



UNIVERSITÀ DI PISA

Dipartimento di Biologia

Corso di Laurea Magistrale in Conservazione ed evoluzione

**Approccio preliminare di analisi di abbondanza,
distribuzione, struttura e taglia delle popolazioni di
Lacertidi (genere *Podarcis*) in zona San Bernardo del
Monte Pisano a distanza di tre anni dall'incendio.**

Candidata: Roberta Sabelli

Matricola: 240098

Relatore: Dott. Marco A. L. Zuffi

Anno accademico 2021-2022

INDICE

ABSTRACT.....	1
RIASSUNTO	3
INTRODUZIONE	5
1.1. Premessa.....	5
1.2. Contesto scientifico.....	6
1.3. Il Monte Pisano e l'incendio	10
1.4. Famiglia Lacertidae.....	15
Genere <i>Podarcis</i>	20
<i>Podarcis muralis</i>	29
<i>Podarcis siculus</i>	32
MATERIALI E METODI	37
1.5. <i>Pitfall trap</i>	37
Raccolta e analisi dati	38
1.6. Transetti.....	46
Premessa	46
Scelta dei transetti	49
RISULTATI.....	72
1.7. <i>Pitfall trap</i>	72
1.8. Distribuzione e abbondanza delle lucertole.	86
DISCUSSIONE	93
BIBLIOGRAFIA	99
RINGRAZIAMENTI.....	108

A mamma.

A zia.

.

ABSTRACT

On September 2018 a fire occurred on the Monte Pisano, burning more than 11 km² of woods and crops, involving part of three municipal territories: Calci, Buti and Vicopisano.

From literature it is known that fire strongly influences the ecological structure of habitats and the structures of animal and plant communities. The study of fire and its ecological role (fire ecology) is a matter of study for botanists and zoologists. While the effects that fire has on some taxa are well known, very limited data have been published on its influence on reptile populations. Unfortunately, no data are available on pre-fire lacertid populations of the Monte Pisano and the aim of this work is therefore to verify the possible impacts of fire on lacertid populations on this area comparing areas affected by fire with areas not affected by fire. We assumed that in a pre-fire situation the two areas (burnt and unburnt) did not present significant differences in total abundance of individual lizards and in body size. The present work focuses on monitoring study of two very common and easily recordable species: *Podarcis muralis* and *Podarcis siculus*.

From individuals captured by *pitfall trap* in a burnt area (called San Bernardo - used for an insect study project), I extrapolated data on population structure using data on biometric measures and class (juveniles, adults) frequencies. The biometric data were compared with other data, available at the Museum of Natural History of University of Pisa, from unburned areas, where individuals were captured by *noosing*. Using *pitfall trap*, 113 individuals of *Podarcis* were captured. The individuals were counted and then the biometric parameters (snout to vent length (SVL), head length, head width, head height) of the adult individuals were taken. The sample from the burnt area was composed by more than 60% juveniles, indicating a good capacity for recovery and population growth (at least in the *pitfall trap* area).

In the *pitfall trap* area, 80% of the sample consisted of *P. muralis*.

Biometric analyses were carried out only on male *P. muralis*, due to the limited sample size of the other sex and other speciesesex. Analyses showed that individuals from the burnt area were smaller than those from the unburnt areas.

I also performed the *visual count method*, a monitoring system, based on repeated counts along transects, noting position, sex and age on GPS. This method was used to estimate the abundance and a to give a descriptive analysis of the distribution of the two species along transects. Four transects were chosen, two located in an area crossed by fire and two located in an area not crossed by fire. Each transect has a length of 500 m, as suggested by the "ISPRA 2016" manual.

The data collected along the transects show that the distribution of the two species is greatly influenced by the type of habitat (open and sunny areas vs. cool and shady areas). Analyses show an abundance difference between the populations in burnt and unburnt areas. In burnt areas, the abundance of lacertids is lower than in unburnt areas and the sizes are smaller.

Limitations due to sample size and possible bias in the trapping methods are discussed in the final chapter.

RIASSUNTO

Nel settembre del 2018 sul Monte Pisano si è sviluppato un incendio, che ha interessato oltre 11 km² tra boschi e coltivi, coinvolgendo parte di tre territori comunali: quello di Calci, Buti e Vicopisano.

È noto dalla letteratura che gli incendi influenzano fortemente la struttura ecologica degli habitat e le strutture delle comunità animali e vegetali. Lo studio del fuoco e del suo ruolo ecologico (fire ecology) è oggetto di studio per botanici e zoologi. Mentre sono noti gli effetti che il passaggio degli incendi ha su alcuni taxa, ben pochi lavori sono stati pubblicati riguardo le sue influenze sulle popolazioni di rettili. Purtroppo non si hanno dati sulle popolazioni di lacertidi pre incendio; lo scopo di questo lavoro è pertanto verificare eventuali impatti del fuoco sulle popolazioni di lacertidi del Monte Pisano, mettendo a confronto aree percorse dal fuoco con aree non interessate dal fuoco, assumendo che in una situazione pre-incendio le due zone (bruciate e non bruciate) non presentassero differenze rilevanti rispetto all'abbondanza totale degli individui e alle dimensioni corporee. Il presente lavoro è focalizzato sullo studio e sul monitoraggio di due specie molto comuni e facilmente avvistabili: *Podarcis muralis* e *Podarcis siculus*.

Da individui catturati in zona bruciata denominata San Bernardo tramite *pitfall trap* - utilizzate per un altro progetto di studio sugli insetti, ho estrapolato dati sulla struttura della popolazione e dati sulle misure biometriche. I dati biometrici sono stati poi messi a confronto con altri dati, a disposizione del Museo, di zone non bruciate, in cui gli individui sono stati catturati tramite *noosing*.

Con le *pitfall trap* sono stati catturati 113 individui di *Podarcis*. Sono stati contati gli individui e poi presi i parametri biometrici (lunghezza muso-cloaca (*snout to vent length* o SVL), lunghezza della testa, larghezza della testa, altezza della testa) degli individui adulti.

Il campione dell'area bruciata risulta inoltre composto da oltre il 60% di individui giovani, dato che indica una buona capacità di ripresa e di crescita della popolazione (almeno per quanto riguarda le zone delle *pitfall trap*).

Nella zona di *Pitfall trap*, l'80% del campione è rappresentato da *P. muralis*.

Le analisi biometriche sono state effettuate solo su *P. muralis* maschi, per una questione di dimensione campionaria. Dalle analisi gli individui dell'area bruciata risultano di taglia inferiore rispetto agli individui di zone non bruciate.

Ho poi effettuato il *visual count method*, monitoraggio basato su conteggi ripetuti lungo transetti, annotando su GPS posizione, sesso ed età. Tale metodo è stato utilizzato per una stima dell'abbondanza ed una analisi descrittiva della distribuzione delle due specie lungo i transetti. Sono stati scelti quattro transetti, due ubicati in una zona attraversata dal fuoco e due ubicati in una zona non attraversata dal fuoco. Ogni transetto ha una lunghezza di 500 m, secondo quanto suggerito dalle indicazioni del manuale "ISPRA 2016".

I dati raccolti lungo i transetti evidenziano che la distribuzione delle due specie risulta molto influenzata dalla tipologia di habitat (zone aperte e soleggiate vs zone fresche e ombreggiate). Dalle analisi risulta una differenza fra le popolazioni delle aree bruciate e quelle delle aree non bruciate. Nelle aree bruciate, infatti, l'abbondanza di lacertidi risulta minore rispetto alle aree non bruciate e le taglie sono inferiori.

Le limitazioni dovute alla dimensione campionaria ed a possibili bias nei metodi di cattura sono discusse nel capitolo finale.

INTRODUZIONE

1.1. Premessa

Il fuoco è un evento comune in alcuni ecosistemi, come quelli della macchia mediterranea, della savana e delle foreste di conifere, e talvolta costituisce un importante processo ecologico necessario per mantenere le tipiche comunità vegetali (Trabaud, 1981).

Basti pensare alle piante pirofite, piante sottoposte, nel cammino della loro evoluzione, a frequenti fuochi di origine naturale che hanno sviluppato strategie per sopravvivere. Questi fuochi, sempre superficiali e veloci hanno causato alcune modifiche alle piante: hanno sviluppato più tessuti coriacei, radici molto profonde, frutti che rilasciano i loro semi solo sotto un intenso calore (Odum & Barrett., 2007).

Importante da sottolineare è il fatto che il cambiamento climatico ed il sovrasfruttamento delle risorse, stanno portando ad un aumento della frequenza e dell'intensità degli incendi, anche laddove l'ecosistema non si è evoluto con gli incendi. Qualsiasi sia l'origine dell'incendio (naturale, accidentale, colposo o doloso), a seconda dell'intensità e della quantità di materiale bruciato, esso avrà un impatto (negativo o positivo) sulla struttura dell'ecosistema e sulle comunità animali e vegetali (Blasi et al., 2004).

Per le comunità animali, ad esempio, il fuoco può creare un mosaico di habitat, che sembra mantenere un'alta ricchezza di specie (Morris, 1975; Mushinsky, 1985; Pianka, 1994), ma può anche produrre una frammentazione dell'habitat, che isola le popolazioni precedentemente connesse. Per alcune specie, specialmente quelle a bassa vagilità, vivere in *patch* isolati può causare una perdita di diversità genetica, un aumento della consanguineità ed una riduzione delle dimensioni della popolazione (Diaz et al., 1998; Brisson et al., 2003). Questi fattori si traducono in una maggiore sensibilità alle fluttuazioni, in disturbi ambientali e in estinzione delle popolazioni (Debinsky & Holt, 2000).

