



REGIONE AUTÒNOMA DE SARDIGNA
REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA

ENTE FORESTAS DE SARDIGNA
ENTE FORESTE DELLA SARDEGNA



CNR
Consiglio Nazionale
delle Ricerche



ISE
Istituto per lo Studio
degli Ecosistemi



Disegno di Lidia Fleba**

Distribuzione, diversità e abbondanza di micromammiferi associati ad habitat forestali in Sardegna

Giovanni Amori*, Luca Luiselli*, Giuliano Milana* & Paolo Casula**

*CNR – Istituto per lo studio degli ecosistemi, Roma; ** Ente Foreste della Sardegna, Cagliari

Report tecnico, Gennaio 2014

INDICE

1. Introduzione	3
2. Materiali e metodi	3
2.1. Siti di studio	3
2.2. Le specie studiate	6
2.3. Variabili ambientali associate alla presenza di micromammiferi	6
2.4. Metodi di campionamento	8
Questionari	8
Cassette Nido	8
Trappolamenti a vivo	8
Analisi delle borre	9
Ingesta e feci di serpente	10
Road Kills	11
Periodo di campionamento	11
2.5. Metodi statistici	11
3. Risultati	12
3.1. Analisi delle borre di barbagianni	12
3.2. Analisi dei contenuti fecali di serpenti	14
3.4. Road kills	14
3.5. Trappolamento	15
Risultati complessivi	15
Effetto della tipologia di bosco	17
Risultati per comprensorio	17
Relazioni tra densità di <i>Apodemus sylvaticus</i> e variabili ambientali	24
Analisi dei micromammiferi rinvenuti nelle cassette nido	27
Analisi dei questionari	27
Carta di idoneità ambientale basata sui dati di densità	28
4. Discussione	29
4.1. Stato di conservazione dei micromammiferi forestali in Sardegna	29
4.2. Bassa diversità di micromammiferi nelle foreste sarde?	30
4.3. Effetto della gestione forestale sui micromammiferi	31
4.4. Gap di conoscenza per la conservazione delle specie	33
4.5. Il monitoraggio dei micromammiferi forestali in Sardegna	34
5. Ringraziamenti	35
6. Bibliografia	35

1. Introduzione

I micromammiferi hanno un ruolo fondamentale nel funzionamento degli ecosistemi forestali: assicurano la dispersione di semi e spore di piante vascolari, briofite, funghi e licheni, garantendo la rinnovazione della biodiversità boschiva (Capizzi and Santini, 2007); rimescolano con la loro attività fossoria il terreno, favorendo la decomposizione della sostanza organica e la penetrazione delle acque nel sottosuolo; regolano le popolazioni di invertebrati e sono a loro volta risorsa alimentare per diversi predatori (Carey and Harrington, 2001). Un po' tutti i roditori e gli insettivori (soricomorfi ed erinaceomorfi) sono infatti situati a livelli intermedi della piramide trofica, e costituiscono un elemento chiave per supportare la diversità e abbondanza di predatori degli strati più alti.

In diverse aree del mondo è stato dimostrato inoltre che i roditori svolgono anche la funzione di ingegneri dell'ecosistema ('ecosystem engineers') (Zhang et al., 2003) o di specie ombrello ('umbrella species') dal punto di vista conservazionistico, dato che all'interno delle gallerie che scavano ospitano comunità complesse di artropodi (Carpaneto et al., 2011). La gestione ottimale delle popolazioni di roditori non solo costituisce un elemento decisivo per la conservazione della specie target, ma anche di tutte quelle comunità di animali co-evolutesi con essa (Carpaneto et al., 2011). Altro aspetto di particolare rilevanza è che i roditori sono considerati 'surrogate organisms' per individuare i 'pattern' di biodiversità di altri organismi come lepidotteri (Favreau et al., 2006) e testuggini (Luiselli et al. 2012). Pertanto, le informazioni ottenute sulle comunità di roditori possono fornire importanti indicazioni gestionali su altri componenti delle comunità biotiche associate.

In ambiente mediterraneo, molte specie di micromammiferi abitano, esclusivamente o in modo preponderante, gli ecosistemi forestali (Amori et al. 1986). Tenuto conto che gli ecosistemi forestali mediterranei sono stati modificati pesantemente nel corso degli ultimi duemila anni e sono tuttora modificati dalla gestione forestale, i micromammiferi possono rappresentare degli utili indicatori delle conseguenze che determinati tipi di gestione possono avere sulla biodiversità (Dickman, 1999).

Questo studio dà un primo contributo alla descrizione delle comunità di micro mammiferi associate ad habitat forestali sardi e cerca di comprendere l'effetto della gestione condotta dall'Ente Foreste della Sardegna (EFS) su di esse. Per le specie studiate si è valutato (a) stato di conservazione secondo i criteri IUCN, (b) distribuzione e biodiversità negli habitat forestali, (c) effetto della gestione forestale, (d) gap di conoscenze per la conservazione e (f) schema di monitoraggio che possa essere condotto dall'EFS. Per queste valutazioni sono stati analizzati dati originali raccolti con trappolamenti a vivo, questionari, diete di predatori (borre di uccelli strigiformi e prede di serpenti) e animali investiti.

2. Materiali e metodi

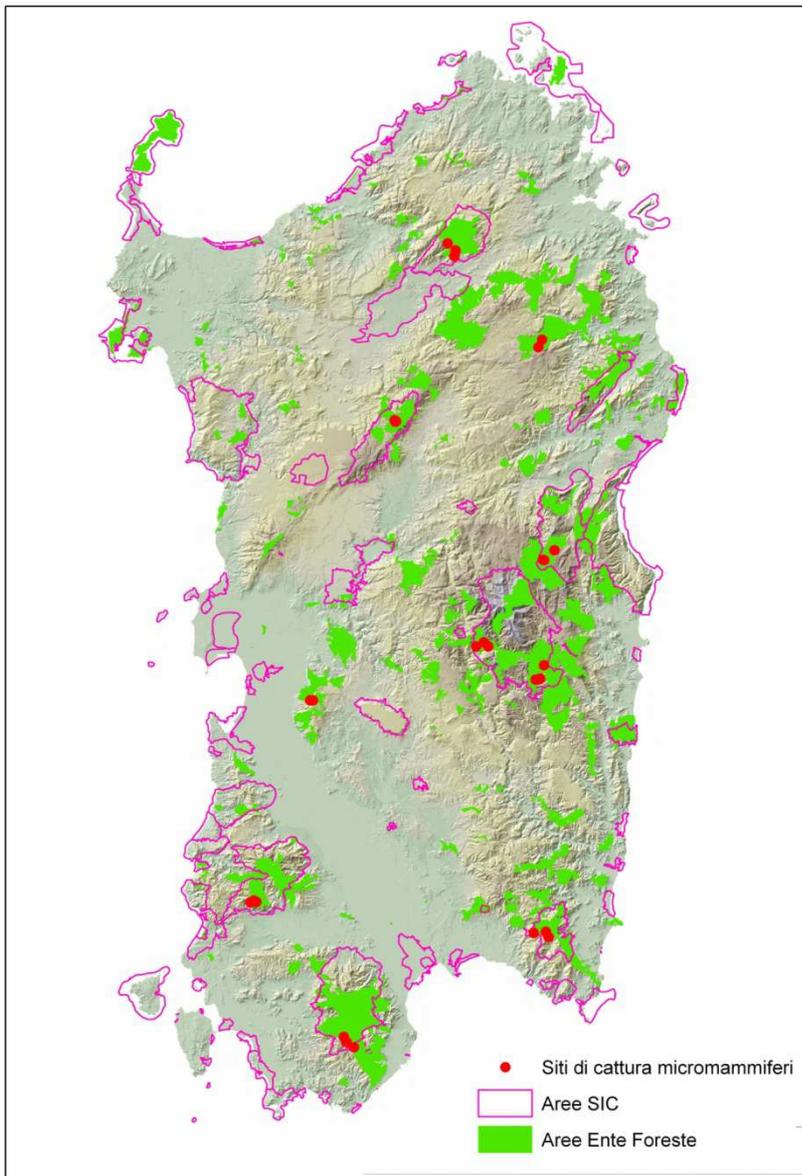
2.1. Siti di studio

Lo studio è stato condotto in 10 aree montane del territorio regionale. Tutte le aree di studio sono gestite dall'EFS. La lista dei siti di campionamento e le loro principali caratteristiche ambientali sono riassunte in Tabella 1. La localizzazione dei vari siti nel contesto regionale è presentata in Figura 1.

Sono stati scelti siti che rappresentino alcune grandi tipologie di foresta mediterranea: la pineta, il bosco misto di sughera e roverella, la lecceta e il castagneto (Tabella 1). Questi tipi di foresta potrebbero ospitare

comunità di micromammiferi differenti, non tanto per il numero e tipo di specie - poche e piuttosto generaliste in Sardegna (Amori et al., 2008) - ma per la frequenza relativa delle varie specie.

Figura 1. Distribuzione dei siti di studio nel contesto regionale.



Inizialmente sono stati individuati 33 siti in 10 Foreste Demaniali (FD): 4 siti a Montarbu; 4 a Montes e 3 nelle altre foreste demaniali. Di questi ne sono stati scelti 30 per il lavoro sul campo. Alcuni siti inizialmente presi in considerazione sono stati esclusi dai campionamenti in quanto poco rappresentativi delle tipologie forestali di interesse (questo è stato il caso, ad esempio, di un sito dell'area di Montes identificata come fustaia di conifere giovane, la cui specie dominante è il cedro). I siti scelti cercano di rappresentare le varie tipologie di foresta e di gestione forestale presenti all'interno delle aree EFS e sono distribuiti nelle aree montane principali del territorio regionale (Figura 1).

Le varie tipologie di habitat caratterizzanti ciascun sito di campionamento sono sintetizzate in Tabella 1. Osservando la tabella si nota la presenza di un solo transetto nell'ambito della tipologia 'castagneto gestito'. In questo caso manca il raffronto

diretto con un habitat non gestito. Pertanto, i dati riguardanti questo sito sono stati trattati insieme al resto dei siti 'gestiti' e comparati contro i siti 'non gestiti'.

Tabella 1 – Lista dei siti di campionamento, con sintetica descrizione dell'habitat e delle specie dominanti.

N	Codice	Posizione	Altitudine	Servizio Territoriale	Complesso Forestale	Foresta Demaniale	Habitat	Specie dominante	Legno morto	arbusti
1	Mmalca	32 S 520245 4420302	963 m	NU	Del Castagno	Alase	fustaia evoluzione naturale	castagno	molto	si
2	Mmalcf	32 S 521350 4419276	705 m	NU	Del Castagno	Alase	castagneto gestito	castagno	poco	no
3	Mmalfn	32 S 518381 4419242	746 m	NU	Del Castagno	Alase	fustaia evoluzione naturale	sughera - roverella	molto	si
4	Mmmpcn	32 T 498536 4475311	921 m	SS	Goceano	Monte Pisano	fustaia evoluzione naturale	castagno	molto	no
5	Mmmpcg	32 T 498218 4475538	849 m	SS	Goceano	Monte Pisano	fustaia gestita	castagno	poco	no
6	Mmmpsn	32 T 498446 4475197	908 m	SS	Goceano	Monte Pisano	fustaia evoluzione naturale	sughera	molto	si
7	Mmiccf	32 S 486267 4320826	809 m	CA	Gutturu Mannu	Is Cannoneris	ceduo avviato a fustaia	leccio	poco	no
8	Mmicfe	32 S 485706 4322134	829 m	CA	Gutturu Mannu	Is Cannoneris	fustaia evoluzione naturale	leccio	molto	no
9	Mmicpim	32 S 488035 4319592	638 m	CA	Gutturu Mannu	Is Cannoneris	pineta P. pinea densa	p pinea	molto	si
10	Mmlspn	32 T 511305 4519576	945 m	TE	Limbara	Monte Limbara sud	fustaia di conifere	pino marittimo	molto	no
11	Mmlssn	32 T 513216 4517830	613 m	TE	Limbara	Monte Limbara sud	fustaia evoluzione naturale	sughera	molto	si
12	Mmlssg	32 T 512999 4516392	497 m	TE	Limbara	Monte Limbara sud	fustaia gestita giovane	sughera	poco	si
13	Mmmcf	32 S 463450 4356036	720 m	CA	Marganai	Marganai	ceduo avviato a fustaia	leccio	poco	no
14	Mmmfn	32 S 464085 4355724	649 m	CA	Marganai	Marganai	fustaia evoluzione naturale	leccio	molto	no
15	Mmmsa	32 S 462648 4355603	699 m	CA	Marganai	Marganai	sughera aperta gestita	sughera	poco	si
16	Mmmocf	32 S 535103 4414561	950 m	LA	Montarbu	Montarbu	ceduo avviato a fustaia	leccio	poco	no
17	Mmmoln	32 S 533077 4410980	742 m	LA	Montarbu	Montarbu	fustaia evoluzione naturale	leccio	molto	si
18	Mmmopn	32 S 533672 4411104	749 m	LA	Montarbu	Montarbu	fustaia di conifere	pino marittimo	molto	no
19	Mmmopg	32 S 534179 4411198	737 m	LA	Montarbu	Montarbu	fustaia di conifere giovane	pino marittimo	poco	no
20	Mmmafg	32 S 477390 4405868	658 m	OR	Monte Arci	Acquafrida	fustaia gestita	leccio	poco	no
21	Mmmafn	32 S 477375 4405940	643 m	OR	Monte Arci	Acquafrida	fustaia evoluzione naturale	leccio	molto	si
22	Mmmasg	32 S 480174 4406603	563 m	OR	Monte Arci	Acquafrida	fustaia gestita	sughera	poco	no
23	Mmmacn	32 S 478090 4405879	706 m	OR	Monte Arci	Acquafrida	macchia alta (incendio 1980)	leccio	poco	no
24	Mmsfcf	32 S 535568 4348323	538 m	CA	Settefratelli	Settefratelli	ceduo avviato a fustaia	leccio	poco	no
25	Mmsffn	32 S 536243 4347230	625 m	CA	Settefratelli	Settefratelli	fustaia evoluzione naturale	Leccio	molto	no
26	Mmsfpi	32 S 532529 4348010	753 m	CA	Settefratelli	Settefratelli	pineta P. pinea densa	pinus pinea	molto	no
27	Mmmscf	32 T 534845 4440783	1166 m	NU	Supramonte	Montes	ceduo avviato a fustaia	leccio	poco	no
28	Mmmsfn	32 T 537672 4443148	860 m	NU	Supramonte	Montes	fustaia evoluzione naturale	leccio	molto	no
29	Mmmpsn	32 T 535122 4440778	1182 m	NU	Supramonte	Montes	fustaia di conifere	pino nero	molto	no
30	Mmmscdrg	32 T 534933 4440498	1196 m	NU	Supramonte	Montes	fustaia di conifere giovane	cedro atlantica	poco	no
31	Mmcrpn	32 T 533725 4493693	772 m	NU	Oasi Tepilora	Crastazza	fustaia di conifere giovane	pino radiata	poco	no
32	Mmcrpvn	32 T 534673 4495647	694 m	NU	Oasi Tepilora	Crastazza	fustaia di conifere vecchia	pino radiata	molto	no
33	Mmslsm	32 T 540546 4498865	142 m	NU	Oasi Tepilora	Sos Littos Sas Tumbas	fustaia gestita	sughera mista	poco	si

2.2. Le specie studiate

Lo studio ha riguardato potenzialmente 8 specie di piccoli mammiferi, 5 Rodentia (*Eliomys quercinus*, *Glis glis*, *Apodemus sylvaticus*, *Mus musculus*, *Rattus rattus*), 2 Soricomorpha (*Crocidura pachyura*, *Suncus etruscus*) e 1 Erinaceomorpha (*Erinaceus europaeus*). Non è stato considerato *Rattus norvegicus* in quanto legato ad ambienti urbani o fortemente antropizzati (Amori et al. 2008). Nessuna delle specie bersaglio di questo studio è stata dettagliatamente studiata per quanto riguarda l'ecologia e la biologia delle popolazioni sarde, per cui questa ricerca rappresenta uno studio pionieristico per questi piccoli mammiferi in Sardegna. Gli studi di riferimento su queste specie sono quindi relativi a popolazioni dell'Italia continentale, e sono ampiamente riassunti nel volume dedicato ai piccoli mammiferi della serie monografica "Fauna d'Italia" (Amori et al. 2008).

