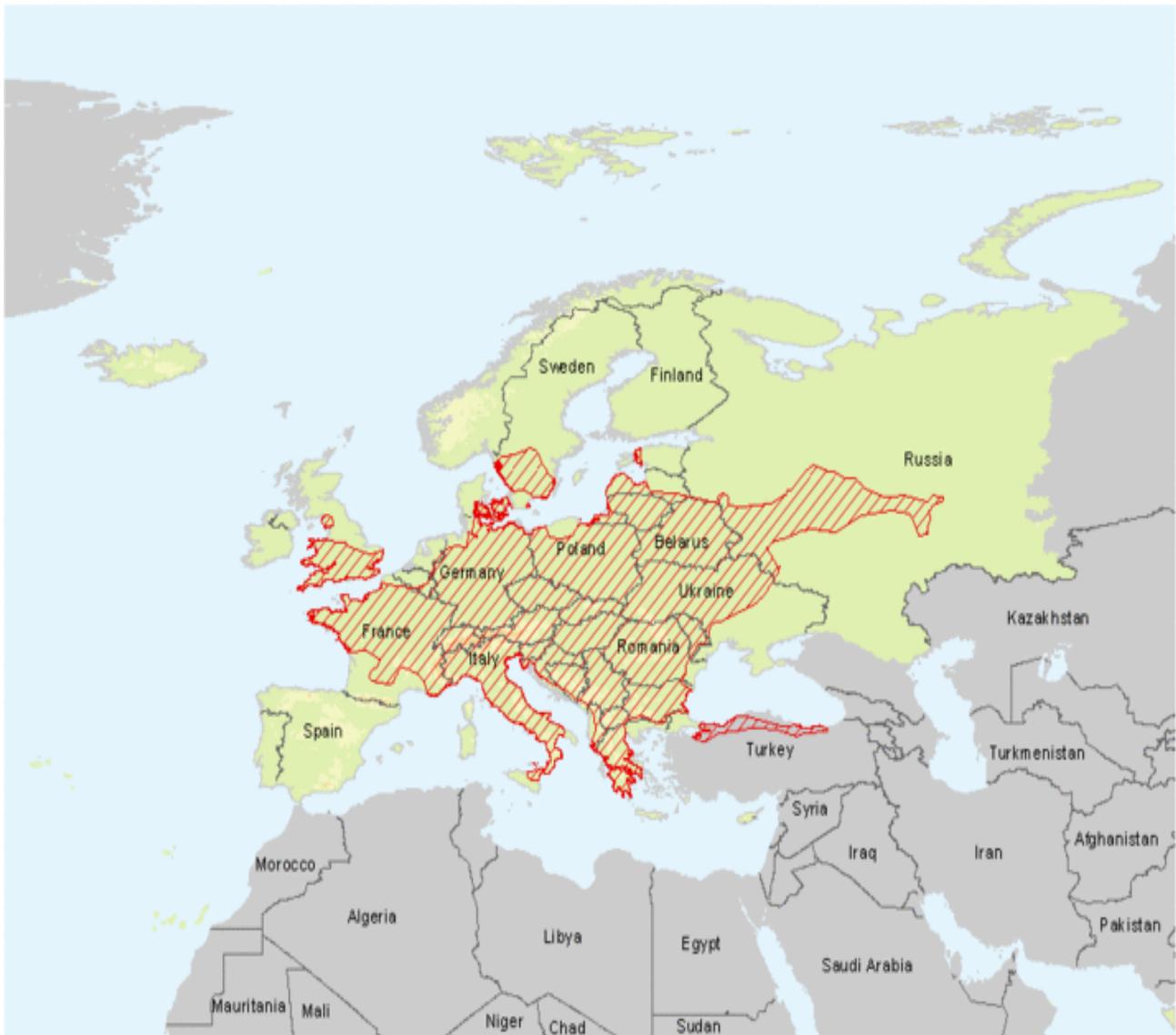


trova sull'Appennino Ligure. Quest'ultimo presenta nel complesso una colorazione più vivace, i molari sono più larghi, con il terzo inferiore generalmente provvisto di quattro radici al posto di tre. Dall'analisi elettroforetica di sistemi gene-enzima la sottospecie peninsulare risulta differenziata rispetto a quella alpina in base ai due loci genici *Sdh* e *Hk*, risultati discriminanti, ed alla *Est-1*, parzialmente discriminante (Amori et al. 2008). Allo stato attuale delle conoscenze non appaiono quindi giustificate ulteriori distinzioni sottospecifiche.

## Corologia

Il genere *Muscardinus* Kaup, 1829, è monospecifico, a distribuzione paleartica-occidentale, dalla Francia alla Russia europea, a nord fino alla Svezia, a sud fino ai Pirenei, Peloponneso e Turchia settentrionale. Popolazioni insulari si ritrovano nell'Inghilterra meridionale, nell'Isola di Wight e a Corfù (Storch, 1978). La specie si ritrova in tutta la penisola italiana, compresa la Sicilia nord-orientale (Amori et al. 2008), risultando tuttavia rara o assente nella Pianura Padana e nel Salento,

e in generale in tutti le aree maggiormente antropizzate. È assente inoltre in Sardegna e nelle isole minori (Fig. 1).



**Fig. 1.** Areale di distribuzione del Moscardino ([www.IUCN.it](http://www.IUCN.it))

## Morfologia

Tra i Gliridi europei è quello che presenta le dimensioni minori. La coda è più corta del corpo, uniformemente pelosa, e parzialmente prensile, le orecchie sono piccole ed arrotondate, prive di pelo, gli occhi abbastanza sviluppati e prominenti. La colorazione di dorso e fianchi varia dal fulvo-giallastro al marrone-rossiccio, mentre il ventre è di color crema tendente al bianco. I piedi

anteriori sono dotati di dita relativamente lunghe e provviste di cinque callosità allargate. I piedi posteriori sono corti e larghi, con pollice rudimentale e privo di unghia, e con sei cuscinetti plantari allargati. Mammelle: pettorali 1-1, ascellari 1-1, inguinali 2-2 = 8 (Amori et al., 2008).

Caratteristica del genere è la forma del *glans penis*, che si presenta più corto dell'*os penis*. Quest'ultimo differisce da quello degli altri Gliridi italiani poiché si presenta di dimensioni nettamente minori e non curvato. Cranio subovale, con area occipitale arrotondata e profilo dorsale convesso. Il rostro è breve e le bulle si presentano poco sviluppate; la mandibola è robusta e presenta una tipica fenestratura nel processo angolare (Amori et al., 2008).

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

## **Riproduzione**

La riproduzione del Moscardino presenta una discreta variabilità. In gran parte dell'Europa comincia verso la fine della primavera e può proseguire per tutto il periodo estivo. Panchetti et al. (2004) hanno riscontrato delle differenze nei periodi riproduttivi in diverse località del Lazio, con differenti condizioni climatiche: in una faggeta collinare dei Monti Cimini è risultato compreso tra maggio e luglio, mentre in due località costiere caratterizzate da macchia mediterranea e bosco termofilo, si è concentrato nel periodo autunnale. In Sicilia gli atti riproduttivi possono avvenire durante tutto l'anno ma si concentrano in particolare nei mesi di novembre-dicembre ed in misura minore nei mesi di maggio-giugno (Amori et al. 2008).

Il potenziale riproduttivo del Moscardino è piuttosto ridotto soprattutto se confrontato con quello di altri roditori di taglia simile. Le femmine possono effettuare fino a due parti per anno, eccezionalmente tre, ma il parametro è influenzato dalle condizioni climatiche. La gestazione è di

22-24 giorni, il numero di piccoli per parto varia tra uno e otto, con valori medi che oscillano tra tre e cinque a seconda degli studi (Juškaitis 2008). Lo svezzamento avviene in 6-8 settimane (Amori et al. 2008).

Il Moscardino è una specie relativamente longeva, che in natura riesce a sopravvivere per 3-4 anni, eccezionalmente 5 (Amori et al. 2008).

## **Ecologia**

È una specie tipicamente forestale, che abita i boschi e le siepi, soprattutto se provvisti di una adeguata diversità sia strutturale che in termini di composizione specifica (Bright and Morris 1990; Bright and Morris 1996; Bright et al. 2006). Frequenta soprattutto i boschi di latifoglie o misti, ma lo si può ritrovare anche in boschi di conifere qualora sia presente un abbondante sottobosco o radure con arbusti. È stato dimostrato che oculate pratiche forestali possono apportare un effettivo vantaggio per la presenza di questa specie (Bright & Morris, 1990). È diffuso dal piano basale fino a quote di media montagna. In Italia è segnalato fino a 1780 m nel Parco Nazionale del Gran Paradiso (Amori et al. 2008). È una specie notturna strettamente arboricola, che trascorre gran parte del tempo sulle chiome degli alberi più bassi o dei cespugli (Bright and Morris 1991). Tuttavia la presenza di fili d'erba utilizzati spesso come materiale da costruzione per il nido dimostra che la specie risulta essere attiva anche al suolo, sebbene diversi studi condotti mediante trappolamenti al suolo e radiotelemetria suggeriscono che questa attività sia abbastanza rara (Bright and Morris 1991; Bright et al. 2006; Amori et al. 2008).

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

L'inizio e la durata del periodo di ibernazione mostra profonde differenze nelle diverse zone che compongono l'areale di questa specie. In generale, confrontando i dati dalla Lituania alla Sicilia, si può osservare come il periodo di ibernazione si allunghi all'aumentare della latitudine e dell'altitudine. In gran parte dell'Europa come nella fascia vegetazionale montana dell'arco alpino l'ibernazione ha luogo dal periodo tardo autunnale fino a quello medio primaverile (Amori et al. 2008; Juškaitis 2008), mentre in ambienti mediterranei non si verifica un vero e proprio periodo di ibernazione, ma delle fasi di dormienza che si protraggono per alcune settimane, nei periodi più freddi dell'anno. I nidi occupati durante l'ibernazione sono differenti da quelli utilizzati durante la fase attiva. Nell'Europa centro-settentrionale l'ibernazione avviene prevalentemente nel suolo, oppure in cavità, in ceppaie e all'interno di tane in disuso di altri roditori, mentre in Italia si è riscontrato l'uso di nidi, tuttavia più compatti rispetto a quelli primaverili. L'occupazione delle cassette nido nel periodo dell'ibernazione non è infrequente in Italia (Amori et al. 2008), mentre risulta più raro in altre parti del suo areale.

I movimenti degli individui sono piuttosto limitati. Bright & Morris (1991) hanno registrato spostamenti lineari medi per notte di 184 e 132 m, rispettivamente per i maschi e per le femmine. Spostamenti maggiori sono stati registrati nelle siepi, con valori medi di 295 m (Bright & MacPherson, 2002). Differenze tra sessi si osservano anche nelle dimensioni degli home range. In Inghilterra, Bright & Morris (1991, 1992) hanno registrato valori medi compresi tra 0.45 e 0.68 ha per i maschi e tra 0.19 e 0.22 per le femmine. Dalla disposizione degli home range rispetto ai sessi degli individui è stata ipotizzata una organizzazione spaziale in cui lo spazio vitale dei maschi tende a sovrapporsi a quello di una o più femmine, e ad evitare sovrapposizioni con quello di altri maschi (Bright & Morris, 1992). In Lituania sono stati registrati valori medi degli home range pari a 1 ha per i maschi e 0.8 per le femmine (Juškaitis 2008).

Come negli altri Gliridi, l'alimentazione è condizionata dall'assenza dell'intestino cieco, che rende impossibile la digestione di cibi ad alto contenuto in cellulosa. La dieta del Moscardino si compone principalmente di fiori e frutti che si rendono via via disponibili durante il periodo di attività della specie, e per brevi periodi, anche su invertebrati e uova di uccelli (Amori et al. 2008). Gli studi condotti in Inghilterra ed in altri paesi europei mostrano che durante la primavera il Moscardino si alimenta prevalentemente dei fiori di *Crataegus monogyna*, *Quercus* spp., *Acer* spp., *Lonicera* spp. e *Castanea sativa*. Durante l'estate, in mancanza di fiori e di frutti maturi, la specie si nutre anche di insetti, in particolare di larve di lepidotteri e di afidi. Con l'autunno, l'abbondanza di semi fa sì

che essi diventino la fonte di cibo principale, in particolare quelli di *Taxus baccata*, *Viburnum* spp. e *Rubus ulmifolius*. Col sopraggiungere della loro maturazione, le nocciole diventano la fonte principale, mentre le ghiande sono consumate in misura inferiore, forse a causa dell'elevato contenuto in tannini che le rende di difficile digestione (Amori et al. 2008).

Le popolazioni manifestano densità piuttosto basse. Negli studi condotti in Inghilterra, la densità è risultata compresa tra 3 e 11.9 ind/ha (Bright & Morris, 1990), mentre in Lituania uno studio pluriennale ha mostrato densità autunnali comprese tra 2.3 e 2.8 ind/ha e primaverili comprese tra 0.6 e 0.9 ind/ha (Amori et al. 2008; Juškaitis 2008). Anche in Italia sono state registrate densità autunnali superiori a quelle primaverili, con valori medi compresi tra 4.5 e 8.2 ind/ha, mentre Sorace et al. (1999) hanno riscontrato densità massime di 6 ind/ha nell'Italia centrale. L'uso di cassette nido presenta tuttavia l'inconveniente di indurre l'immigrazione di alcuni individui da aree adiacenti, provocando un incremento artificiale della densità di individui.

I predatori naturali del Moscardino sono principalmente Strigiformi (*Tyto alba*, *Strix aluco*) (Contoli, 1988) e Falconiformi (*Buteo buteo*) tra gli uccelli, e i Carnivori tra i mammiferi (*Vulpes vulpes*, *Martes foina*, *Felis silvestris*). La facilità nell'amputazione della coda è spesso usata da questa specie per sfuggire all'attacco di un predatore. Sono pochi i dati in merito alla competizione con altre specie. Da una ricerca condotta in Sicilia è stato osservato che nelle zone in cui la specie è sintopica con *Parus caeruleus* si instaura una possibile competizione nell'utilizzo delle cassette nido. È stato inoltre osservato che l'aumento di densità di una delle due specie provoca un calo di densità dell'altra (Sarà et al., 2005). In altre località dell'Italia centrale (Palo Laziale, Burano e Orbetello) è stata riscontrata competizione con *Rattus rattus* per l'occupazione delle cassette nido (Amori et al. 2008)

### **Legislazione e rapporti con l'uomo**

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

In Italia la specie è abbastanza diffusa, anche se in Sicilia è considerata il mammifero terrestre più raro (Sarà *et al.*, 2000, 2001). Presenta invece dei preoccupanti fenomeni di rarefazione in diversi paesi europei, in particolare in Inghilterra dove tuttora è in fase di declino (Bright and MacPherson 2002; Bright *et al.* 2006). I principali fattori di minaccia sono la perdita di habitat e in misura minore la frammentazione *per se* (Mortelliti *et al.* 2010; Mortelliti *et al.* 2011). Il ripristino dell'habitat perduto ed un'oculata gestione delle siepi, principali vettori di spostamento per questa specie tra un patch ed un altro, sono di vitale importanza per garantire il flusso genico e la sopravvivenza di una popolazione in un paesaggio frammentato (Bright & MacPherson, 2002; Mortelliti *et al.*, 2011). Tuttavia in paesaggi con meno del 10% di habitat forestale residuo, anche la presenza di lunghe siepi può avere un effetto limitato sulla probabilità di presenza del Moscardino (Mortelliti *et al.*, 2011). La forma di governo a ceduo rappresenta la gestione idonea, purché i turni siano sufficientemente lunghi (almeno 15 anni) e i tagli siano distribuiti nello spazio e nel tempo, in modo tale da garantire un mosaico di ambienti con diverse stadi di ricrescita del soprassuolo (Mortelliti *oss. pers.*).

# Materiali e Metodi

## Area di studio

La raccolta dei dati da utilizzare per lo studio demografico è avvenuta in 3 siti:

- La Riserva Naturale Regionale “Selva del Lamone”, in provincia di Viterbo, Lazio: un continuum ambientale non frammentato.
- 11 boschi nel comune di Fara Sabina, provincia di Rieti, Lazio.
- 9 boschi nei comuni di Viterbo e di Montefiascone, Lazio.

I paesaggi situati nei comuni di Viterbo, Montefiascone e Fara Sabina sono caratterizzati da un elevato livello di perdita di habitat (meno del 30% di copertura forestale) e di frammentazione. Al loro interno la selezione dei patches da campionare è avvenuta dapprima mediante l’utilizzo del software ArcView 3.3 (ESRI ©) e le ortofoto in scala 1:10000 della Regione Lazio fornite dall’Agenzia Regionale Parchi, a cui è seguito un sopralluogo sul campo per confermarne l’idoneità. Il processo di selezione è stato pianificato in modo tale che per ogni patch fosse prevista una replica spaziale sia all’interno del singolo paesaggio che tra paesaggi differenti.

## Raccolta dati demografici

La presenza del Moscardino nei boschi è stata rilevata mediante l’ausilio di cassette nido di legno (*nest-box*), di dimensione media 10x18x21 cm, con foro di entrata di circa 3.5 cm di diametro delimitato ai lati da due spessori di legno (Fig. 2).

L’efficacia di questa tecnica per i survey sul Moscardino è nota: la loro rassomiglianza con le cavità naturali degli alberi le rende dei siti di nidificazione preferenziali. È stato verificato infatti che in un’area in cui sono disponibili cassette nido quasi tutti gli individui adulti tendono ad occuparle e ad utilizzarle per allevare i nuovi nati (Bright et al., 2006). Le cassette nido sono state fissate sui tronchi degli alberi mediante l’utilizzo di filo metallico, ad una altezza media di 1.5 metri, avendo l’accortezza di rivolgere il foro di ingresso verso il tronco, per ridurre la possibilità di ingresso di altre specie: è infatti nota la tendenza da parte di *Apodemus sp.*, *Parus sp.* e *Rattus rattus* ad occupare le cassette per la costruzione dei loro nidi.



**Fig. 2.** Casette nido utilizzate nei survey sul Moscardino. Notare il foro di ingresso rivolto verso il tronco.

Le cassette nido sono state posizionate ad una distanza di 40 metri l'una dall'altra, per un totale di 6 cassette per ettaro di superficie. La scelta di questa densità di cassette è stata basata sulle dimensioni medie degli home range (Bright & Morris, 1992, 1996), sulla densità attesa di individui e su precedenti survey condotti nell'Italia centrale (Mortelliti, *oss. pers.*). Nei patches di dimensioni inferiori a 10 ha l'intera area è stata campionata, mentre in quelli di dimensioni maggiori sono state posizionate delle griglie quadrate di 36 cassette ciascuna (Fig. 3).



**Fig. 3.** Esempi differenti di disposizione delle cassette nido nelle aree frammentate. A sinistra (patch VT7) la superficie del bosco è stata completamente campionata. A destra (patch VT5) è rappresentata una griglia di 36 cassette nido posizionate in un bosco con un'estensione superiore ai 10 ha.



**Fig. 4.** Disposizione delle cassette nido nelle 10 griglie campionate nella RSL.

La costruzione delle griglie è avvenuta con l'ausilio di GPS *Garmin* ©, modelli *MAP 60CSX*, *eTrex Vista HCX* e *eTrex H*, mediante i quali sono state registrate le coordinate geografiche di ciascuna cassetta nido; per rendere più rapido il loro ritrovamento nei successivi controlli, la loro posizione è stata evidenziata con nastro da segnalazione a bande bianche e rosse. L'attività di campo è stata avviata nel mese di gennaio 2010, i primi controlli dell'occupazione delle cassette-nido sono iniziati nel mese di maggio e si sono susseguiti con cadenza mensile fino a novembre. Nel corso dell'anno 2011 i controlli sono ripresi nel mese di aprile e si sono susseguiti con cadenza mensile fino a dicembre; inoltre nelle sessioni di maggio, luglio, settembre e novembre ciascun controllo è stato effettuato a "tripletta" (ovvero ciascun controllo è stato ripetuto dopo 4 e 8 giorni) al fine di favorire l'applicazione del Robust Design come modello di analisi cattura-marcatura - ricattura (Amstrup et al. 2006) previsto al termine dei campionamenti (marzo 2013). Onde favorire il confronto con i dati dell'anno precedente, nelle analisi del presente report per il 2011 sono state considerate solo le catture del primo controllo di ciascuna sessione.

In totale sono state posizionate 706 cassette nido ripartite nel seguente modo: 288 nella Riserva Naturale Regionale "Selva del Lamone" (cui si sono aggiunte 72 nell'anno 2011 conseguenti al posizionamento di due griglie (Otcher e LM) in aree recentemente ceduate), 208 nella Sabina reatina, 210 nel viterbese.