Per quanto riguarda i rettili, gli effetti del fuoco sulle popolazioni dipendono dall'intensità e dalla stagione del fuoco, oltre che dalla frequenza, così come dalle preferenze di habitat specifiche delle specie (Fyfe, 1980; Mushinsky, 1992). I rettili sono considerati resistenti agli effetti a breve termine del fuoco (Friend, 1993). Tale resilienza è probabilmente un adattamento alle condizioni di aridità, così come l'uso di tane e di ricoveri per il riparo e l'ectotermia, che permette di rimanere inattivi sotto terra per mesi, fino a quando una appropriata struttura di vegetazione è stata ristabilita. Gli effetti del fuoco sulle lucertole sono tutt'ora oggetto di dibattito scientifico. Secondo alcuni studi le comunità di lucertole degli ecosistemi dipendenti dal fuoco aumentano in ricchezza di specie o densità dopo l'incendio, ma diminuiscono nei siti non bruciati per lungo tempo (Lillywhite, 1977; Campbell & Christman, 1982; Mushinsky, 1985; Cunningham et al., 2002; Brisson et al., 2003).

Altri studi (Valentine & Schwarzkopf, 2009) analizzano cambiamenti a breve (entro 12 mesi dal fuoco) e a lungo termine (entro 3 anni dal fuoco) dei gruppi di rettili australiani, in risposta a incendi prescritti, evidenziando come l'abbondanza dei rettili, inizialmente maggiore nel breve termine, è risultata poi minore nel più lungo periodo. Ciò suggerisce che l'andamento delle popolazioni sia associato alla struttura della vegetazione, i cui cambiamenti indotti dal fuoco hanno alterato negativamente la disponibilità di risorse per alcune specie, in particolare per quelle legate alla lettiera.

Il fuoco influenza il riparo, il microclima e la disponibilità di cibo, avendo importanti implicazioni specifiche nella termoregolazione, nella locomozione e nella deposizione delle uova (Lunney et al., 1991; Kutt, 1993; McLeod & Gates, 1998; Wild & Gienger, 2018).

1.2. Contesto scientifico

Notevoli progressi nella conoscenza della risposta al fuoco sono stati fatti per le piante, specialmente negli ecosistemi Mediterranei; scarse invece le informazioni sugli animali, specialmente sui rettili, disponibili principalmente per il Nord

America e l’Australia (ad esempio, Simovich, 1979; Fyfe, 1980; Mushinsky, 1985; Pianka, 1994). Per quanto riguarda la regione Mediterranea, e in particolare in Italia, sono state pubblicate poche ricerche sugli effetti del fuoco sull’erpetofauna, fatti salvi alcuni contributi, che vediamo in dettaglio.

In uno studio (Rugiero & Luiselli, 2006) sono state messe a confronto tre specie di rettili ed è risultato, nel complesso, che il fuoco ha avuto effetti diversi sulle tre specie a livello locale dei singoli transetti. Il ramarro, *Lacerta bilineata*, non è stato influenzato dal trattamento del fuoco. La lucertola muraiola, *Podarcis muralis*, ha mostrato un aumento significativo del numero in due dei cinque transetti bruciati. La luscengola, *Chalcides chalcides*, è diminuita dopo l’incendio in tutti i transetti. Gli autori concludono affermando che questi aumenti nel numero di muraiole sono probabilmente causati dall’improvvisa apertura di nuove radure per la termoregolazione nel bosco originariamente chiuso, che è l’habitat tipico di *P. muralis* nell’area di studio (Rugiero, 2004). Ovviamente, questi dati non implicano che *P. muralis* possa beneficiare dell’effetto degli incendi su larga scala. Questi dati indicano solo che questa specie può resistere agli incendi su piccola scala meglio delle altre due specie, e che può trarre qualche vantaggio da incendi su piccola scala, specialmente nelle aree di vegetazione chiusa.

In un altro studio (Ferreira et al., 2019) su *Podarcis guadarramae*, endemismo del nord del Portogallo, i risultati hanno mostrato un aumento della diversità genetica nelle popolazioni di aree bruciate in modo ricorrente e un declino della stessa diversità genetica nelle popolazioni di aree non bruciate da più tempo. Secondo gli autori, l’alta diversità genetica nelle popolazioni soggette a incendi ricorrenti suggerisce un alto tasso di dispersione tra metapopolazioni adiacenti e, forse, un’immigrazione dall’esterno del confine dell’incendio. In questo lavoro si dimostra che i regimi di incendi ricorrenti danno opportunità ecologiche alle lucertole, che beneficiano dell’apertura dell’habitat,

Un altro studio ancora (Chergui et al., 2019) su vari rettili tra cui *Podarcis vaucheri*, in nord Africa, indica che questa specie ha risposto positivamente al fuoco nella piantagione di pini mentre sono rimaste simili nella foresta di querce da sughero. Le comunità di rettili erano più simili tra le foreste di querce da sughero bruciate e non bruciate che tra le piantagioni di pini bruciate e non bruciate, a causa del minore

effetto del fuoco sulla prima specie arborea (una specie *resprouter*) che sulla seconda (una specie seminatrice). Questo lavoro mostra che la risposta dei rettili al fuoco è influenzata e modellata dal tipo di foresta. La successione vegetale post incendio influisce anche nel lungo tempo, sulla risposta delle popolazioni di lucertole, secondo uno studio su *P. hispanica* (Santos & Poquet, 2010).

Nel lavoro di Pinto et al., (2018), gli autori hanno osservato, subito dopo l'incendio, un aumento demografico di *P. siculus* che ha rapidamente rioccupato le aree bruciate, presentandosi come specie pioniera. Dopo questo incremento numerico, probabilmente legato alla presenza di aree aperte e alla mancanza di concorrenti, il numero di individui di *P. siculus* è progressivamente diminuito, seguendo il processo di successione vegetale e la crescita della macchia. Le aree bruciate invece sono risultate un habitat inadatto per *P. muralis*, che preferisce ecosistemi con vegetazione cespugliosa o arborea o altre superfici verticali.

Una caratteristica variabile nell'ambito delle popolazioni è costituita dalle dimensioni corporee e della testa, come viene frequentemente riportato in letteratura (Corti & Lo Cascio 1999; Bruschi et al., 2007).

Quando le popolazioni di lucertole sono sottoposte a condizioni non ottimali, particolari variazioni morfologiche possono essere indicatrici di fattori di stress. In un lavoro (Lazic et al., 2015) è stato studiato l'effetto dell'urbanizzazione sulla variazione fenotipica di *Podarcis muralis* utilizzando la morfometria geometrica per valutare i disturbi allo sviluppo della forma della testa. Le lucertole urbane hanno mostrato dimensioni medie della testa più piccole, suggerendo che la vita urbana ha maggiori probabilità di disturbare lo sviluppo.

La forma e la dimensione della testa nelle lucertole correlano con una vasta gamma di pressioni ambientali, sostenendo l'ipotesi che i modelli di cambiamento fenotipico rappresentino risposte adattative ai processi selettivi. La differenziazione morfologica nelle lucertole può essere considerata in modo affidabile come il risultato di processi adattativi guidati dalla selezione naturale (Sacchi et al., 2016). Le differenze nelle dimensioni della testa e del corpo, attraverso il loro effetto sulla capacità di forza del morso, possono influenzare la selezione delle prede, sia

direttamente, sia attraverso l'efficienza della manipolazione (Verwaijen et al., 2002).

La taglia e la forma della testa influiscono non solo sulla dieta, ma anche sui comportamenti sociali e le relazioni di competizione interspecifiche, soprattutto in situazioni di simpatria e sintopia (Bruner & Costantini, 2007).

Il 24 settembre 2018 un devastante incendio si sviluppò sul Monte Pisano, bruciando circa 11 km² di bosco. La presente ricerca si è concentrata su due specie di Lacertidae, *P. siculus* e *P. muralis*, entrambe protette dalla Direttiva Habitat (allegato IV) e dalle leggi regionali (LR 6 aprile 2000, n.56 e LR 19 marzo 2015, n.30).

Le specie selezionate sono specie comuni e abbondanti in tutta la regione (Vanni & Nistri, 2006). Le specie comuni e frequenti sono ottimi indicatori di variazioni anche minime della eterogeneità ambientale, di fattori di stress, di elementi di alterazione degli habitat e degli ecosistemi (Ficetola et al., 2018).

Un primo aspetto di questo studio è l'applicazione e verifica di una metodologia standardizzata per il monitoraggio delle popolazioni di *Podarcis* (Sacchi & Scali, 2016; Sindaco et al. 2016); un secondo aspetto è la verifica della presenza di eventuali effetti di un grande incendio sull'abbondanza e sulla taglia (lunghezza corporea e dimensioni del capo) delle lucertole.

Auspicialmente, i monitoraggi andrebbero ripetuti in anni successivi, per poter osservare i pattern di colonizzazione e di sostituzione delle popolazioni e delle specie nel tempo.