Nessuna delle specie di piccoli mammiferi presenti in Sardegna è endemica (Amori et al. 2008). Infatti, verso la fine del pleistocene (circa 10.000 anni fa) a seguito dell'arrivo dell'uomo in Sardegna, tutte le specie di mammiferi endemiche si sono estinte (ovvero gli "insettivori" *Nesiotites similis* e *Talpa thyrrhenica*, e i roditori *Tyrrhenicola henseli* (Muridae) e *Rhagamis orthodon* (Muridae) (Amori, 1993) e sono arrivate le specie che costituiscono l'attuale assetto faunistico (Vigne, 1990, 1992, 1998). Questo giustifica l'assenza di specie di mammiferi endemiche per l'isola. Tuttavia per alcune specie sono state descritte delle sottospecie, prevalentemente su basi morfologiche, e per le quali sono necessarie conferme anche dal punto di vista genetico. Questo è il caso del topo quercino (*Eliomys quercinus*) e del ghiro (*Glis glis*), presenti in regione con le sottospecie endemiche *E. q. sardus* e *G. g. melonii*.

La sottospecie *E. q. sardus* si distingue dalle altre popolazioni di conspecifici per avere il lato ventrale della coda con colorazione nera nella parte terminale e per un diverso numero cromosomico ($2n = 50$) (Amori et al. 2008). La sottospecie *G. g. melonii* è caratterizzata da dimensioni inferiori rispetto alle popolazioni peninsulari della specie, ed ha il tratto scuro della coda limitato al terzo distale (Amori et al. 2008).

Anche dal punto di vista conservazionistico, le specie più rare in Sardegna sono il topo quercino (*E. quercinus*) e il ghiro (*G. glis*). Entrambe queste specie sono note solo per poche località all'interno del territorio di Sardegna (Amori et al. 2008).

2.3. Variabili ambientali associate alla presenza di micromammiferi

In natura è impossibile misurare e monitorare l'effetto dei diversi interventi gestionali su tutte le specie di una comunità, per cui è utile cercare indicatori, anche strutturali, che possano essere utilizzati come surrogato per la biodiversità (Lindenmayer et al., 2000). Va tuttavia sottolineato che gli indicatori possono cambiare tra studi, con la prospettiva scientifica, e possono inoltre dipendere dalle esigenze ambientali delle specie (Tews et al., 2004). In assenza di studi specifici sulle popolazioni di micromammiferi sardi, si sono scelte come variabili ambientali indicatrici quelle già individuate in precedenti studi sulle specie in questione (Capizzi and Santini, 2007). Lo studio ha quindi analizzato l'influenza delle variabili selezionate, legate tra loro con disegno tipicamente multivariato, sulla presenza/assenza e sull'abbondanza relativa delle specie di piccoli mammiferi presenti sul territorio di Sardegna.

A parte la variabile descritta al punto a, le altre variabili utilizzate per le analisi sono state stimate in 5 quadrati campione di 5 x 5 m selezionati casualmente all'interno di un rettangolo di 120 x 20 m in cui sono state collocate le trappole per la cattura degli animali, come descritto sotto:

a) tipo di bosco. Si è operato un confronto tra boschi con diversa struttura. Questa variabile è stata scelta perché è noto che i vari tipi di bosco mediterraneo sostengono generalmente comunità piuttosto

differenziate di specie, alcune delle quali perfino esclusive di un certo tipo di foresta (Blasi et al., 2005). I tipi di bosco sono i seguenti: (i) impianti di conifere (sia giovani sia maturi); (ii) boschi ad evoluzione naturale di roverella, leccio e sughera (gestiti e non gestiti); (iii) castagneto.

b) tipologia di gestione. Sono stati individuati due tipi di aree: (i) gestita, e quindi con poco legno morto al suolo; (ii) non gestita e quindi con molto legno morto, anche a livello di accumulo al suolo. Le foreste non gestite possono essere più idonee ad ospitare comunità ricche di piccoli mammiferi, come sembra essere il caso nell'Italia peninsulare (Capizzi and Santini, 2007). Per quantificare il legno morto è stato rilevato numero, lunghezza, diametro e stato di decomposizione dei tronchi morti in piedi e a terra di diametro superiore a 10 cm (Pearce and Venier, 2005)

c) presenza/assenza di sottobosco. Le foreste con ricco sottobosco possono essere più idonee ad ospitare comunità ricche di piccoli mammiferi (Gurnell, 1985; Montgomery and Bell, 1981). Per questa variabile sono state considerate tre categorie: 1) assenza di sottobosco; 2) copertura del sottobosco inferiore al 30%; 3) copertura superiore al 30%, stimate con osservazioni visive.

d) densità di alberi. Questa variabile influenza i popolamenti di piccoli mammiferi. Per esempio, è noto che basse densità di alberi (a seguito di ceduzioni troppo insistite) sfavoriscono la persistenza delle popolazioni di ghio nell'Italia centrale (Capizzi and Santini, 2007). La quantificazione di questa variabile è stata ottenuta contando il numero di alberi presenti nei quadrati campione.

e) altezza della lettiera. Questa variabile è rilevante per le attività di alimentazione, nidificazione e riproduzione delle specie di micromammiferi (Bowman et al., 2000; Carey and Harrington, 2001).

f) tipologia della vegetazione arborea. Per le stesse ragioni riportate per la variabile (a), si ritiene che questa variabile sia importante per le popolazioni di micromammiferi. Si noti bene che per questa variabile si intende la composizione della diversità di specie di alberi in chiave quantitativa. Ovvero, per ogni singolo transetto, è stato calcolato l'indice di diversità di Shannon sulle conte delle varie specie di alberi realizzate al punto (d).

g) dimensione dei tronchi. Questa variabile ha avuto ruolo chiaro nella suddivisione ecologica dei roditori forestali in Italia peninsulare, con specie ad elevata esigenza ambientale come il Ghio (*Glis glis*) legate alla presenza di tronchi di dimensioni notevoli (Capizzi et al., 2003). Il diametro di ciascun albero è stato misurato a 1,3 m dal suolo. Questa variabile è stata usata al fine di testare correlazioni tra tronchi e densità di roditori in ciascuna area di studio.

h) numero di ceppaie. La presenza di ceppaie potrebbe influenzare i popolamenti di micromammiferi perché questi animali spesso costruiscono i loro nidi ai piedi di queste strutture (G. Amori et al., dati non pubblicati).

i) intensità del pascolo suino (cinghiali). Misurato come % di terreno smosso all'interno dei quadrati campione. Il pascolo suino può rappresentare un importante fattore di disturbo per i micro mammiferi, influenzando negativamente sull'abbondanza delle popolazioni.

l) rifugi, misurati come cumuli di pietra e n° di cavità apparentemente frequentate da micro mammiferi (identificate dai segni di passaggio e residui di ghiande) sotto roccia, suolo e legno (es. radici superficiali o ceppaie). Da sottolineare qui che mentre la presenza di cumuli di pietra non dipende dalla densità di micro mammiferi, il n° di cavità frequentate da micro mammiferi dipende invece dalla densità e si valuterà pertanto questa correlazione.

m) copertura del suolo (terra nuda, lettiera, erbacee e rocce), misurati come % di copertura con osservazioni visive. Nella copertura “rocce” sono stati inseriti rocce affioranti e grossi massi poggiati al suolo. Tali strutture potrebbero favorire l’insediamento di micro mammiferi incrementando la stabilità e resistenza delle tane rispetto a perturbazioni o predazione.

2.4. Metodi di campionamento

Questionari

La presenza di *Glis glis*, *Eliomys quercinus*, *Erinaceus europaeus* è stata investigata mediante questionari a risposta chiusa che sono stati distribuiti agli operatori forestali. L’organizzazione di quesiti a risposta chiusa è necessaria in questo tipo di campionamenti, perché i questionari a risposta aperta tendono a sovrastimare le risposte affermative sulla presenza delle specie (Balharry et al., 1996). L’intervistato tende infatti a rispondere quel che crede piace sentire agli intervistatori, e quindi tende a rispondere affermativamente quando si pone la questione in forma di risposta aperta. L’utilizzo di questionari per indagini faunistiche è un utile strumento per avere informazioni facilmente e in tempi veloci e con limitato sforzo di campionamento (Balharry et al., 1996). Tuttavia i risultati vanno successivamente valutati e confermati con evidenze oggettive. Per l’indagine i questionari sono stati consegnati direttamente al responsabile del Complesso Forestale EFS, con preghiera di diffusione tra i dipendenti e gli operatori che meglio conoscono il territorio e la fauna.

Cassette Nido

Per *Glis glis* sono state anche impiegate cassette nido, che forniscono riparo e rappresentano strutture ideali per l’eventuale realizzazione del nido, sia durante il periodo di letargo invernale che durante le altre stagioni. Inoltre è stato dimostrato che l’utilizzo delle cassette nido può favorire l’aumento della densità degli individui e quindi avere effetti positivi sulla conservazione (Bright and Morris, 1990). Le cassette sono simili a quelle usate di norma per gli uccelli con la differenza che il foro di entrata è rivolto verso il tronco dell’albero, non richiedono al loro interno l’aggiunta di alcun tipo di materiale per favorirne l’occupazione da parte delle specie target. Sono di facile ispezione perché provviste di un piano superiore con cerniere, ed inoltre le cassette possono essere monitorate per lunghi periodi di tempo (è consigliabile un controllo con cadenza mensile). Le cassette vengono realizzate utilizzando del legno non trattato con dimensioni della camera interna di circa 15 x 15 x 18 cm e con un foro di entrata di circa 3,5 cm. Si dimostrano un ottimo sistema per valutare la presenza e l’abbondanza relativa di questi roditori negli ambienti forestali (Koppmann-Rumpf et al., 2003). Le cassette nido sono state posizionate, secondo transetti lineari (spaziate 10 m) in tutte le aree individuate per il campionamento, sul tronco a circa 1.5 m di altezza. Sono state sistemate 10 cassette nido in ogni area campionata per un totale di 30 per Complesso Forestale interessato e 300 per l’intero progetto.

Trappolamenti a vivo

Per tutte le altre specie sono stati impiegati trappolamenti a vivo (mediante trappole Sherman e / o Ugglan e / o LOT e/o Longworth) (Gurnell and Flowerdew, 1990). In ciascun sito sono stati allestiti opportuni transetti lineari, ciascuno costituito da 10 stazioni di trappolamento, ognuna delle quali ospitante due trappole. Pertanto, ogni transetto è stato costituito da 20 trappole a vivo spaziate 10 m. In ogni stazione di trappolamento, sono state collocate due trappole differenti, una del tipo LOT e una del tipo Sherman o Ugglan. Pertanto, il totale è stato di 10 LOT, 5 Sherman e 5 Ugglan per ogni transetto. Questo tipo di arrangiamento ha consentito anche di valutare statisticamente l’effetto che il tipo differente di trappola ha

avuto sulla 'trappolabilità'. Pertanto, il totale delle trappole utilizzate in ciascun sito e per le due ripetizioni temporali è stato di: 30 LOT, 15 Sherman e 15 Uglan (60 trappole per sito). In totale, sono state utilizzate 600 trappole x 2 ripetizioni temporali.

Mentre per le trappole Sherman e Uglan esistono brevetti ufficiali, le trappole LOT sono di costruzione artigianale, ottenute impiegando come base profilati in PVC, a cui sono state applicate chiusure in plexiglas e meccanismi di autoscatto in metallo duttile (vedi Figura 2). Queste trappole sono da decenni utilizzate per indagini demografiche sui micromammiferi in varie parti d'Italia.

Figura 2. Esempio di trappola LOT. A sinistra, visione di insieme. A destra, visione dell'interno della trappola con il meccanismo di scatto ed esca.



Ogni trappola è stata innescata con vari tipi di esca. Questi tipi di esca sono stati collocati in punti differenti di ogni trappola in modo da massimizzare l'attrattività che la trappola ha nei confronti dei piccoli mammiferi che sono target della presente ricerca. Le esche utilizzate sono state:

- Mangime e/o granaglie (mais, orzo, avena, cereali ecc. ecc.);
- crema spalmabile di cioccolato alle nocciole;
- pasta di acciughe e/o sardine sottolio in scatola e/o cibo per gatti al salmone;
- mela per garantire il rifornimento idrico agli animali catturati.

All'interno di ogni trappola è stato collocato cotone e/o canapa per idraulici appallottolata, per offrire maggior riparo contro eventuali basse temperatura. Le trappole sono state lasciate sul campo per 5 notti, e controllate ogni mattina. Esse sono state anche ripulite se invase da formiche e limacce, e quindi rifornite di esche sempre fresche. I micromammiferi catturati sono stati leggermente sedati con etere dietilico, procedendo successivamente con le misure biometriche, pesatura, determinazione del sesso, prelievo di frammento di tessuto, marcatura (targhette auricolari; Le Boulengé-Nguyen & Le Boulengé 1986) e rilascio in prossimità della trappola.

Analisi delle borre

Per tutte le specie è stata inoltre impiegata l'analisi delle borre di strigiformi (*Tyto alba*, *Athene noctua*) (Contoli, 1980). Diversi uccelli, tra cui gli Strigiformi, ingoiano le loro prede intere. Solo le più grandi vengono spezzettate grossolanamente. A seconda delle dimensioni della preda, la digestione può avere durata variabile. Successivamente rigettano sotto forma di ammassi ellissoidali più o meno cilindrici, detti "borre", le parti indigerite della preda: ossa, peli, penne, piume, e parti sclerificate in genere (Contoli et al., 1977). Negli Strigiformi le borre vengono emesse con relativa regolarità in numero di circa due al giorno: una nel riposo diurno e l'altra durante una pausa dell'attività notturna (Chaline et al., 1974)(Geroudet, 1965). Il loro aspetto e le loro dimensioni consentono generalmente di risalire alla specie di rapace

notturmo che le ha emesse. Analizzandone il contenuto si ottengono informazioni sulla dieta dell'uccello che le ha prodotte e, di conseguenza, sul popolamento di prede presenti nel suo territorio di caccia. Ciò vale in modo particolare per i micromammiferi, la cui tassonomia fa riferimento a numerosi caratteri cranici (ossei e dentari). I campioni sono stati prelevati in siti idonei (ad esempio, case abbandonate, ruderi, ecc) presenti nel territorio di studio. Visto il raggio di azione degli strigiformi, questo tipo di campionamento sarà riferito al Complesso Forestale (Tabella 1). Si deve notare che un campione di 100 prede (mediamente ottenibili da 25-30 borre) è più che sufficiente a descrivere in modo affidabile la composizione qualitativa dei micromammiferi presenti in una certa area (Contoli et al., 1977).

Le borre sono state ricercate durante il periodo di campionamento, ovvero nelle stesse giornate in cui sono posizionate le trappole, una volta ultimato il controllo giornaliero. Subito dopo il loro ritrovamento, le borre sono state collocate in sacchetti di plastica sui quali è stata riportata data, sito di ritrovamento e nomi dei raccoglitori. Per l'analisi delle borre in questo lavoro è stato utilizzato il metodo a secco: le borre sono state aperte secondo le linee di frattura e sono stati prelevati i crani (o i loro frammenti) e le mandibole. Ogni parte è stata pulita, le parti più resistenti con uno spazzolino a setole morbide e con un pennellino le parti più fragili. Successivamente sono state suddivise le diverse parti riponendole in bustine di politene. Ciò che non è utile per il riconoscimento (peli, piume, ossa varie) è stato riposto in un'unica bustina in modo che possa essere sottoposto a successivi esami per il maggior completamento dei dati se il caso lo richiede. La determinazione del materiale osseo si è effettuata attraverso l'osservazione del materiale allo stereomicroscopio binoculare, impiegando le chiavi proposte da (Chaline et al., 1974), (Toschi, 1965) e da (Amori et al., 2008).

Per ogni specie di micromammifero sono state contate separatamente le emiarcate mascellari e mandibolari distinguendole in destre e sinistre; ai fini del conteggio di ogni è stato considerato solo il gruppo più numeroso (o mandibole o mascelle) ed è stato utilizzato come valore finale il numero maggiore tra i due lati.