Le griglie posizionate nella RSL sono state ripartite nelle seguenti tipologie ambientali (cfr Fig. 4):

Aree ad alto fusto (AF, circa 40 anni): 3 griglie Foresteria, Riscatto e Cavallo;

Aree con bosco ceduo invecchiato (CI, circa 30 anni): 3 griglie Cinghiale, Easy e Suegiù;

Aree con boschi di neoformazione (NF, circa 20 anni): Manolo e Caneparolo;

Aree recentemente ceduate (Otcher e LM circa 2 anni).

Nel corso del primo anno di campionamento gli esemplari di Moscardino con un peso uguale o superiore a 13 g sono stati dapprima blandamente sedati adoperando basse dosi di etere etilico, quindi successivamente marcati mediante l'utilizzo di PIT, *Passive Integrated Transponder* (*Biomark Inc.*). Questi consistono di una bobina elettromagnetica, di un condensatore ed un microchip racchiusi all'interno di una capsula di vetro biologicamente sterile di varie dimensioni (nel nostro caso è stato utilizzato il modello da *8x2 mm 134.2 KHz ISO*, con relativa siringa per l'impianto modello *MK7*). Mediante le onde radio a bassa frequenza emesse dal lettore (modello

*Pocket Reader EX*) si induce il PIT a trasmettere un codice alfanumerico univoco a dieci caratteri che viene proiettato sullo schermo del lettore stesso (Fig. 5). Inizialmente questa tecnologia fu sviluppata per la marcatura dei pesci, che rappresenta ancora il settore nel quale sono più utilizzati, ma nel corso del tempo il suo range di utilizzo è stato ampliato, comprendendo oggi rettili, anfibi, uccelli e mammiferi. Gli individui appena marcati erano successivamente riposti all'interno della cassetta nido, alla quale veniva volontariamente ostruito il foro di ingresso per un periodo di tempo sufficiente a permettere all'individuo di smaltire gli effetti della dose di etere ed il pieno recupero delle facoltà motorie. Per gli individui con peso inferiore ai 13g, per i quali l'utilizzo dell'etere e del PIT rappresentava una pratica troppo invasiva, si è optato per la tecnica dell'*ear clipping*, ossia del taglio di un frammento del padiglione auricolare.

Nel corso del secondo anno il metodo di marcatura individuale è stato modificato e si è optato per le targhette auricolari (Fig. 6). Tale cambiamento si è reso necessario per 2 motivi: a) il costo del lettore era troppo elevato per poterne fornire uno per ciascun rilevatore b) si è optato per un metodo ritenuto meno invasivo.



**Fig. 5.** Due fasi del processo di marcatura. A sinistra: inserimento del PIT nell'animale sedato. A destra: lettore di PIT portatile.



**Fig. 6.** Individuo munito di targhetta auricolare.

Per ogni individuo catturato si è proceduto alla raccolta dei seguenti dati:

- Peso, con una bilancia a molla (Pesola © precisione di 0.5g)
- Sesso, in base alla distanza dei fori ano – genitali
- Stadio di sviluppo (*Juvenile, sub–adult, adult*)
- Data
- Paesaggio, nome del patch (o della griglia) e numero della cassetta-nido

Nei casi in cui veniva trovata un esemplare femmina in fase di allattamento con relativi cuccioli, per ciascuna cucciolata venivano annotati anche i seguenti dati:

- Numero di piccoli
- Occhi chiusi o aperti
- Presenza o meno di pelliccia
- Peso di ciascun piccolo
- Sesso di ciascun piccolo (laddove riconoscibile)

A tutti gli individui (con l'eccezione degli individui troppo piccoli o debilitati) è stato inoltre prelevato un campione di tessuto per le analisi genetiche.

### **Raccolta variabili strutturali delle griglie**

La raccolta delle suddette variabili è avvenuta attraverso l'esecuzione di plot di rilevamento della vegetazione di 100 mq (10x10m). Sulla superficie di ciascun patch è stata sovrapposta una griglia a maglie quadrate di 40 metri di lato ai cui nodi erano posizionate le cassette nido. Ciascun quadrato

è stato ulteriormente suddiviso in 16 aree quadrate minori di 10 metri per lato. A quadrati maggiori alterni veniva estratto un numero casuale tra 1 e 16 per identificare il quadrato minore nel quale effettuare il plot. I parametri sono stati misurati tramite stima visiva, previa standardizzazione dei rilevatori.

Sono state prese in considerazione 41 variabili, annotate sul campo mediante l'impiego di un'apposita scheda (Fig. 3.).

Paesaggio:		Patch:		Data:		Rilevatore:				
Pascolo: A - M - E		Taglio: /ha		Pendenza:		Esposizione:				
Canopy: /8. H chioma:		m. Sp. arborea domin.:		N° alb. morti:		N° arbusti:				
Pungitopo	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	Cover arb	A	B	C	D
Biancospino	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	0,5 m				
Cornus sp.	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	1 m				
Rosa canina	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	2 m				
Rubus sp.	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	4 m				
Nocciolo	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	8 m				
Prunus sp.	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	16 m				
Ginepro	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%	32 m				
Ginestra	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Sambuco	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Caprifoglio	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Ligustro	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Lentisco	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Fillirea	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Agrifoglio	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Berretta da prete	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Robbia	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Smilax	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Viburno	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Vitilba	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Marruca	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Cover erbaceo	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Cover lettiera	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
Cover suolo nudo	0	0.1-25 %	25-50%	50-75%	75-100%					
DBH										

Fig. 6. Scheda da campo utilizzata per la raccolta dei dati sulla vegetazione.

Per ogni plot sono state misurate le seguenti variabili:

- **N° di alberi morti**
- **N° di alberi per plot**
- **Altezza Canopy** (in metri).
- **Specie dominante.** Variabile categorica a cui è stato assegnato un codice numerico (**1** = Bosco misto; **2** = Roverella; **3** = Cerro).

- **Abbondanza arbustiva (23 variabili).** È stata utilizzata una scala *Braun-Blanquet* modificata (ove **0**=0, **1**=0.1-25%, **2**=25.1-50%, **3**=50.1-75%, **4**=75.1-100%) per ciascuna specie presa in considerazione in questo studio: Pungitopo (*Ruscus aculeatus*), Biancospino (*Crataegus monogyna*), Corniolo (*Cornus sp.*), Rosa canina (*Rosa canina*), Rovo (*Rubus fruticosus*), Nocciolo (*Corylus avellana*), Prugnolo (*Prunus sp.*), Marruca (*Paliurus spina-christi*), Ginestra (*Spartium junceum*), Sambuco (*Sambucus nigra*), Caprifoglio (*Lonicera sp.*), Ligustro (*Ligustrum sp.*), Lentisco (*Pistacia lentiscus*), Fillirea (*Phillyrea sp.*), Agrifoglio (*Ilex aquifolium*), Berretta da prete (*Euonymus europeus*), Robbia (*Rubia tinctorum*), Salsapariglia nostrana (*Smilax aspera*), Viburno (*Viburnum sp.*), Vitalba (*Clematis vitalba*), Cornetta (*Coronilla sp.*), Vite bianca (*Bryonia dioica*), Nespolo (*Mespilus germanica*).

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

- **Copertura Canopy.** È stata valutata mediante l'utilizzo di classi qualitative che vanno da **0** = assenza di copertura a **8** = copertura totale.
- **Cover arbustivo (5 variabili).** Si è deciso di stratificare il campionamento per altezza dal suolo, in modo da ottenere un valore per ciascuna delle 7 classi considerate: 0.5, 1, 2, 4, 8, 16 e 32m. Per facilitare la raccolta dati sul campo ciascun plot è stato suddiviso in 4 quadrati uguali di 5 metri di lato, all'interno dei quali veniva assegnato un 1 o uno 0 per il raggiungimento o meno di uno strato della vegetazione. La somma dei quattro valori ha dato una stima del cover di ciascuna classe per ogni plot eseguito. Per mancanza di dati le classi 16 e 32 m non sono state considerate.
- **DBH (Diameter Breast Height) medio.** È stata stimato a vista mediante l'impiego di classi dimensionali, di cui le prime due di 5 cm di ampiezza, quelle a seguire di 10 cm. In sede di analisi ne è stato ricavato un valore medio.
- **Età.** Valutata mediante stima visiva relativa all'intero bosco.
- **Gestione.** Valutata mediante stima visiva relativa all'intero bosco.

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

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

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

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

Durante ciascun rilievo venivano annotate anche una serie di informazioni complementari, quali le coordinate geografiche misurate al centro di ogni plot mediante l'impiego di un GPS, il paesaggio di riferimento, il nome del patch, la data e i nomi dei rilevatori.

**Tab. 1.** Sintesi delle variabili che caratterizzano la struttura interna dei patch, con la relativa tipologia dei dati (numerici o categorici).

Variabile	Valori
N° Alberi Morti	Numerico
N° Alberi per Plot	Numerico
N° Specie Arbustive	Numerico
Altezza Canopy	Espressa in metri (valutata a vista)
Specie Dominante	<b>1</b> = Bosco misto; <b>2</b> = Roverella; <b>3</b> = Cerro
Abbondanza Arbustiva	<b>0</b> =0, <b>1</b> =0.1-25%, <b>2</b> =25.1-50%, <b>3</b> =50.1-75%, <b>4</b> =75.1-100%
Copertura Canopy	Da <b>0</b> = No copertura a <b>8</b> = Copertura completa
Cover Arbustivo	<b>0</b> = No e <b>1</b> = Si (per ogni strato arbustivo)
DBH medio	<b>1</b> = 0.1-5cm; <b>2</b> = 5.1-10cm; <b>3</b> = 10.1-20cm; <b>4</b> =

---

	20.1-30cm ecc.
Età	Numerico (stimata a vista)
Gestione	<b>1</b> = Ceduo; <b>2</b> = Fustaia; <b>3</b> = Ceduo di transizione
Indice Abbondanza Arbustiva	Numerico
Media Arbusti per Plot	Numerico
Patch Richness	Numerico
Indice Diversità di Simpson	$0 \leq HSI < 1$

---

### Variabili demografiche

**Abbondanza.** Nelle dinamiche di popolazione, per *densità* si intende il numero di individui diviso per l'unità di area o di volume (Krebs, 1999), nel nostro caso le dimensioni in ettari della griglia di campionamento. In tal senso, l'obiettivo iniziale di questo studio era quello di utilizzare la tecnica della *cattura-marcatura-ricattura (CMR)* mediante applicazione del Robust design, ma in seguito a problematiche legate al basso numero di ricatture si è optato per l'applicazione dei modelli (CJS – Cormack Jolly Seber) che non prevedono stime di abbondanza. Le stime di abbondanza qui riportate sono pertanto da considerarsi conservative poichè non tengono conto della probabilità di cattura. Per compensare questa possibile sottostima abbiamo pertanto deciso di non applicare il metodo del Boundary strip che prevede di ampliare la superficie della griglia in funzione dell'Home range e raggio di spostamento degli individui (Amstrup et al. 2006).

**Sex ratio.** Esprime le proporzioni relative di ciascun sesso nella popolazione. Studi condotti in varie zone del suo areale mostrano come il Moscardino abbia una sex ratio piuttosto costante: alla nascita è prossima a 1:1, mentre tra i giovani di un anno e tra gli adulti si manifesta una leggera predominanza di maschi (Juškaitis, 2008b). Secondo Berg & Berg (1999) questa distorsione nella sex ratio può essere imputabile ad una maggiore mortalità femminile, ma può essere anche dovuto ad una maggiore stanzialità delle femmine, soprattutto nel periodo riproduttivo, ed in generale ad un home range maschile di dimensioni maggiori che aumentano le possibilità di intercettare una cassetta nido o una trappola (Bright & Morris, 1991, 1992). In questo studio verrà testata l'ipotesi secondo la quale la sex ratio di popolazioni numericamente ridotte, e quindi prone

a variazioni dei principali parametri demografici a seguito di fattori stocastici, possa risultare alterata a seguito degli effetti generati dalla frammentazione (Aars et al., 1995; Yu & Lu, 2011).

**Tasso di natalità.** In questo studio viene espresso come *tasso di fertilità*, ovvero come capacità riproduttiva effettiva di un organismo data dal numero di nuovi nati per femmina riproduttiva. Il potenziale riproduttivo del Moscardino è piuttosto ridotto soprattutto se confrontato con quello di altri roditori di taglia simile. Le femmine possono effettuare fino a due parti per anno, eccezionalmente tre, ma il parametro è influenzato dalle condizioni climatiche. Il numero di piccoli per parto varia tra uno e otto, con valori medi che oscillano tra tre e cinque a seconda degli studi (Juškaitis, 2008). Il tasso di natalità per ciascuno degli anni oggetto di indagine è stato calcolato effettuando la media dei piccoli per femmina, accorpando i dati primaverili ed autunnali.

**Tasso finito di accrescimento della popolazione.** Nella sua forma più generale viene definito come il rapporto tra la dimensione della popolazione al tempo  $t+1$  e la dimensione della popolazione al tempo  $t$ . In questo studio il tasso di accrescimento medio è stato calcolato effettuando la media del rapporto tra il numero di individui in un determinato mese del 2011 e il numero di individui nel corrispondente mese del 2010 (es.  $N_{\text{maggio 2011}} / N_{\text{maggio 2010}}$ ).

### **Elaborazione del modello dinamica delle popolazioni spazialmente esplicito (SEPM)**

La funzione del SEPM (si veda il Box 1) è di simulare la possibile dinamica della popolazione di Moscardino della RSL e del paesaggio circostante (per un'area complessiva di 16x16km) al fine di determinarne il rischio di estinzione. In aggiunta alla determinazione del rischio di estinzione la funzione operativa del SEPM è di fornire, negli anni a venire, una roadmap sulla possibile traiettoria della popolazione, da confrontare con l'effettivo andamento verificato di anno in anno. Uno dei substrati su cui lavora il SEPM è un modello di idoneità ambientale che relaziona le caratteristiche dell'habitat ad una qualche misura di idoneità per la specie studiata. Questo avviene comunemente tramite l'utilizzo di procedure statistiche che fanno ricorso ai modelli di regressione logistica. Per la determinazione del modello di presenza della specie si utilizzano i dati di presenza/assenza come variabile dipendente e le caratteristiche dell'habitat come variabili indipendenti.

Il modello qui utilizzato è stato sviluppato da Fipaldini (2012) cui si rimanda per informazioni più dettagliate.

### **BOX 1: I SEPM, come funzionano?**

#### **Fase 1: parametrizzazione del modello di popolazione spazialmente esplicito**

Per modellizzare le popolazioni di Moscardino è stato necessario dapprima:

- Definire l'estensione del paesaggio per identificare tutti i patch su cui la modellizzazione della popolazione sarà effettuata. Il paesaggio è stato definito secondo un'estensione pari a 256 kmq (quadrati di 16 km di lato). L'estensione è stata scelta in funzione degli obiettivi della ricerca e dei limiti imposti dal software, utilizzato per la modellizzazione, sul numero massimo di righe e colonne dei file ASCII che si possono importare. Tale scelta è stata presa in combinazione con quella della risoluzione delle mappe. Mappe troppo estese e con risoluzioni troppo alte, infatti, possono causare il fallimento delle varie operazioni svolte dal software dovute ad insufficienza di memoria.
- Selezionare e ritagliare tutti i patch che ricadevano all'interno delle categorie "Boschi di latifoglie" (categoria 3.1.1) e "Cespuglieti ed arbusteti" (categoria 3.2.2) della Carta di Uso del Suolo della Regione Lazio.
- Rasterizzare i file vettoriali. Ogni raster rappresenterà uno strato informativo (layer) in cui vengono espresse le singole variabili ambientali, su cui si baserà il calcolo dell'idoneità ambientale (attraverso l'HS function). Per ogni paesaggio tutti i layer (e quindi i raster) devono rappresentare la stessa estensione di territorio con la stessa precisione (risoluzione). È stata scelta una risoluzione dei raster (grandezza celle) di 10 m. Selezionare una risoluzione di mappa coerente con la biologia della specie risulta essere estremamente importante per una modellizzazione spazialmente esplicita delle popolazioni. Per la scelta della giusta risoluzione di mappa, in base alle caratteristiche biologiche di una specie, ci si può basare sul valore di Neighborhood distance impostato (vedi dopo).
- Convertire i file raster in file ASCII.

La modellizzazione spazialmente esplicita delle popolazioni è stata effettuata utilizzando il software Ramas GIS 5.0. L'importazione e l'analisi dei dati relativi all'habitat, su cui la struttura spaziale del modello di metapopolazione può basarsi, è avvenuta mediante il modulo Spatial Data del software. Questo modulo consente di importare i dati territoriali di uno o più layer, combinare le informazioni degli stessi per fare una mappa di idoneità

ambientale (Habitat Suitability, HS), selezionare i patch occupati dalla specie nella mappa HS ed esportare la struttura spaziale dell'habitat per il suo utilizzo nel Metapopulation Model. Il modulo Spatial Data agisce come un ponte tra i dati del paesaggio e il modello di metapopolazione, identificando e determinando come la specie modellizzata percepisce la patchiness del paesaggio (Akçakaya 1998).

- Dopo l'importazione dei file ASCII, che rappresentano gli strati geografici informativi su cui si baserà il calcolo dell'idoneità ambientale, è necessario definire l'Habitat Suitability (HS) function, la funzione che relaziona le caratteristiche dell'habitat ad una qualche misura di idoneità ambientale. La funzione HS viene definita come: ogni relazione quantitativa tra fattori fisici e biologici nell'ambiente e l'idoneità ambientale per una data specie. Tecnicamente la funzione determina l'idoneità ambientale di ciascuna posizione (ciascuna cella) a partire dagli attributi dei file ASCII importati, che descrivono le variabili ambientali (le variabili predittive usate nei modelli di presenza). I valori di HS calcolati dalla formula possono variare da 0 (non idoneo) a 1 (il più idoneo), proprio come la probabilità di presenza di una specie.

La modellizzazione ha comportato la scelta di altri due parametri fondamentali:

- Habitat Suitability Threshold. Parametro che identifica un valore soglia di Habitat Suitability (HS) al di sotto del quale si assume che la specie non possa riprodursi. Tecnicamente il software utilizza questo parametro per definire "celle idonee" includendo qualsiasi cella con un valore di HS uguale o maggiore del parametro. Abbiamo scelto 1.6 ettari come valore soglia poichè queste sono le dimensioni del patch più piccolo in cui è stata osservata la riproduzione della specie.
- Neighborhood distance. Parametro che rappresenta la scala spaziale alla quale la popolazione si assume essere panmittica. Si può considerare il parametro come una sorta di guscio che connette le celle idonee tra di loro. Tecnicamente, queste ultime, quando sono separate da una distanza minore o uguale al valore del parametro, sono considerate all'interno dello stesso patch. In termini biologici questo vuol dire che, secondo la scala di percezione dell'habitat della specie, questa percepisce di fatto in modo "continuo" una discontinuità uguale o minore alla distanza di Neighborhood. Per questa ricerca si è deciso di utilizzare un valore di Neighborhood distance pari a 1. L'unità di distanza del parametro è una cella. Questo vuol dire che il Moscardino percepisce come continuità una discontinuità di massimo 10 m.

Una guida da seguire nella scelta di una risoluzione di mappa, coerente con la biologia della specie che si vuole modellizzare, è basata sul valore del parametro di Neighborhood distance impostato. Se il valore di Neighborhood distance corrisponde a meno di una cella allora la risoluzione di mappa è troppo bassa per le caratteristiche biologiche della specie. Se al contrario il valore di Neighborhood distance corrisponde a più di 4 celle allora la

risoluzione di mappa è troppo alta, il che potrebbe tradursi nel fallimento delle varie operazioni, svolte dal software, dovute ad insufficienza di memoria.

- Dopo aver valutato la funzione di HS, è necessario specificare, e/o mettere in relazione con l'idoneità ambientale, i parametri della popolazione. I parametri di popolazione utilizzati per modellizzare le popolazioni in Ramas Gis sono:
- Carrying Capacity (K). La capacità portante dell'habitat è la capacità di un ambiente e delle sue risorse di sostenere un certo numero di individui. La carrying capacity può dipendere dalla disponibilità di risorse trofiche nell'ambiente, dalla disponibilità di strutture fisiche dell'habitat necessarie per la sopravvivenza della specie o da particolari strutture sociali della popolazione (per es. la territorialità).