1.3. Il Monte Pisano e l'incendio

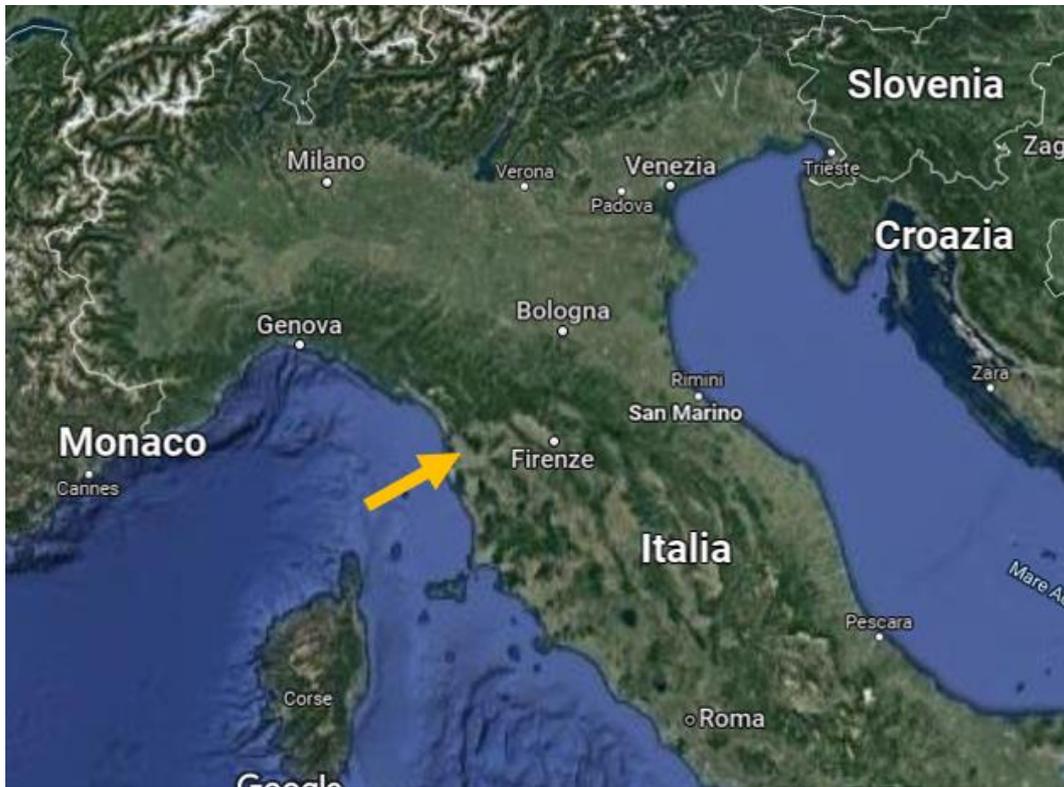


Figura 1. Posizione del Monte Pisano.

Il Monte Pisano è un sistema montuoso situato in Toscana comprende i comuni di Buti, Calci, San Giuliano Terme, Vicopisano, Vecchiano, Lucca e Capannori.

Il Monte Pisano si estende in direzione NO/SE ed è situata tra le valli del Serchio e dell'Arno, giace a sud-est del complesso delle alpi apuane, ma geologicamente fa parte del sistema appenninico.

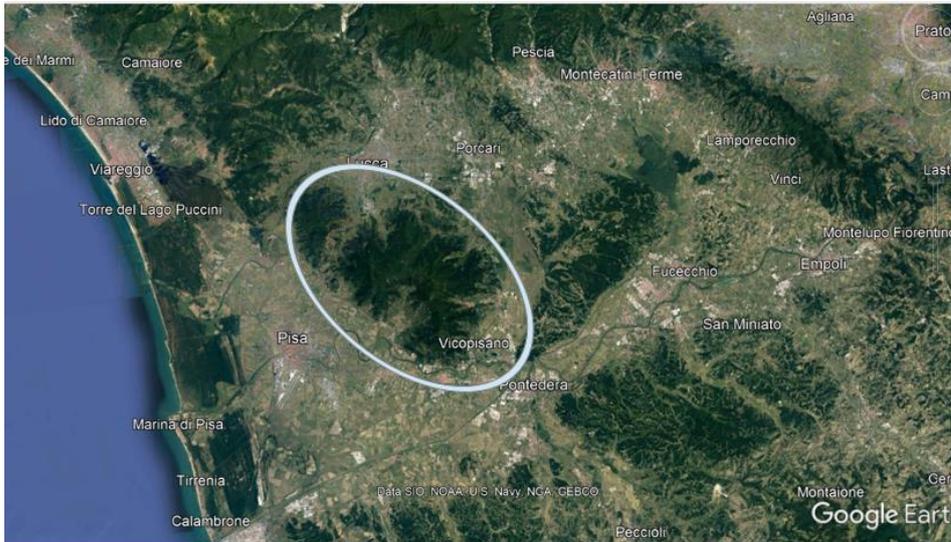


Figura 2. Area del Monte Pisano.

Si estende per una superficie di poco più di 80 km² e la vetta più alta è il Monte Serra con i suoi 917 m.



Figura 3. Parte del Monte Pisano bruciato.

Nella notte del 24 Settembre un incendio ha interessato una parte del Monte Pisano, appartenente al comune di Calci.

L'incendio, iniziato alle 21.00 e propagatosi il 25 Settembre 2018, ha interessato una superficie totale di circa 11 km². L'incendio è partito nei pressi della località Le Porte, nel comune di Calci, all'interno di una densa fustaia di pino marittimo, si è propagato in chioma verso sud ovest, portato dal forte vento di grecale ed influenzato dalla topografia, arrivando a lambire l'abitato di Tre Colli/Castelmaggiore e interessando vaste aree di interfaccia urbana vicine al capoluogo di Comune.

A rendere ulteriormente grave la situazione del Monte Pisano, il 25 febbraio 2019 un secondo incendio ha interessato il versante Sud orientale per oltre 2 km² di pineta, nel territorio del Comune di Vicopisano.

Per la Toscana è l'evento più esteso degli ultimi 25 anni.

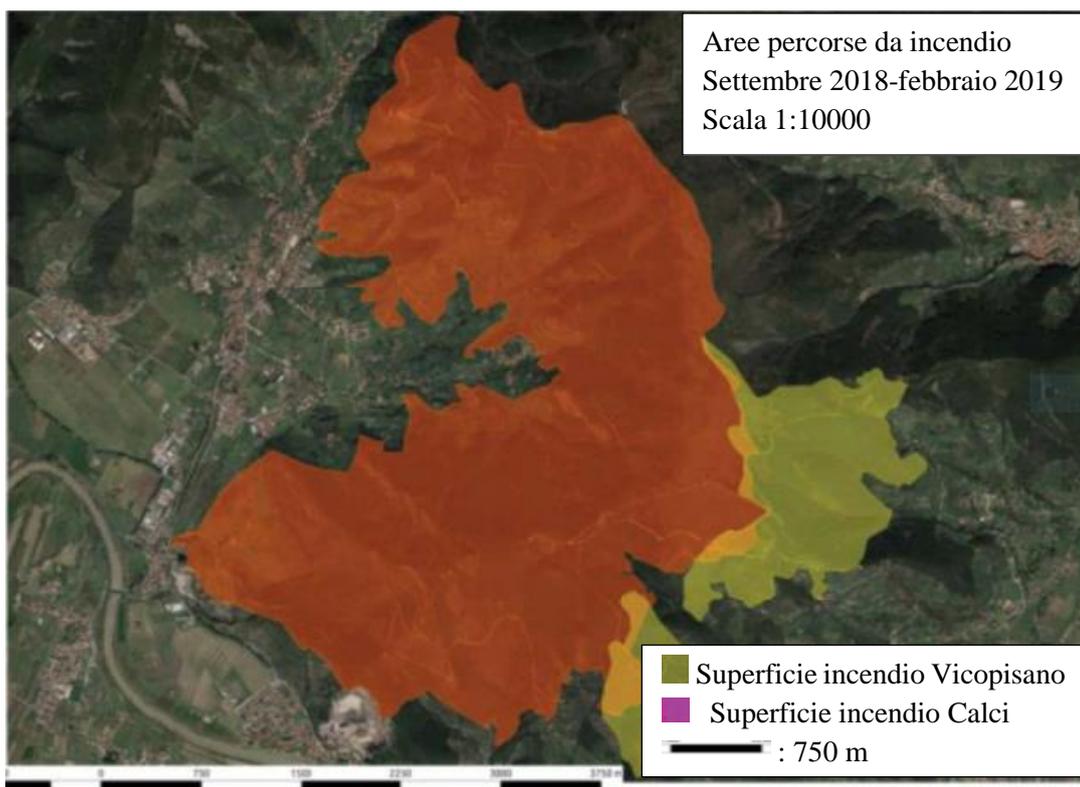


Figura 4. Superfici interessate dall'incendio del 2018 (in rosso) e dall' incendio del 2019.

Il tipo di fuoco è classificabile come incendio di vento e topografico date le elevate velocità raggiunte dalle raffiche di vento e le elevate pendenze dei versanti interessati.

Tutti questi fattori hanno fatto sì che l'incendio si espandesse velocemente e che la severità fosse elevata.

La severità di un incendio dipende per larga parte dalla natura del combustibile e con il termine "fire severity" si indica la quantità di sostanza organica, sopra e sotto la superficie del terreno, consumata dal fuoco (Keeley, 2009).