Ingesta e feci di serpente

Per contribuire a definire la diversità di micromammiferi sono state utilizzati anche i rigetti (ingesta) e le analisi delle feci di serpenti (*Hierophis viridiflavus*, *Hemorrhois hippocrepis*) (Luiselli and Angelici, 1996; Luiselli and Rugiero, 1991). L'identificazione è avvenuta mediante esame delle ingesta e mediante esame delle feci. Entrambe le procedure prevedono l'analisi dei campioni attraverso stereo microscopica della struttura pilifera (Luiselli and Agrimi, 1991). I serpenti sono stati catturati e analizzati (mediante rigurgito forzato) in opportuni transetti randomizzati, mediante il metodo VES (Vignoli et al., 2009). In ogni sito di studio (corrispondente all'area in cui è stato effettuato il posizionamento delle trappole per roditori) sono stati percorsi due transetti a tempo alla ricerca di serpenti (ciascuno della durata di 30 minuti). Una volta rinvenuti gli esemplari, sono state registrate le loro coordinate di rinvenimento. Intorno al punto di osservazione sono state ricercate le feci del serpente, che consentono una facile identificazione a livello specifico dei peli in essa contenuti. La ricerca è stata effettuata principalmente durante le ore centrali del dì, in modo tale da massimizzare le probabilità di incontro con individui in digestione di queste specie altrimenti molto elusive. Va sottolineato che la metodologia utilizzata è assolutamente incruenta, in quanto non comporta il sacrificio o il danneggiamento degli individui analizzati. Dopo l'esame del contenuto stomacale, i rettili sono stati rilasciati nello stesso sito in cui sono stati catturati (Capula and Luiselli, 1990). Gli accorgimenti mediante i quali si ottiene il rigetto del contenuto stomacale sono essenzialmente: (i) la compressione della parte ventrale del tronco, oppure (ii) l'introduzione degli esemplari in studio in celle a temperature $\leq 8^{\circ}$ C, operazione quest'ultima che provoca un blocco digestivo, con conseguente rigurgito

della preda (Kjaergaafui, 1981). Le feci, quando non raccolte dal suolo, vengono ottenute mediante semplici massaggi della parte posteriore del tronco dell'animale, in modo da stimolare l'escrezione automatica delle feci.

Road Kills

Infine, lo studio è stato integrato con alcuni dati provenienti da road-kills (Clevenger et al., 2003; Oxley et al., 1974). In caso di osservazione di animali morti, la loro posizione è stata geo-referenziata.

Periodo di campionamento

Per tutti i metodi di campionamento elencati sopra sono state effettuate due sessioni: la prima in primavera (tra aprile e maggio), e la seconda autunnale (tra ottobre e novembre). In ciascuna sessione sono stati effettuati 6 giorni (5 notti) di campionamento per sito. Contemporaneamente alle sessioni di trappolamento, come detto in precedenza, sono state effettuate le ricerche di borre, la ricerca dei serpenti, e il rinvenimento di animali morti lungo le strade. Le due fasi di campionamento corrispondono ai periodi di massima attività all'aperto dei roditori e degli insettivori (Amori et al., 2008).

2.5. Metodi statistici

Per le specie catturate in numero adeguato, si è costruita una carta di idoneità ambientale su scala regionale, basata sui dati raccolti sul campo interpolati con gli shape files della cartografia di uso del suolo scaricata dal sito della Regione Sardegna. La carta di idoneità ambientale è risultata dall'elaborazione di 5 modelli di distribuzione potenziale (Classification Tree Analysis, Generalized Boosting Model, Generalized Linear Models, Multiple Adaptive Regression Splines, Random Forest for Classification and Regression) recuperati all'interno di una ensemble analysis (Bombi et al., 2011a, 2011b).

Per la stima della densità delle specie trappolate, e considerata la distribuzione delle catture nei vari transesti di studio (nessuna ricattura tra le due 'sessions' di trappolamento e numerose ricatture all'interno di una medesima session), sono stati utilizzati modelli chiusi di stima della popolazione. Bisogna infatti ricordare che i modelli chiusi sono, in generale, più robusti e flessibili per la stima della densità (Nichols, 1992; Otis et al., 1978; Williams et al., 2002). Per tutti i transesti sono stati applicati i seguenti modelli:

1) M_0 ; modello di 'Equal catchability' – le catture si verificano in modo casuale. Secondo (Pollock et al., 1990) questo scenario, molto vicino a quello di un modello nullo, è poco realistico nelle popolazioni naturali, in quanto l'assunto è che non solo la popolazione sia chiusa, ma anche che tutti gli animali della popolazione abbiano la stessa probabilità di cattura in ogni evento di campionamento, per tutto il periodo di studio.

2) metodo di Schnabel; questo è un'estensione del modello di Petersen per studi in cui ci siano 3 o più eventi di campionamento (Krebs, 1999). Gli assunti di questo modello sono la chiusura della popolazione campionata, l'eguale probabilità di cattura di ogni individuo ad ogni evento di campionamento, ma permette la diversa probabilità di cattura tra i vari eventi di campionamento. In pratica, la stima della popolazione secondo il metodo di Schnabel non è altro che una media ponderata della stima di Petersen.

3) Chao M_h ; in questo modello si assume che la popolazione sia chiusa e che la probabilità di cattura vari da individuo a individuo. In questo caso, parametri come sesso, età, dominanza sociale e disponibilità di cibo a scala micro locale possono influenzare la probabilità di cattura di ogni singolo individuo.

4) Chao M_t ; in questo modello la probabilità di cattura viene assunta costante tra gli individui, ma varia temporalmente. Questo modello è analogo al modello di Schnabel, ed è stato utilizzato in questa sede per comparazione.

5) Chao M_{th} ; questo modello assume eterogeneità nelle probabilità di cattura individuali e attraverso il tempo del campionamento.

La differenza di 'catturabilità' tra individui è stata analizzata mediante il test Poisson 'zero-truncated' e quella tra sessioni di campionamento temporali mediante il test di Leslie di eguale catturabilità, utilizzando il software Simply Tagging (version 1.31). Il software è stato inoltre utilizzato per generare le stime di dimensione di popolazione, l'errore standard della stima, e gli intervalli di confidenza delle stime, secondo i cinque modelli demografici precedentemente citati.

Nel caso di molti transetti, non si sono osservate differenze tra i modelli per quanto concerne le stime di dimensione della popolazione. Tuttavia, in alcuni casi (nel dettaglio: per quanto riguarda il campionamento primaverile per i transetti GO3, MA2, MA3, MA4, MO4, e per quanto riguarda l'autunno per i transetti MG3, AR1, AR4) si sono ottenute stime di dimensione di popolazione discordanti a seconda del modello utilizzato. In questo caso si è scelta la stima generata dal modello più affidabile, che è risultato per lo più il modello M_0 secondo il software CAPTURE. Tale software utilizza l'algoritmo di 'model selection' proposto da (Otis et al., 1978). In ogni modo, per tutti i transetti di studio, le differenze delle stime di abbondanza di popolazione tra modelli sono sempre risultate piuttosto limitate (differenza media nel numero di individui stimati per transetto e per periodo di campionamento = $1.93 \pm (D.S.)5.64$). Queste differenze non hanno influenzato le analisi successive, dal momento che, in tutti i casi, le stime erano comunque concordanti nell'assegnare ad un certo transetto un identico valore di densità ranghizzata (vedi sotto).

Per le analisi in cui era richiesto l'uso di un unico valore di dimensione di popolazione, si è considerata per ciascun transetto la media delle dimensioni di popolazione ottenute dal modello più affidabile in primavera e da quello più affidabile in autunno. Questi valori sono stati a loro volta ranghizzati in tre valori di densità: 1 = bassa densità (con dimensioni di popolazione tra 0 e 5 individui), 2 = media densità (tra 5,1 e 10 individui), e 3 = alta densità (oltre 10 individui). Questo valore, per esempio, è stato necessario al fine di estrapolare l'idoneità ambientale delle specie target a livello regionale, al fine di produrre la mappa di idoneità ambientale.

Gli indici di diversità (Shannon-Wiener; Gini-Simpson) sono stati calcolati solo per i dati provenienti dalle borre di barbagianni. Questa scelta del dato dipende dal fatto che i trappolamenti in tutti i transetti e comprensori hanno permesso di catturare quasi esclusivamente un'unica specie (*Apodemus sylvaticus*), impedendo calcoli attendibili della diversità delle singole aree.

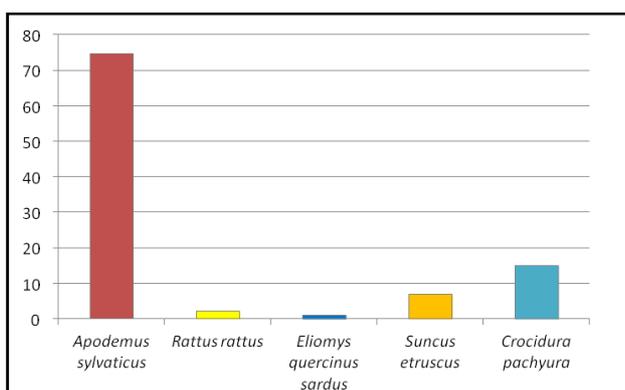
3. Risultati

3.1. Analisi delle borre di barbagianni

Le borre di barbagianni, per quanto riguarda i comprensori di studio, sono state raccolte in località Pranu Mannu (Goceano). Inoltre, sono state rinvenute e raccolte altre borre al di fuori delle aree investigate. Questi dati vengono comunque presentati in questa sede in quanto possono fornire delle informazioni utili sia dal punto di vista faunistico sia ecologico.

In totale, nel sito di Goceano, sono state raccolte 65 borre, che hanno permesso di identificare 186 individui di micromammiferi predati. Sono state rinvenute 5 specie differenti, tre delle quali appartenenti all'ordine Rodentia e due a Soricomorpha. La specie dominante è risultata essere *Apodemus sylvaticus* (Figura 3); di rilievo il rinvenimento di due individui di *Eliomys quercinus sardus* (Figura 3). L'indice calcolato di Gini-Simpson è risultato pari a 0,413, e quello di Shannon-Weaver a 0,820.

Figura 3. Percentuale di abbondanza relativa delle specie di micromammiferi predate all'interno di un campione di 65 borre di barbagianni raccolte in località Pranu Mannu (Goceano).



Al di fuori dei comprensori di studio, sono stati prelevati campioni di borre di barbagianni in tre siti della regione Sardegna: (i) Cantoniera Santa Barbara (Ogliastra; N: 39° 31' 13.70" E: 9° 35' 41.90"); (ii) Cantoniera San Giorgio (Ogliastra; N: 39° 34' 04.96" E: 9° 35' 21.58"); (iii) Strada Statale 145 (Ogliastra; N: 39°40'24" E: 9°34'37"). In totale, sono stati identificati 307 individui di micromammiferi, dei quali 158 nel sito (i), 52 nel sito (ii) e 97 nel sito (iii). Il riassunto quantitativo di questi dati è riportato in

Tabella 2. In tutti questi tre siti la specie dominante è *Mus musculus*, mentre non è stato riscontrato nessun caso di predazione sui Gliridae (Tabella 2).

Tabella 2. Lista delle specie di micromammiferi predate dal barbagianni in tre siti dell'Ogliastra situati al di fuori delle aree di studio.

	SS 145		Cantoniera S. Giorgio		Cantoniera S. Barbara	
	N°	%	N°	%	N°	%
<i>Apodemus sylvaticus</i>	10	10,31	6	11,54	22	13,92
<i>Mus musculus</i>	54	55,67	28	53,85	112	70,89
<i>Rattus rattus</i>	14	14,43	2	3,85	1	0,63
<i>Suncus etruscus</i>	7	7,22	13	25,00	5	3,16
<i>Crocidura pachyura</i>	8	8,25	1	1,92	17	10,76
Lacertidae	0	0,00	1	1,92	1	0,63
Aves	4	4,12	1	1,92	0	0,00
TOTALE MICROMAMMIFERI	93	95,88	50	96,15	157	99,37
TOTALE	97	100,00	52	100,00	158	100,00
N° specie predate (microm.)	5		5		5	
Gini-Simpson	0,616		0,602		0,459	
Shannon-Weaver	1,246		1,136		0,899	

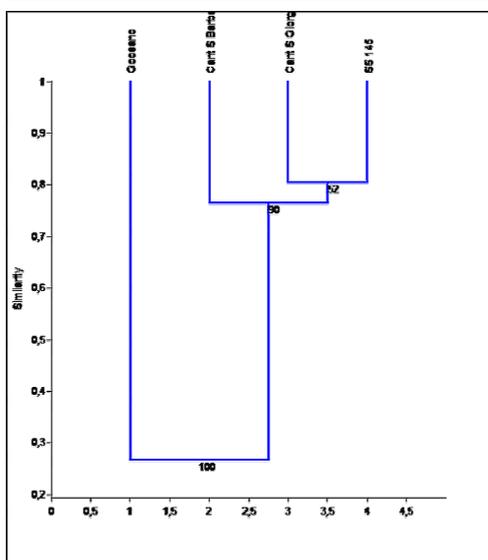


Figura 4. Dendrogramma delle somiglianze nella composizione tassonomica di micromammiferi delle borre di barbagianni in quattro siti della Sardegna. Il dendrogramma è stato costruito usando come algoritmo il metodo di Ward e la distanza di Bray-Curtis come misura di somiglianza tra le popolazioni, con 40 bootstraps come misura di 'branching'.

Un dendrogramma, costruito usando come algoritmo il metodo di Ward e la distanza di Bray-Curtis come misura di somiglianza tra le popolazioni, con 40 bootstraps come misura di 'branching', ha dimostrato che il sito di Goceano, con caratteristiche prettamente forestali, è risultato notevolmente differente dal punto di vista faunistico rispetto agli altri tre siti, che sono

raggruppati insieme e caratterizzati da ambienti più antropizzati (Figura 4).

3.2. Analisi dei contenuti fecali di serpenti

In totale, sono state raccolte feci di 14 individui differenti di biacco (*Hierophis viridiflavus*): 8 feci sono state raccolte in località Monte Settefratelli e 6 feci in località Limbara Sud (Figura 5). La lista delle prede riscontrate è presentata in Tabella 3.

Figura 5. Escremento di biacco, raccolto a Settefratelli



In entrambi i comprensori, la maggioranza dei micromammiferi predati dal biacco è risultata essere *Apodemus sylvaticus*. In generale, non sono emerse differenze significative tra le due aree per quanto concerne le specie di micromammiferi predate dal biacco ($\chi^2 = 0,167$, gdl = 3, Monte Carlo P = 0,783).

Tabella 3. Lista delle specie predate dal biacco in due diversi comprensori di studio.

	Settefratelli	Limbara
<i>Apodemus sylvaticus</i>	5	6
<i>Rattus rattus</i>	1	0
<i>Crocidura pachyura</i>	1	1
Lacertidae	8	6

3.4. Road kills

In totale, sono stati percorsi 12136 Km durante gli spostamenti tra i vari siti di studio nei periodi di campionamento. Malgrado l'ingente sforzo di campionamento, solamente 5 individui di micromammiferi sono stati rinvenuti lungo la rete stradale, ovvero tre ricci, un surmolotto (*Rattus norvegicus*) e un ratto nero (*Rattus rattus*), come evidenziato nella Tabella 4. I tre ricci sono stati rinvenuti in Ogliastra, il surmolotto nei pressi dell'aeroporto di Cagliari (Elmas) mentre il ratto nero a Is Cannoneris.

Per via del numero limitato di esemplari osservati con questo metodo, non è possibile fornire alcuna analisi statistica a riguardo.

Tabella 4. Elenco delle carcasse rinvenute lungo la rete stradale nel corso della presente ricerca.

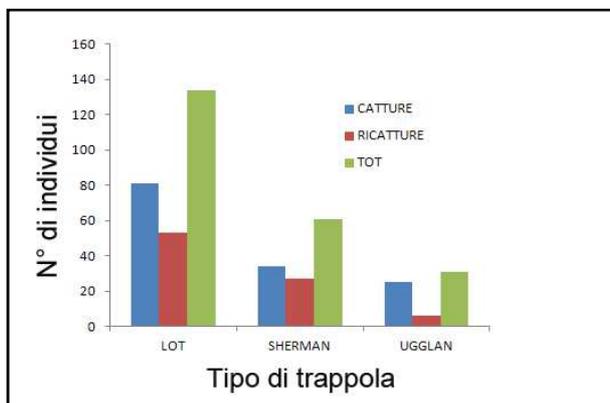
SPECIE	QUOTA (m s.l.m)	DATA	ORA INIZIO	COORD X	COORD Y	METEO	CORSIE STRADALI
<i>Erinaceus europeus</i>	25	08/05/2012	9:17	39,80532	9,598377	SERENO	2
<i>Erinaceus europeus</i>	172	24/05/2012	12:46	39,28996	9,348562	SERENO	2
<i>Erinaceus europeus</i>	65	24/05/2012	19:39	39,25957	9,270341	SERENO	2
<i>Rattus rattus</i>	19	24/05/2012	10:00	38,96662	8,859262	SERENO	2
<i>Rattus norvegicus</i>	15	27/10/2012	15:25	39,15307	9,041722	SERENO	4
<i>Martes martes</i>	138	27/05/2012	9:24	39,30171	8,576628	SERENO	2
<i>Hierophis viridiflavus</i>	1013	24/06/2012	9:19	40,13248	9,041325	SERENO	2

3.5. Trappolamento

Risultati complessivi

In totale, questo studio ha consentito di catturare 226 micromammiferi (ricatture incluse), suddivisi a seconda del tipo di trappola da cui sono stati catturati come riportato in Figura 6.