K è uno dei parametri fondamentali per contemplare la densità-dipendenza in un modello logistico di accrescimento delle popolazioni, la cui formula è:  $dN / dt = rN (K - N) / K$ ; dove: r è il tasso di accrescimento istantaneo (vedi dopo). Nella curva di accrescimento logistico, K rappresenta il momento in cui la popolazione rimpiazza se stessa.

In questa ricerca la carrying capacity è stata stimata attraverso un modello di regressione multipla. La variabile dipendente presa in considerazione è la densità stagionale massima osservata in ciascun patch o griglia campionato, moltiplicata per gli ettari di bosco (o della griglia), e come variabile indipendente i valori di probabilità di presenza calcolati dal modello di presenza che corrispondono ai valori di HS calcolati da Ramas GIS (si rimanda a Fipaldini 2012 per i risultati relativi al modello predittivo sulla carrying capacity). Siccome si è scelto di costruire un modello che consideri solo le femmine della popolazione (come abitudine nella modellistica SEPM (Akçakaya 2005) il risultato è stato moltiplicato per la sex ratio (proporzione di femmine in una popolazione). La carrying capacity in Ramas GIS viene espressa, quindi, come totale numero di individui appartenente ad ogni (sub)popolazione.

La deviazione standard di K è stata usata, nel software, per la modellizzazione di fluttuazioni ambientali nel valore di carrying capacity. Infatti la capacità portante dipende da fattori ambientali che variano nello spazio e nel tempo, modificando costantemente le provviste di risorse dell'habitat e le esigenze degli animali verso tali risorse.

- Initial Abundance. Si tratta delle abbondanze iniziali (al tempo  $t_0$ ) a cui le popolazioni si trovano, corrispondente al momento di inizio delle simulazioni. In questa ricerca le abbondanze iniziali sono state calcolate in maniera del tutto analoga alla carrying capacity con l'unica differenza che si è utilizzata, come variabile risposta del modello di regressione multipla, la densità primaverile osservata nel 2010 e non quella massima stagionale.
- Tasso di fecondità. Il tasso di fecondità viene definito come il numero di uova fecondate per femmina nell'unità di tempo. Per limiti della ricerca non è stato possibile contare il

numero di uova fecondate e quindi il tasso di fecondità è stato approssimato utilizzando il tasso di natalità (numero di piccoli nati per femmina nell'unità di tempo). Sempre per limiti della ricerca in realtà sono stati contati solo i piccoli sopravvissuti dopo il parto, non considerando la mortalità neonatale. In particolare per la modellizzazione delle popolazioni si è calcolata la media dei tassi di natalità di tutti i patch campionati nell'intervallo di tempo di un anno.

- Tasso di accrescimento massimo della popolazione ( $R_{max}$ ), si veda sopra.
- Tasso di sopravvivenza. Definito come il rapporto tra le dimensioni della popolazione al tempo  $t$  e le dimensioni della popolazione al tempo  $t_0$ :  $S_0 = N_t / N_0$ . In questa ricerca è stato calcolato il tasso di sopravvivenza annuale con il software MARK, attraverso il protocollo Cormack-Jolly-Seber. Sono stati utilizzati i dati disponibili di cattura-marcatura-ricattura dell'anno 2010 (analisi 1) e 2011 (analisi 2). Il modello finale è stato scelto seguendo lo stesso approccio seguito per la selezione del modello di presenza. La fusione delle due annualità non è stata possibile a causa del cambio di tecnica di marcatura.
- Infine si è potuto procedere con l'operazione di Find Patch, una funzione del software che:
  - carica tutte le mappe indicate in Input maps;
  - calcola il valore HS per ogni cella, basato sulla HS function;
  - trova gruppi di celle vicine che hanno valori di HS superiori o uguali alla soglia indicata (HS threshold);
  - per ogni patch, calcola l'HS totale, l'HS medio e il numero di celle; sulla base di questi, calcola la capacità portante ( $k$ ) per ogni patch;
  - per ogni patch con capacità portante ( $k$ )  $> 0$  calcola il perimetro dei patch e i valori medi di ogni layer importato; sulla base di questi calcola tutti gli altri parametri di popolazione specificati sopra
  - calcola le distanze tra i patch e quindi tra le popolazioni;
  - salva le coordinate dei patch, le distanze tra di loro e tutti i parametri di popolazione in un file che serve per le analisi che verranno effettuate in Metapopulation Model.
- La parametrizzazione della dispersione è stata eseguita utilizzando la funzione dispersal-distance del software Ramas GIS:
- $m_{ij} = a * \exp(-D_{ij} / b)$ ; dove:
- $m_{ij}$  è il tasso di dispersione tra la popolazione  $i$  e la popolazione  $j$ ;

- a è la proporzione di individui della popolazione che va in dispersione;
- b esprime il decremento del tasso di dispersione in funzione della distanza tra due patch;
- c determina la forma della funzione, se  $c=1$  si ha una funzione esponenziale negativa di primo grado;
- $D_{ij}$  è la distanza tra due patch.
- Inoltre bisogna specificare una distanza massima di dispersione.
- La dispersione in Ramas GIS viene definita come la proporzione di individui che da una popolazione arriva effettivamente ad un'altra popolazione, non considerando la mortalità durante la dispersione. In altre parole, il software non fa distinzione tra la mortalità durante la dispersione e il normale tasso di mortalità della popolazione e assume che la mortalità durante la dispersione sia incorporato nel modello di dispersal.

Per limiti della ricerca la parametrizzazione della dispersione del Moscardino è stata approssimata in questo modo: per il parametro a si è utilizzato un valore arbitrario, che si pensa rispecchi le vere dinamiche di popolazione della specie; per il parametro b si è utilizzata la distanza media tra i patch in cui è stata osservata la presenza del Moscardino durante il periodo di campionamento e i patch probabilmente occupati da modello di presenza (quelli con una probabilità di presenza maggiore di 0,5); il parametro c è stato impostato arbitrariamente uguale a 1 assumendo il classico decadimento esponenziale con la distanza; la distanza massima, invece, si è scelta in base ai dati presenti in bibliografia per la specie.

- **Fase 2 – simulazione**

In seguito all'impostazione dei parametri di cui sopra il modello viene fatto correre nel modulo "Metapopulation model". In questa ricerca sono state effettuate 100 repliche della simulazione per un periodo di durata della simulazione di 50 anni, un lasso di tempo corrispondente ad almeno 3 turni di ceduzione ed in cui l'impatto dei cambiamenti climatici potrebbe essere contenuto.

## Elaborazione dei protocolli di Monitoraggio

I dati raccolti durante la fase di campionamento sono stati analizzati al fine di ottenere la stima dei parametri che caratterizzano i popolamenti.

Il complesso di questi parametri, nonché la magnitudine delle differenze delle stime (*effect size*; si veda a seguire) formano la base per lo sviluppo dei protocolli di monitoraggio.

Le dimensioni ottimali del campione, per qualsiasi protocollo di monitoraggio, vengono determinate effettuando una *power analysis* a priori (Cohen 1988, Elzinga et al. 2001):

$$\text{Power} = f(\alpha, \text{MDC}, n, s) \text{ (Equazione 1)}$$

dove  $n$  rappresenta le dimensioni del campione iniziale di un monitoraggio,  $s$  la deviazione standard prevista,  $\alpha$  il margine di errore predefinito e MDC la quantità minima di cambiamento individuabile.

L'esecuzione di tale analisi prevede che vengano specificati a priori:

- il tipo di analisi che verranno effettuate sui dati raccolti;
- la probabilità di individuare una differenza statisticamente significativa quando questa effettivamente non esiste ( $\alpha$ , definito "errore di Tipo I");
- il *power* desiderato per i risultati delle analisi, ovvero il grado di confidenza sui risultati ottenuti nelle analisi;
- il *minimum detectable change* (minima differenza statisticamente significativa percepibile, MDC) attraverso l'analisi dei dati.

Tutte le *power analysis* a priori ed il calcolo degli *effect size* sono stati eseguiti con il software open-source G\*Power 3 (Faul et al. 2007; <http://www.psych.uni-duesseldorf.de/abteilungen/aap/gpower3/download-and-register>).

***Power di un'analisi e minimum detectable change.***

Il **power** di un'analisi statistica è definito come la probabilità di rifiutare un'ipotesi nulla nel caso in cui tale ipotesi nulla sia effettivamente falsa e un'ipotesi alternativa sia vera (Cohen, 1988). Generalmente l'ipotesi nulla è che non sussistano differenze significative tra i campioni in esame. In altri termini, il *power* di un'analisi è la probabilità che un'analisi che metta a confronto due o più campioni riesca a rilevare tra questi una differenza statisticamente e biologicamente significativa quando questa differenza effettivamente esista.

Il *power* di un'analisi varia in funzione delle dimensioni del campione, di  $\alpha$  (la probabilità di accettare l'ipotesi nulla quando questa è falsa), del *minimum detectable change* e della deviazione standard dei dati analizzati: esso infatti aumenta (in modo non lineare) all'incrementare dei primi tre e al diminuire della deviazione standard.

Il ***minimum detectable change*** (MDC) rappresenta la più piccola differenza statisticamente significativa rilevabile quando si confrontano diversi campioni (Elzinga et al. 2001).

L'MDC varia al variare delle dimensioni del campione: campioni di piccole dimensioni permettono di percepire solo grandi differenze, e viceversa.

In assenza di sufficienti informazioni sulla magnitudine di differenze biologicamente significative, sono stati suggeriti dei valori standard (Cohen, 1988): 0.1, per differenze di piccola magnitudine; 0.4-0.5, per differenze di magnitudine media; 0.8, per differenze di grande magnitudine.

### ***Effect size e power analysis***

In statistica, l'***effect size*** (magnitudine dell'effetto) è una misura dell'intensità della relazione o, alternativamente, una misura della differenza tra due variabili (Cohen 1988). Oltre ad essere un'utile statistica descrittiva, i valori di *effect size* rilevati in una ricerca dovrebbero sempre accompagnare i risultati dei test inferenziali in quanto possono essere utilizzati, attraverso una procedura di meta-analysis, per comparare i risultati di studi diversi (Wilkinson & APA Task Force on Statistical Inference 1999).

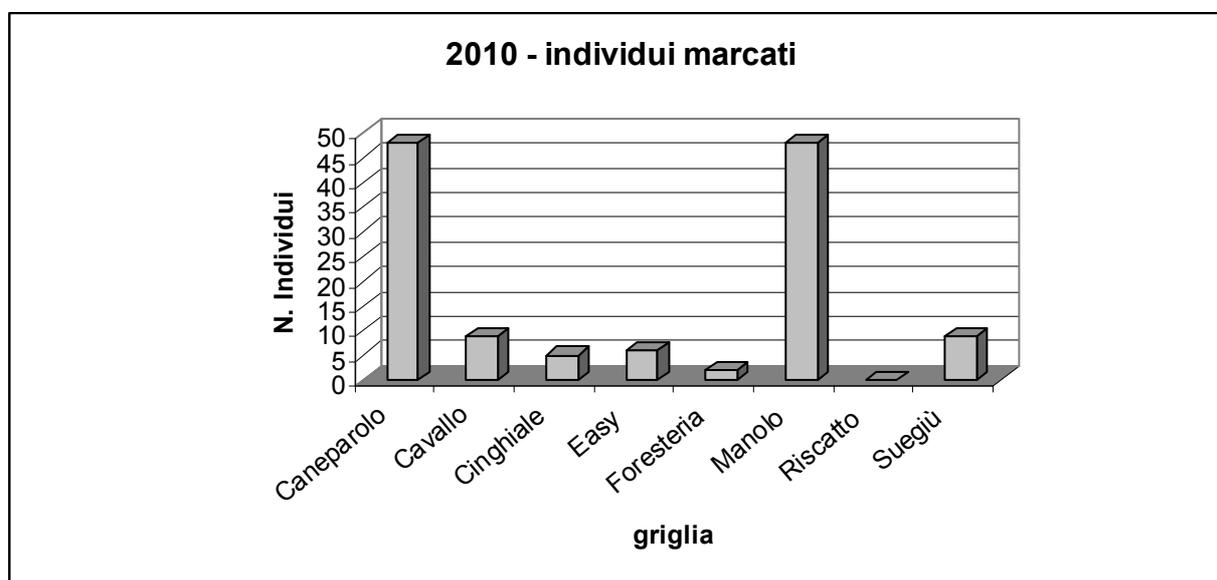
Le misure di *effect size* ottenute in studi pilota o reperite in letteratura, sono informazioni fondamentali in fase di pianificazione di una ricerca, in particolare nelle fasi di sviluppo di

protocolli di campionamento (*sampling design*). Sulla base di questi valori viene infatti adottato un *minimum detectable change* (MDC) biologicamente significativo nelle *power analysis* a priori, eseguite per il calcolo delle dimensioni ottimali del campione.

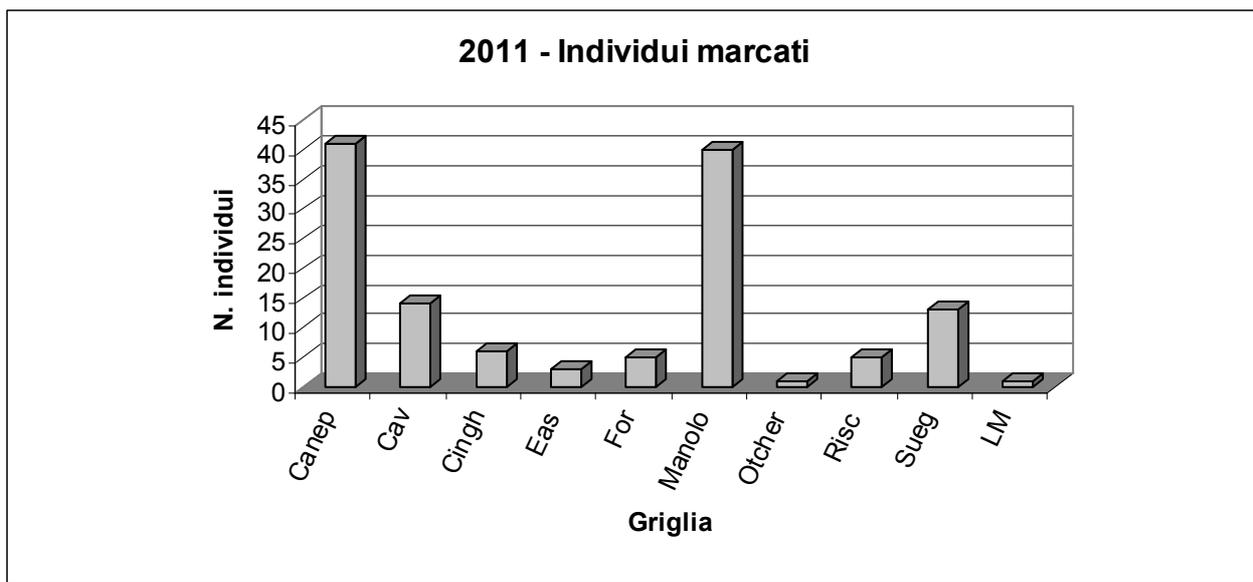
# **Risultati e Discussione**

## Densità e numerosità della popolazione

Durante la ricerca sono stati marcati un totale di 145 individui nel corso del 2010 e 202 nel corso del 2011 (Fig. 7 e 8). L'abbondanza varia considerevolmente tra le griglie: il massimo numero di individui è stato catturato nelle due griglie site nei boschi di neoformazione, mentre nelle griglie situate nei boschi ad alto fusto e nei boschi recentemente ceduati è stato catturato il minor numero di individui.



**Fig. 7.** Numero complessivo di singoli individui marcati nelle 8 griglie oggetto di indagine nel corso dell'anno 2010. Sono stati considerati esclusivamente gli individui dotati di marcatura. Dal grafico a barre è possibile vedere che le griglie con maggior numero di individui sono la griglia "Caneparolo" e la griglia "Manolo", situate in boschi di neoformazione, mentre le griglie con minor numero di individui sono le griglie "Foresteria" e "Riscatto", ovvero sia le griglie situate in boschi avviati ad alto fusto di età media 40 anni.



**Fig. 8.** Numero complessivo di singoli individui marcati nelle 10 griglie oggetto di indagine nel corso dell'anno 2011. Sono stati considerati esclusivamente gli individui dotati di marcatura. Dal grafico a barre è possibile vedere che le griglie con maggior numero di individui sono la griglia "Caneparolo" e la griglia "Manolo" (così come nel 2010, figura precedente), situate in boschi di neoformazione, mentre le griglie con minor numero di individui sono le griglie "Otcher" e "LM", ovvero le griglie recentemente ceduate

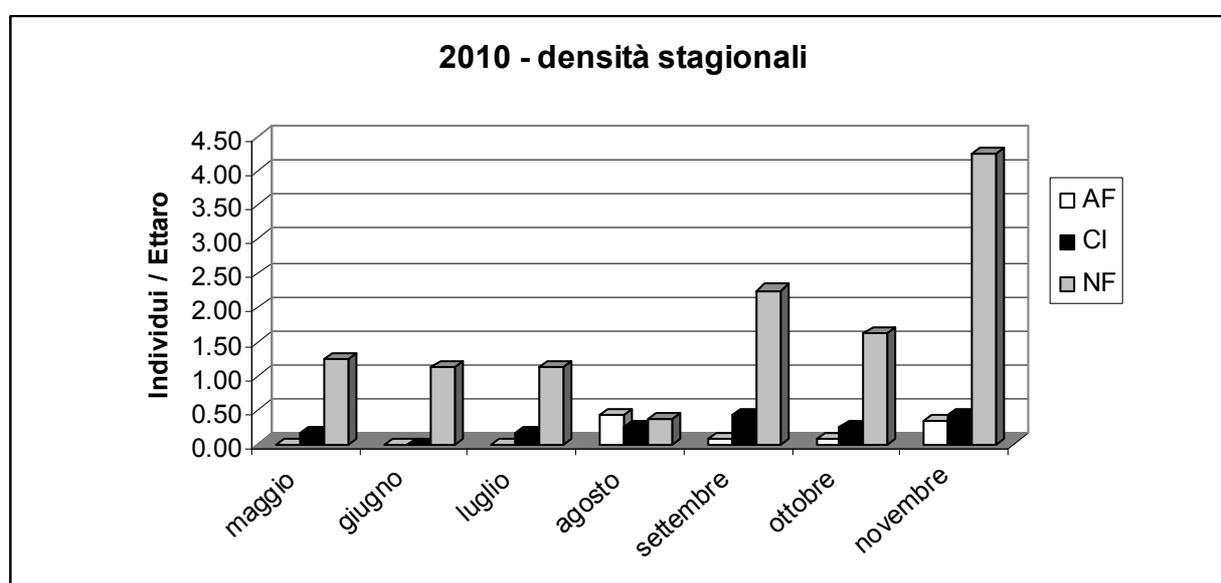
I dati a disposizione suggeriscono un pattern piuttosto evidente. Quando il bosco è ceduo la sua idoneità per il Moscardino è molto contenuta, come dimostrato da valori di densità pari a 0. Nelle situazioni intermedie (boschi di neoformazione: circa 20 anni) la popolazione raggiunge la massima densità, per poi diminuire con l'invecchiamento del bosco (ceduo invecchiato ed alto fusto: 30-40 anni).