La carta della severità (Figura 5) evidenzia la distribuzione del danno causato dal passaggio del fuoco ai sistemi naturali.

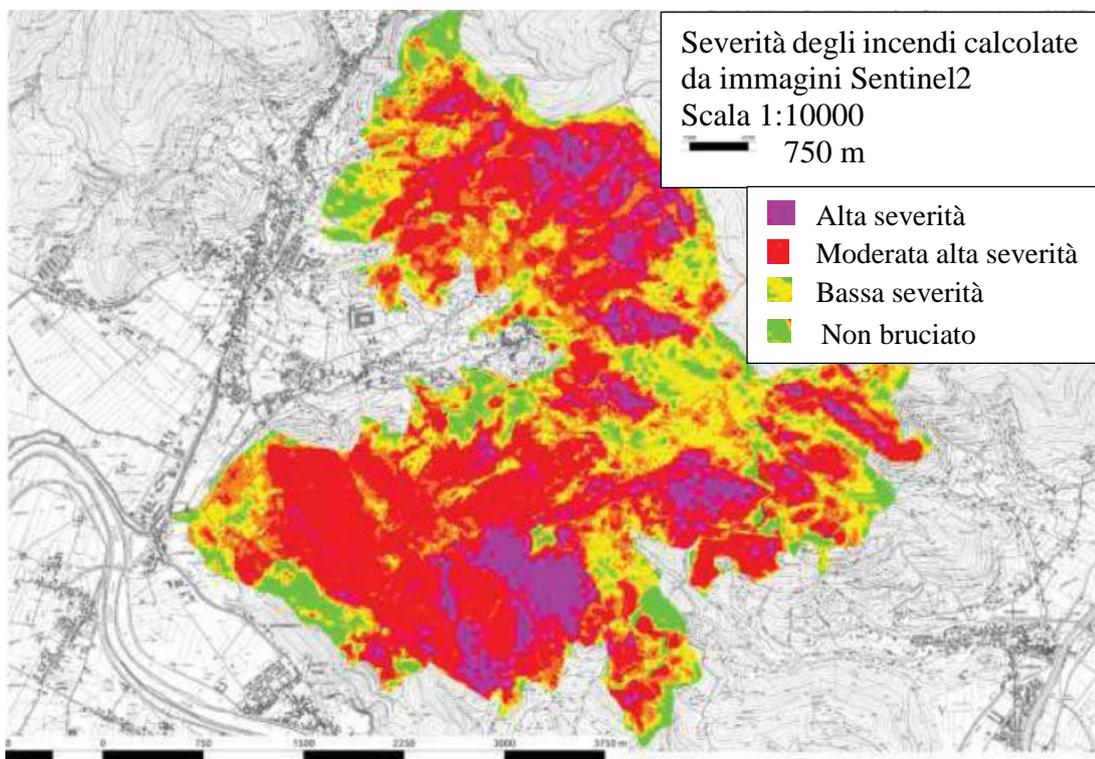


Figura 5. Carta della severità degli incendi elaborata da immagini Sentinel2.

I danni alla vegetazione, in particolare del soprassuolo forestale, variano all'interno di uno stesso incendio e dipendono dal comportamento del fuoco, dalla durata dell'evento e dalla quantità di calore prodotto; in funzione anche delle condizioni del soprassuolo.

Una severità medio-alta può portare ad un forte danneggiamento degli alberi e della vegetazione fino alla loro morte. Dall'analisi della mappa della risulta che oltre il 50% della superficie interessata dai due incendi ha registrato livelli di severità compresi tra “medio alta” e “alta”.

Il paesaggio vegetale spontaneo, ovvero l'insieme delle fitocenosi boschive, arbustive, erbacee e dei coltivi abbandonati da tempo, preesistente agli incendi del 2018 e del 2019 è in larghissima parte di derivazione post-incendio, infatti le zone interessate dall'incendio sono zone già state interessate da incendi nel passato, come si evince dalla mappa sottostante.

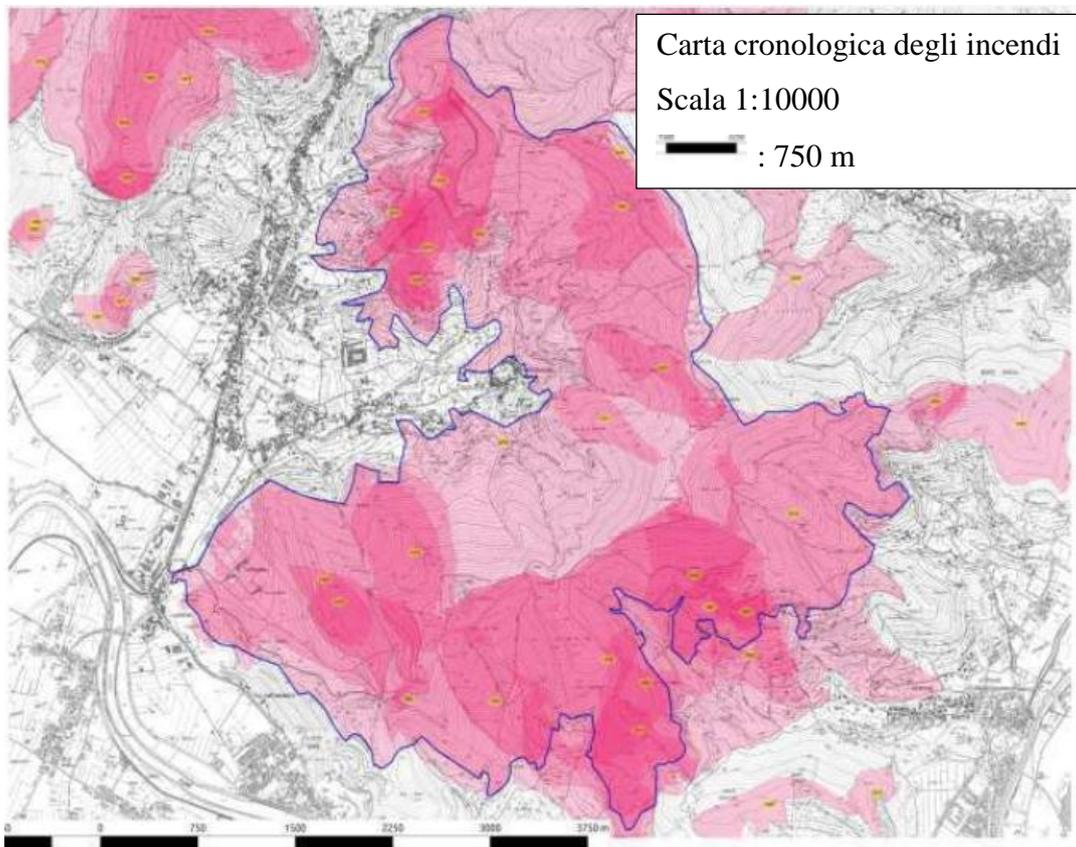


Figura 6. Distribuzione temporale degli eventi di incendio di superficie maggiore di 5 ha. Il tematismo rappresenta con tonalità di colore crescente la maggiore frequenza del passaggio di incendi.

1.4. Famiglia Lacertidae

La famiglia Lacertidae, distribuita in gran parte di Europa, Asia e Africa, ad oggi è costituita da 43 generi e 363 (www.repfocus.dk/Lacertidae.html) specie, dato aggiornato a giugno 2021.



Figura 7. Distribuzione della famiglia Lacertidae (www.repfocus.dk/index.html).

I lacertidi sono in genere un gruppo di lucertole dall'elevata diversità dimensionale, da grandi a piccoli esemplari da 40-400 SVL (snout to vent length; lunghezza capo-cloaca come illustrato in Figura 8.). La coda è molto lunga e può arrivare al doppio della lunghezza rispetto al corpo.



Figura 8. SVL su esemplare di *P. muralis* femmina.

Tutti i membri di questa famiglia sono agili, attivi e diurni, sono dotati di arti ben sviluppati, con dita fornite di artigli che consentono alle lucertole di arrampicarsi molto abilmente su superfici ruvide. Hanno corpi snelli, lunghe code.

Tutte le specie di Lacertidi, anche dette vere lucertole (per differenziarle da altri taxa simili per forma, come ad esempio i Gekkota e gli Iguania), sono caratterizzate da grandi squame nella zona della testa, squame granulari nella zona dorsale, e squame rettangolari nella zona ventrale. Sono tutte prive di osteodermi ventrali e dorsali.



Figura 9. Ampie squame sulla testa di femmina di *P. siculus* (foto di Valentina Titone).



Figura 10. Squame granulari lungo il dorso di giovane *P. siculus*.



Figura 11. Squame rettangolari in zona ventrale di *P. muralis*.

Utilizzano l'autotomia della coda come meccanismo di difesa e ogni vertebra caudale ha un piano di frattura posto anteriormente al processo trasverso. I pori femorali (pori di secrezione di ghiandole follicolari che entrano in gioco nella stagione riproduttiva) sono sempre presenti tranne in specie deserticole. La maggior parte dei Lacertidae si nutre principalmente di insetti e altri artropodi e invertebrati (seppur alcune specie consumino occasionalmente semi e bacche).

Tutte le specie sono ovipare, esclusa *Zootoca vivipara*, presente nel Nord Italia (Bombi, 2011).

Le lucertole più grandi sono spesso longeve: *Timon lepidus* è sopravvissuta per 20 anni in cattività.