Figura 6. Numero di micromammiferi catturati e ricatturati durante lo studio, divisi per tipologia di trappola



Anche se le trappole LOT hanno catturato un numero di individui maggiore rispetto agli altri due tipi di trappola, bisogna considerare che sono state utilizzate in numero doppio rispetto alle altre. Non sono quindi emerse differenze statisticamente significative dell'efficienza relativa dei tre tipi di trappola (sia per le catture che per le ricatture, χ^2 test, gdl = 2, $P > 0,135$).

Complessivamente, la grande maggioranza delle catture (97.9% dei 140 individui differenti catturati almeno una volta) ha riguardato *Apodemus sylvaticus*,

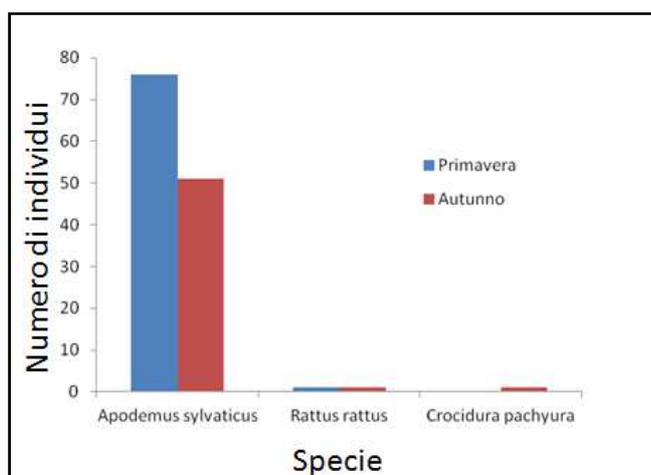
mentre solamente altre due specie (*Rattus rattus* e *Crocidura pachyura*) sono state catturate in modo occasionale (Tabella 5).

Tabella 5. Riassunto del numero di micromammiferi catturati e ricatturati complessivamente durante il presente studio.

	N. catture	N. ricatture
<i>Apodemus sylvaticus</i>	137	85
<i>Rattus rattus</i>	2	1
<i>Crocidura pachyura</i>	1	0

Poiché il numero di individui catturati di *Rattus rattus* e *Crocidura pachyura* è troppo basso per qualsiasi tipo di analisi statistica, ci si limiterà all'elaborazione dei dati riguardanti *Apodemus sylvaticus*.

Figura 7. Distribuzione del numero di individui catturati in relazione alla specie e alla sessione di trappolamento.



La sessione primaverile è risultata significativamente più proficua di quella autunnale per il numero complessivo di individui catturati ($\chi^2 = 4,922$, gdl = 1, $P < 0,027$; Figura 10). Tuttavia, durante la sessione autunnale sono state catturate tre specie di micromammiferi, mentre in quella primaverile solo due specie (Figura 7).

La distribuzione delle catture di micromammiferi per ogni comprensorio forestale, ed in funzione della tipologia di bosco di ciascun transetto, durante le due sessioni di trappolamento (primavera e autunno), è riportata in Tabella 6.

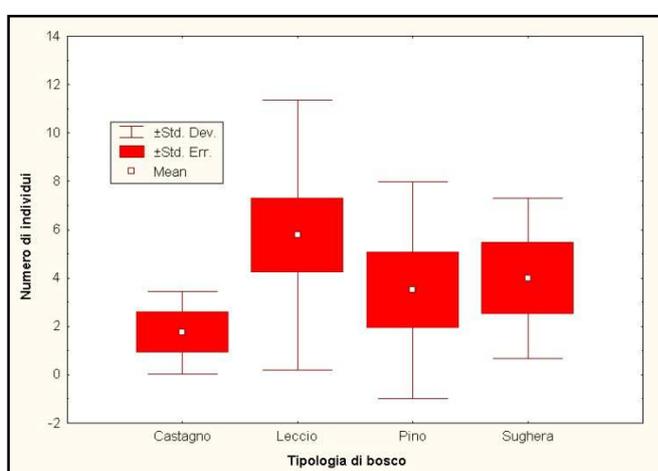
Tabella 6. Distribuzione delle catture di micromammiferi per ogni comprensorio forestale, in funzione della tipologia boschiva di ciascun transetto, durante le due sessioni di trappolamento (primavera e autunno). A.s. = *Apodemus sylvaticus*; R.r. = *Rattus rattus*; C.p. = *Crocidura pachyura*.

Complesso Forestale	Sito	Tipologia di bosco	n° catture prima sessione	n° catture seconda sessione
Montes	MO1	Leccio. Ceduo avviato a fustaia	0	1 A.s.
	MO2	Pino. Fustaia matura	2 A.s.	0
	MO4	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	12 A.s.	0
Alase	AL1	Castagno. Fustaia evoluzione naturale	4 A.s.	1 C.p.
	AL2	Castagno. Gestito-impianto	2 A.s.	0
	AL3	Sughera. Fustaia evoluzione naturale	6 A.s.	3 A.s.
Montarbu	MA1	Leccio. Ceduo avviato a fustaia	2 A.s.	0
	MA2	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	9 A.s + 1 R.r.	4 A.s.
	MA3	Pino. Fustaia giovane	3 A.s.	0
	MA4	Pino. Fustaia matura	11 A.s.	0
Monte Arci	AR1	Leccio. Fustaia gestita	1 A.s.	13 A.s.
	AR2	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	1 A.s.	13 A.s. + 1 R.r.
	AR4	Leccio. Incendio 1980	2 A.s.	6 A.s.
Marganai	MG1	Leccio. Ceduo avviato a fustaia	0	2 A.s.
	MG2	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	0	2 A.s.
	MG3	Sughera. Aperta gestita	0	3 A.s.
Limbara	LI1	Pino. Fustaia di conifere	2 A.s.	0
	LI2	Sughera. Fustaia evoluzione naturale	0	0
	LI3	Sughera. Fustaia gestita giovane	1 A.s.	4 A.s.
Goceano	GO1	Castagno. Fustaia evoluzione naturale	0	0
	GO2	Castagno. Fustaia gestita	1 A.s.	0
	GO3	Sughera. Fustaia evoluzione naturale	3 A.s.	0
Tepilora/Castrazza	TE1	Pino. Fustaia conifere giovane	0	0
	TE2	Pino. Fustaia conifere vecchia	0	0
Is Cannoneris	IC1	Leccio. Ceduo avviato a fustaia	0	0
	IC2	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	0	0
	IC3	Pino. Pineta aperta	8 A.s.	2 A.s.
Sette Fratelli	SF1	Leccio. Ceduo avviato a fustaia	2 A.s.	1 A.s.
	SF2	Leccio. Fustaia evoluzione naturale	4 A.s.	0
	SF3	Pino. Pineta densa.	0	0

Effetto della tipologia di bosco

Dividendo i vari transetti nelle tipologie grossolane di bosco (ovvero, senza tener da conto il tipo di gestione), sono stati effettuati, in ciascuna delle due sessioni di campionamento, un totale di 4 transetti nella tipologia 'Castagno', 13 nel 'Leccio', 8 nel 'Pino' e 20 nella 'Sughera'. Pertanto, nel comparare il numero di catture per tipologia di bosco, abbiamo applicato una 'One-Way ANOVA' con le catture nei vari transetti come variabile dipendente e le quattro tipologie di bosco come 'grouping variable'. Mediante questa analisi, non è stata riscontrata alcuna differenza significativa tra le tipologie boschive per quanto concerne il numero di individui catturati per transetto (one-way ANOVA: $F_{3,26} = 0,911$, $P = 0,449$), per quanto la tipologia 'Leccio' abbia mostrato un maggior numero di catture rispetto alle altre tipologie boschive (Figura 8).

Figura 8. Variazione media (e relative misure di dispersione) nel numero di individui catturati per transetto in base alle quattro tipologie di bosco. Per i risultati statistici, si veda il testo.

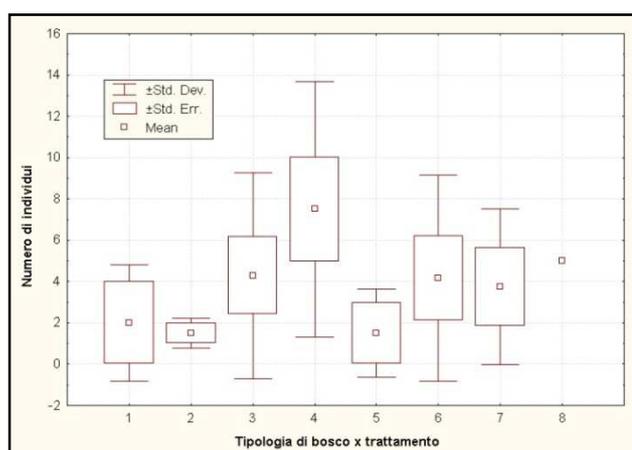


Applicando la stessa analisi alle otto tipologie di habitat ottenute dall'interazione tra tipologia di bosco x trattamento gestionale, ancora una volta non si è ottenuta alcuna differenza significativa tra tipologie di habitat per quanto concerne il numero di micromammiferi catturati per transetto (one-way ANOVA: $F_{7,22} = 0,634$, $P = 0,723$).

In questo caso, tuttavia, un numero maggiore di catture si è riscontrato nella tipologia di habitat 'Leccio, fustaia ad evoluzione naturale' (Figura 9).

Figura 9. Variazione media (e relative misure di dispersione) nel numero di individui catturati per transetto in base alle otto tipologie di habitat ottenute dall'interazione tra tipologia di bosco x trattamento gestionale. Per i risultati statistici, si veda il testo. Legenda: 1 = Castagno, fustaia ad evoluzione naturale; 2 = Castagno, fustaia gestita; 3 = Leccio, ceduo avviato a fustaia; 4 = Leccio, fustaia ad evoluzione naturale; 5 = Pino, fustaia giovane; 6 = Pino, fustaia vecchia; 7 = Sughera, fustaia gestita giovane; 8 = Sughera, fustaia ad evoluzione naturale

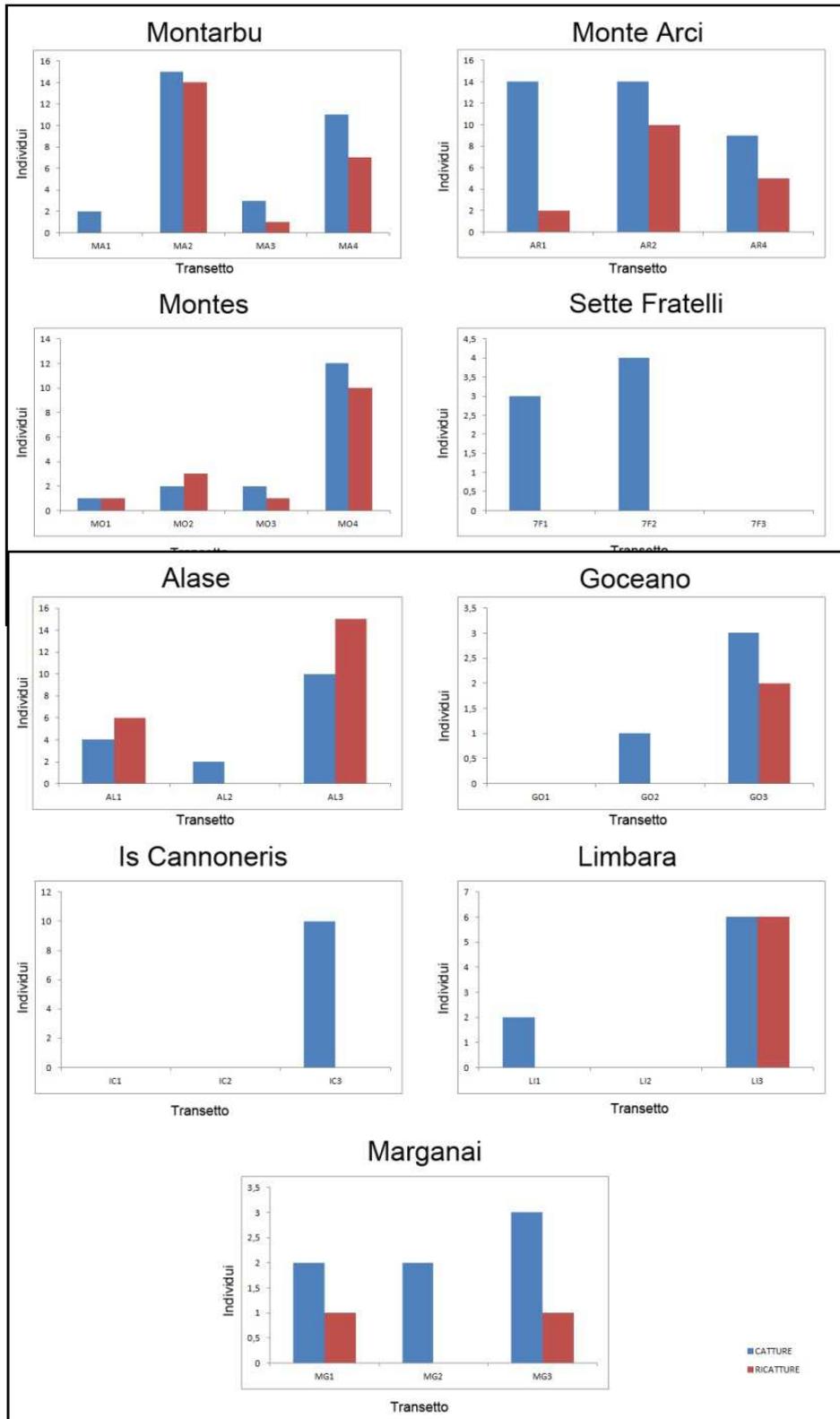
Complessivamente, i risultati ottenuti a livello regionale (vedi Figure 8 e 9), anche se non sono state evidenziate differenze significative, suggeriscono che la tipologia boschiva 'Leccio' associata alla tipologia di trattamento 'fustaia ad evoluzione naturale' è quella più idonea ad ospitare le popolazioni di roditori forestali.



Risultati per comprensorio

I risultati ottenuti in ciascun comprensorio, divisi tra catture e ricatture e per transetti, sono presentati graficamente in Figura 10.

Figura 10. Riassunto dei risultati ottenuti sul trappolamento effettuato in ciascun comprensorio, divisi tra numero di esemplari catturati (in blu) e ricatturati (in rosso) e divisi per transetti.



Questi dati e le successive analisi si riferiscono unicamente ad *Apodemus sylvaticus*, dal momento che le catture relative alle altre specie sono state troppo poche per una qualsiasi analisi statistica. Manca dalla Figura 10 il comprensorio Tepilora/Crastazza in quanto non è stata effettuata alcuna cattura in ciascuna delle due sessioni di studio. Sono riepilogati sotto i risultati dell'analisi fatta per ogni comprensorio e transetto con i modelli di cattura e ricattura chiusi.

Alase

Transetto AI1: tutti i modelli hanno fornito una identica stima di dimensione della popolazione, N (4 in primavera e 0 in autunno; Tabella 7).

Tabella 7. Stima della popolazione per il transetto AI1

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	4	0,3924	5	4
M_h	4	1,323	12	4
Chao M_t	4	1,323	12	4
Chao M_{th}	4	0	4	4
Petersen-Schnabel	4	0,3924	5	4
Autunno				
Tutti i modelli	0			

Transetto AI2: i dati ottenuti non permettono di ottenere modelli di stima della popolazione, data l'assenza di ricatture (vedi Figura 10).

Transetto AI3: tutti i modelli demografici applicati hanno dato un identico valore sia per la primavera che l'autunno (Tabella 8).

Tabella 8. Stima della popolazione per il transetto AI3

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	7	0	7	7
M_h	7	0,5358	11	7
Chao M_t	7	0,4629	7	7
Chao M_{th}	7	0	7	7
Petersen-Schnabel	7	0,0044	7	7
Autunno				
M_o	3	0,4107	4	3
M_h	3	0	3	3
Chao M_t	3	0	3	3
Chao M_{th}	3	0,5367	6	3
Petersen-Schnabel	3	0	3	3

Goceano

Transetto GO1: non sono state effettuate catture (vedi figura 11), per cui non è stato possibile fare alcuna analisi statistica.

Transetto GO2: malgrado siano stati catturati due individui di *Apodemus sylvaticus*, non è stata effettuata alcuna ricattura. Pertanto, non sono state fatte analisi demografiche.

Transetto GO3: è stato possibile ottenere stime di dimensione di popolazione solo per la primavera (nessuna cattura effettuata in autunno). Le stime di popolazione per la primavera sono state leggermente discordanti (3 e 4; Tabella 9); tuttavia, il modello Chao M_{th} è stato scartato in quanto meno affidabile (intervallo di confidenza troppo ampio).