Convertendo i valori di numerosità della popolazione in valori di densità, è possibile vedere come la densità di moscardini nella riserva sia relativamente bassa, in particolar modo nelle tipologie ambientali più mature. Con l'eccezione dei boschi di neoformazione che hanno densità primaverili ed invernali superiori ad 1 individuo/ettaro, le aree caratterizzate dalle altre tipologie di bosco (ceduo invecchiato ed aree avviate ad alto fusto) hanno densità medie annuali intorno a 0.2 individui per ettaro, con picchi massimi stagionali di 0.5 individui per ettaro (Fig. 9-10). Questi valori sono inferiori alle medie europee per la specie: in Italia sono state riscontrate densità di 4-8

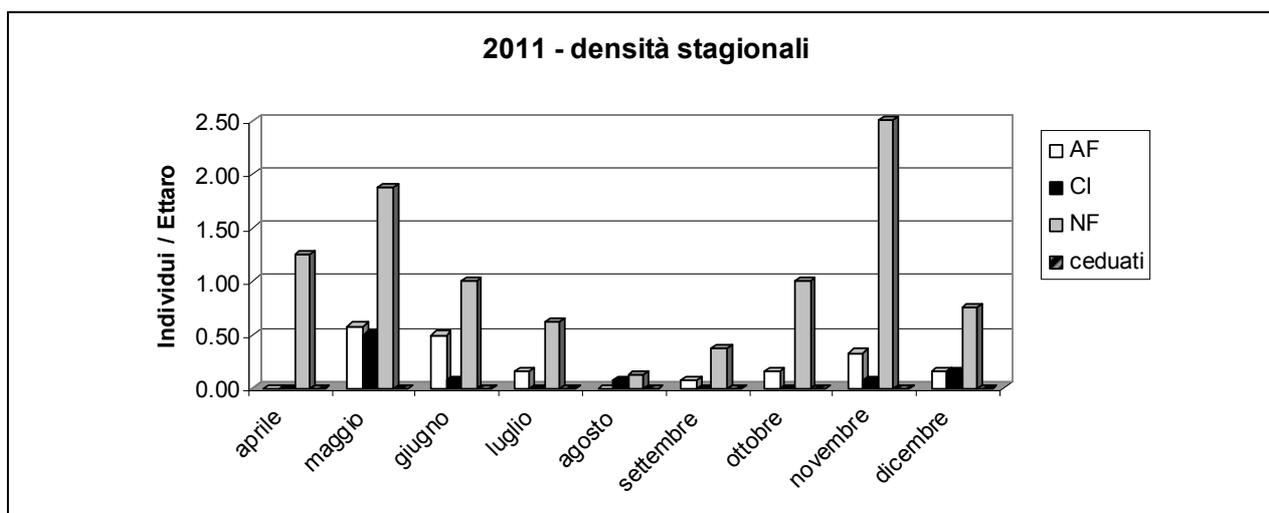
individui per ettaro, mentre in UK sono state riscontrate densità di 3-11 individui per ettaro (Bright et al. 2006) e in Lituania Juskaitis (2008) ha rilevato densità di 0.6-2.3 individui per ettaro.

Purtuttavia nella RSL le caratteristiche del sottobosco sono lontane dall'optimum ecologico per la specie, pertanto è probabile che la capacità portante delle aree sia relativamente contenuta.

Si sottolinea infine che l'analisi mediante il Robust Design, prevista per l'Aprile 2013, potrebbe permettere di ricalibrare l'effettiva abbondanza di individui sulla base della probabilità di cattura.

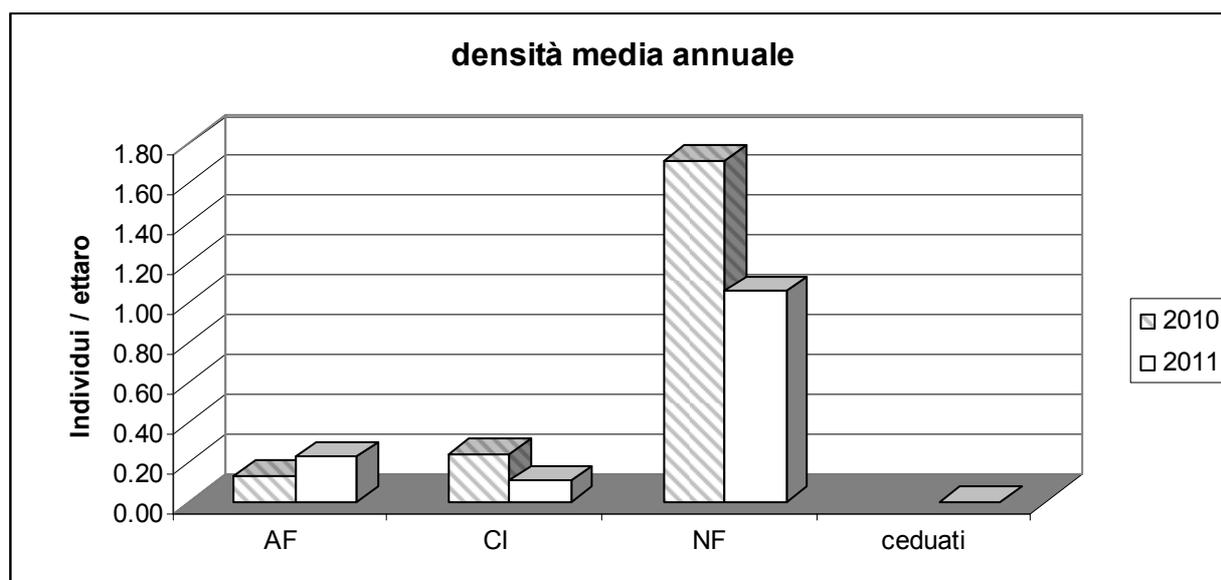


**Fig. 9.** Variazioni stagionali di densità nelle 4 tipologie ambientali esaminate (AF = Alto Fusto; CI = Ceduo Invecchiato, NF = Neoformazione) nel corso del 2010.



**Fig. 10.** Variazioni stagionali di densità nelle 4 tipologie ambientali esaminate (AF = Alto Fusto; CI= Ceduo Invecchiato, NF = Neoformazione) nel corso del 2011.

La densità media annuale (calcolata come media delle densità mensili) mostra come ci sia stato un decremento nel 2011 nei boschi di neoformazione e nei cedui invecchiati, mentre si è registrato un lieve aumento nei boschi ad alto fusto.



**Fig. 11.** Densità media (media dei valori di ogni mese) nelle 4 tipologie ambientali esaminate (AF = Alto Fusto; CI = Ceduo Invecchiato, NF = Neoformazione).

### **Azioni**

I risultati chiave sin qui discussi mostrano le seguenti tendenze:

- 1) le aree caratterizzate da boschi di neoformazione hanno densità considerevolmente maggiori delle aree caratterizzate da boschi ad alto fusto, cedui e cedui invecchiati.
- 2) in generale i valori di densità riscontrati sono relativamente bassi.

Quindi: le popolazioni di Moscardino nella Riserva presentano considerevoli variazioni nella densità in funzione delle caratteristiche di maturità del bosco. Ai fini di conservazione della specie è utile garantire una certa eterogeneità all'interno della riserva per garantire la presenza delle tipologie di bosco più idonee per il Moscardino. Tale eterogeneità può essere ottenuta effettuando tagli regolari di dimensioni contenute (es. < 30 ha) distanziati nello spazio e nel tempo. Il mantenimento delle proporzioni attuali dovrebbe garantire la sopravvivenza delle popolazioni come suggerito dal SEPM (si veda risultati a seguire).

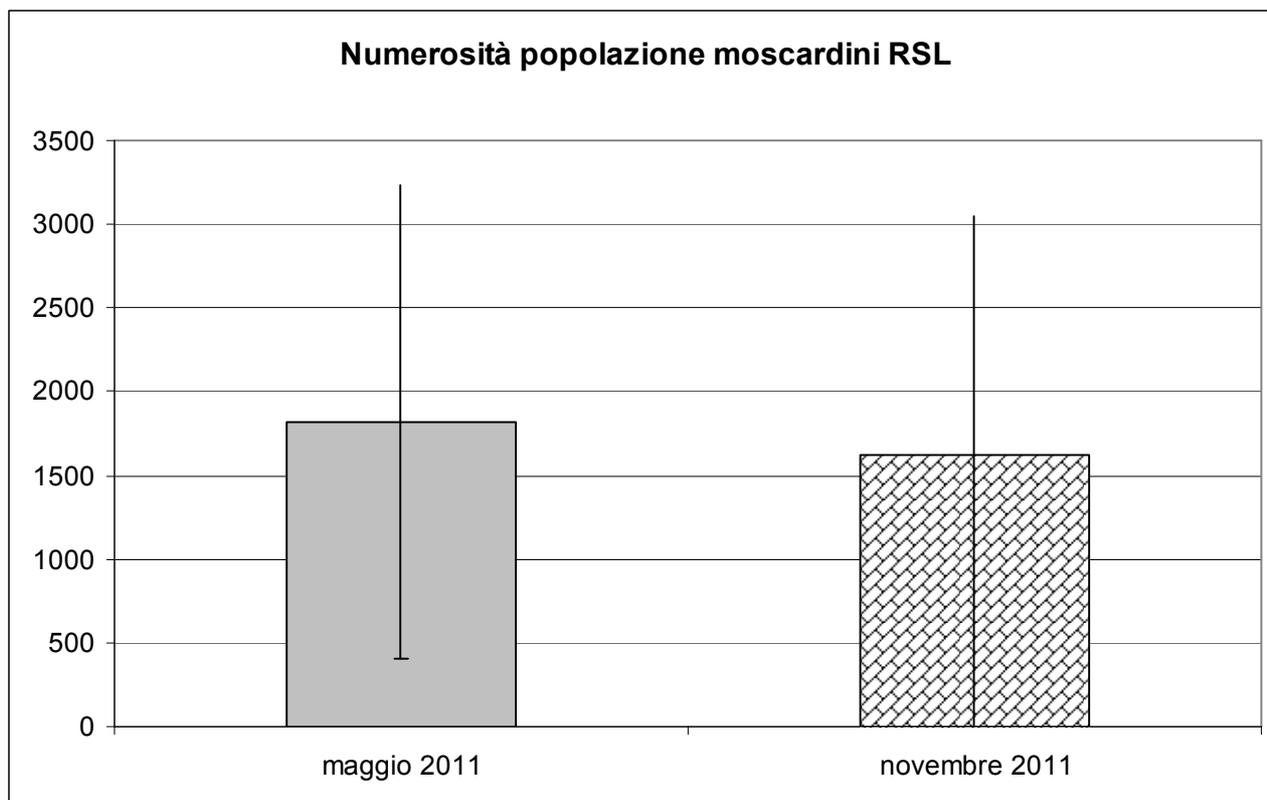
### **Quanti moscardini ci sono nella RSL?**

La stima dell'ordine di grandezza della consistenza numerica della popolazione di Moscardino della RSL è di fondamentale importanza per capire se eventuali azioni di gestione avrebbero un impatto solo su un numero relativamente esiguo di individui. Questa è una considerazione cruciale per le riserve di dimensioni contenute, come sono la maggior parte delle riserve della regione Lazio, poichè spesso vi è la tendenza a focalizzare le proprie risorse/sforzi sulle specie carismatiche (es. lupo e gatto selvatico) che però sono presenti all'interno delle riserve solo come singoli individui o, alle volte, come porzioni del proprio home range.

N.B. La stima effettuata a seguire è da considerare con la dovuta cautela, purtroppo ci da un'idea abbastanza circostanziata della possibile consistenza numerica della popolazione.

La stima è stata effettuata considerando il grosso blocco di habitat in cui è inserita la riserva, corrispondente a circa 2600 ettari di bosco. Non sono state considerate le diverse tipologie di bosco nella riserva, bensì è stata considerata la densità media riscontrata nei campionamenti (solamente anno 2011) ed il relativo intervallo di confidenza ( $\alpha=0.05$ , quindi l'intervallo ha un

95% di probabilità di contenere il reale valore di consistenza numerica della popolazione di moscardini). I risultati sono riportati in Fig. 12, la stima è di circa 1800 individui.



**Fig. 12.** Stima della consistenza numerica (relativa al 2011) della popolazione di Moscardino (N.B. includendo i 2600 ettari del blocco di habitat forestale di cui fa parte la riserva).

### Azioni

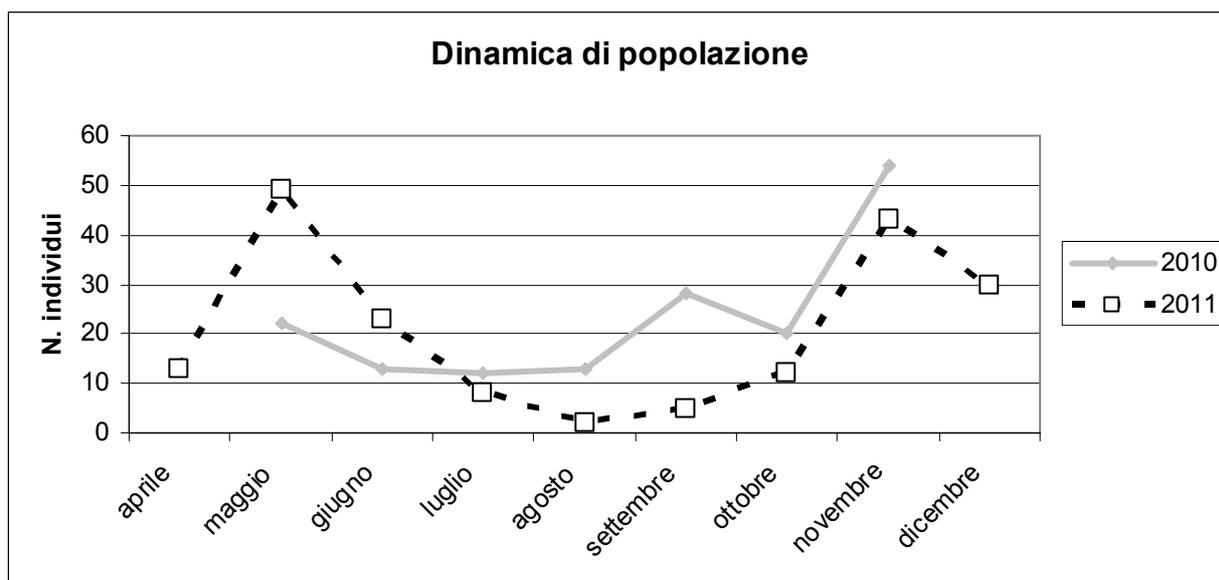
La consistenza numerica della popolazione di Moscardino è di circa 1800 individui (con ampio margine di errore). Si sottolinea nuovamente che questa stima è da considerare con cautela, purtuttavia mostra come la popolazione, in termini assoluti, sia relativamente numerosa, pertanto le azioni gestionali della riserva hanno ricadute su un segmento importante della popolazione dell'area a nord di Viterbo (si vedano simulazioni SEPM a seguire). **Monitorare questa popolazione ha quindi una cruciale valenza conservazionistica: non stiamo parlando di individui, ma di una vera e propria popolazione con tutto il suo potenziale demografico,**

**genetico, evolutivo.**

L'ampiezza delle variazioni nella consistenza numerica mostrano altresì come scelte gestionali non oculate (quali anche il non interventismo, ad esempio lasciare che tutta la riserva maturi eccessivamente) possono portare a profonde variazioni nel numero assoluto di individui che possono facilmente aumentare molto velocemente, ma anche scendere sotto soglie preoccupanti con estrema velocità.

**Dinamica di popolazione**

La dinamica delle popolazioni di Moscardino nella riserva è mostrata in Fig. 16 (2010 e 2011 a confronto). Nella figura è possibile vedere come esistano due picchi in corrispondenza dei mesi di maggio e novembre ed un minimo in corrispondenza dei mesi estivi luglio-settembre. Escludiamo che il minimo estivo sia dovuto al fenomeno dell'estivazione ipotizzato per l'Italia Centrale (Amori et al. 2009) poichè individui sono stati catturati in quel periodo, piuttosto ipotizziamo che ci sia un calo nell'utilizzo delle cassette nido a causa dell'eccessivo calore all'interno di esse.



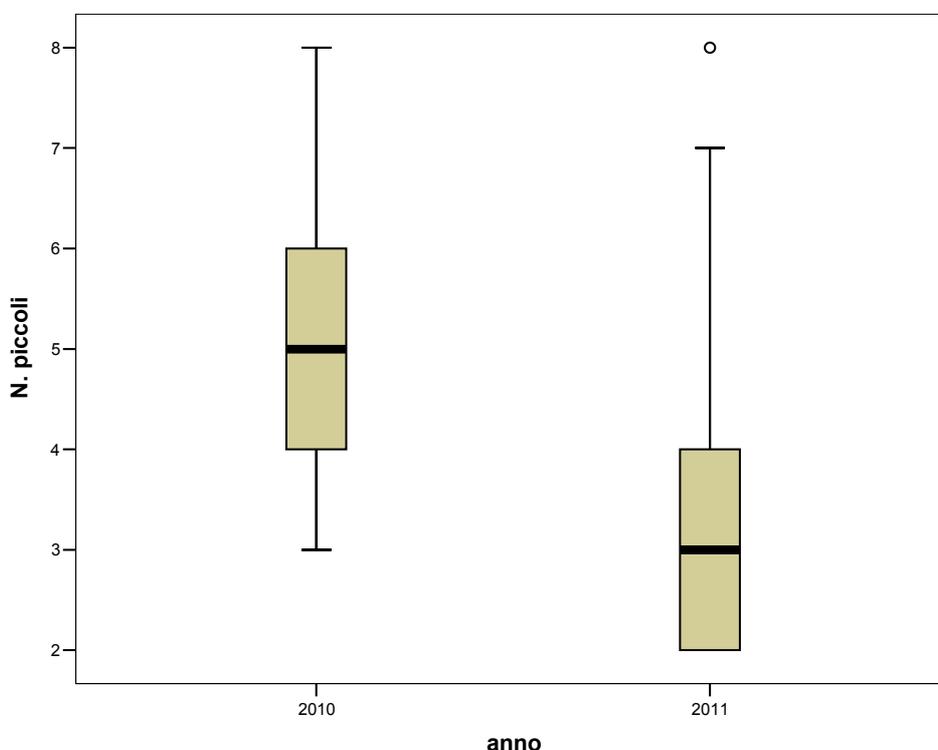
**Fig. 13.** *Variazioni stagionali di abbondanza nel corso del biennio 2010-2011.*

**Azioni.** Considerato l'andamento delle variazioni stagionali di abbondanza si consiglia, laddove sia necessaria una concentrazione delle attività di campo, di massimizzare le operazioni nei mesi di maggio e novembre, periodi in cui è sensibilmente più probabile rilevare individui di Moscardino.

## Fecondità

La fecondità è stata misurata su 21 femmine nel 2010 e 15 femmine nel 2011 (database completo in entrambi i casi) ed è risultata essere significativamente minore nel 2011 (T-test,  $t=2.82$ ;  $df=34$   $p<0.05$ ,  $N=36$ ) con una media di 5 piccoli nel 2010 e 3 piccoli nel 2011 (Fig. 17).

Non sono note le ragioni di questo decremento, ma il fenomeno verrà analizzato in dettaglio con apposite tecniche di analisi multivariata nel corso del 2012-2013. Come verrà illustrato nei protocolli di monitoraggio questo parametro è estremamente importante per la popolazione e deve essere opportunamente monitorato nel corso degli anni.



**Fig. 14.** Confronto tra i valori di fecondità dei due anni oggetto di indagine.

### Tasso di accrescimento della popolazione.

Il tasso medio di accrescimento della popolazione, calcolato effettuando la media del rapporto tra il numero di individui di un determinato mese del 2011 e il numero di individui del corrispondente mese del 2010 (es.  $N_{\text{maggio 2011}} / N_{\text{maggio 2010}}$ ), è risultato essere di poco inferiore all'unità ( $m= 0.87$ ,  $sd= 0.82$ ) ma altamente variabile come attestato dall'elevata deviazione standard. In generale è ipotizzabile un lieve declino della popolazione, purtuttavia occorrerà attendere un'ulteriore anno per confermare il trend.

### Struttura della popolazione

La struttura della popolazione nei due anni oggetto di indagine è sintetizzata in Fig. 18, da cui è possibile vedere come i mesi estivi sono i periodi con la maggior incidenza di juvenile, cui segue la massima incidenza di subadulti nei periodi antecedenti l'inverno. I vantaggi selettivi di questa strategia riproduttiva non sono chiari ma sono coerenti con le zone litoranee del Lazio (Panchetti et al. 2004), con la Sicilia e con le zone a regime mediterraneo in senso lato (Amori et al. 2008).