É presente un certo grado di dimorfismo sessuale:

di solito i maschi dei lacertidi hanno testa più grande di quella delle femmine, dimensioni maggiori del corpo, arti posteriori più lunghi e muscolosi e pori femorali meglio sviluppati (Figura 12); la base della coda è più rigonfia nella stagione della riproduzione.

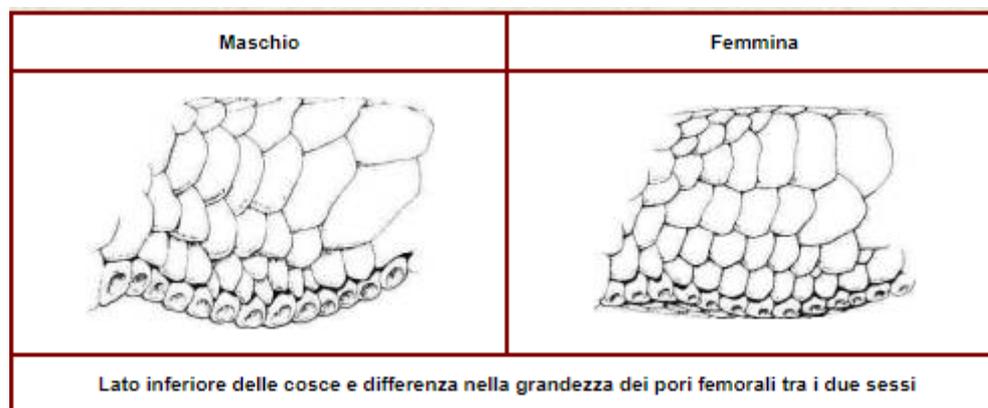


Figura 12. Pori femorali (Arnold & Burton, 1986).

I Lacertidi maschi durante la stagione riproduttiva, combattono, o per lo meno si esibiscono, di fronte agli altri maschi. La maggior parte delle specie ha una postura di minaccia con testa abbassata, gola gonfia e corpo appiattito. Spesso questa posizione mette in mostra la colorazione brillante delle parti inferiori che può

variare tra le specie ed essere un importante mezzo di riconoscimento sia per le lucertole che per i ricercatori.

Gli animali giovani hanno testa più arrotondata e relativamente più grande e in proporzione occhi più grandi e coda più corta dei loro genitori

Nella mia area di studio, Monte Pisano, sono presenti solo tre specie di Lacertidae:

Lacerta bilineata Daudin, 1802

Podarcis muralis (Laurenti, 1768)

Podarcis siculus (Rafinesque-Schmaltz, 1810)



Figura 13. Da sinistra, *L. bilineata*, *P. siculus*, *P. muralis*.

Per la presente ricerca, sono state prese in considerazione solo le due specie del genere *Podarcis*, motivo per il quale nei prossimi paragrafi ne verrà approfondita la distribuzione e l'ecologia.

Genere *Podarcis*

Genralità e sistematica

Inizialmente il genere *Podarcis* faceva parte del genere *Lacerta*, successivamente

Regno.....Animalia
Phylum.....Chordata
Classe.....Reptilia
Ordine.....Squamata
Famiglia.....Lacertidae
Genere.....*Podarcis*

separato da questa su basi morfologiche e poi ne fu confermata la monofilia su basi molecolari. La sistematica delle singole specie ha visto continue revisioni; questo, oltre al fatto

dell'elevata similitudine tra specie differenti e variazione intraspecifica, rende difficile e non lineare la sistematica del genere. Caso emblematico la lunghissima lista di sottospecie, oggi non valida, di *P. siculus*. Questo è dovuto alle caratteristiche esclusive che le popolazioni assumono in isolamento, rilevante dunque la differenziazione nelle comunità insulari.

Distribuzione

Il genere *Podarcis* è un insieme di 26 specie, distribuite in Europa centrale e occidentale, nella zona mediterranea dell'Africa nordoccidentale, Italia, penisola balcanica, parte della Turchia e dell'Ucraina.

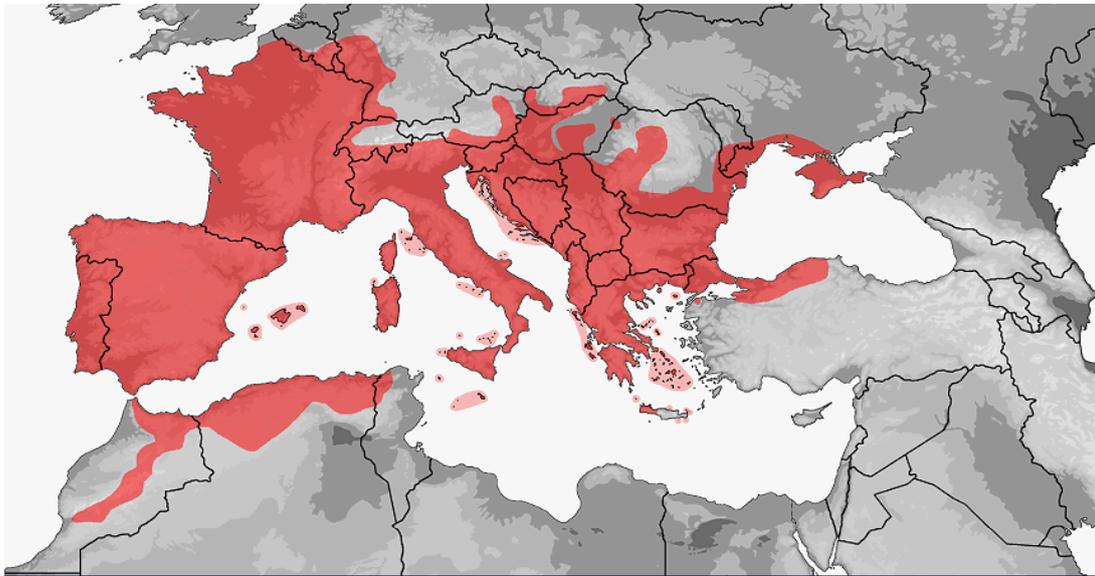


Figura 14. Distribuzione del genere *Podarcis*.

Delle 26 specie di *Podarcis*, ben 14 sono endemiche, alcune delle quali di aree molto ristrette o di piccole isole.

In Italia troviamo otto specie:

- *P. filfolensis* (Bedriaga, 1876) (lucertola maltese)
- *P. melisellensis* (Braun, 1877) (lucertola adriatica)
- *P. muralis* (Laurenti, 1768) (lucertola muraiola)
- *P. raffonei* (Mertens, 1952) (lucertola delle Eolie)
- *P. siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) (lucertola campestre)
- *P. tiliguerta* (Gmelin, 1789) (lucertola tirrenica)
- *P. waglerianus* Gistel, 1868 (lucertola di Wagler)
- *P. latastei* (Bedriaga, 1879) (lucertola pontina)

Esclusione fatta per *P. muralis* e *P. siculus*, le altre specie sono endemiche di aree particolarmente ristrette come ad esempio *P. raffonei* e *P. latastei* o distribuite solo in alcune parti d'Italia, come *P. waglerianus*

P. raffonei: (Ficetola et al., 2021) Endemica dell'Arcipelago Eoliano (Sicilia nord-orientale). Il suo areale geografico è inferiore a 100 km², la sua area occupata è inferiore a 10 km², la sua distribuzione è severamente frammentata (quattro popolazioni), e sussiste un declino a causa della competizione e l'ibridazione con la congenerica introdotta (*P. siculus*).

La specie è prossima all'estinzione. Per questi motivi è classificata «**in pericolo critico**» (*critically endangered*) secondo l'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN).



Figura 15. *P. raffonei* (Ficetola et al., 2021).



P. latastei: (Senczuk et al., 2019), presente unicamente nelle isole pontine, è stata descritta

solo nel 2019. La distinzione delle lucertole di queste isole rispetto ad altre specie è avvenuta a seguito di analisi filogenetiche, basate sul DNA mitocondriale e nucleare, e indagini morfologiche; sebbene attualmente abbondante, la sua distribuzione ristretta ed esclusivamente insulare ne fa una specie di forte interesse conservazionistico.



Figura 16. *P. latastei*.

Attività

Le specie di *Podarcis* sono diurne, termofile ed eliofile, mantengono una temperatura corporea diurna compresa tra i 33 °C e i 36 °C, durante il periodo di attività. La temperatura corporea media per l'attività di *P. siculus* è tuttavia superiore a quella osservata in *P. muralis* (35,2° C contro 33,6° C) (Tosini & Avery, 1994).

P. siculus è dunque più termofila di *P. muralis*, tende la mattina infatti ad uscire dopo rispetto alla muraiola, quando la temperatura sale. Allo stesso modo, termina la sua attività anticipatamente rispetto a *P. muralis*. Generalmente è stata osservata una minore termofilia dei maschi rispetto alle femmine, e dei giovani rispetto agli adulti (Liwanag et al., 2016).

La termoregolazione è attuata mediante esposizioni al sole in diversi momenti della giornata, a seconda delle temperature esterne (e quindi anche delle stagioni) e delle condizioni meteorologiche. Devono necessariamente passare diverse ore al sole per poter aumentare la propria temperatura corporea. Soprattutto nelle prime ore della loro attività diurna, è facile osservare queste lucertole nel tipico atteggiamento di termoregolazione denominato *sunbasking*. Durante questa fase, le lucertole appiattiscono il loro corpo, aumentando la superficie esposta al sole.