Tabella 9. Stima della popolazione per il transetto GO3

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
Mo	3	0,8563	4	3
Mh	3	0	3	3
Chao Mt	3	0	3	3
Chao Mth	4	7,949	58	4
Petersen-Schnabel	3	0,8563	4	3
Autunno				
Tutti i modelli	0			

Is Cannoneris

Per quanto concerne questo comprensorio, non è stato possibile stimare la dimensione di popolazione a causa dell'assenza di ricatture (Figura 10). Nel transetto IC3, limitatamente al periodo primaverile, sono stati catturati numerosi individui (anche in rapporto al numero di catture effettuate nei vari transetti degli altri comprensori). Questo dato, accompagnato dal numero nullo di ricatture, fa concludere che in almeno un transetto di questo comprensorio la densità degli *Apodemus sylvaticus* sia elevata.

Limbara

Transetti L1 e L2: in entrambi questi transetti non è stato effettuato un numero di catture/ricatture sufficiente a stimare la dimensione della popolazione, sia per il trappolamento primaverile sia quello autunnale (Figura 10).

Transetto L3: durante il trappolamento primaverile è stato catturato un unico individuo, mai ricatturato. Pertanto, la dimensione della popolazione primaverile non può essere stimata. Il sommario dei dati relativi alla stima della popolazione durante il periodo autunnale è riportato in Tabella 10. Anche in questo caso tutti i modelli hanno fornito stime di popolazione identiche.

Tabella 10. Stima della popolazione per il transetto L3

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
Tutti i modelli	0			
Autunno				
M _n	5	0,615	6	5
M _h	5	0,5358	9	5
Chao M _t	5	0,4472	5	5
Chao M _{th}	5	0,5721	5	5
Petersen-Schnabel	5	0,00378	5	5

Marganai

Transetto MG1: le stime della dimensione della popolazione non sono calcolabili per il periodo primaverile (un solo individuo catturato con nessuna ricattura). Per l'autunno, tutti i modelli hanno fornito la medesima stima (Tabella 11).

Tabella 11. Stima della popolazione per il transetto MG1

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
Tutti i modelli	0			
Autunno				
M _n	2	0,2775	2	2
M _h	2	0	2	2
Chao M _t	2	0,2775	2	2
Chao M _{th}	2	0	2	2
Petersen-Schnabel	2	0,2775	2	2

Transetto MG2: non è stato possibile stimare la dimensione di popolazione a causa dell'assenza di ricatture, sia per il periodo primaverile sia quello autunnale (Figura 10).

Transetto MG3: il sommario dei dati relativi alla stima della popolazione chiusa è riportato, rispettivamente, in Tabella 12. In primavera, tutti i modelli hanno fornito identiche stime di dimensione della popolazione; in autunno i valori sono risultati lievemente discordanti (range 3-5), ma in ogni caso tutti congruenti nel rango 'bassa densità' secondo quanto esposto nei Materiali e Metodi.

Tabella 12. – Stima della popolazione per il transetto MG3

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	1	0,3426	1	1
M_h	1	0	1	1
Chao M_t	1	0	1	1
Chao M_{th}	1	0,0001	1	1
Petersen-Schnabel	1	0	1	1
Autunno				
M_o	4	1,983	16	4
M_h	5	3,742	25	4
Chao M_t	3	0,8116	3	3
Chao M_{th}	3	1,087	10	3
Petersen-Schnabel	3	0,0027	3	3

Montarbu

Transetto MA1: non è stato possibile calcolare alcuna stima di popolazione a causa dell'assenza di ricatture, sia relative al periodo primaverile sia a quello autunnale (Figura 10).

Transetto MA2: le stime della dimensione della popolazione, ottenute secondo i vari modelli e nei due periodi di studio, sono riportate in Tabella 13. I valori di dimensione della popolazione stimati dai vari modelli hanno differito lievemente nel periodo primaverile (range 10-12), mentre sono risultati identici nel periodo autunnale. Il modello più attendibile, per la primavera, è Petersen-Schnabel, che ha fornito una stima di 10 individui.

Tabella 13. Stima della popolazione per il transetto MA2

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	11	1,738	20	11
M_h	12	2,646	24	11
Chao M_t	11	1,569	18	11
Chao M_{th}	11	1,704	21	11
Petersen-Schnabel	10	0,5514	13	10
Autunno				
M_o	3	0,1836	3	3
M_h	3	0	3	3
Chao M_t	3	0	3	3
Chao M_{th}	3	0	3	3
Petersen-Schnabel	3	0,00293	3	3

Transetto MA3: la stima della dimensione della popolazione, ottenuta secondo i vari modelli e nel periodo primaverile, è riportata in Tabella 14. Le stime hanno differito lievemente a seconda dei modelli (range 3-5), ma con i valori sempre congruenti nella categoria 'bassa densità' secondo quanto esposto nei Materiali e Metodi. Durante il periodo autunnale non è stata ottenuta alcuna cattura e pertanto la dimensione della popolazione non è calcolabile.

Tabella 14. Stima della popolazione per il transetto MA3

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	4	1,983	16	4
M_h	5	3,742	25	4
Chao M_t	3	0,8165	3	3
Chao M_{th}	3	5,468	32	3
Petersen-Schnabel	4	1,983	16	4
Autunno				
Tutti i modelli	0			

Transetto MA4: la stima della dimensione della popolazione ottenuta secondo i vari modelli nel periodo primaverile è riportata in Tabella 15. Durante il periodo autunnale non è stata ottenuta alcuna cattura e pertanto la dimensione della popolazione non è risultata calcolabile.

Tabella 15. Stima della popolazione per il transetto MA4

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_o	13	2,622	25	12
M_h	17	6,481	45	13
Chao M_t	15	3,512	29	13
Chao M_{th}	12	2,025	23	12
Petersen-Schnabel	13	1,679	20	12
Autunno				
Tutti i modelli	0			

Per quanto concerne il periodo primaverile, si è osservata una notevole discrepanza tra le stime ottenute dai vari modelli, con la stima più attendibile (13 individui) che è stata fornita dai modelli Petersen-Schnabel ed M_o . Sebbene i vari modelli abbiano restituito stime di densità lievemente diverse, tutti hanno fornito stime congruenti con la categoria 'alta densità' secondo quanto esposto nei Materiali e metodi.

Monte Arci

Transetto AR1: le stime della dimensione della popolazione non sono calcolabili per il periodo primaverile (1 solo individuo catturato con nessuna ricattura). Le stime della dimensione della popolazione ottenute secondo i vari modelli, relativamente al periodo autunnale, sono riportate in Tabella 16. Il modello Chao M_{th} ha fornito la stima migliore. Tuttavia, tutti i modelli hanno fornito stime congruenti con la categoria 'alta densità' secondo quanto esposto nei Materiali e metodi.

Tabella 16. Stima della popolazione per il transetto AR1

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
Tutti i modelli	0			
Autunno				
M_o	38	22,17	124	20
M_h	43	28,64	158	20
Chao M_t	30	13,14	78	19
Chao M_{th}	14	2,24	29	14
Petersen-Schnabel	31	14,86	87	18

Transetto AR2: le stime della dimensione della popolazione non sono calcolabili per il periodo primaverile (1 solo individuo catturato con nessuna ricattura). Per il periodo autunnale tutti i modelli hanno fornito una stima di popolazione identica ($n = 15$).

Tabella 17. Stima della popolazione per il transetto AR2

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
Tutti i modelli	0			
Autunno				
M_n	15	2,583	27	16
M_h	15	4,84	39	16
Chao M_t	15	2,279	28	15
Chao M_{th}	15	0	15	15
Petersen-Schnabel	15	0,9718	19	15

Transetto AR4: le stime della dimensione della popolazione, ottenute secondo i vari modelli e nei due periodi di studio, sono riportate in Tabella 18. Il modello più attendibile è Petersen-Schnabel, che ha fornito una stima di 7 individui in autunno. Durante la sessione autunnale i modelli hanno generalmente restituito una stima di popolazione congruente con la definizione di 'media densità', mentre in primavera la densità è risultata bassa.

Tabella 18. Stima della popolazione per il transetto AR4

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_n	2	0,4845	3	2
M_h	2	0	2	2
Chao M_t	2	0	2	2
Chao M_{th}	2	0	2	2
Petersen-Schnabel	2	0	2	2
Autunno				
M_n	8	2,366	19	7
M_h	14	11,66	71	8
Chao M_t	9	4	28	8
Chao M_{th}	7	1,61	16	7
Petersen-Schnabel	7	0,8456	11	7

Montes

Transetto MO1: è stato catturato un solo individuo durante la sessione autunnale (Figura 10). Malgrado questo individuo sia stato ricatturato in una circostanza, non è stato possibile effettuare alcun calcolo di dimensione di popolazione.

Transetto MO2: la stima della dimensione della popolazione ottenuta secondo i vari modelli per il periodo primaverile è riportata in Tabella 19. Tutti i modelli hanno fornito una stima di popolazione identica. Durante il periodo autunnale non è stata ottenuta alcuna cattura e pertanto la dimensione della popolazione non è calcolabile.

Tabella 19. Stima della popolazione per il transetto MO2

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_n	2	0,2775	2	2
M_h	2	0	2	2
Chao M_t	2	0	2	2
Chao M_{th}	2	0,5259	5	2
Petersen-Schnabel	2	0,2775	2	2
Autunno				
Tutti i modelli	0			

Transetto MO4: la stima della dimensione della popolazione, ottenuta secondo i vari modelli nel periodo primaverile è riportata in Tabella 20. Durante il periodo autunnale non è stata ottenuta alcuna cattura e pertanto la dimensione della popolazione non è calcolabile. Per il periodo primaverile le stime ottenute dai vari modelli hanno differito notevolmente, quantunque siano state tutte conformi nel fornire valori di

abbondanza abbastanza elevati (range 10-16). I modelli più attendibili sono M_0 e Petersen-Schnabel, con una stima di 10 individui. I modelli in generale hanno fornito stime congruenti con la categoria 'alta densità' secondo i criteri esposti nei Materiali e Metodi.

Tabella 20. Stima della popolazione per il transetto MO4

Modello	N	Err. St.	Upper 95% conf. Int.	Lower 95% conf. int
Primavera				
M_0	10	1,213	18	10
M_h	16	7,552	50	12
Chao M_t	14	3,772	29	12
Chao M_{th}	11	0	11	11
Petersen-Schnabel	10	0,3426	12	10
Autunno				
Tutti i modelli	0			

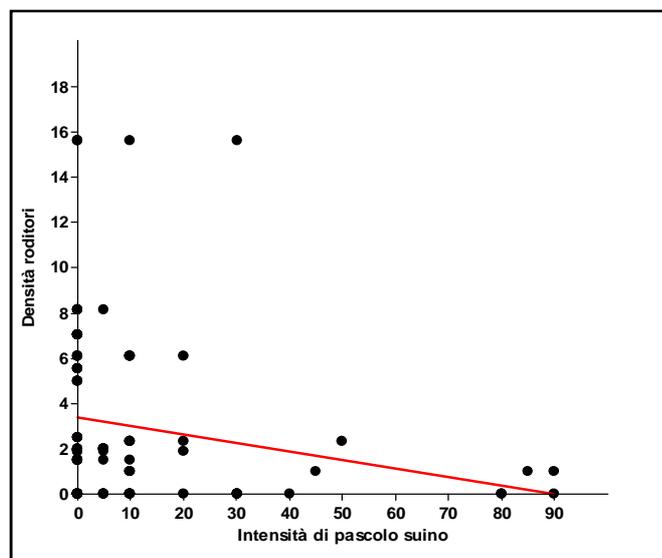
Sette Fratelli

Per nessuno dei tre transetti sono state ottenute ricatture (Figura 10), per cui non è stato possibile stimare la dimensione della popolazione.

Relazioni tra densità di *Apodemus sylvaticus* e variabili ambientali

Si è osservata una relazione lineare inversa, e statisticamente significativa, tra intensità del pascolo suino e densità dei topi selvatici in ciascun transetto ($r^2 = 0,370$, $P = 0,0399$; Figura 11).

Figura 11. Relazione tra intensità del pascolo suino e densità dei roditori per transetto. Per i dettagli statistici si veda il testo.



Al fine di valutare se la densità dei topi selvatici in ciascun transetto sia correlata alla disponibilità delle cavità apparentemente frequentate da micromammiferi (vedi metodi) (tane), si è in partenza valutato se il numero delle tane fosse correlato alla percentuale di presenza di roccia in ciascun transetto. Il risultato dell'analisi di correlazione multipla tra la percentuale di roccia e le quattro variabili quantificate nell'ambito della categoria 'rifugi' ha dimostrato l'esistenza di una correlazione significativa tra la percentuale di roccia e tre di queste variabili (cav. legno – $r = 0,44$, $P < 0,01$; cav. massi – $r = 0,42$, $P < 0,01$;

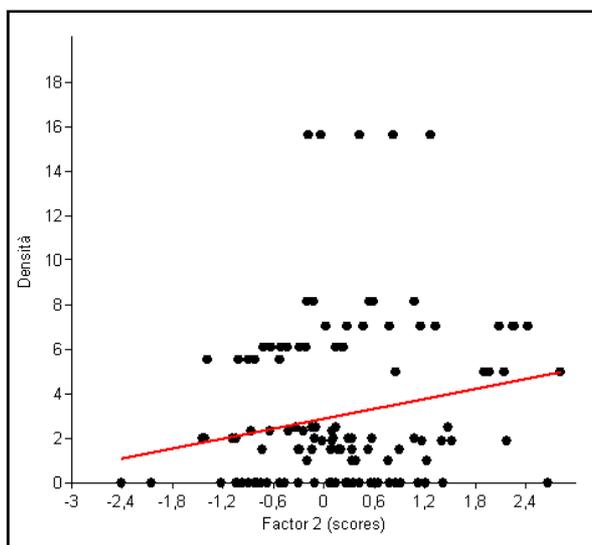
cumuli di pietra – $r = 0,25$, $P < 0,05$). Pertanto, si sono recuperati gli scores derivanti dall'analisi multivariata prodotta dalle variabili suddette, che sono stati correlati alla densità di topi osservata in ciascun transetto (Appendice 2).

La densità dei micromammiferi per transetto è risultata correlata in modo statisticamente significativo sia col fattore 1 ($r = 0,174$, ANOVA $F = 3,047$, $P < 0,00001$) sia col fattore 2 ($r = 0,144$, ANOVA $F = 2,063$, $P < 0,00001$). Questo dimostra che la conta del numero di rifugi, e in assenza di questi della percentuale di area rocciosa, può essere considerato un buon 'proxy' della misura della densità dei micromammiferi mediante trappolamento. La presenza di superfici rocciose affioranti con spaccature potrebbe inoltre fornire rifugi più

stabili e sicuri per i micro mammiferi, con effetti positivi sulla loro abbondanza. Molte tane sono state infatti osservate nelle spaccature della roccia o sotto massi di notevoli dimensioni.

Per quanto concerne le variabili riguardanti la quantità di legno morto a terra, queste sono fra di loro statisticamente correlate (multiple $r = 0,893$, $F = 153,15$, $P < 0,000001$). Pertanto, si è proceduto ad eseguire una PCA al fine di scegliere gli scores da utilizzare per l'analisi di correlazione con la densità dei micromammiferi (Appendice 3). Gli scores derivanti da tale analisi multivariata non sono risultati significativamente correlati con la densità dei micromammiferi per transetto ($r = 0.036$, $P = 0.692$). Lo stesso risultato è stato anche ottenuto effettuando l'analisi sui dati suddivisi per tipologia di bosco (in tutti i casi, almeno $P > 0,710$). Procedendo allo stesso tipo di analisi con le variabili relative alla quantità di legno morto in piedi (si veda l'appendice 4 per quanto concerne gli scores recuperati dalla PCA), si è osservato che la quantità di legno morto in piedi non ha avuto alcuna influenza sulla densità dei roditori ($r = 0,096$, $P = 0,293$). Stesso risultato è stato ottenuto effettuando l'analisi sui dati suddivisi per tipologia di bosco (in tutti i casi, almeno $P > 0,155$).

Figura 12. Relazione tra composizione-struttura del suolo (scores relativi al Factor 2 della PCA di partenza) e densità dei roditori per transetto. Per i dettagli statistici si veda il testo.



Anche le variabili sulla composizione-struttura del suolo (escludendo il pascolo suino e la copertura rocciosa, considerate precedentemente) sono risultate tra loro statisticamente collineari (ad esempio: altezza in cm della lettiera contro ramaglie: $r = 0,20$, $P < 0,05$; altezza in cm della lettiera contro % erba: $r = 0,40$, $P < 0,01$). Pertanto, anche in questo caso, sono stati recuperati (ed usati per le analisi) gli scores della PCA tra tutte le variabili descrittive della composizione-struttura del suolo (Appendice 5). La densità dei topi non è risultata significativamente correlata con gli scores relativi al Factor 1 ($r = -0.028$, $P = 0.753$), mentre lo è positivamente con gli scores relativi al Factor 2 ($r = 0,194$, $P = 0,031$; Figura 12).