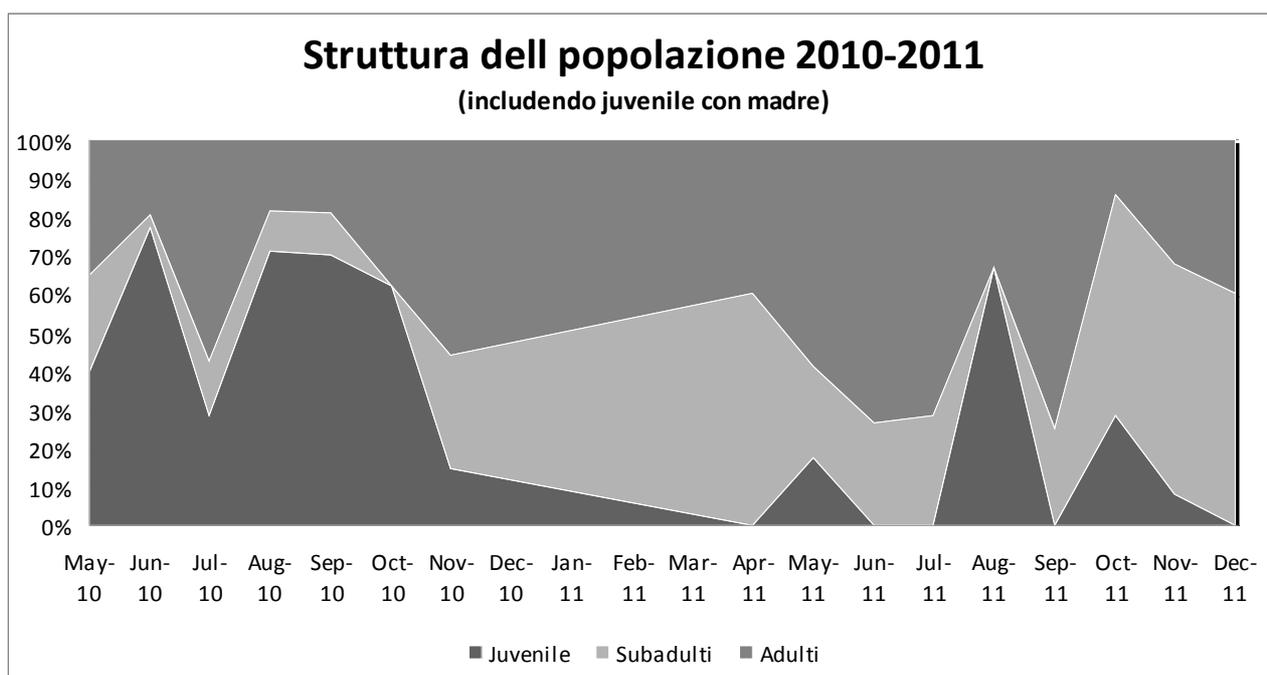


Fig. 15. Struttura della popolazione nei due anni oggetto di indagine.

### **Azioni.**

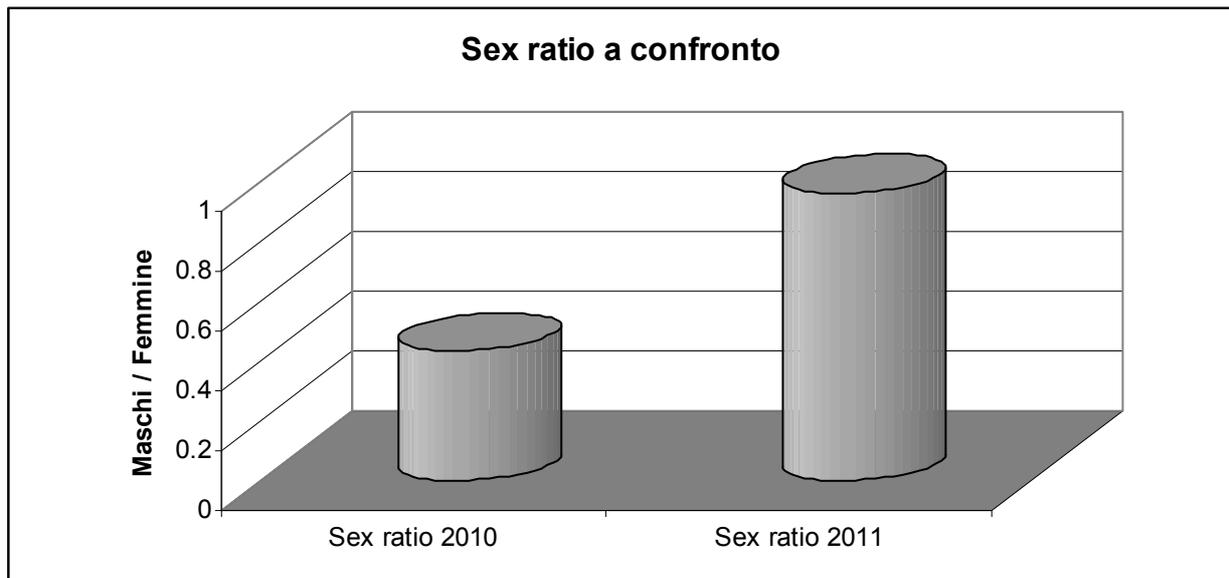
Si consiglia vivamente di calibrare le azioni gestionali in riserva (tagli, monitoraggio, didattica etc) in funzione delle variazioni stagionali nella struttura della popolazione mostrate nella Fig. 15.

### **Fenologia della popolazione**

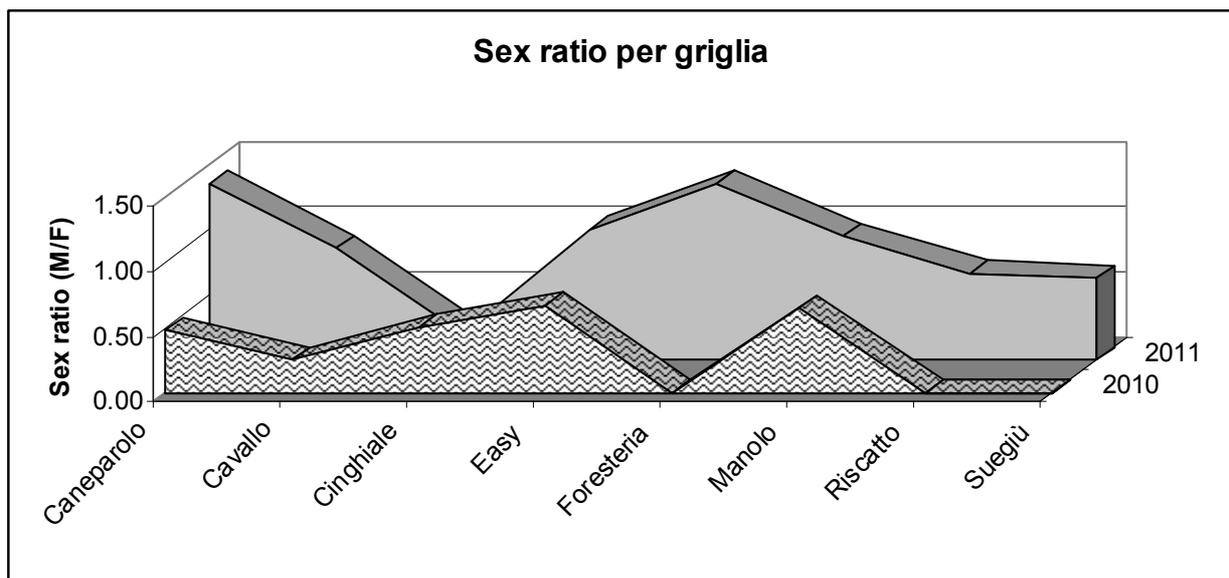
I pattern di ibernazione delle popolazioni di Moscardino in ambiente mediterraneo sono ancora relativamente oscuri. Nel primo anno di questa ricerca è stato “assunto” un periodo di ibernazione relativamente ampio (Dicembre-Aprile), purtuttavia i risultati e le osservazioni empiriche mostrano come a) l’ibernazione (o piuttosto il torpore) sia estremamente sensibile alla temperatura esterna, a conferma di ciò il mite inverno del 2011-2012 ha visto i moscardini attivi anche in piena stagione fredda; b) molti dei moscardini ritrovati in torpore nelle cassette nell’inverno 2011-2012 si sono poi spostati in seguito al controllo della cassetta suggerendo una elevata facilità di risveglio.

### **Sex ratio della popolazione**

Il rapporto sessi della popolazione (maschi/femmine) è variato considerevolmente tra i due anni (Fig. 16), passando da un sostanziale sbilanciamento a favore delle femmine nel 2010 (0.46) ad una situazione più equilibrata nel corso del 2011 (0.96). Come si può vedere dalla Fig. 17, la situazione a livello di griglia è piuttosto variabile ma tendenzialmente anche a livello locale è più equilibrata nel 2011.



**Fig. 16.** Sex ratio (maschi/femmine) nel corso dei due anni oggetto di indagine.



**Fig. 17.** Sex ratio per griglia. Rapporto maschi/femmine (2010-2011) nelle singole griglie.

Studi condotti in varie zone dell'areale del Moscardino mostrano come questo roditore arboricolo abbia una sex ratio piuttosto costante: alla nascita è prossima a 1:1, mentre tra i giovani di un anno e tra gli adulti si manifesta una leggera predominanza di maschi (Juškaitis, 2008). In contrapposizione con questi risultati, la SR del 2010 qui analizzata mostra una netta predominanza

di femmine: circa un maschio ogni due femmine). Non si hanno al momento spiegazioni plausibili a riguardo, ma questa deviazione sarà oggetto di successive analisi per verificare se sia dovuta ad errori nella determinazione del sesso o se si tratta di una effettiva sproporzione nella popolazione, nel qual caso si proverà ad investigare le cause.

### **Analisi di Cattura Marcatura Ricattura (modello CJS)**

Le analisi di CMR sono state precedute da una analisi dei componenti principali (PCA, dall'inglese *Principal Component Analysis*) finalizzata alla sintesi delle numerose variabili microambientali misurate in un numero ridotto di fattori (o componenti) (si veda il box 2). NB le analisi CMR sono state eseguite per anni separati (a causa del cambio di tecnica di marcatura), sull'intero campione (Lamone, Viterbo, Sabina) includendo solamente la prima visita di ogni sessione di controlli. La scelta di usare l'intero campione è motivata dalla notevole parametrizzazione dei modelli (il rapporto ideale dovrebbe essere di 1:30 tra parametri stimati e casi, in questo caso individui marcati).

#### **BOX 2: la PCA.**

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

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

1. Prendere solo quelle componenti che rappresentano l' 80-90% della variabilità

complessiva.

2. Seguire la “Regola di Kaiser”: prendere solo quelle componenti che hanno un autovalore maggiore o uguale ad uno, oppure, equivalentemente, le componenti che hanno varianza maggiore di quella media. È stato il criterio adoperato in questo studio.
3. La scelta del numero di componenti (sufficienti a riprodurre con una buona approssimazione i dati di partenza) può essere fatta attraverso il grafico degli autovalori o “Screen Plot”. All’interno del grafico si sceglie il numero di componenti corrispondente al punto di “gomito” della spezzata.

Nello studio qui presentato le PCA sono state eseguite mediante l’utilizzo del software statistico SPSS 13.0 (SPSS Inc. Chicago, IL, USA).

### PCA sulle variabili strutturali (vegetazionali) delle griglie.

La PCA condotta sulle variabili strutturali dei patches ha preso in considerazione le seguenti variabili: *LOG\_Età*, *LOG\_NAlb*, *LOG\_AM*, *LOG\_Can*, *H\_Can*, *LOG\_DBH*, *Richness*, *Mean\_Shrub*, *IAA*, *SDI*, *LOG\_Strut0.5*, *LOG\_Strut8*, *Strut1*, *Strut2*, *Strut4*. L’analisi ha generato quattro componenti (vedi Tab. 2):

1. Il primo componente (24.2% di varianza spiegata), rinominato **Shrub1**, è stato interpretato come un gradiente di sviluppo verticale della componente arbustiva nel primo metro di altezza.
2. Il secondo componente (22.7% di varianza spiegata), rinominato **Shrub Diversity (SD)**, è stato interpretato come un gradiente di diversità arbustiva.
3. Il terzo componente (15.9% di varianza spiegata), rinominato **Shrub2**, è stato interpretato come un gradiente di sviluppo verticale nell’intervallo 2-4 metri di altezza.
4. Il quarto componente (13.4% di varianza spiegata), rinominato **Patch Maturity (PM)**, è stato interpretato come un gradiente di maturità del bosco.

**Tab. 2.** Risultati della PCA sulle variabili strutturali. Sono riportati i valori della percentuale di varianza spiegata e cumulata di ciascun componente tra quelli selezionati e la Matrice di Rotazione (metodo di rotazione Varimax) con il peso delle variabili che costituiscono i vari modelli: i valori inferiori a 0.4 sono stati volutamente esclusi perché ritenuti non significativi.

Variabili	Componenti			
	Shrub1	Patch diversity	Shrub2	Patch maturity
Strut1	0.865			
LOG_Strut0.5	0.864			
LOG_Età	- 0.675			0.528
LOG_AlzMorti	- 0.537	0.429		
Richness		0.904		
SDI		0.871		
LOG_NAlberi		0.695	0.552	
N_Arbusti	0.597	0.663		
Abb_Arbusti	0.597	0.605	0.481	
Strut4			0.849	
Strut2	0.588		0.704	
LOG_DBH				0.771
Alt_Canopy		- 0.415		0.726
LOG_Canopy			0.448	0.688
% Varianza spiegata	24.242	22.738	15.874	13.424
% Varianza cumulata	24.242	46.980	62.854	76.278

Le variabile *Gestione* e *Dominanza* non sono state inserite nella PCA perché si tratta di variabili categoriche. Inoltre sono state volutamente escluse le variabili relative alle abbondanze delle singole specie arbustive campionate perché dalla PCA eseguita su di esse non è stato possibile fornire una realistica interpretazione ecologica. Di conseguenza durante le analisi verranno trattate come variabili singole, con l'intento di evidenziare una eventuale significatività ecologica di una o più specie.

**PCA sulle variabili geometriche dei frammenti boschivi.**

Da una analisi di correlazione tra l'indice di abbondanza delle popolazioni di Moscardino e le variabili di connessione/isolamento, utilizzando sia il metodo parametrico di Pearson che quello non parametrico di Spearman, è stato possibile evidenziare una prevalente correlazione con gli indici di connessione/isolamento misurati in un raggio di 2000 metri (vedi Tab. 3).

**Tab. 3.** Correlazione di Pearson e di Spearman tra l'indice di abbondanza complessivo e gli indici di connessione/isolamento misurati in un raggio di 2000m. Le correlazioni significative ( $p < 0.05$ ) sono state indicate con un asterisco.

	LOG_C2000	LOG_PI2000	LOG_MPI2000	LOG_AD2000	LOG_AHa200
LOG_Count_TOT – r di Pearson	0.407* P = 0.032	0.382* P = 0.045	0.370 P = 0.053	- 0.481* P = 0.010	- 0.032 P = 0.873
LOG_Count_TOT – rho di Spearman	0.381* P = 0.045	0.245 P = 0.209	0.206 P = 0.293	- 0.399* P = 0.036	0.069 P = 0.725

Di conseguenza è stata eseguita una PCA prendendo in considerazione le seguenti variabili micro-ambientali: LOG\_MSI, LOG\_C2000, LOG\_PI2000, LOG\_MPI2000, LOG\_AD2000, LOG\_AHa2000, LOG\_HDG\_CON, LOG\_HDG\_NOT, LOG\_HDG\_TOT. L'analisi ha generato due componenti (vedi Tab. 4):

1. Il primo componente (72.299% di varianza spiegata), rinominato **Spatial Configuration 2000m (CONFIG)**, è stato interpretato come un gradiente di aggregazione spaziale dei frammenti intorno al patch focale.
2. Il secondo componente (17.536% di varianza spiegata), rinominato **Structural Connection (SC)**, è stato interpretato come un gradiente di connessione strutturale tra il patch focale e i frammenti che lo circondano.

**Tab. 4.** Risultati della PCA sulle variabili geometriche dei patch. Sono riportati i valori della percentuale di varianza spiegata e cumulata di ciascun componente tra quelli selezionati e la Matrice di Rotazione (metodo di rotazione Varimax) con il peso delle variabili che costituiscono i vari modelli: i valori inferiori a 0.4 sono stati volutamente esclusi perché ritenuti non significativi.

Variabili	Componenti	
	CONFIG	SC
LOG_Aha2000	0.916	
LOG_PI2000	0.909	
LOG_MPI2000	0.905	
LOG_AD2000	- 0.860	- 0.443
LOG_C2000	0.851	0.430
LOG_MPI	0.839	0.449
LOG_HDG_TOT		0.924
% Varianza spiegata	72.299	72.299
% Varianza cumulata	17.536	89.835

Si è deciso di utilizzare la variabile **LOG\_PS** (Patch Size) singolarmente perché, se inserita nella PCA con le variabili micro-ambientali elencate sopra, produce dei coefficienti relativi ai due componenti molto simili, impedendo in definitiva la formulazione di un'interpretazione ecologica coerente. Inevitabilmente questa variabile risulterà correlata con i due componenti (Tab. 5), pertanto per non venir meno all'assunto di multicollinearità tra variabili indipendenti previsto per l'analisi CMR è stato deciso di inserirle in modelli separati.

**Tab. 5.** Correlazione di Pearson e di Spearman tra LOG\_PS (Patch Size) e i componenti della PCA sulle variabili micro-ambientali. Entrambe le correlazioni sono altamente significative ( $p < 0.001$ )

	CONFIG	SC
<b>LOG_PS</b> – r di Pearson	0.752 P = 0.000	0.580 P = 0.000
<b>LOG_PS</b> – rho di Spearman	0.670 P = 0.000	0.699 P = 0.000

Alle variabili elencate qui sopra sono state aggiunte singole variabili (incluse alcune presenti nei componenti) ritenute biologicamente rilevanti: copertura del nocciolo (*nocciole*), indice di diversità di Simpson (*simpson*), ricchezza di specie (*richness*), età (*età*).

### BOX 3 - Selezione dei modelli mediante l'approccio degli AIC

La scelta del miglior modello, tra quelli prodotti con l'analisi di regressione lineare, è stata eseguita seguendo i principi "dell'*Information Theoretic Approach*", la quale ritiene che non esistano dei "veri modelli" che siano espressione chiara ed inequivocabile della realtà osservata (Burnham & Anderson, 2002). Infatti, per definizione, un modello è solo una approssimazione della realtà, e di conseguenza incapace di rifletterla pienamente (Burnham & Anderson, 2004).

Questo paradigma statistico poggia le sue basi su due principi guida:

1. Il principio della *Parsimonia*. Nella sua forma più immediata suggerisce l'inutilità di formulare più assunti di quelli che si siano trovati per spiegare un dato fenomeno. Impone di evitare cioè ipotesi aggiuntive, quando quelle iniziali sono sufficienti. Se una teoria funziona è inutile aggiungere una nuova ipotesi (Forster, 2000).
2. La teoria delle *Ipotesi Multiple*. Non esiste una ipotesi nulla, ma diverse valide ipotesi (o modelli), alcuni delle quali avranno un maggior supporto da parte dei dati rispetto ad altre (Chamberlin, [1890] 1965).

Tra i vari approcci metodologici della Teoria dell'Informazione si è scelto di utilizzare gli **AIC**, acronimo di *Akaike's Information Criterion* (Akaike, 1973), per ordinare gerarchicamente i modelli, applicando la seguente formula, specifica per un caso di regressione lineare:

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

dove:

$SSE$  = Residual Sum of Square

$n$  = dimensioni del campione

$p$  = numero di parametri del modello

Molto semplicemente, il miglior modello tra quelli selezionati è quello con il più basso valore di AIC. È possibile gerarchizzare i valori degli AIC dei modelli attraverso la formula:

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

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

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

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

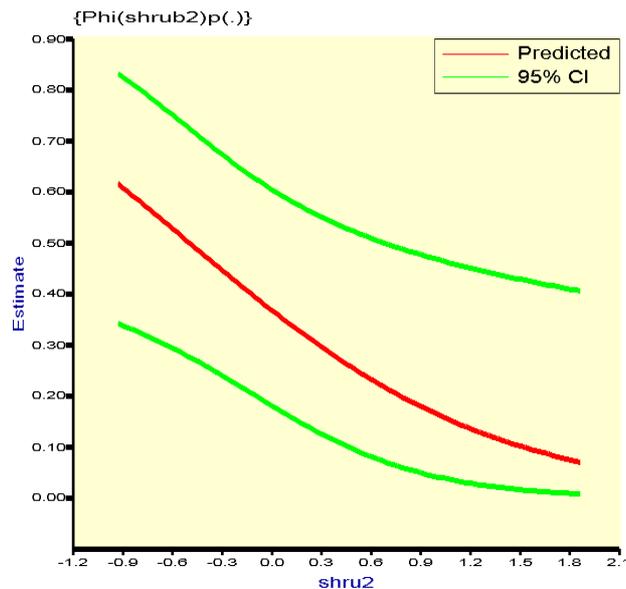
dove  $R$  è il numero totale dei modelli selezionati. La somma di tutti i valori di  $w_i$  deve essere uguale a 1.

I risultati delle analisi CMR relative al 2010 sono mostrate in Tab. 6: il parametro tasso di sopravvivenza è risultato essere influenzato dalla complessità strutturale della vegetazione arbustiva tra i 2-4 metri e dalle dimensioni del patch, come mostrato dai primi due modelli classificati.