Figura 17. Femmina di *P. siculus* in tipico atteggiamento di sunbasking.

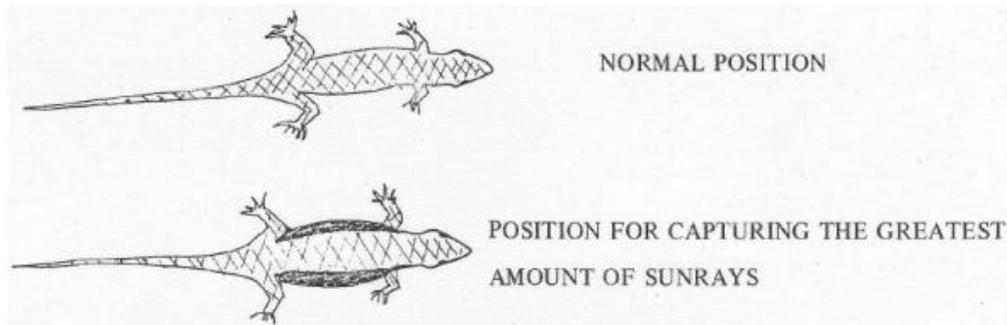


Figura 18. appiattimento del corpo e aumento della superficie esposta al sole (Gómez Durán, 1977).

Il periodo di attività dipende dunque essenzialmente dalle temperature, non esiste un intervallo preciso per tutto il suo areale di distribuzione. In Italia solitamente l'attività di queste lucertole inizia a marzo - aprile, fino a ottobre - novembre, prima per le femmine e ritardata per i maschi. Questi ultimi, a seconda delle condizioni climatiche locali si possono comunque trovare attivi anche in pieno inverno in giornate particolarmente favorevoli termicamente (Capula et al., 1993). Durante i mesi primaverili e autunnali, l'attività giornaliera è principalmente unimodale, con l'eccezione della stagione estiva (con temperature del suolo che superano i 40°C) in cui si osservano due picchi di attività, la mattina e il tardo pomeriggio (attività bimodale). In questa fase riducono la loro attività locomotoria e si rifugiano spesso all'ombra o in tane per evitare il surriscaldamento (Tosini et al., 2001).

Riassumendo, il periodo di inattività varia in relazione alle condizioni climatiche locali e generali e, in certe annate e stazioni, può anche essere ridotto o addirittura assente; esso si svolge per lo più sotto le pietre o nelle cavità di muri e rocce.

Nei mesi invernali infatti entrano in ibernazione con sporadici picchi di attività nelle giornate meno fredde (Licht et al., 1969). Nelle zone a clima Mediterraneo è attiva per quasi tutto l'anno.

L'attività di caccia avviene principalmente sul terreno ma, una volta catturata la preda, si osserva un ritorno verso zone di rifugio.

Queste lucertole si nutrono per la maggior parte di Artropodi (in particolare Insetti, Aracnidi e in minor quantità Isopodi terrestri), ma pure di piccoli Molluschi; talora,

soprattutto negli ambienti insulari, la dieta è integrata anche con sostanze di origine vegetale (polline, frutti selvatici, germogli) (Van Damme, 1999).

I predatori sono rappresentati da varie specie di Serpenti, grossi Sauri (più che altro il ramarro), Uccelli rapaci diurni, Corvidi, alcuni piccoli Passeriformi (ad esempio le averle, la passera d'Italia e il merlo), Mammiferi carnivori (fra i quali anche il gatto domestico).

Dimorfismo, mating e riproduzione

Tutto il genere *Podarcis* presenta dimorfismo sessuale: i maschi adulti sono più grandi delle femmine, la colorazione è più accentuata nel maschio, soprattutto in fase riproduttiva.

In età riproduttiva, i rapporti delle misure testa/tronco più grandi nei maschi rispetto alle femmine (Herrel, 1995), il maschio così ha un aspetto della testa più larga rispetto al tronco. I maschi presentano zampe posteriori più grosse e robuste e un portamento molto diverso sia durante il *sunbasking* che durante l'esplorazione territoriale.

Le due specie di *Podarcis* indagate nel mio studio, sono specie molto comuni e ampiamente distribuite.

Sono specie territoriali e i maschi adulti mettono in atto combattimenti per la conquista o il mantenimento del territorio e l'accesso alle femmine. Il periodo riproduttivo avviene durante la stagione primaverile e il maschio, immobilizzando la femmina, mordendola sul fianco o sull'addome si accoppia con essa.



Figura 19. Corteggiamento e precopula fra due *P. siculus* (femmina in alto, maschio in basso).

Gli accoppiamenti possono ripetersi 2-3 volte durante il corso della stessa stagione riproduttiva. Le femmine depongono le uova in cavità di tronchi, muretti a secco o in buche alla base dei cespugli che esse stesse scavano con le zampe anteriori. Il numero di uova può variare da 2 a 8 (6 in media) con guscio biancastro. L'incubazione ha una durata di 9-11 settimane. I piccoli alla nascita presentano una lunghezza totale media di circa 6 cm.

La maturità sessuale viene raggiunta generalmente al primo o secondo anno di vita e la vita media va dai 4 ai 6 anni (Vanni & Nistri, 2006).

Uso del Territorio

Vengono considerate specie molto adattabili, opportuniste e, localmente, invasive in quanto molto abili a colonizzare aree non occupate da altre specie simili. Quando entrano in competizione tra loro, secondo il principio d'esclusione competitiva (o principio di Gause) tendono ad occupare nicchie ecologiche separate. Qualora, però, le due specie presentino nicchie sovrapposte, allora una delle due specie

prenderà il sopravvento sull'altra fino a eliminarla. Spesso la coesistenza è garantita dalla presenza di nicchie ecologiche non completamente sovrapposte (le specie in questione possono presentare, infatti, differenze lievi a livello di dieta o di microhabitat (Capula et al., 1993).

In caso di allopatria *P. muralis* si spinge in ogni tipo di ambiente, preferendo leggermente habitat più chiusi e ombreggiati.

P. siculus, che è leggermente più termofila di *P. muralis*, è presente principalmente negli habitat più aperti e con piena esposizione alla luce diretta del sole ed evita zone fresche e ombrose.

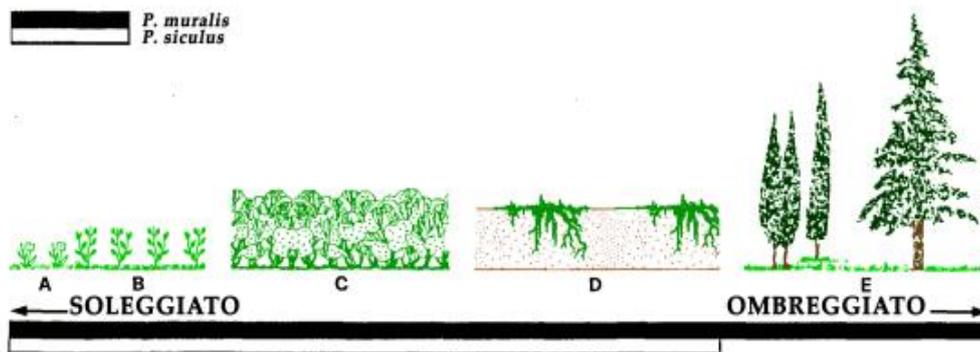


Figura 20. Habitat di vocazione di *P. muralis* e *P. siculus* A: giardini; B: cespugli; C: siepi; D: muri con rampicanti; E: entità arboree. Modificato da: Capula et al., 1993.

Nel caso di simpatria tra *P. muralis* e *P. siculus* esse tendono a segregarsi in microhabitat diversi:

P. siculus tenderà a occupare zone aperte, prative e assolate (area "a, b, c, d" di Figura 20) che comunque sono le sue zone di preferenza, dominando sulle muraiole. *P. muralis* tende, in presenza della campestre, a rimanere nelle aree più ombrose, fresche e umide dell'area (area "e" di Figura 20).

Nelle zone ecotonali, come ad esempio il percorso segnato in Figura 21 in cui da una parte c'è un oliveto aperto e nell'altra il ruscello con fitta vegetazione (quindi zona ombrosa, umida e fresca) è possibile trovare individui delle due specie in sintopia, che condividono lo stesso spazio nello stesso momento, come i due maschi in Figura 22.



Figura 21. La linea gialla indica una zona ecotonale tra area umida e fresca a sinistra, e zona assolata degli ulivete a destra. In questa zona è facile avvistare le due specie in sintopia.



Figura 22. Maschi di *P. muralis* (in basso) e di *P. siculus* (in alto) in sintopia.

Entrambe le specie sono inserite nell'allegato II della Convenzione di Berna come specie rigorosamente protetta.



Sono inserite nell'allegato IV della Direttiva Habitat tra le specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa. Dalla IUCN sono catalogate come specie LC (Least Concern), cioè a basso rischio.

Podarcis muralis

Distribuzione

Presente naturalmente nel Centro e Sud Europa, assente in grandi zone della Penisola Iberica e dalle grandi isole del Mediterraneo. Presente al di fuori del range nativo in Gran Bretagna, Norvegia, Belgio, Svizzera, Austria e Germania e Stati Uniti.



Figura 23. distribuzione *Podarcis muralis*,
<https://www.lacerta.de/AS/Taxon.php?Genus=19&Species=85>.