Se si esamina la significatività e il segno delle correlazioni delle singole variabili di composizione-struttura del suolo con i due fattori estratti dalla PCA (Tabella 21), risulta evidente che la densità dei roditori è stata influenzata positivamente solo da due variabili (% suolo e ceppaie)

Tabella 21. Riassunto del segno e della significatività delle correlazioni delle singole variabili descrittive di 'composizione-struttura del suolo' in relazione agli scores estratti dai primi due fattori di una PCA. Simboli: 0 = nessuna correlazione; - = correlazione significativamente negativa tra variabile e fattore; + = correlazione statisticamente significativa tra variabile e fattore.

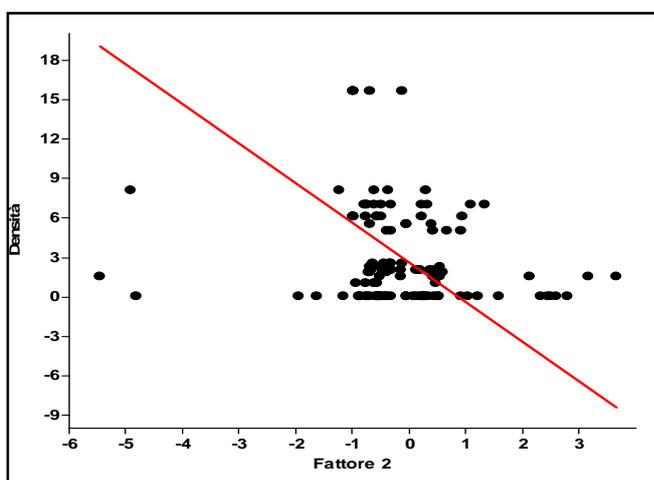
Variabile	Fattore 1	Fattore 2
lettiera H	0	0
lettiera %	+	0
frasche H	+	0
frasche %	0	0
erba %	0	0
suolo %	0	+
muschio %	0	0
ceppaie %	0	+

Per quanto riguarda le variabili che descrivono la copertura arborea dei vari transetti, anche in questo caso esse sono risultate significativamente collineari ($r = 0,349$, $F = 2,414$, $P < 0,00001$). Pertanto, anche in questo caso si è proceduto al recupero degli scores fattoriali ottenuti mediante una PCA inclusiva di tutte le variabili in questione (Appendice 6). La densità dei topi è risultata non correlata agli scores di ciascuno dei due fattori estratti dalla PCA (Factor 1: $r = 0,019$, $P = 0,826$; Factor 2: $r = -0,0053$, $P = 0,953$).

Per quanto riguarda le variabili che descrivono la copertura arbustiva dei vari transetti, anche in questo caso esse sono risultate significativamente collineari ($r = 0,614$, $F = 11,41$, $P < 0,0131$). Pertanto, anche in questo caso si è proceduto al recupero degli scores fattoriali ottenuti mediante una PCA inclusiva di tutte le variabili in questione (Appendice 7).

La densità dei topi non è risultata correlata agli scores relativi al Fattore 1 ($r = -0,055$, $P = 0,542$), mentre è risultata marginalmente significativa (e quindi influenzata negativamente) dagli scores relativi al Fattore 2 ($r = -0,175$, $P = 0,051$; Figura 13).

Figura 13. Relazione tra copertura arbustiva (scores relativi al Factor 2 della PCA di partenza) e densità dei roditori per transetto. Per i dettagli statistici si veda il testo.



Se si esamina la significatività e il segno delle correlazioni delle singole variabili di copertura arbustiva con i due fattori estratti dalla PCA (Appendice 7), risulta evidente che la densità dei roditori è stata influenzata negativamente dall'altezza e dalla percentuale di *Rubus ulmifolius* in ciascun transetto, mentre è stata influenzata positivamente dalla percentuale di *Erica arborea* (Tabella 22).

Tabella 22- Riassunto del segno e della significatività delle correlazioni delle singole variabili descrittive di 'composizione-struttura del suolo' in relazione agli scores estratti dai primi due fattori di una PCA. Simboli: 0 = nessuna correlazione; - = correlazione significativamente negativa tra variabile e fattore; + = correlazione statisticamente significativa tra variabile e fattore; H = altezza.

Variabile	Fattore 1	Fattore 2
<i>Rubus H</i>	0	+
<i>Rubus %</i>	0	+
<i>Pyrus H</i>	+	0
<i>Pyrus %</i>	+	0
<i>Erica H</i>	+	0
<i>Erica %</i>	+	-

In sintesi, la densità dei roditori in ciascun transetto è correlata positivamente e significativamente a: 1) numero dei rifugi (n° di cavità e % di copertura rocciosa), 2) % suolo, 3) numero di ceppaie e 4) % *Erica arborea*. La densità dei topi è risultata invece inversamente correlata a: 1) intensità del pascolo di *Sus scrofa*, 2) altezza di *Rubus ulmifolius* e 3) % *Rubus ulmifolius*.

Analisi dei micromammiferi rinvenuti nelle cassette nido

Complessivamente, il successo di colonizzazione da parte di micromammiferi delle cassette nido è risultato modesto, nonostante il cospicuo numero di cassette nido utilizzate (n = 300). Più nel dettaglio, solo le cassette nido del comprensorio Monte Arci sono state in qualche misura colonizzate. In effetti, solamente una cassetta nido nel transetto AR1 (leccio a fustaia gestita), due cassette nido nel transetto AR2 (leccio con fustaia ad evoluzione naturale) e una cassetta nido nel transetto AR4 (leccio, con incendio avvenuto nel 1980) sono state colonizzate, e l'unica specie colonizzatrice è stata *Apodemus sylvaticus* (Figura 14). Indagini successive (primavera 2014) hanno tuttavia evidenziato una maggiore percentuale di colonizzazione delle stesse cassette nido (studi in corso di svolgimento).

Figura 14. Esemplari di *Apodemus sylvaticus* osservati all'interno delle cassette nido nel comprensorio Monte Arci.



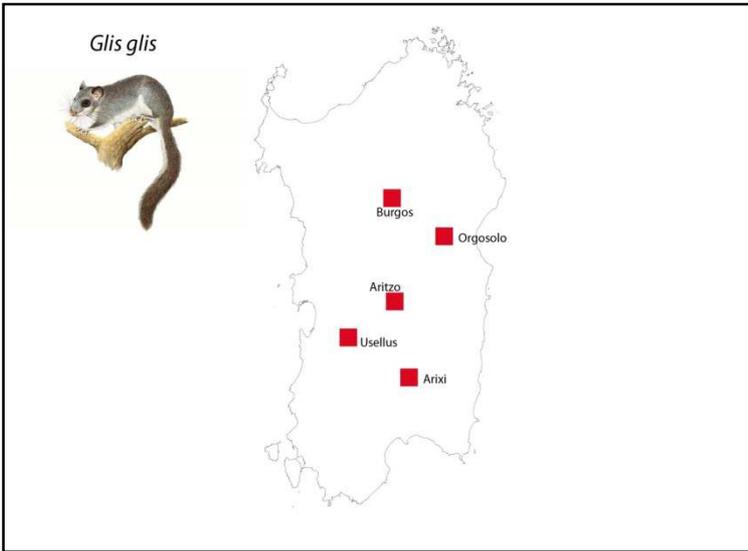
Analisi dei questionari

Purtroppo, non è stato possibile avere un quadro dettagliato delle osservazioni fatte nei vari comprensori in quanto solo per alcune località sono pervenute le schede debitamente compilate. In ogni caso, le schede pervenute hanno fornito utili dati di presenza delle specie target (*Eliomys quercinus*, *Glis glis*, *Erinaceus europaeus*) con dettagli identificativi della specie osservata che non ammettono dubbi di sorta. I nuovi dati distributivi ottenuti sono riassunti in Tabella 23.

Tabella 23. Nuovi record distributivi ottenuti mediante l'analisi dei questionari.

COMPLESSO	LOCALITA'	SPECIE
Montes	Monte San Giovanni	<i>Eliomys quercinus</i>
Montes	Monte Novo	<i>Eliomys quercinus</i>
Goceano	Monte Pisano	<i>Eliomys quercinus</i>
Is Cannoneris	Sebera	<i>Eliomys quercinus</i>
Sette Fratelli	Sa Idda Eccia	<i>Eliomys quercinus</i>
Monte Arci	Pisanellus, Usellus	<i>Eliomys quercinus</i>
Monte Arci	Roia Perdosa	<i>Eliomys quercinus</i>
Monte Arci	Su pranu sa mesa	<i>Eliomys quercinus</i>
Monte Arci	Lostincus, Morgongiori	<i>Eliomys quercinus</i>
Monte Arci	Tripia Luxia, Morgongiori	<i>Eliomys quercinus</i>
Alase	Alase	<i>Glis glis</i>
Monte Arci	Monte Testa, Usellus	<i>Glis glis</i>
Montes	Coneai	<i>Glis glis</i>
Goceano	Burgos	<i>Glis glis</i>
Montes	Figu Niedda	<i>Erinaceus europaeus</i>
Montes	Su Thurihe	<i>Erinaceus europaeus</i>
Sette Fratelli	Campuomu, Sinnai	<i>Erinaceus europaeus</i>

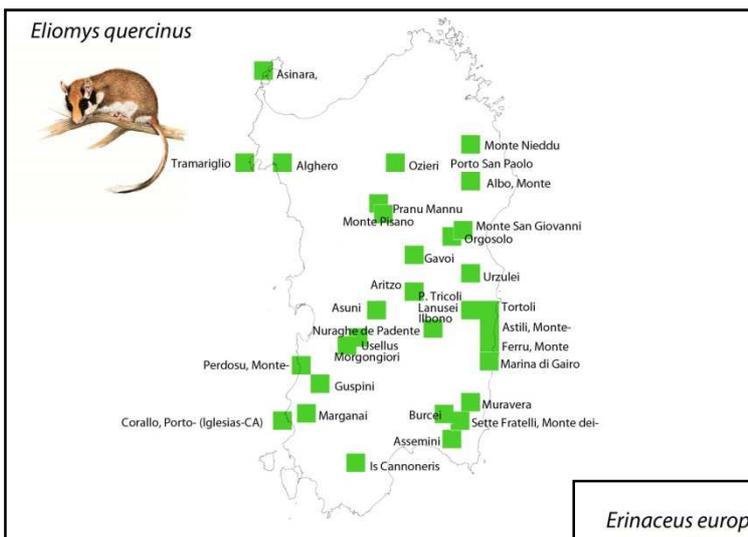
Figura 15. Mappa di distribuzione del ghiro in Sardegna, utilizzando sia i dati disponibili in letteratura sia quelli originali ottenuti in questo studio.



Pertanto, per tutte e tre le specie target, è stato possibile ottenere una mappa di distribuzione a livello regionale significativamente più accurata e completa di quanto noto finora. Per quanto concerne il ghiro, i nuovi dati di presenza rivelano una distribuzione assai più ampia di quanto noto nella Sardegna centrale (Figura 15).

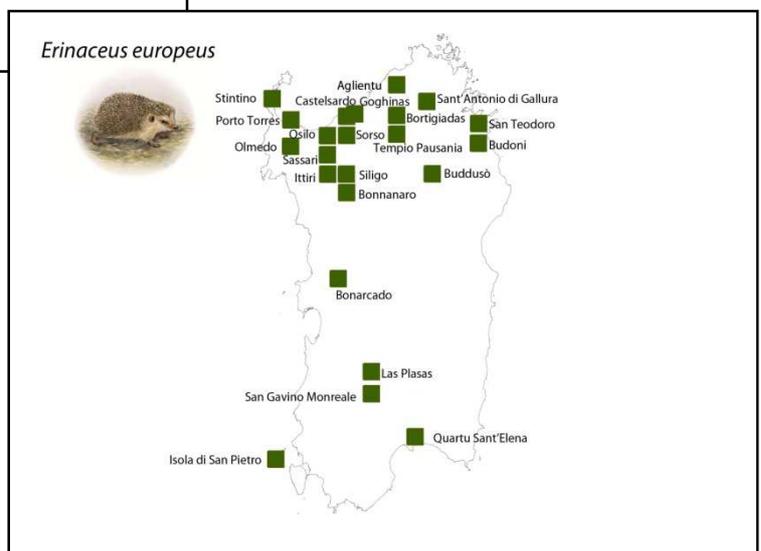
Per l'*Eliomys quercinus*, i dati confermano quanto già noto, peraltro indicando una cospicua presenza della specie anche nelle aree sud-occidentali, sud-orientali e centrali della regione ove in precedenza non era nota (Figura 16).

Figura 16. Mappa di distribuzione del topo quercino in Sardegna, utilizzando sia i dati disponibili in letteratura sia quelli originali ottenuti in questo studio.



Per quanto concerne il riccio, i pochi dati originali confermano il quadro distributivo noto (Figura 17), ma che certamente non riflette l'ampia distribuzione che la specie dovrebbe avere a livello regionale.

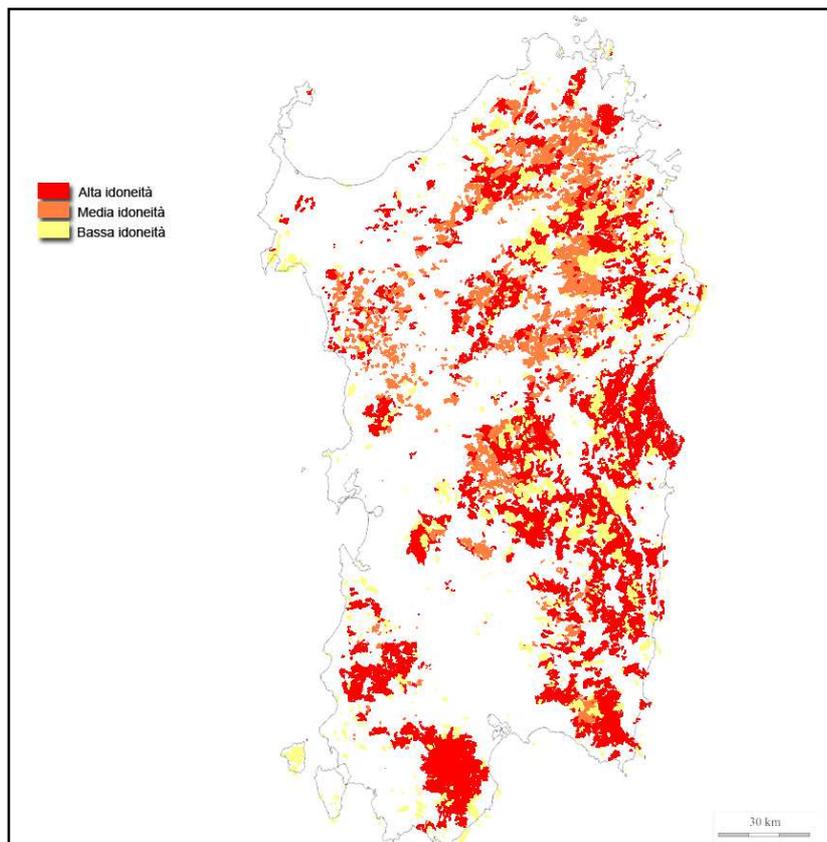
Figura 17. Mappa di distribuzione del riccio in Sardegna, utilizzando sia i dati disponibili in letteratura sia quelli originali ottenuti in questo studio.



Carta di idoneità ambientale basata sui dati di densità

E' stato possibile costruire una carta di idoneità ambientale basata sui dati di densità solo per quanto concerne *Apodemus sylvaticus* (Figura 18). Gli shape files utilizzati provengono dal database cartografico della regione Sardegna, disponibile sul sito <<http://www.sardegнатerritorio.it>>.

Figura 18. Carta di idoneità ambientale basata sui dati di densità per *Apodemus sylvaticus*



La presenza dei siti ad alta idoneità ambientale di *Apodemus sylvaticus* (Figura 18) è risultata significativamente associata con la presenza di *Eliomys quercinus* (riportata in Figura 16) ($r = 0.411$, $P < 0.0001$). Pertanto *Apodemus sylvaticus*, che è la specie di gran lunga dominante nei vari comprensori forestali considerati, può essere considerato un buon proxy per valutare anche l'idoneità delle varie aree forestali per quanto concerne *Eliomys quercinus*. Per quanto concerne le altre specie di micromammiferi del territorio regionale, non esistono evidenze statistiche che consentano di generalizzare i risultati ottenuti per *Apodemus sylvaticus*.