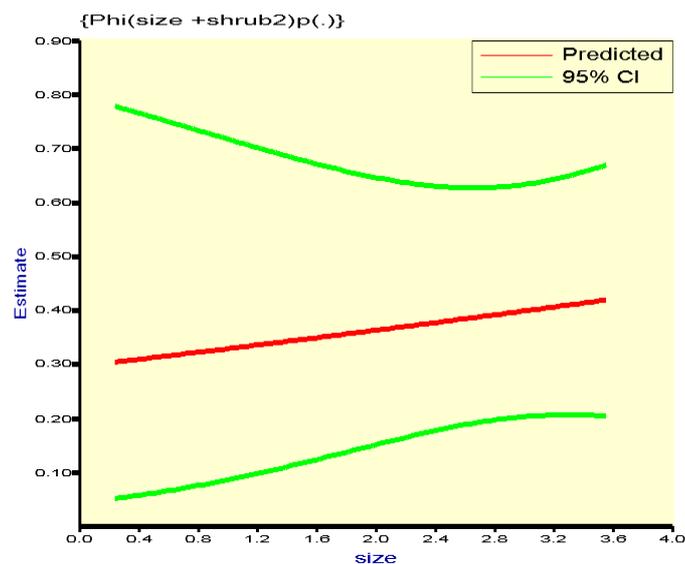
**Tab. 6.** Sintesi delle ipotesi testate mediante analisi CMR (CJS), dati relativi al 2010: ranking relativo dei modelli.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(shrub2)p(.)}	113.386	0.000	0.405	1.000	3	107.155
{Phi(size +shrub2)p(.)}	115.344	1.958	0.152	0.376	4	106.956
{Phi(t) p(.)}	115.475	2.089	0.142	0.352	6	102.644
{Phi(.)p(.)}	117.581	4.195	0.050	0.123	2	113.466
{Phi(size)p(.)}	118.024	4.638	0.040	0.098	3	111.793
{Phi(connectivity)p(.)}	118.692	5.305	0.029	0.071	3	112.461
{Phi(maturità)p(.)}	118.715	5.329	0.028	0.070	3	112.485
{Phi(gestione)p(.)}	118.898	5.512	0.026	0.064	3	112.667
{Phi(diversity)p(.)}	119.014	5.628	0.024	0.060	3	112.783
{Phi(simpson)p(.)}	119.219	5.833	0.022	0.054	3	112.988
{Phi(shrub1)p(.)}	119.394	6.008	0.020	0.050	3	113.163
{Phi(richness)p(.)}	119.458	6.072	0.019	0.048	3	113.227
{Phi(nocciole)p(.)}	119.585	6.199	0.018	0.045	3	113.354
{Phi(età)p(.)}	119.636	6.250	0.018	0.044	3	113.405
{Phi(.)p(t)}	121.517	8.131	0.007	0.017	7	106.397

Le relazioni funzionali con il tasso di sopravvivenza illustrate nelle Fig. 18 e 19 indicano rispettivamente che il tasso di sopravvivenza aumenta nei boschi con maggior complessità strutturale negli strati medio superiori del sottobosco e nei boschi di dimensioni maggiori.



**Fig. 18.** Tasso di sopravvivenza mensile (2010) in funzione del componente shrub2.



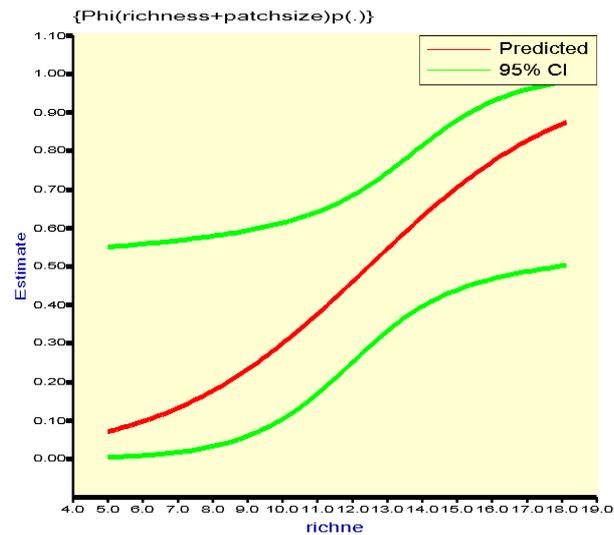
**Fig. 19.** Tasso di sopravvivenza mensile (2010) in funzione delle dimensioni del frammento (i valori massimi corrispondono alle griglie del Lamone).

I risultati delle analisi CMR relative al 2011 sono mostrate in Tab. 7: il parametro tasso di sopravvivenza è risultato essere influenzato dalla ricchezza e diversità di specie arbustive e dalle dimensioni del patch, come mostrato dai primi tre modelli classificati (entro 2 Delta QAIC). L'utilizzo dei QAIC si è reso necessario a causa del valore elevato del parametro c-hat (Amstrup et al. 2006).

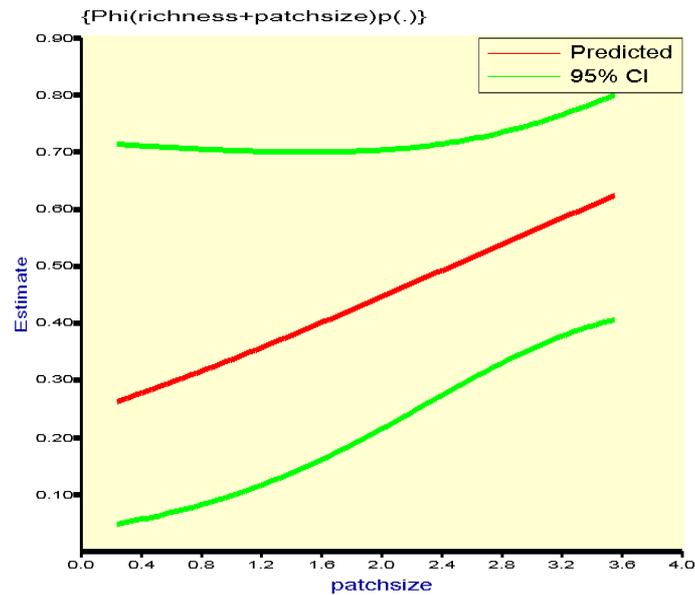
**Tab. 7.** Sintesi delle ipotesi testate mediante analisi CMR (CJS), dati relativi al 2011. Ranking relativo dei modelli.

Model	QAICc	Delta QAICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
{Phi(richness+patchsize)p(.)}	124.656	0.000	0.232	1.000	4	116.378
{Phi(richness)p(.)}	125.179	0.523	0.178	0.770	3	119.013
{Phi(simpson)p(.)}	126.180	1.524	0.108	0.467	3	120.014
{Phi(shrub2)p(.)}	126.986	2.331	0.072	0.312	3	120.821
{Phi(noccioleti)p(.)}	127.070	2.415	0.069	0.299	3	120.905
{Phi(.)p(.)}	127.332	2.676	0.061	0.262	2	123.250
{Phi(div)p(.)}	127.604	2.948	0.053	0.229	3	121.438
{Phi(size)p(.)}	127.663	3.007	0.052	0.222	3	121.497
{Phi(età)p(.)}	127.716	3.060	0.050	0.217	3	121.550
{Phi(shrub1)p(.)}	127.736	3.080	0.050	0.214	3	121.570
{Phi(connect)p(.)}	127.990	3.335	0.044	0.189	3	121.825
{Phi(mat)p(.)}	128.685	4.030	0.031	0.133	3	122.520
{Phi(global)p(.)}	136.348	11.692	0.001	0.003	11	112.421
{Phi(t)p(t)}	142.654	17.999	0.000	0.000	15	109.045

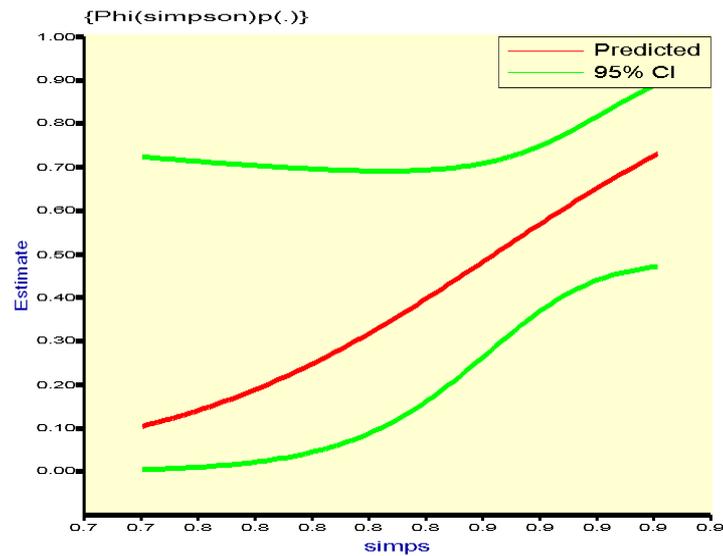
Le relazioni funzionali con il tasso di sopravvivenza illustrate nelle Fig. 20, 21e 22 indicano rispettivamente che il tasso di sopravvivenza aumenta nei boschi con maggior ricchezza di specie arbustive, nei boschi di dimensioni maggiori e nei boschi con maggiore diversità di specie arbustive.



**Fig. 20.** Tasso di sopravvivenza mensile (2011) in funzione della ricchezza di specie arbustive.



**Fig. 21.** Tasso di sopravvivenza mensile (2011) in funzione delle dimensioni del frammento (i valori massimi corrispondono alle griglie del Lamone).



**Fig. 22.** Tasso di sopravvivenza mensile (2011) in funzione della diversità di specie arbustive.

### Azioni

I risultati delle analisi CMR mostrano che il tasso di sopravvivenza è influenzato dallo strato arbustivo. La sopravvivenza media aumenta con l'aumentare della ricchezza e diversità di specie arbustive. Le conseguenze di questo risultato sono:

- 1) Occorre mantenere una elevata diversità e ricchezza di specie arbustive nel sottobosco.
- 2) Eventuali trend negativi della popolazione nel corso del monitoraggio andranno confrontati con il modificarsi dello strato arbustivo del sottobosco poiché questo agisce su un parametro vitale fondamentale.

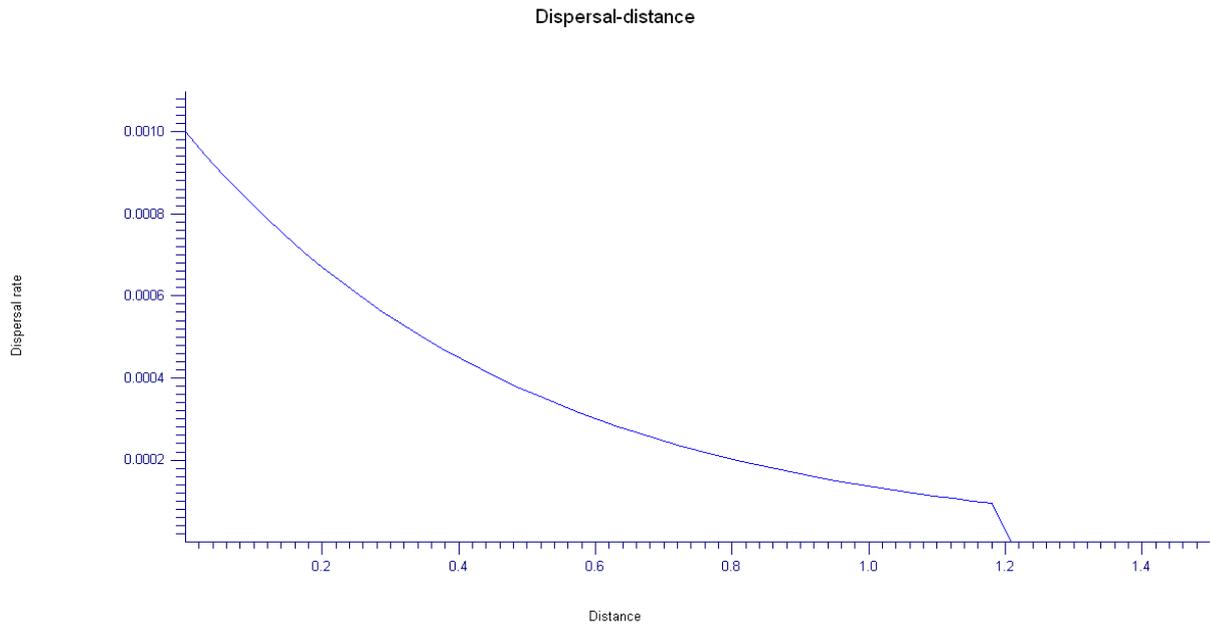
### **Modelli di dinamica di popolazione spazialmente espliciti (SEPM).**

A seguire vengono riportati i risultati del SEPM effettuato con software RAMAS-GIS. E' opportuno sottolineare che:

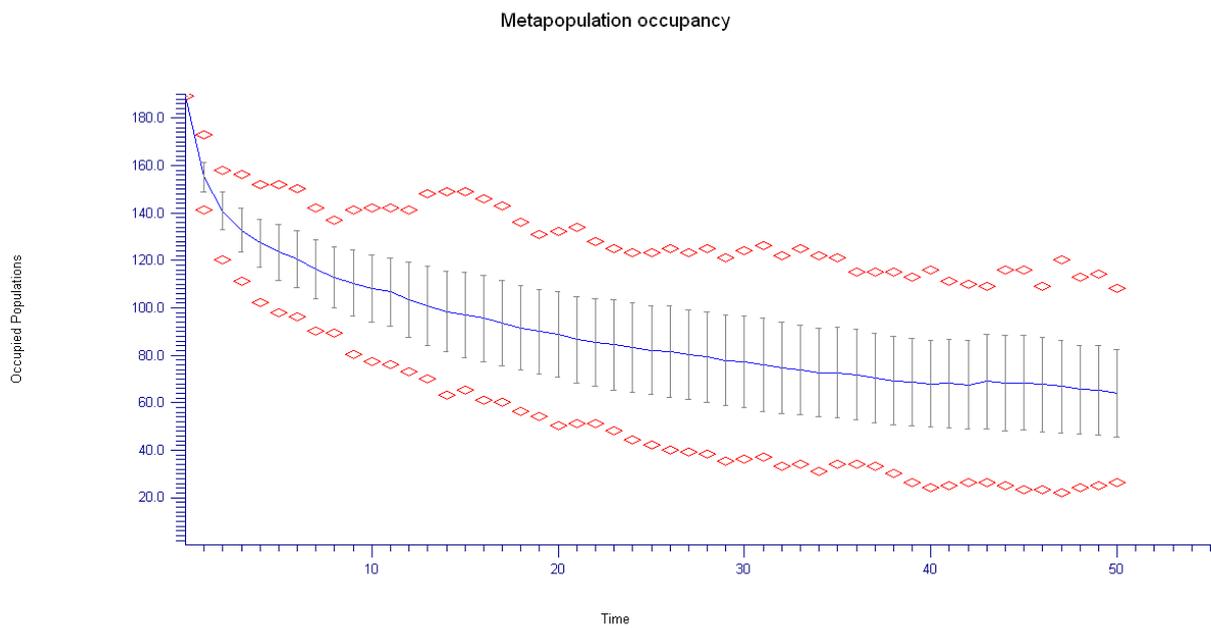
- 1) le previsioni del modello sono da considerare con cautela, come indicative del possibile trend della popolazione. E' probabile che con l'aumentare dei dati demografici a disposizione la simulazione varierà sensibilmente.
- 2) Le dimensioni del paesaggio complessivo circostante la riserva sono state decise arbitrariamente, al variare di queste è possibile riscontrare variazioni sensibili.
- 3) Il parametro  $a$  della dispersal function, così come la sua densità-dipendenza sono stati scelti arbitrariamente in mancanza di dati a riguardo. Nonostante il consistente campionamento effettuato per questa ricerca e gli sforzi profusi non abbiamo informazioni su questi parametri. La possibilità di effettuare analisi genetiche sui loci microsatellite del Moscardino dei campioni raccolti, qualora fosse mai possibile, ci permetterà di ottenere stime più rigorose di questo parametro.

La dispersal distance function è mostrata in Fig. 23 ed esprime il tasso di dispersal degli individui di Moscardino in funzione della distanza.

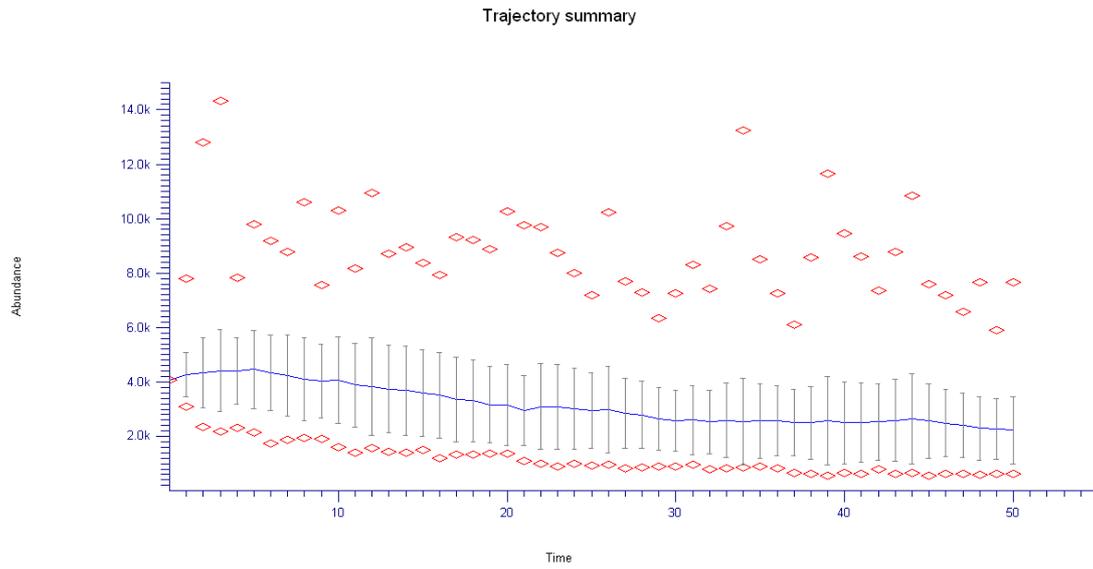
I risultati della simulazione SEPM sono mostrati nelle Fig. 24-26. Nella Fig. 24 è mostrata una stima della proporzione di patch occupati nel paesaggio nei prossimi 50 anni: come si può vedere è previsto un calo dell'occupancy su larga scala. Dalla Fig. 25 si può però vedere come l'abbondanza complessiva di moscardini nel paesaggio (circa 4000 individui) rimane relativamente stabile, quindi: stesso numero di moscardini ma concentrati in un numero relativamente basso di patch. La stima dell'abbondanza di moscardini nella RSL è relativamente costante (Fig. 26); è opportuno notare che secondo il modello: a) la RSL detiene circa il 50% dei moscardini del paesaggio b) è una delle poche popolazioni stabili e funge da *source habitat*.