In Italia è distribuita su tutto il territorio nazionale a esclusione della Sardegna e della Sicilia. Rarefatta nel Sud Italia; non è presente in Puglia tranne che in una stazione isolata del Gargano. È presente nelle Isole dell'Arcipelago Toscano, sull'Isola d'Elba, e anche su isole dalla limitata estensione.



Figura 24. Distribuzione *P. muralis* in Italia. Modificato da Corti et al., 2011.

Varietà cromatica

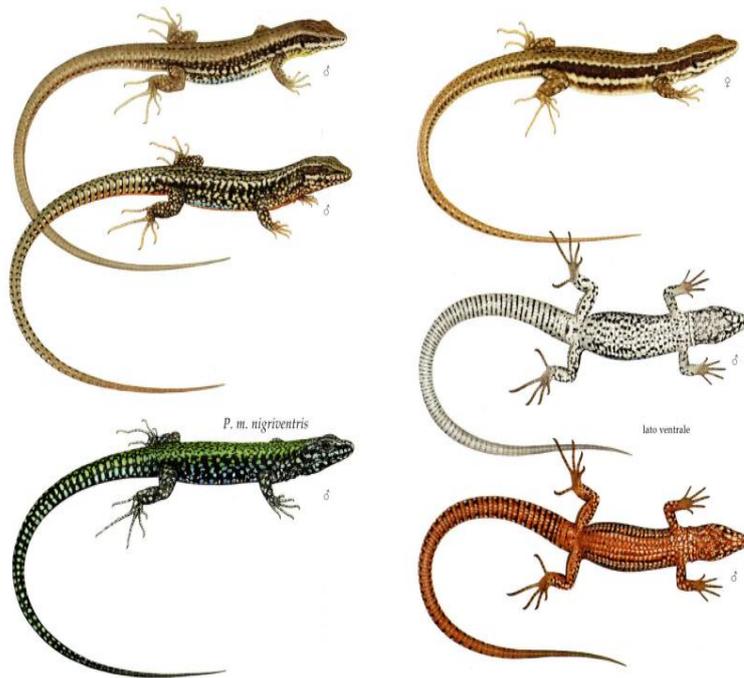


Figura 25. Variabilità di *P. muralis* modificato da Speybroeck et al., 2011.

La colorazione dorsale e ventrale è estremamente variabile, sia inter e intra-popolazionale. In Italia è storicamente descritto l'andamento della colorazione dorsale dal bruno al verde. Negli individui dorsalmente bruni e più o meno evidente la striatura laterale: strie chiare che percorrono la lunghezza dell'animale dalla coda fino al parietale e al labiale. Tra le due strie è riconoscibile una banda più scura uniforme nelle femmine, reticolata nei maschi. Possono essere presenti individui completamente melanici.

Il colore della gola e delle parti ventrali di *Podarcis muralis* presenta, in corrispondenza della gola e in molti casi del ventre, punteggiature o macchie nere (Biaggini et al., 2011) su fondo bianco (in Toscana) e bianco, giallo o rosso in molte parti del nord Italia e dell'Italia peninsulare meridionale (Galeotti et al., 2013; Whiley et al., 2015).

Podarcis siculus

Distribuzione

Distribuita in Italia a sud delle Alpi, in Sicilia, Sardegna e Lampedusa, nel sud della Svizzera, in Corsica, sulla costa adriatica dalla Slovenia, Croazia e Montenegro. Presente dal livello del mare fino a 2200 m di quota (Corti et al., 2006).

Sono presenti popolazioni introdotte sparse in Francia, Turchia, Grecia, Spagna, Tunisia, Stati Uniti e in nord Africa. Di recente è stata scoperta una popolazione a Soci, Russia (Tuniyev et al., 2020).

Al di fuori del proprio areale, *P. siculus* è una specie particolarmente invasiva. Negli ultimi anni infatti si stanno sviluppando molti studi sulle popolazioni delle aree di introduzione, dove la specie è considerata aliena e che può seriamente mettere in pericolo le popolazioni autoctone di rettili (Adamopoulou & Panayiotis, 2019; Damas-Moreira, et al., 2020).



Figura 26. Distribuzione di *P. siculus*,
<https://www.lacerta.de/AS/Taxon.php?Genus=19&Species=85>.



Figura 27. Distribuzione *P. siculus* in Italia e Corsica. Modificato da Corti et al., 2011.

È presente a partire dal livello del mare fino a 2200 m di altitudine (sul Monte Etna, in Sicilia), ma di regola non supera i 1100 m nell'Italia centrale (Corti et al., 2011).

Nell'Italia settentrionale e centrale è presente soprattutto nelle aree di pianura e collina ed è assente in Trentino Alto Adige, mentre nell'Italia meridionale e nelle isole si spinge dalla pianura ai rilievi montani. In Toscana *P. siculus* è la lucertola più diffusa anche negli habitat agricoli. Svolgendo studi su due tipi di habitat a vigneto e cerealicolo, tipici del paesaggio agrario della Toscana, è emerso che questa specie sembra evitare l'area coltivata con cereali, penetrando solo per i primi metri in prossimità dei margini incolti. I vigneti, al contrario, ospitavano un numero maggiore di individui, diffusi in tutta l'area, ma anche in questo contesto la distribuzione risulta uniforme e la più alta densità è stata riscontrata nelle zone marginali (Biaggini et al., 2009).

Dal punto di vista della conservazione *P. siculus* rappresenta un caso particolare, legato alla situazione biogeografica in cui essa ricade. Si delineano infatti due fondamentali situazioni: una inerente alle popolazioni peninsulari e l'altra inerente le popolazioni micro insulari, che non permettono di considerare la specie nel suo

insieme. *P. siculus*, infatti, rientra nella categoria delle specie sub-endemiche italiane ad areale più ampio, specie ampiamente e organicamente diffuse nel loro areale (Sindaco et al., 2016). Le popolazioni peninsulari, dunque, non mostrano particolari problemi, che potrebbero però sorgere laddove l'incremento dell'attività umana alterasse gli habitat. A livello locale le possibili cause di minaccia sono rappresentate più che altro dagli incendi, dall'eccessivo degrado ambientale e dall'uso di pesticidi o insetticidi in ambito agricolo e a scopo di disinfestare centri abitati. Anche in questa specie una ragguardevole quantità di esemplari resta vittima del traffico veicolare sulle strade. Non può, però, essere trascurata l'unicità delle popolazioni insulari dal punto di vista eco-etologico. In alcuni casi queste popolazioni mostrano rischi elevati di estinzione per la loro densità o per la ridotta estensione del loro habitat; in altri casi queste popolazioni, anche se caratterizzate da una apparente elevata densità, sono caratterizzate da un certo grado di vulnerabilità dovuto all'isolamento stesso, per cui piccole variazioni ambientali costituiscono un elevato rischio (Corti, 2006). La dualità nell'approccio alla conservazione è fondamentale per la tutela della specie, ma la normativa vigente, nazionale ed internazionale, riguarda ancora l'intera specie indistintamente (Guglielmi, 2006).

Varietà cromatica

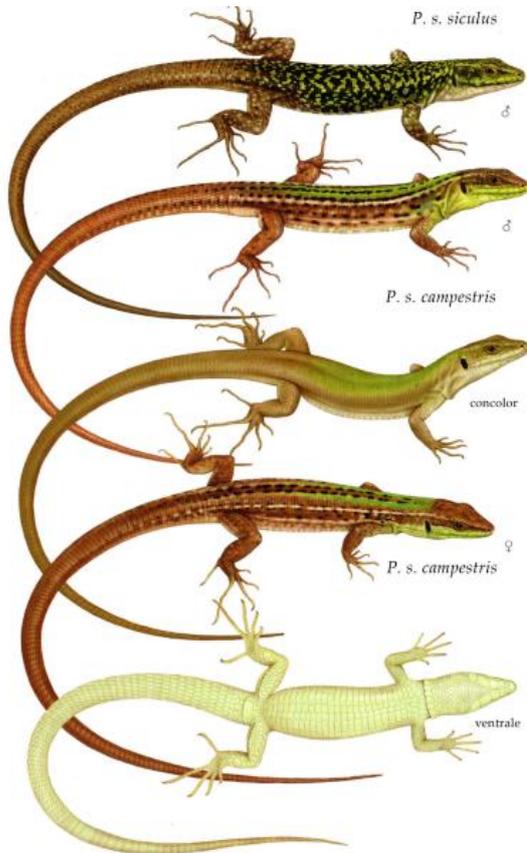


Figura 28. Variabilità di *P. siculus* modificato da Speybroeck et al., 2011.

I maschi, di dimensioni mediamente maggiori, presentano una colorazione più brillante e appariscente rispetto alla femmina e pori femorali più sviluppati ed espressi durante il periodo riproduttivo (Arnold & Burton, 1986), mostrando quindi un forte dimorfismo sessuale.

Il dorso è caratterizzato di norma da una colorazione di fondo verde, ma può presentare elevata variabilità cromatica (giallastro, verde oliva, marrone chiaro o grigiastro) anche nell'ambito della stessa popolazione. La banda occipitale è costituita da numerose macchie nere, le quali prendono contatto tra loro. Le striature dorso-laterali sono, in alcune circostanze, continue; soprattutto nei maschi sono ridotte o assenti del tutto (Corti et al., 2011).