4. Discussione

4.1. Stato di conservazione dei micromammiferi forestali in Sardegna

Tutte le specie di micromammiferi presenti in Sardegna non sono minacciate secondo i criteri della IUCN (www.iucnredlist.org, versione 2012.2). Tuttavia, bisogna tener presente che la classificazione della IUCN è a livello specifico e tiene da conto dell'intero range distributivo. E' comunque possibile ed utile applicare tali criteri a livello di regione Sardegna (e.g. Grill et al., 2002), particolarmente per il Ghiro e il Quercino che mostrano popolazioni molto localizzate. L'applicazione dei criteri IUCN si basa essenzialmente su dati quantitativi delle popolazioni oppure sulle caratteristiche degli areali. In questo studio, vista la generale carenza di dati quantitativi, utilizziamo l'areale delle specie.

I nostri dati, affiancati dai risultati della mappa di idoneità ambientale, suggeriscono che *Apodemus sylvaticus* debba essere considerato specie 'di minor preoccupazione' (LC: Lower Concern), essendo ampiamente distribuito e localmente abbondante.

Per le altre specie è invece necessario considerare che i dati originali raccolti durante il nostro studio sono piuttosto limitati. Pertanto, in questa sede si tiene conto anche delle conoscenze bibliografiche disponibili.

Per quanto concerne *Glis glis*, la sua 'area of occupancy' in Sardegna è di 500 km² (dati estrapolati dalla figura 15 utilizzando il metodo del minimo poligono convesso tra i siti, usando il software DIVA-GIS per

calcolare la superficie nel modo più preciso possibile), ovvero il 2.1% di territorio disponibile occupato (superficie totale della regione: 24090 km²). Le località di presenza sono anche considerevolmente isolate l'una dall'altra. Inoltre, in ciascuna località, i record si riferiscono a singoli individui, per cui è possibile ritenere che le popolazioni siano assai poco numerose anche nelle aree di presenza. Questi tre criteri comportano la classificazione di questa specie, per la Sardegna, come 'In Pericolo' (EN: Endangered).

Per quanto concerne *Eliomys quercinus*, la sua 'area of occupancy' in Sardegna è di 3100 km² (dati estrapolati dalla figura 16), ovvero il 13% di territorio disponibile occupato. Pertanto, essendo tale valore superiore alla soglia indicata dall'IUCN per le specie minacciate, questa specie non rientra nelle tre categorie principali di minaccia (CR, EN, VU) e deve essere considerata 'Quasi Minacciata' (NT: Near Threatened) a livello regionale. Questa valutazione è ulteriormente confermata dalla relativa frammentazione dell'areale di questa specie a livello regionale.

Per quanto concerne *Erinaceus europaeus*, la sua 'area of occupancy' in Sardegna è di 2800 km² (dati estrapolati dalla figura 17), pari all' 11,6% di territorio disponibile occupato. Al contrario della specie precedente, è molto probabile che il riccio presenti una distribuzione molto più capillare all'interno del territorio regionale e che il suo areale sia considerevolmente sottostimato. Pertanto, si ritiene che questa specie debba essere considerata come LC sul territorio regionale.

Infine, per le altre specie, i dati raccolti sono così esigui da non poter esprimere alcuna valutazione definitiva sulla loro classificazione IUCN. Sulla base dei dati di letteratura (Amori et al., 2008), tutte le altre specie sembrerebbero classificabili come LC, con l'eccezione di *Crocidura pachyura* per la quale esistono così pochi dati che la specie meriterebbe ulteriori e più approfondite indagini, e che per il momento andrebbe classificata come 'carente di dati' (DD: Data Deficient).

4.2. Bassa diversità di micromammiferi nelle foreste sarde?

La principale evidenza del nostro studio è stata la dominanza, sia in termini di abbondanza numerica sia di distribuzione nel territorio, di *Apodemus sylvaticus*. Questa specie ha infatti rappresentato la specie principale tra quelle rinvenute nelle ingesta e nelle feci dei serpenti, mentre è stata superata numericamente da *Mus musculus* tra i resti provenienti dalle borre di barbagianni. In quest'ultimo caso, si deve supporre che la dominanza del *Mus musculus* sia dovuta al fatto che le borre sono state raccolte in relativa vicinanza ad aree antropizzate, dove la specie si stabilisce preferibilmente (Capizzi and Santini, 2007). Riguardo ad *Apodemus sylvaticus*, i nostri dati concordano con l'ipotesi secondo cui questa specie occupa pienamente anche la nicchia ecologica (= foreste) che nelle aree continentali è occupata dall'affine e strettamente forestale *Apodemus flavicollis* (Sarà and Casamento, 1993), quando quest'ultimo è assente, come in Sardegna.

La dominanza di *Apodemus sylvaticus* sulle altre specie potenzialmente presenti è risultata addirittura estrema durante le nostre sessioni di trappolamento. In effetti, *Rattus rattus* è stato catturato solo in due comprensori (Montarbu e Monte Arci) e in modo alquanto occasionale, e *Crocidura pachyura* è stata rinvenuta solo nel comprensorio di Alase. Per quanto riguarda *Rattus rattus*, va comunque segnalata la sua presenza, segnalata dal personale dell'Ente Foreste della Sardegna con questionari e/o interviste, nei comprensori di Montes (Monte Novo San Giovanni) e Goceano (Monte Pisano). La presenza del ratto è risultata senza dubbio inferiore a quella che era ipotizzabile sulla base della letteratura esistente per gli ambienti mediterranei (Amori et al. 2008). Tale scarsità di osservazioni non dovrebbe dipendere da inadeguatezza metodologica nel trappolamento, visto che le tecniche utilizzate ottengono regolarmente un

ottimo successo con *Rattus rattus* in ambienti mediterranei dell'Italia peninsulare (Amori et al., dati non pubblicati). Le ragioni di questo inaspettato risultato andrebbero investigate più dettagliatamente.

La dominanza assoluta di *Apodemus sylvaticus*, sia sul piano quantitativo sia sul piano della ampiezza della distribuzione, ha impedito naturalmente di fare comparazioni tra comprensori/transetti per quanto riguarda indici di diversità specifica, equiripartizione, e dominanza nella struttura delle comunità di micromammiferi dei tipi di foresta studiati. Tuttavia, l'evidenza di una correlazione significativa tra la presenza di alta idoneità ambientale per *Apodemus sylvaticus* e la presenza di *Eliomys quercinus* fa supporre che il topo selvatico possa essere utilizzato come *proxy* della diversità di micromammiferi forestali. Tuttavia, qualche indicazione ulteriore ci viene fornita anche dall'analisi comparativa dei quattro siti da cui sono state raccolte le borre. Il dato interessante che emerge da tale comparazione è che il sito con caratteristiche più spiccatamente forestali ed a maggiore quota, Goceano (Pranu Mannu), è quello che manifesta una minore diversità specifica, dovuta ancora una volta alla dominanza pressoché assoluta di *Apodemus sylvaticus*. Nelle altre tre località, l'equiripartizione tra le specie presenti è risultata maggiore. D'altra parte, è degna di nota la segnalazione della presenza di *Eliomys quercinus sardus* tra le prede del barbagianni nel Goceano. Si può pertanto concludere con l'ipotesi che gli habitat forestali della Sardegna siano abitati quasi esclusivamente da *Apodemus sylvaticus*, con sparute popolazioni di altre specie ecologicamente più specializzate (*Eliomys quercinus* e *Glis glis*).

In sintesi, le foreste sarde appaiono alquanto depauperate per quanto riguarda la diversità di specie di micromammiferi e per quanto riguarda l'idoneità alle specie più importanti dal punto di vista conservazionistico come il Ghiro (*Glis glis*). Ulteriori studi quantitativi, rivolti specificatamente alle specie più strettamente forestali, potrebbero tuttavia rivelare una maggiore idoneità ambientale per queste specie di quanto non sia stata evidenziata dal nostro studio.

4.3. Effetto della gestione forestale sui micromammiferi

Tra le cause teoriche di una bassa diversità di micro mammiferi nelle foreste sarde si potrebbero sottolineare la generale minore ricchezza di specie degli ambienti insulari (Rosenzweig, 1995), la frammentazione degli ambienti boschivi dovuta all'intensa deforestazione del passato e la semplificazione strutturale di boschi gestiti con strategie poco attente alla diversificazione specifica e strutturale. Questo studio dà un contributo preliminare alla descrizione e comprensione dei pattern di diversità e abbondanza di micromammiferi in alcuni habitat forestali sardi e alla comprensione di quanto questi possano essere legati alla gestione forestale condotta nel passato.

Un risultato interessante è stato l'assenza di effetto della tipologia boschiva sul numero delle catture effettuate. Tale evidenza non concorda con la letteratura (Capizzi and Luiselli, 1996; Marsh and Harris, 2000; Pearce and Venier, 2005), ma va comunque sottolineato che il nostro è l'unico studio di questo genere svolto in ambiente prettamente mediterraneo e in contesto insulare. Tenuto conto che l'abbondanza dei roditori è fortemente dipendente dalla disponibilità di semi di piante forestali (Montgomery et al., 1991), si potrebbe ipotizzare che tali disponibilità non variano sensibilmente tra le quattro tipologie di bosco campionate.

Inserendo anche l'effetto della gestione forestale insieme alla tipologia boschiva, e quantunque non esista una differenza statistica tra le otto tipologie ottenute da 'tipologia x trattamento', va evidenziato che la tipologia 'lecceta x fustaia ad evoluzione naturale' ha consentito di ottenere un numero di catture sensibilmente superiore a tutti gli altri tipi di bosco x gestione. E' possibile che questo pattern sia dovuto alla comparativamente maggiore disponibilità e varietà di cibo nelle leccete ad evoluzione naturale. In

effetti, è stato dimostrato che la densità dei roditori forestali è direttamente influenzata dalla disponibilità di semi (Montgomery et al., 1991; Pucek et al., 1993), e che la disponibilità dei semi, sia in termini di qualità (= diversità di specie) che di quantità, è correlata alla mancanza di gestione e/o di disturbo (ovvero, alterazione o eliminazione del sottobosco (Flowerdew, 2000).

Dal punto di vista gestionale, è degno di nota il fatto che non è emerso alcun effetto diretto della presenza di legno morto a terra o in piedi sulla densità dei micromammiferi. Ricerche ulteriori dovrebbero essere mirate a valutare in modo sperimentale questo pattern. In effetti, anche dai dati acquisiti in questo studio, sembra che generalmente la quantità e la qualità (diametro) del legno morto sia scarsa nelle foreste esaminate. L'assenza di relazione tra presenza di legno morto e densità dei micromammiferi potrebbe quindi essere legata all'assenza di legno morto in quantità e qualità adeguate.

Tuttavia, bisogna sottolineare che il numero di ceppaie ha influenzato positivamente la densità dei micromammiferi. Sembra verosimile ipotizzare che le ceppaie forniscano ai roditori aree idonee per rifugi e tane, particolarmente importanti in assenza di legno morto di grosse dimensioni, e che questo aspetto ne favorisca un' aumentata densità di popolazione. Generalmente associate alle ceppaie sono infatti porzioni di legno morto con cavità. Probabilmente anche il favorevole effetto svolto da *Erica arborea* sulla densità dei roditori può essere riconducibile all'offerta di rifugi e tane per questi animali. La particolare struttura delle radici di questa pianta crea abbondanti rifugi per le popolazioni di micromammiferi. Al contrario, l'associazione negativa tra *Rubus ulmifolius* e densità di micromammiferi è sorprendente, dato che i roditori in generale, e le specie del genere *Apodemus* in particolare, si nutrono abbondantemente delle more (Moreno and Kufner 1988).

Dalle nostre analisi è anche emerso un effetto positivo significativo della percentuale di suolo sulla densità dei micromammiferi. Si ritiene in questa sede che ciò sia dovuto al fatto che abbondanti strati di suolo favoriscano le attività di scavo dei roditori.

Un risultato di particolare valore scientifico e gestionale è la dimostrazione dell'effetto deprimente svolto dal pascolamento suino (e quindi dalla densità del cinghiale, *Sus scrofa*) sulla densità dei micromammiferi. In realtà, il sovra pascolo dovuto ai cinghiali è sovente considerato un fattore di disturbo molto serio per la biodiversità, ma le prove dirette di una correlazione negativa tra aumentata densità di questi suidi (rivelate dalle tracce da loro lasciate sul territorio in mancanza di dati diretti sulla densità degli animali) e diminuite densità di specie selvatiche target sono state finora molto scarse. Un effetto diretto deprimente del cinghiale è stato dimostrato a carico delle popolazioni di serpenti in ambienti montani dell'Appennino centrale (Filippi and Luiselli 2002), ma a nostra conoscenza questa è la prima dimostrazione di un simile effetto anche a carico dei roditori. Anche in relazione alla mancanza nell'isola di grossi predatori, questo studio supporta quindi la necessità di controllare le popolazioni di cinghiale per mantenere la biodiversità e funzionalità delle foreste.

Inoltre, è interessante la relazione, altamente significativa, tra il numero dei rifugi e la densità osservata di micromammiferi (e, in assenza di rifugi, della componente rocciosa dei vari siti). Da sottolineare qui che il protocollo di studio non permette di distinguere qui causa ed effetto (i.e., molti rifugi abitati a causa di alte densità o viceversa?). Tuttavia, la forte relazione osservata consente di utilizzare le conte dei rifugi come surrogato di indagini più costose come i trappolamenti per valutare l'idoneità e la funzionalità del sito. L'uso di questi surrogati è tanto più importante in un'epoca di scarsa disponibilità economica da parte degli enti di gestione, per cui è necessario sviluppare metodi speditivi per ottenere dati altrettanto robusti ma a costi ridotti (Cagnacci et al. 2013).

Sempre in relazione alla presenza di rifugi, interessante il fatto che la percentuale di copertura rocciosa influenza positivamente la densità dei micro mammiferi. Come discusso sopra per le ceppaie, una maggiore rocciosità potrebbe garantire un numero maggiore di rifugi sicuri (e.g. spaccature e grossi massi poggiati a terra resistenti al “rooting” dei cinghiali) con effetti positivi sulla densità dei micro mammiferi. Tale effetto potrebbe emergere in particolare nelle foreste semplificate dalla gestione forestale, con poche “strutture ecologiche” come alberi senescenti e legno morto di grosse dimensioni.

Per quanto riguarda la carta di idoneità ambientale relativa a *A. sylvaticus*, il livello di dettaglio delle mappe disponibili da parte della regione Sardegna non hanno consentito di evidenziare a fondo e con il dettaglio riscontrato nel presente lavoro le effettive differenze tra siti dovute alla gestione forestale.

4.4. Gap di conoscenza per la conservazione delle specie

La conservazione delle specie e della diversità di micromammiferi nelle foreste sarde soffre di alcune importanti carenze conoscitive. In primis non si conoscono i pattern di diversità delle comunità di micromammiferi, che qui appaiono dominate dal topo selvatico. Inoltre, non si conosce l'effetto della gestione forestale sulla biodiversità locale ed è quindi difficile individuare strategie di gestione orientate alla conservazione di queste specie. Oltre alla generale carenza di informazioni sulle comunità di micromammiferi locali, nel corso dello studio sono emerse infine alcune rilevanti carenze di conoscenze biologiche e metodologiche, che sinteticamente discutiamo sotto.

In primo luogo, non è emersa una relazione diretta tra quantità di legno morto a terra e in piedi e densità dei micromammiferi. Come si è discusso in precedenza, è plausibile che questa assenza di correlazione possa essere dovuta alla scarsa quantità/qualità del legno morto presente nelle parcelle investigate. Tuttavia tale aspetto andrebbe approfondito con uno studio comparativo della quantità e qualità del legno morto e relativa biodiversità presenti nelle poche foreste vetuste rimaste in Sardegna. Lo studio potrebbe individuare i valori di diversità attesi in condizioni di massima naturalità, da confrontare con aree limitrofe gestite. In assenza di questi dati è infatti difficile valutare il ruolo del legno morto nella conservazione della biodiversità associata agli ambienti forestali sardi.