**Fig. 23** Dispersal distance function.

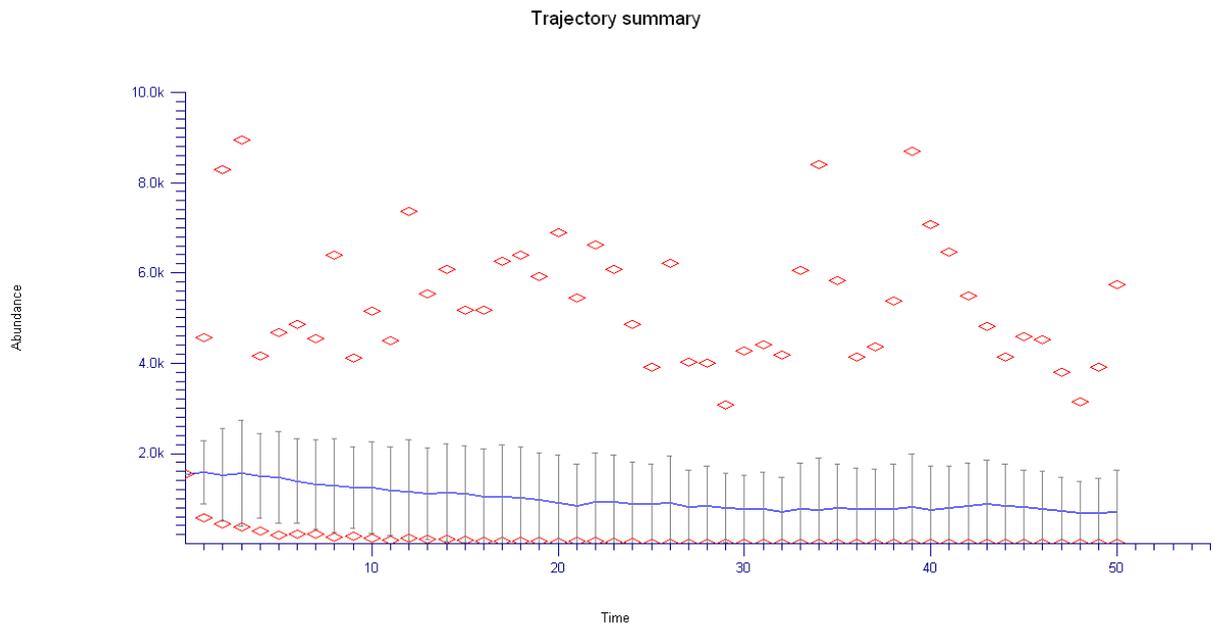


**Fig. 24** Proporzioe di patch occupati nel paesaggio (proiezione sino al 2062).



**Fig. 25** Stima dell'abbondanza di moscardini nell'intero paesaggio (proiezione sino al 2062).

Population 115: Pop 115



**Fig. 26** Stima dell'abbondanza di moscardini nella RSL (proiezione sino al 2062).

## Azioni

La previsione/simulazione effettuata mediante SEPM suggerisce i seguenti trend per le popolazioni di Moscardino nel paesaggio preso in esame:

- a) la popolazione della RSL è l'ambiente *source* del paesaggio riveste quindi un ruolo fondamentale nelle dinamiche di larga scala. **La popolazione della RSL ha quindi una valenza conservazionistica che va oltre il suo valore intrinseco di popolazione locale: è un elemento cruciale per la dinamica di larga scala.**
- b) Non è previsto un declino sostanziale della popolazione nella RSL.
- c) E' previsto un declino della "metapopolazione" su larga scala a causa di estinzioni locali non compensato da fenomeni di colonizzazione.

# **Protocolli di monitoraggio**

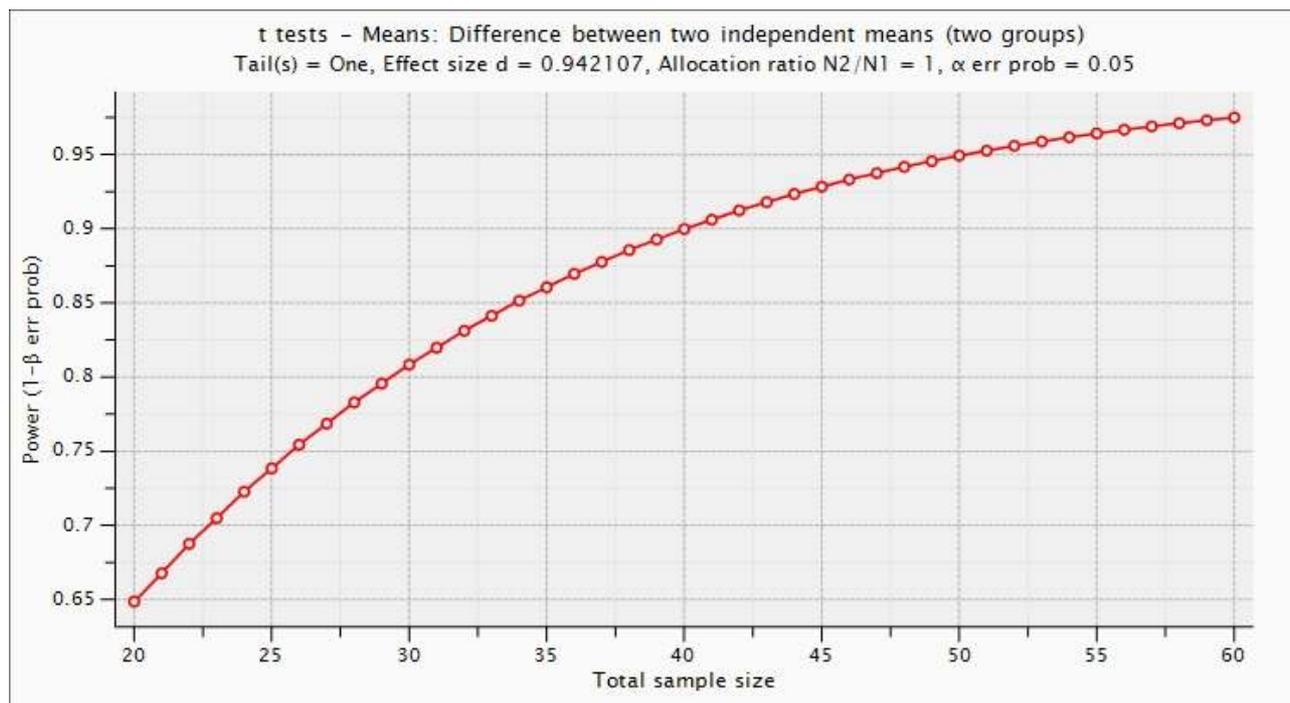
## FECUNDITY

Dal confronto dei valori medi e dalle deviazioni standard del parametro fecondità ottenuti dal campionamento negli anni 2010 e 2011 è stato possibile calcolare, attraverso una *power analysis post hoc*, la magnitudine dell'effetto (*effect size*) ed il grado di affidabilità (in termini di  $\alpha$  e *power*) delle analisi eseguite. **E' stato rilevato un *effect size* = 0,94.** Il *power* delle analisi eseguite e i cui risultati sono stati precedentemente presentati è di **0,86** per un valore di  $\alpha = 0,05$ .

In considerazione dell'elevato grado di attendibilità delle analisi eseguite e del significato biologico che può avere una simile differenza tra i valori di fecondità rilevati, è stato quindi stabilito di adottare nelle *power analysis* a priori un **MDC = 0,94**. L'esecuzione di tali analisi permetterà di determinare il numero ottimale di figliate che sarà necessario campionare ciascun anno al fine di rilevare differenze statisticamente significative tra i valori medi di due anni consecutivi. L'adozione di un MDC = 0,94 nell'esecuzione di tali analisi permetterà inoltre di evitare il rilevamento statistico di differenze di magnitudine e di significato biologico inferiore.

I dati di fecondità raccolti durante ciascun anno di campionamento dovranno essere confrontati con i dati di fecondità raccolti l'anno precedente attraverso l'analisi delle differenze tra medie indipendenti (t-test delle medie per campioni indipendenti).

In Fig. 27 vengono mostrati i risultati delle *power analysis* a priori eseguite. La curva nel grafico rappresenta la relazione tra il grado di affidabilità delle analisi (in termini di *power*) che verranno eseguite sui dati di fecondità raccolti e il numero totale di figliate contate durante il campionamento di due anni consecutivi.



**Fig. 27.** *Relazione tra dimensioni totali del campione (n° di figliate contate nell'anno t più n° di figliate contate nell'anno t+1) e power delle analisi per un MDC = 0,94. Nel grafico è mostrato come ad un maggior numero di figliate campionate corrisponda un maggior livello di precisione e di affidabilità delle analisi.*

L'andamento della curva mostra come la dimensione ottimale del campione, ovvero sia il numero totale di figliate contate durante l'anno di campionamento  $t$  più il numero totale di figliate contate durante l'anno di campionamento  $t+1$ , aumenti al crescere del livello di precisione e del grado di attendibilità (in termini di  $\alpha$  e  $power$ ) delle analisi.

In Tab. 8 vengono riportati il numero totale ottimale di figliate da contare durante il campionamento di due anni consecutivi in funzione della soluzione, in termini di  $\alpha$  e  $power$ , desiderata.

In considerazione del fatto che durante l'anno di campionamento 2011 sono state contate un totale di 15 figliate, in Tab. 9 vengono riportati il numero totale ottimale di figliate da contare durante il campionamento dell'anno 2012, in funzione della soluzione, in termini di  $\alpha$  e  $power$ , desiderata.

**Tab. 8.** *Protocolli di campionamento in funzione del grado di precisione ( $\alpha$ ) e del livello di affidabilità (power) delle analisi. Al crescere della richiesta di precisione ed affidabilità corrisponde un incremento del numero ottimale di figliate da campionare durante ciascun anno.*

**CAMPIONAMENTO DI DUE ANNI  
CONSECUTIVI**

$\alpha$	power	N° di figliate
0,05	0,80	30
	0,90	40
	0,95	50

**Tab. 9.** *Protocolli di campionamento per l'anno 2012 in funzione del grado di precisione ( $\alpha$ ) e del livello di affidabilità (power) delle analisi. Al crescere della richiesta di precisione ed affidabilità corrisponde un incremento del numero ottimale di figliate da campionare durante ciascun anno.*

**CAMPIONAMENTO 2012**

$\alpha$	power	N° di figliate
0,05	0,80	15
	0,90	25
	0,95	35

## DENSITY

In considerazione delle notevoli differenze riscontrate tra i valori di densità stimati nelle diverse tipologie gestionali (alto fusto, ceduo invecchiato e boschi in neoformazione) si procederà all'elaborazione di tre protocolli di monitoraggio distinti.

Dal confronto dei valori medi e dalle deviazioni standard delle densità stimate dai dati raccolti durante gli anni 2010 e 2011 è stato possibile calcolare, attraverso una *power analysis post hoc*, la magnitudine dell'effetto (*effect size*) ed il grado di affidabilità (in termini di  $\alpha$  e *power*) delle analisi eseguite solamente per le stime provenienti dalle superfici a ceduo invecchiato e con boschi in neoformazione. Per il campionamento delle superfici ad alto fusto si suggerisce di adottare il protocollo di campionamento elaborato per la tipologia gestionale a ceduo invecchiato.

**Dalle differenze riscontrate nel campionamento delle superfici a ceduo invecchiato, è stato rilevato un *effect size* = 2,43. Per le differenze riscontrate dal campionamento delle superfici con boschi in neoformazione, è stato rilevato un *effect size* = 1,65.**

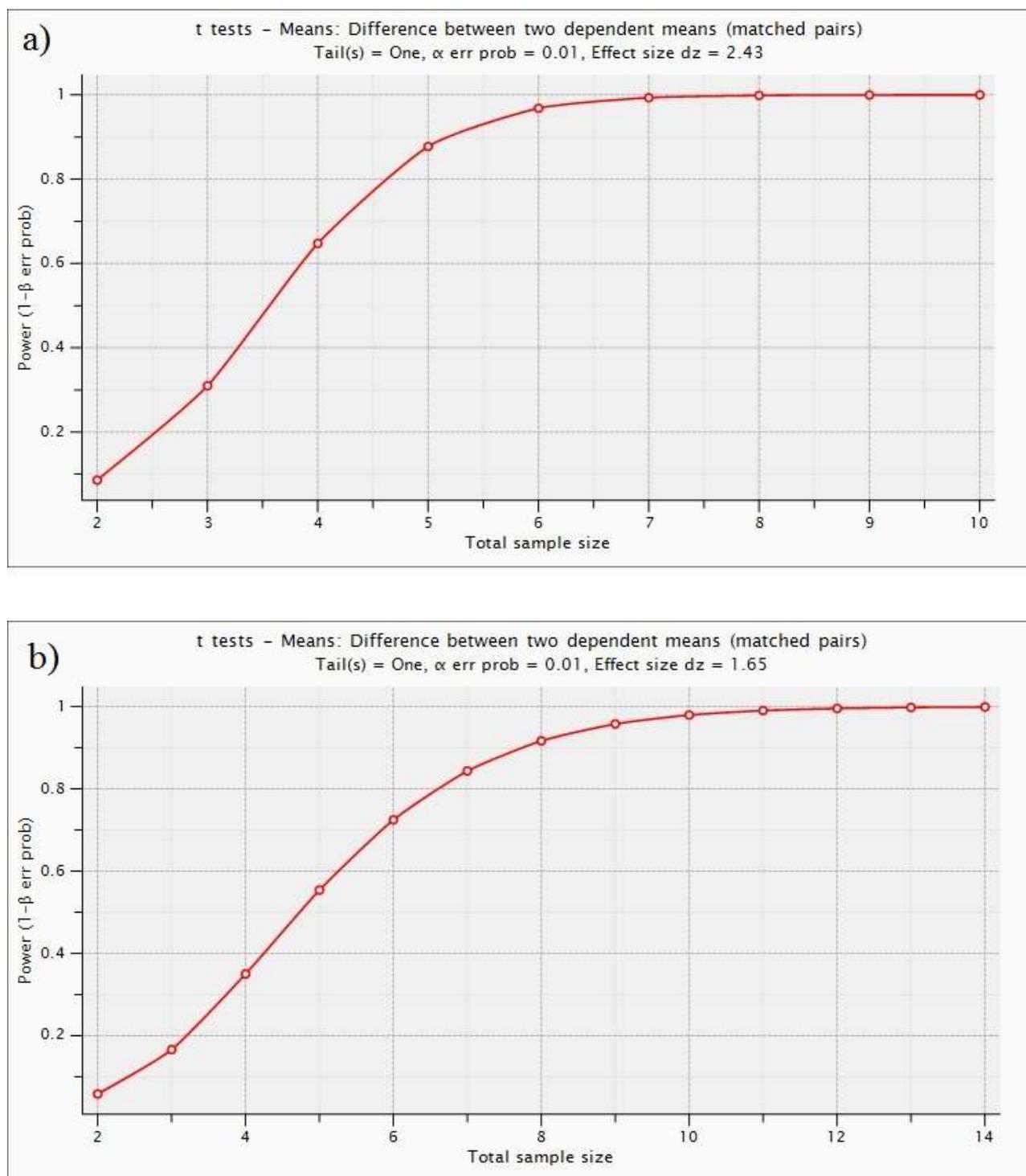
Il *power* delle analisi eseguite sui parametri di densità stimati per entrambe le tipologie gestionali (i cui risultati sono stati presentati in precedenza) è **maggiore di 0,95** per un valore di  $\alpha = 0,001$ .

In considerazione dell'elevato grado di attendibilità delle analisi eseguite e del significato biologico che può avere una simile differenza tra le densità, è stato quindi stabilito di adottare nelle *power analysis* a priori: 1) un **MDC = 2,43** per le analisi eseguite sui dati provenienti dal campionamento delle superfici a ceduo invecchiato; 2) un **MDC = 1,65** per le analisi eseguite sui dati provenienti dal campionamento delle superfici a neoformazione. L'esecuzione di tali analisi permetterà di determinare il numero ottimale di griglie che sarà necessario campionare ciascun anno ed in ciascuna tipologia gestionale o, in alternativa, il numero ottimale di controlli da eseguire durante la stagione autunnale nelle griglie già presenti. L'adozione di tale dimensione del campione nei futuri protocolli di campionamento permetterà il rilevamento di differenze statisticamente significative tra i valori medi di densità di due stagioni autunnali consecutive. L'adozione nell'esecuzione delle *power analysis* a priori di un MDC = 2,43 per la tipologia gestionale a ceduo invecchiato, e un MDC = 1,65 per la tipologia gestionale a neoformazione, permetterà inoltre di evitare il rilevamento statistico di differenze di magnitudine e di significato biologico inferiore.

Le stime di densità di ciascun anno di campionamento dovranno essere confrontate con le stime di densità dell'anno precedente attraverso l'analisi delle differenze tra medie dipendenti (t-test delle medie per campioni dipendenti).

Nelle Fig. 28a e 28b vengono mostrati i risultati delle *power analysis* a priori eseguite adottando un valore di  $\alpha = 0,01$  per entrambe le tipologie gestionali. La curva nel grafico rappresenta la relazione tra il grado di affidabilità delle analisi (in termini di *power*) che verranno eseguite sui dati di densità stimati e le dimensioni del campione necessarie al rilevamento di differenze statisticamente significative di magnitudine predeterminata.

Si fa notare che le dimensioni del campione devono essere interpretate come il prodotto tra il numero di griglie da posizionare nelle superfici a cui fa riferimento la tipologia gestionale analizzata per il numero di controlli da eseguire in ciascuna griglia. Se, ad esempio, per la tipologia gestionale con boschi in neoformazione, nella quale sono già presenti due griglie, viene adottato il protocollo di monitoraggio che prevede una dimensione del campione pari ad 8, potrà essere selezionato uno dei seguenti protocolli di campionamento: 1) quattro controlli per ciascuna delle due griglie già presenti; 2) il posizionamento complessivo di quattro griglie che dovranno essere controllate ciascuna due volte; 3) il posizionamento complessivo di otto griglie che dovranno essere controllate ciascuna una volta soltanto. Si sottolinea l'importanza di effettuare tutti i controlli entro la stagione autunnale. Si suggerisce inoltre di intervallare due controlli consecutivi da un periodo non inferiore ai 15 giorni.



**Fig. 28.** *Relazione tra dimensioni totali del campione (n° di griglie campionate x n° di controlli eseguiti durante ciascuna stagione autunnale) e power delle analisi per: a) un MDC = 2,43 per la determinazione delle dimensioni del campione ottimali nelle superfici a ceduo invecchiato; b) un MDC = 1,65 per la determinazione delle dimensioni del campione ottimali nelle superfici con boschi in neoformazione. Nel grafico è mostrato come ad un maggiore dimensione del campione corrisponda un maggior livello di precisione e di affidabilità delle analisi.*

L'andamento delle curve mostra come la dimensione ottimale del campione, ovverosia il numero totale di griglie da campionare x il numero di controlli da eseguire durante ciascuna stagione autunnale, aumenti al crescere del livello di precisione e del grado di attendibilità (in termini di  $\alpha$  e *power*) atteso dalle analisi.

Nelle Tab. 10a e 10b vengono riportati, rispettivamente per il campionamento delle superfici a ceduo invecchiato (a) e delle superfici con boschi in neoformazione (b) il numero ottimale di griglie da campionare x il numero ottimale di controlli da eseguire durante ciascuna stagione autunnale in funzione della soluzione, in termini di  $\alpha$  e *power*, desiderata.

**Tab. 10.** *Protocolli di campionamento ottimali nelle superfici a ceduo invecchiato (a), e nelle superfici con boschi in neoformazione (b) in funzione del grado di precisione ( $\alpha$ ) e del livello di affidabilità (*power*) delle analisi. Al crescere della richiesta di precisione ed affidabilità corrisponde un incremento del numero ottimale di griglie da campionare x il numero di controlli da eseguire durante ciascuna stagione autunnale.*

a) CEDUO INVECCHIATO

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	3
0,05	0,90	4
	0,95	4

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	5
0,01	0,90	6
	0,95	6

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	8
0,001	0,90	8
	0,95	9

b) BOSCHI IN NEOFORMAZIONE

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	4
0,05	0,90	5
	0,95	6

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	7
0,01	0,90	8
	0,95	9

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	11
0,001	0,90	12
	0,95	14

## GROWTH RATE

I dati raccolti nel periodo a cui fa riferimento la presente relazione tecnica non permettono l'individuazione di un *effect size* relativo al tasso d'accrescimento della popolazione. Il monitoraggio nel tempo di tale parametro è però d'importanza cruciale (in combinazione con il monitoraggio dei parametri di fecondità e di densità) al fine di avere un quadro completo sullo stato di salute della popolazione di moscardini all'interno del territorio della Riserva.