Dal punto di vista della conservazione delle singole specie di micromammiferi analizzate qui, e riconoscendo la generale carenza di dati su distribuzione e abbondanza, sembra che solo le due specie di gliridi più tipicamente forestali (topo quercino e in modo specifico il ghiro) necessitano di particolare attenzione. Tenuto conto del fatto che il ghiro è risultato “In pericolo” di estinzione a livello regionale in seguito all'applicazione dei criteri IUCN, andrebbe approfondito lo studio della sua abbondanza e associazione con l'habitat, per individuare i fattori ambientali che determinano consistenza e persistenza delle popolazioni e per capire le cause della sua rarefazione (frammentazione, distruzione o semplificazione dell'habitat, etc.). Nel nostro studio, le cassette nido, quantunque in numero cospicuo, sono state collocate in coincidenza con gli stessi transetti scelti per valutare la dimensione delle popolazioni dei roditori. L'assenza di osservazioni di ghiro durante lo studio conferma la rarità della specie nelle aree studiate. Dal punto di vista metodologico bisogna tuttavia sottolineare che il posizionamento di trappole a vivo (utili per studiare i roditori a terra) può essere fatta in siti raggiungibili con relativa facilità, ma tali siti non sono adatti per studiare roditori elusivi e localizzati come il ghiro. In studi futuri focalizzati sul ghiro sarebbe quindi opportuno, per approfondire le conoscenze sulla distribuzione attuale e habitat della specie, sistemare le cassette nido in aree più remote e potenzialmente idonee, anche sulla base delle segnalazioni raccolte con l'uso di questionari. In questo senso, lo studio ha già fornito alcuni dati puntuali ed originali sulla distribuzione di queste specie a livello regionale. Particolarmente interessante sarebbe esaminare,

anche dal punto di vista storico, se e perché il ghio è presente in poche foreste della Sardegna centrale e non in altre aree apparentemente idonee dal punto di vista ecologico, tenendo conto della distribuzione e delle esigenze ecologiche di questa specie nell'Italia peninsulare (Amori et al. 2008).

Da evidenziare anche il fatto che durante la sessione autunnale è stato effettuato un numero di catture significativamente inferiore rispetto alla sessione primaverile. Questo pattern è apparso evidente in quasi tutti i comprensori investigati e nella grande maggioranza dei transetti. La prolungata aridità estiva è probabilmente un fattore fortemente limitante per quanto riguarda la sopravvivenza (nessuna ricattura effettuata tra primavera ed estate), intensità di attività e probabilità di cattura durante i mesi autunnali. Questo risultato è discordante con la letteratura esistente, anche se in un lavoro fatto in ambito mediterraneo sono state osservate densità autunnali molto basse di *A. sylvaticus* (Khammes and Aulagner, 2007). In generale, la primavera è uno dei periodi migliori per la catturabilità dei roditori a causa dell'intensa attività riproduttiva di questi animali, ma anche l'autunno è di solito considerato un periodo eccellente (Amori et al., 2000; Canova and Fasola, 1991; Gurnell, 1985; Gurnell and Flowerdew, 1990). Stimare la sopravvivenza estiva e i pattern stagionali di attività, emigrazione temporanea e probabilità di cattura (Kendall et al., 1997) in ambienti caratterizzati da prolungate siccità estive, sarebbe quindi utile sia dal punto di vista della biologia della conservazione che da un punto di vista pratico, per concentrare i monitoraggi nel periodo ottimale per l'attività della specie.

4.5. Il monitoraggio dei micromammiferi forestali in Sardegna

Un programma di monitoraggio dei micromammiferi forestali di Sardegna deve tener conto di due importanti aspetti: 1) gap di conoscenza individuati, indirizzando i monitoraggi in aree dove si possa apprendere qualcosa sul legame tra gestione forestale e le specie; 2) restrizioni economiche ed aspetti logistici, tipici di ogni piano di monitoraggio della biodiversità. Sulla base delle informazioni ottenute con questo studio, possiamo abbozzare sotto, senza pretesa di essere esaustivi o definitivi, alcuni suggerimenti.

1) Tenuto conto dell'impegno economico necessario per studiare l'abbondanza delle specie con il metodo del cattura e ricattura, l'ottimizzazione dei monitoraggi dal punto di vista economico potrebbe passare, come già accennato in precedenza, per le conte dei rifugi secondo il protocollo attuato in questa sede. La conta dei rifugi andrebbe quindi considerata come un indice indiretto dell'abbondanza relativa delle popolazioni naturali di roditori e insettivori forestali. Un alta densità di rifugi frequentati indicherebbe ecosistemi forestali ricchi di micromammiferi e ipoteticamente più funzionali, dando utili indicazioni sulla sostenibilità della gestione forestale condotta.

(2) Se si intende utilizzare il trappolamento diretto, è possibile utilizzare indifferentemente qualsiasi dei tre tipi di trappola utilizzati in questo studio ed è preferibile campionare prioritariamente nei mesi primaverili. Studi di cattura e ricattura adeguatamente pianificati sarebbero particolarmente utili per stimare la sopravvivenza estiva dei roditori in relazione alle variabili ambientali ed i pattern stagionali di emigrazione temporanea e catturabilità.

(3) E' prioritario monitorare lo stato di conservazione del Ghio. Per questo si potrebbero usare un numero adeguato di cassette-nido, costruite secondo il modello presentato in questo studio, da posizionarsi nelle aree forestali ove il ghio è stato segnalato con questionari distribuiti precedentemente. Le cassette nido potrebbero così fornire informazioni sulla dimensione delle popolazioni in tempi relativamente brevi e con costi limitati.

(4) Sarebbe inoltre utile il monitoraggio ed il controllo delle popolazioni di cinghiale, secondo le linee guida del Ministero dell'Ambiente e dell'ISPRA (Toso et al. 2001).

Lo schema di monitoraggio base suggerito prevede quanto segue.

Per quanto concerne i roditori e gli insettivori in generale, ricerca sul campo, una volta all'anno (mesi primaverili), al fine di contare i rifugi presenti nelle parcelle forestali di interesse. Se c'è disponibilità finanziaria sufficiente, si suggerisce anche di utilizzare trappole a cattura di animali vivi secondo lo schema riportato in questo lavoro.

Per quanto concerne i gliridi, utilizzo delle cassette nido posizionate nei punti in cui la presenza delle specie target sia stata già segnalata in maniera attendibile, con ispezione con cadenza mensile di tutte le cassette nido posizionate. Eventualmente, posizionamento di alcune cassette nido a terra per il monitoraggio di roditori terricoli e/o insettivori.

Infine, tenuto conto che il monitoraggio dovrebbe anche permettere di comprendere le cause delle eventuali variazioni di abbondanza osservate (Yoccoz et al., 2001), è necessario misurare negli stessi siti ed in maniera sistematica i parametri ambientali e forestali di interesse.

5. Ringraziamenti.

Gli autori sono riconoscenti alla Dr. Manuela Lai per aver facilitato la logistica durante le campagne di raccolta dati sul campo, il Dr. Dario Capizzi per le utili discussioni sui temi della ricerca, il Dr. Cristiano Foschi e il Prof. Mauro Cristaldi (Università di Roma 'La sapienza') per aver messo a disposizione alcuni dati sulla distribuzione delle specie che furono raccolti utilizzando fondi propri di ricerca, ed il Dr. Andrea Murgia e il Dr. Alberto Masci per gli utili commenti su precedenti versioni di questo report.

6. Bibliografia

- Amori, G. (1993). Italian insectivores and rodents: extinctions and current status. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 21, 115–134.
- Amori, G., Cristaldi, M., and Contoli, L. (1986). Sui Roditori (Gliridae, Arvicolidae, Muridae) dell'Italia peninsulare e insulare in rapporto all'ambiente bioclimatico mediterraneo. *Animalia* 11, 217–269.
- Amori, G., Locasciulli, O., Tuccinardi, P., and Riga, F. (2000). Ecological structure of a population of *Clethrionomys glareolus* in central Italy: an eight-year study. *Polish Journal of Ecology* 48, 125–132.
- Amori, G., Contoli, L., and Nappi, A. (2008). *Fauna d'Italia Mammalia II – Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia* (Milano: Edizioni Calderini de Il Sole 24 Ore).
- Balharry, E.A., McGowan, G.M., Kruuk, H., and Halliwell, E. (1996). Distribution of Pine Martens in Scotland as revealed by field survey and questionnaire (SNH Research, Survey and Monitoring Report No. 48. SNH, Edinburgh).
- Blasi, C., Boitani, L., La Posta, S., Manes, F., and Marchetti, M. (2005). Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità. Ministero dell'Ambiente e Della Tutela Del Territorio. Direzione Per La Protezione Della Natura.
- Bombi, P., Capula, M., D'Amen, M., and Luiselli, L. (2011a). Climate change threatens the survival of highly endangered Sardinian populations of the snake *Hemorrhois hippocrepis*. *Animal Biology* in press.

- Bombi, P., Luiselli, L., and D'Amen, M. (2011b). When the method for mapping species matters: defining priority areas for conservation of African freshwater turtles. *Diversity and Distribution* 17, 581–592.
- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J., and Edwards, M. (2000). The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *For. Ecol. Manag.* 129, 119–124.
- Bright, P., and Morris, P. (1990). A practical guide to dormouse conservation (Occasional publications No. 11. Mammal Society).
- Cagnacci, F., Cardini, A., Ciucci, P., Ferrari, N., Mortelliti, A., Preatoni, D.G., Scandura, M., Wauters, L.A., and Amori, G. (2013). Less is more: researcher survival guide in times of economic crisis. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23, 1–7.
- Canova, L., and Fasola, M. (1991). Communities of small mammals in six biotopes of northern Italy. *Acta Theriol* 36, 73–86.
- Capizzi, D., and Luiselli, L. (1996). Ecological relationships between small mammals and age of coppice in an oak-mixed forest in central Italy. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* 51, 277–291.
- Capizzi, D., and Santini, L. (2007). *I roditori italiani* (Roma: Delfino Editore).
- Capizzi, D., Battistini, M., and Amori, G. (2003). Effects of habitat fragmentation and forest management on the distribution of the edible dormouse *Glis glis*. *Acta Theriologica* 48, 359–371.
- Capula, M., and Luiselli, L. (1990). Contributo allo studio della microteriofauna di un'area dell'Italia centrale (monti della Tolfa, Lazio) mediante analisi del contenuto stomacale di *Vipera aspis* (Reptilia, Viperidae). *Hystrix* 2, 101–107.
- Carey, A.B., and Harrington, C.A. (2001). Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *For. Ecol. Manag.* 154, 289–309.
- Carpaneto, G.M., Mazziotta, A., Pittino, R., and Luiselli, L. (2011). Exploring co-extinction correlates: the effects of habitat, biogeography and anthropogenic factors on ground squirrels–dung beetles associations. *Biodiversity and Conservation* 20, 3059–3076.
- Chaline, J., Baudvin, H., Jammot, D., and Saint Girons, M.C. (1974). *Le proies des rapaces* (Paris: Doin).
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B., and Gunson, K.E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, 15–26.
- Contoli, L. (1980). Borre di Strigiformi e ricerca termologica in Italia. *Natura e Montagna* 3, 73–94.
- Contoli, L., De Marchi, A., and Penko, D. (1977). Sul sistema trofico micromammiferi - *Tyto alba* nel parco "Boschi di Carrega" (Parma). *Ateneo Parmense, Acta Naturalia* 13, 705–728.
- Dickman, C.R. (1999). Rodent-ecosystem relationships: a review. *Ecologically-based Management of Rodent Pests. ACIAR Monograph* 113–133.
- Favreau, J.M., Drew, C.A., Hess, G.R., Rubino, M.J., Koch, F.H., and Eschelbach, K.A. (2006). Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiversity & Conservation* 15, 3949–3969.
- FILIPPI, E., and LUISELLI, L. (2002). Negative effect of the wild boar (*Sus scrofa*) on the populations of snakes at a protected mountainous forest in central Italy. *Ecologia Mediterranea* 28, 93–98.
- Flowerdew, J.R. (2000). Wood mice—small granivores/insectivores with seasonally variable patterns. In *Activity Patterns in Small Mammals*, (Springer), pp. 177–189.
- Geroudet, I. (1965). *Les Rapaces diurnes et nocturnes d'Europe* (Neuchatel: Delachaux et Niestlè).
- Grill, A., Crnjar, R., Casula, P., and Menken, S. (2002). Applying the IUCN threat categories to island endemics: Sardinian butterflies (Italy). *Journal for Nature Conservation* 10, 51–60.

- Gurnell, J. (1985). Woodland rodent communities. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 55, 377–411.
- Gurnell, J., and Flowerdew, J.J. (1990). Live trapping small mammals. A practical guide (Occasional publication No. 3. Mammal Society.).
- Kendall, W.L., Nichols, J.D., and Hines, J.E. (1997). Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* 78, 563–578.
- Khammes, N., and Aulagner, S. (2007). Diet of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus* in three biotopes of Kabylie of Djurdjura (Algeria). *Folia Zoologica* 56, 243–252.
- Kjaergaafui, J. (1981). A method for examination of stomach content in live snakes and some information on feeding habits in common viper (*Vipera berus*) in Denmark. *Natura Jutlandica* 19, 45–48.
- Koppmann-Rumpf, B., Heberer, C., and Schmidt, K.-H. (2003). Long term study of the reaction of the edible dormouse *Glis glis* (rodentia: gliridae) to climatic changes and its interactions with hole-breeding passerines. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49, 69–76.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology* (Benjamin/Cummings Menlo Park, California).
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., and Franklin, J.F. (2000). Structural features of old-growth Australian montane ash forests. *Forest Ecology and Management* 134, 189–204.
- Luiselli, L., and Agrimi, U. (1991). Composition and variation of the diet of *Vipera aspis francisciredi* in relation to age and reproductive stage. *Amphibia-Reptilia, Leiden* 12, 137–144.
- Luiselli, L., and Angelici, F.M. (1996). The prey spectrum of terrestrial snakes in the Tolfa Mountains (Latium, Central Italy) A synthesis from earlier analyses. *Herpetozoa* 9, 111–119.
- Luiselli, L., and Rugiero, L. (1991). Food Niche Partitioning by Water Snakes (Genus *Natrix*) at a Freshwater Environment in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* 6, 439–444.
- Luiselli, L., Civetta, F., Masciola, S., Milana, G., and Amori, G. Spatial turnover and knowledge gaps for African chelonians mirror those of African small mammals: conservation implications.
- Marsh, A.C.W., and Harris, S. (2000). Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation* 92, 275–283.
- Montgomery, W.I., and Bell, D.V. (1981). Dispersion of the wood mouse in deciduous woodlands. *Acta Theriologica* 26.
- Montgomery, W.I., Wilson, W.L., Hamilton, R., and McCartney, P. (1991). Dispersion in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*: variable resources in time and space. *Journal of Animal Ecology* 60, 179–192.
- Moreno, S., and Kufner, M.B. (1988). Seasonal patterns in the wood mouse population in Mediterranean scrubland. *Acta Theriologica* 33, 79–85.
- Nichols, J.D. (1992). Capture-recapture models. *BioScience* 42, 94–102.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C., and Anderson, D.R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations (wildlife society).
- Oxley, D.J., Fenton, M.B., and Carmody, G.R. (1974). The effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11, 51–59.
- Pearce, J., and Venier, L. (2005). Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest Ecology and Management* 208, 153–175.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C., and Hines, J.E. (1990). Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 3–97.

- Pucek, Z., Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., and Pucek, M. (1993). Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* 38, 199–199.
- Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in space and time* (Cambridge University Press).
- Sarà, M., and Casamento, G. (1993). Analisi del popolamento di topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) in un querceto mediterraneo (Sicilia).-*Hystrix*, It. J. Mammol 4, 17–27.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., and Lindgren, P.M.F. (2000). Small mammals and stand structure in young pine, seed-tree, and old-growth forest, southwest Canada. *Ecological Applications* 10, 1367–1383.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., and Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79–92.
- Toschi, A. (1965). *Fauna d'Italia. Mammalia. Vol VII* (Bologna: Calderini).
- Toso, S., Pedrotti, L., Cocchi, R., Franzetti, B., and Monaco, A. (2001). *Linee guida per la gestione del Cinghiale (Sus scrofa) nelle aree protette* (Ministero dell'ambiente, Servizio conservazione natura).
- Vigne, J.D. (1990). Biogeographical history of the mammals on Corsica (and Sardinia) since the final Pleistocene. *Atti Dei Convegni Lincei* 85, 369–392.
- Vigne, J.-D. (1992). Zooarchaeology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age. *Mammal Review* 22, 87–96.
- Vigne, J.-D. (1998). Preliminary results on the exploitation of animal resources in Corsica during the Preneolithic. *Sardinian and Aegean Chronology. Towards the Resolution of Relative and Absolute Dating in the Mediterranean*, Studies in Sardinian Archaeology, V, Oxbow Books, Oxford 57–62.
- Vignoli, L., Mocaer, I., Luiselli, L., and Bologna, M.A. (2009). Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. *Animal Conservation* 12, 456–466.
- Williams, B.K., Nichols, J.D., and Conroy, M.J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations: Modeling, Estimation, and Decision Making* (Academic Press).
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., and Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 446–453.
- Zhang, Y., Zhang, Z., and Liu, J. (2003). Burrowing rodents as ecosystem engineers: the ecology and management of plateau zokors *Myospalax fontanierii* in alpine meadow ecosystems on the Tibetan Plateau. *Mammal Review* 33, 284–294.