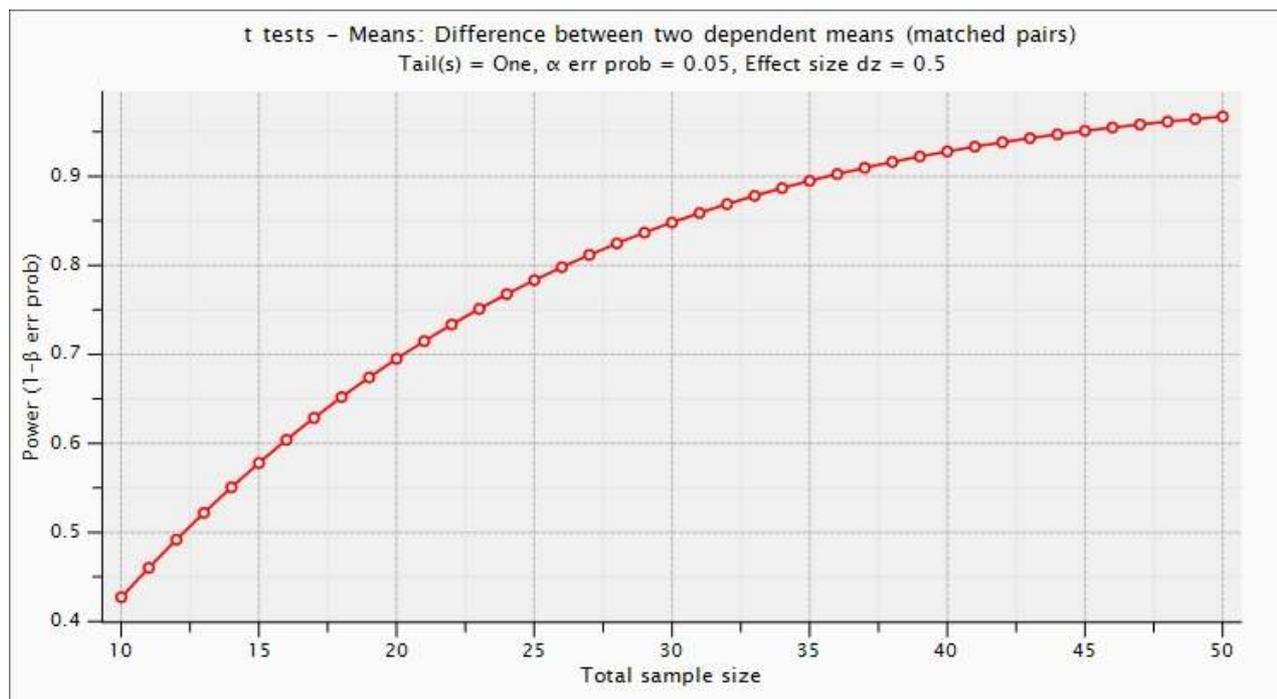
Per tali motivi vengono di seguito proposti dei protocolli di monitoraggio sviluppati adottando come **MDC il valore standard di 0,5**. L'adozione di un protocollo di monitoraggio basato su tale valore permetterà di rilevare variazioni del tasso d'accrescimento di magnitudine media. Si eviterà in tal modo di: 1) rilevare variazioni del parametro di piccole entità che potrebbero essere dovute ad oscillazioni naturali nelle dimensioni della popolazione; 2) rilevare solo variazioni di grande magnitudine, evidenziando quindi un declino della popolazione al quale potrebbe non essere più possibile porre rimedio.

La stima del tasso d'accrescimento di ciascun anno di campionamento dovrà essere confrontata con la stima relativa all'anno precedente attraverso l'analisi delle differenze tra medie dipendenti (t-test delle medie per campioni dipendenti).

In Fig. 29 vengono mostrati i risultati delle *power analysis* a priori eseguite adottando un valore di  $\alpha = 0,05$ . La curva nel grafico rappresenta la relazione tra il grado di affidabilità delle analisi (in termini di *power*) che verranno eseguite sui tassi d'accrescimento stimati in due stagioni consecutive e le dimensioni del campione necessarie al rilevamento di differenze statisticamente significative di magnitudine predeterminata.

Si fa notare che le dimensioni del campione devono essere interpretate come il prodotto tra il numero di griglie da posizionare sul territorio della Riserva per il numero di controlli da eseguire in ciascuna griglia. Se, ad es., viene adottato il protocollo di monitoraggio che prevede una dimensione del campione pari ad 24, potrà essere selezionato uno dei seguenti protocolli di campionamento: 1) tre controlli per ciascuna delle 8 griglie già presenti sul territorio della Riserva; 2) il posizionamento complessivo di 12 griglie che dovranno essere controllate ciascuna due volte;

3) il posizionamento complessivo di 24 griglie che dovranno essere controllate ciascuna una volta soltanto.



**Fig. 29.** *Relazione tra dimensioni totali del campione ( $n^\circ$  di griglie campionate  $\times$   $n^\circ$  di controlli eseguiti durante ciascun anno di campionamento) e power delle analisi per un MDC = 0,5 e un  $\alpha = 0,05$ . Nel grafico è mostrato come ad un maggiore dimensione del campione corrisponda un maggior livello di precisione e di affidabilità delle analisi.*

Si fa notare che il protocollo di campionamento adottato e, di conseguenza, la stima del tasso d'accrescimento, dovrà avvenire solo per le griglie presenti nelle seguenti tipologie gestionali: alto fusto, ceduo invecchiato e boschi in neoformazione.

In considerazione del disegno di studio del presente lavoro, nel caso venga adottato un protocollo di monitoraggio che dovesse prevedere il posizionamento di ulteriori griglie di campionamento, si sottolinea l'importanza di distribuire tale ulteriore numero di griglie in maniera più omogenea possibile nelle tre tipologie gestionali campionate indagate.

Nelle Tab. 11a e 11b vengono riportati il numero ottimale di griglie da campionare x il numero ottimale di controlli da eseguire durante ciascun anno di campionamento in funzione della soluzione, in termini di  $\alpha$  e *power*, desiderata.

**Tab. 11.** *Protocolli di campionamento ottimali in funzione del grado di precisione ( $\alpha$ ) e del livello di affidabilità (power) delle analisi. Al crescere della richiesta di precisione ed affidabilità corrisponde un incremento del numero ottimale di griglie da campionare x il numero di controlli da eseguire durante ciascun anno di campionamento.*

$\alpha$	<i>power</i>	N° griglie x N° controlli
	0,80	24
0,05	0,90	32
	0,95	48

Dal campionamento delle griglie presenti in aree recentemente sottoposte a ceduzione prima del posizionamento delle griglie, è emerso che in tali aree non sono ancora presenti individui territoriali e coppie riproduttive.

Il rinvenimento di due individui subadulti, uno in ciascuna delle due griglie presenti in superfici ceduate, lascia supporre che tali aree possano comunque essere attraversate da individui in dispersione.

Il monitoraggio costante nel tempo di queste griglie permetterà di stimare il tempo necessario, a seguito di una ceduzione, perché la specie ricolonizzi stabilmente tali aree.

## **Ringraziamenti**

Grazie a Pietro Politi e Luciana Carotenuto, due giganti della pubblica amministrazione che hanno voluto e supportato questo progetto. Senza il loro costante aiuto non saremmo andati avanti.

Grazie ad Aldo, Alessandro, Peppe e tutti i guardiaparco della Riserva per il supporto, la “solidarietà” nelle fredde serate invernali e per aver fatto sì che, al 2011, ci sia una popolazione di molte centinaia di moscardini nella riserva Selva del Lamone. Che sia così per altri 50 anni e che vogliate seguirli anno per anno...

Grazie a Daniele Ciavatta per il supporto tecnico con radio e ricetrasmittenti.

Grazie al Direttore Diego Mantero, al personale amministrativo ed alla cittadinanza di Farnese per aver tollerato una squadra di maleodoranti moscardinari per quasi due anni.

Grazie all’Arp nella persona di Dario Capizzi per il costante ed incondizionato sostegno, entusiasmo e supporto anche in questo progetto. Che un giorno i “Capizzi” prevalgano nella Regione.

A chi ci ha tradito ed ostacolato, che una nocciola da 200 kg ti possa cadere sul grugno.

Grazie al principe della foresta, il Moscardino, per aver sopportato due anni di angherie (e non abbiamo finito...).

# Appendice I

## **Protocollo di survey della presenza/assenza del Moscardino nei SIC/ZPS di competenza della riserva**

Considerato il notevole sforzo richiesto per il monitoraggio della popolazione di Moscardino RSL, si suggerisce di focalizzare l'eventuale monitoraggio nelle aree esterne (frammenti di dimensioni contenute) su di un survey di presenza / assenza della specie. I seguenti risultati sono basati sulle analisi di presenza assenza effettuate nel corso del progetto Atlante dei Mammiferi del Lazio. Si rimanda al lavoro Mortelliti et al. 2011. *Protocolli ottimali di survey di specie target di vertebrati nel Lazio. Università di Roma "La Sapienza" – ARP*. Per una discussione dettagliata dei modelli di probabilità di presenza su cui calibrare il seguente protocollo di survey.

### **Survey con cassette nido per Moscardino.**

Sulla base dell'esperienza acquisita nel corso del progetto Atlante dei Mammiferi del Lazio è stata definita la seguente funzione di costo relativa ad un survey con cassette nido.

$$C = R*s + hu_l*c*s + hu_P*c*K + \text{costo spostamento all'area di studio} * K$$

C = costo per la determinazione della presenza di una specie in una determinata area;

R = costo materiale per realizzare la cassetta;

hu<sub>l</sub> = ore-uomo per l'installazione di una cassetta nido (paga oraria di un guardiaparco);

c = costo di una singola ora-uomo;

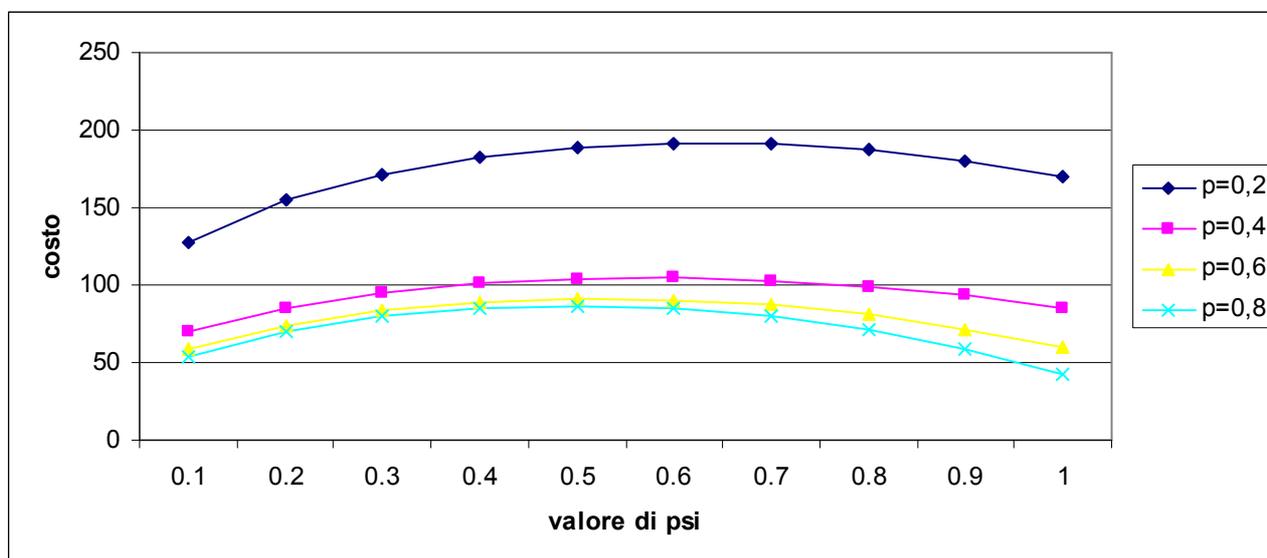
s = numero di siti: NB in questo caso 1 sito = 1 cassetta nido;

hu<sub>P</sub> = ore-uomo per il controllo;

K = numero di controlli.

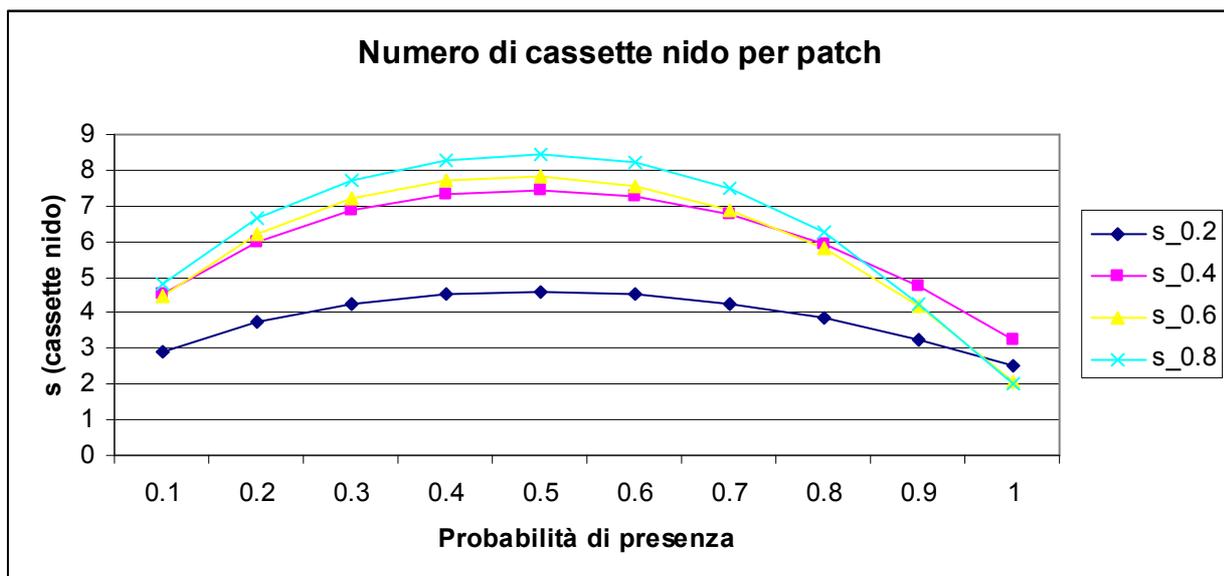
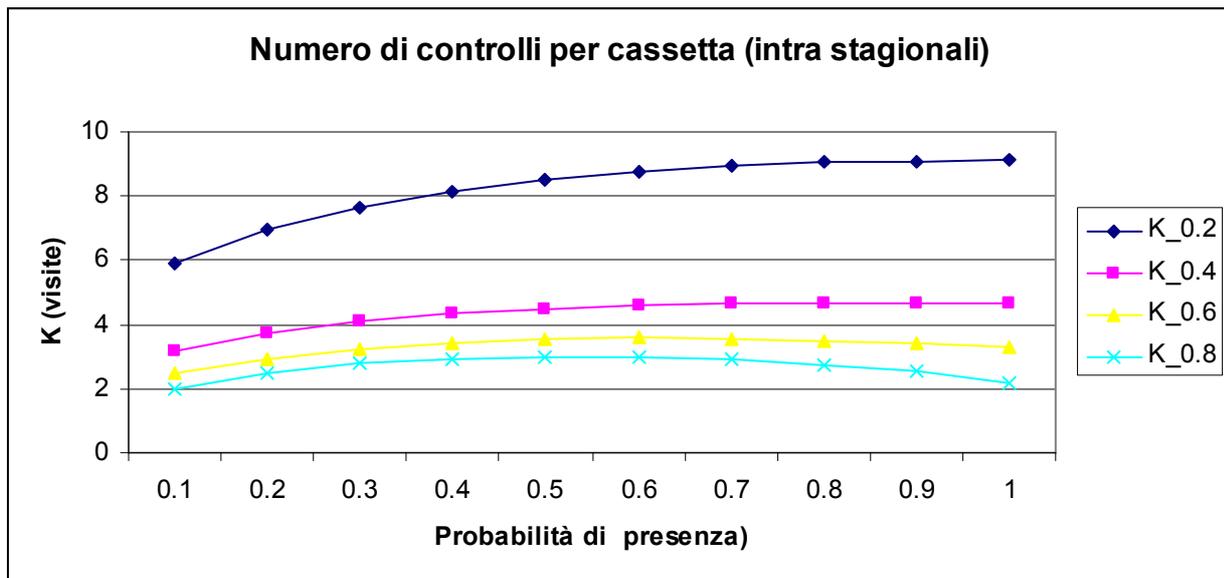
### **Survey Moscardino**

Nelle figure a seguire si può osservare la variazione di costo in funzione della probabilità di presenza, chiaramente il costo aumenta con il diminuire della *detectability*. I costi maggiori si hanno per valori intermedi di  $\psi$  (lo SE desiderato è 0.1): il costo per aree con alta o bassa probabilità di presenza è comparabile. È opportuno notare come la magnitudo delle differenze è contenuta rispetto ai casi precedentemente analizzati, questa è una conseguenza del fatto che il costo principale sono le ore di lavoro e gli spostamenti: una volta raggiunta l'area controllare 10 o 20 cassette non altera significativamente il costo.



**Fig. a.** Costo dei survey in funzione della probabilità di presenza e probabilità di cattura (ciascuna linea contrassegnata con  $P_{\_}$  ed il relativo valore di probabilità di cattura)

Il numero ottimale di visite e cassette nido in funzione della probabilità di cattura e di presenza è riportato nelle figure a seguire:



**Fig. b.** Vengono mostrati i valori necessari di visite ( $k$ ) e di siti ( $s$ ) da campionare per determinare la presenza della specie. Ciascuna linea di  $k$  ed  $s$  corrisponde ad un preciso valore di probabilità di presenza indicato in legenda.

## **Azioni**

Il modello relativo al Moscardino discusso in Mortelliti et al. 2011 è piuttosto affidabile, in linea orientativa una *detectability* maggiore si avrà in boschi relativamente grandi con maggiore chiusura del *canopy*, mentre maggior probabilità di presenza si avrà in boschi situati in paesaggi con elevata copertura forestale ed elevata connettività, in frammenti relativamente grandi e con ricchezza elevata di specie arbustive. Il numero ottimale di cassette nido e visite può essere determinato nelle figure qui sopra o nel foglio Excel allegato costo NEST-BOXES (per effettuare nuovi calcoli è necessario utilizzare il Risolutore ©). Orientativamente, il numero di controlli deve essere sensibilmente maggiore in frammenti boschivi maggiori, mentre il numero di cassette deve essere maggiore in situazioni con probabilità di presenza intermedia.

## Appendice II

A seguire è dettagliata la carta della RSL con la posizione delle 10 griglie oggetto di indagine.



## Appendice III

Immagini di *Muscardinus avellanarius*



**Figure 1 e 2.** Da sinistra a destra: individui su alberi nel loro habitat.



**Figure 3 e 4.** Da sinistra a destra: gruppo di subadulti nei pressi di una cassetta nido; individuo che sta per uscire dal foro posteriore di una cassetta.



**Figure 5, 6 e 7.** Dall'alto in basso: individui appena nati; giovane esemplare di moscardino; subadulto.



**Figure 8 e 9.** Esemplari di moscardino durante le fasi di manipolazione. Da sinistra a destra: visione frontale e laterale.



**Figura 10.** Subadulto in torpore.



Figure 11 e 12. Individui in dormienza all'interno delle casette nido.



Figura 13. Esemplare in dormienza nella caratteristica posizione con la coda portata in avanti.



**Figura 14.** Individuo all'interno di una cassetta-nido. Notare il nido di muschio e fili di erba secca.

## Bibliografia

Akcakaya, H. 2005. RAMAS GIS. Linking Spatial data with Population Viability Analysis. - Applied Biomathematics.

Amori, G., Contoli, L. and Nappi, A. 2008. Fauna d'Italia: Mammalia II. - Calderini.

Amori, G., Hutterer, R., Krystufek, B., Yigit, N., Mitsain, G., Meinig, H. and Juskaitis, R. *Muscardinus avellanarius*. IUCN. IUCN Red List of Threatened Species . 2009.

Ref Type: Electronic Citation

Amstrup, S., Macdonald, L. and Manly, B. 2006. Handbook of Capture-Recapture Analysis. - Princeton University Press.

Bright, P. L. and MacPherson, D. Hedgerow management, dormice and biodiversity. 454, 1-33. 2002. Peterborough, English Nature. English Nature Research Report.

Ref Type: Report

Bright, P. W. and Morris, P. A. 1991. Ranging and Nesting-Behavior of the Dormouse, *Muscardinus-Avellanarius*, in Diverse Low-Growing Woodland. - Journal Of Zoology 224: 177-190.

Bright, P. W. and Morris, P. A. 1996. Why are dormice rare? A case study in conservation biology. - Mammal Review 26: 157-187.

Bright, P. W. and Morris, P. A. 1990. Habitat Requirements of Dormice *Muscardinus-Avellanarius* in Relation to Woodland Management in Southwest England. - Biological Conservation 54: 307-326.

Bright, P. W., Morris, P. A. and Mitchell-Jones, A. J. 2006. The Dormouse Conservation Handbook. - English Nature.

Capizzi, D., Battistini, M. and Amori, G. 2002. Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a mediterranean fragmented woodland. - Italian Journal of Zoology 69: 25-31.

Fischer, J. and Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. - Global Ecology and Biogeography 16: 265-280.

Juškaitis, R. 2008. The Common Dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, Population Structure and Dynamics. - Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius.

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

Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., Fagiani, S., Pollini, B. and Boitani, L. 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. - Journal of Applied Ecology 48: 153-162.

Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Rondinini, C. and Boitani, L. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies of European mammals: current status and future priorities. Mammal Review . 2010.

Ref Type: In Press

Mortelliti, A., Santulli Sanzo, G. and Boitani, L. 2008. 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.

Panchetti, F., Amori, G., Carpaneto, G. M. and Sorace, A. 2004. Activity patterns of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in different Mediterranean ecosystems. - Journal Of Zoology 262: 289-294.