Spesso, posteriormente all'attacco degli arti anteriori e bilateralmente, è presente una macchia di colore ceruleo (Corti et al., 2011), che potrebbe essere implicata

nell'ambito della comunicazione visiva. La colorazione delle parti ventrali è di norma biancastra o con sfumature verdastre, senza punteggiatura o reticolatura (Arnold & Burton, 1986).

MATERIALI E METODI

Ho utilizzato due diversi set di dati disponibili. Il primo dataset è dato da esemplari collezionati di *Podarcis*, catturati casualmente durante campionamenti con *pitfall trap* per lo studio di insetti dopo l'incendio, a disposizione del Museo di Storia Naturale dell'Università di Pisa, a Calci. Il secondo dataset è formato da misure di individui catturati, misurati e rilasciati nel corso di altre ricerche (non pubblicate; data set di M. Zuffi) per la zona del Monte Pisano.

Poi, per questa ricerca, ho quindi utilizzato questi dataset, utili per comparare le informazioni relative alla taglia, integrandoli con conteggio di individui lungo i transetti, per derivare stime sulla abbondanza e sulla distribuzione delle specie nei siti considerati.

Si presentano separatamente i due approcci.

1.5. Pitfall trap

Le *pitfall trap* sono trappole a caduta, costituite da contenitori di materiale vario, interrati finché il bordo raggiunge il livello del suolo: gli animali che ci passano sopra vi cadono all'interno, e non riescono più ad uscirne. A seconda dello scopo della cattura, nel fondo delle *pitfall trap* può essere inserito del liquido per la conservazione degli animali che vi finiscono all'interno, in altri casi invece non viene utilizzato nulla e gli animali vengono rilasciati dopo la cattura.

Nel nostro caso, è stata usata una miscela di aceto bianco e acido acetil salicilico, molto efficace per la conservazione dell'esoscheletro dei coleotteri.

Ogni trappola è stata rimossa dopo due settimane dalla collocazione.

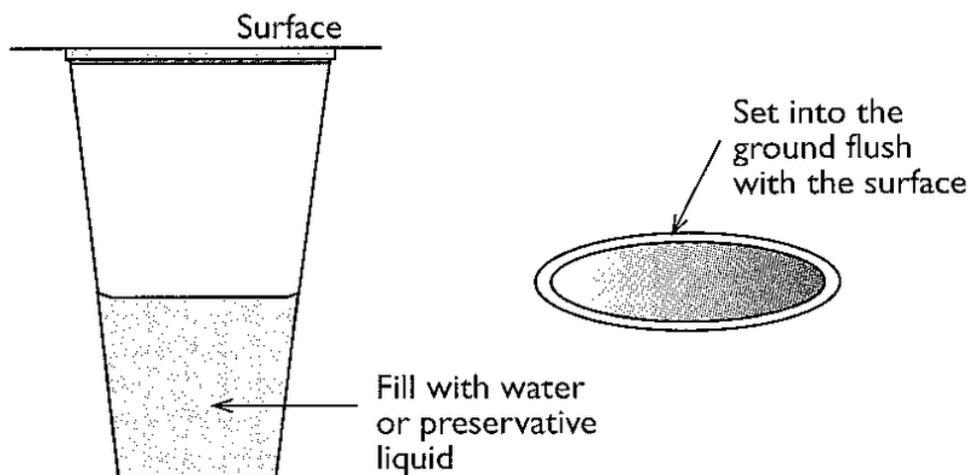


Figura 29. *Pitfall trap*. Inserite nel terreno, queste trappole intercettano gli animali che vivono a terra e sono particolarmente utili per catturare i predatori attivi (da Stoneman et al., 1997).

Raccolta e analisi dati

Gli animali catturati provengono da parallelo monitoraggio dei coleotteri in aree percorse dal fuoco (tesi magistrale di F. Losacco).

Più trappole sono state collocate in tempi diversi, tra Maggio 2020 e Ottobre 2021, in 15 postazioni, chiamate *Plot*. In Figura 30 sono visualizzati i *Plot*, e la loro numerazione, su GoogleEarth. In Figura 31 è rappresentata la stessa zona, ma in una situazione vegetativa pre incendio.



Figura 30. Numerazione dei *plot* e localizzazione su GoogleEarth, con vegetazione post incendio.



Figura 31. Stato della vegetazione pre -incendio nella zona di localizzazione delle *pitfall trap*.

In molte di queste trappole a caduta sono stati rinvenuti adulti e giovani di entrambe le specie di lucertole, oltre ad altri vertebrati (roditori e insettivori) e invertebrati vari. Sono state raccolte 127 lucertole, conservate in provette con etanolo al 70% (Figura 322) e campionate tra la primavera 2020 e l'autunno 2021.

All'interno di ogni provetta, è presente un cartellino sul quale sono registrati l'intervallo di tempo della cattura (ogni trappola è rimasta in loco per circa due settimane), e il numero di trappola in cui sono stati catturati.

Sono stati conteggiati quanti individui presenti per ciascuna specie, quanti giovani e quanti adulti. Per gli adulti poi (SVL \geq 48 mm, dimensione minima per considerare adulta una *Podarcis*; Corti et al., 2011) ne è stato individuato il sesso e ne sono state prese le misure biometriche.



Figura 32. Parte dei campioni delle *pitfall trap*.

Il riconoscimento del sesso negli individui morti è stato fatto controllando le dimensioni del capo (generalmente maggiore delle femmine) e la presenza di pori femorali attivi (tipicamente maschili) usando una lente d'ingrandimento e un microscopio elettronico usb, per osservare la forma dei pori femorali: chiusi e appena abbozzati nelle femmine, grandi e aperti nei maschi (Figura 34).



Figura 33. Microscopio digitale Andowl QY-X03, ingrandimento fino a x1600, utilizzato per l'osservazione di pori femorali, ed il riconoscimento tra sessi.



Figura 34. Pori femorali della femmina a sinistra, pori femorali del maschio a destra.

Anche il riconoscimento della specie può non essere immediata in individui morti: la colorazione in necrosi cambia notevolmente rispetto all'animale.

Nonostante la colorazione sia alterata, rimane facile distinguere le due specie per i diversi pattern delle striature longitudinali dorso-laterali delle due specie, come in Figura 35, dove *P. siculus* mostra un'evidente striatura centrale, assente in *P. muralis*.

Se persistono dubbi, principalmente dovuti al non ottimo stato di conservazione degli individui, è sufficiente girare ventralmente l'animale per non avere più alcun dubbio: *P. siculus* ha la zona golare e ventrale senza alcuna macchiettatura, a differenza di *P. muralis*, come si può vedere nei due individui giovani in Figura 36.



Figura 35. Due campioni adulti delle pitfall trap. *P. siculus* in alto e *P. muralis* in basso. La colorazione dorsale è diversa rispetto agli animali vivi, ma in questo caso le specie sono facilmente riconoscibili dalle bande longitudinali.



Figura 36. Due campioni giovani delle pitfall trap. *P. siculus* (parte golare e ventrale bianca, senza macchiature) in alto e *P. muralis* in basso.

In Figura 37 e in Figura 38 sono mostrate le misure biometriche considerate.

Per ciascun individuo selezionato dal campione ($SVL \geq 48$ mm) sono state rilevate:
SVL – snout-to vent length, (la lunghezza del corpo dalla punta del muso alla cloaca);

HL - Head length - lunghezza della testa (dalla punta del muso al pileo);

HW - Head width - larghezza della testa;

HH - Head height - altezza della testa nel punto più largo e più alto corrispondente (Kaliontzopoulou et al., 2007).



Figura 37. La SVL, snout to vent length, è la misura della distanza del muso dalla cloaca. Gli individui con $SVL \geq 48$ mm sono considerati individui adulti.

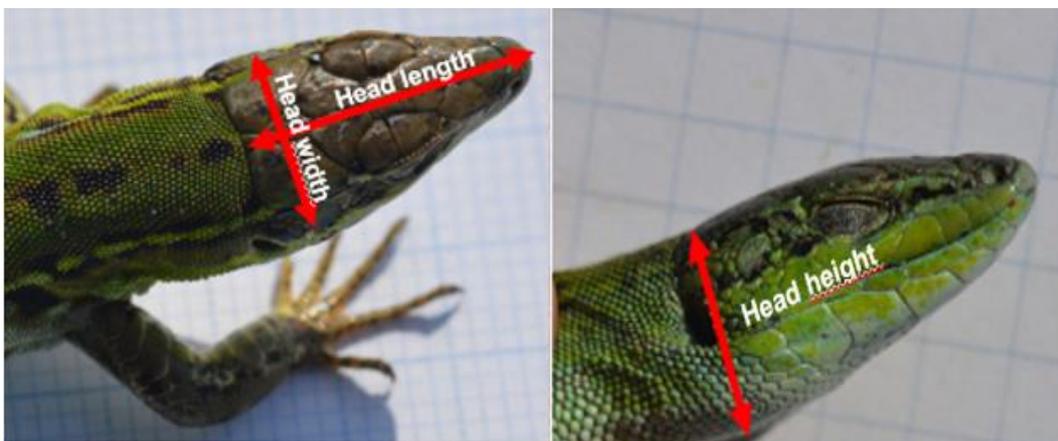


Figura 38. In figura sono mostrate le misure della lunghezza e larghezza della testa (Head length e width) l'altezza della testa (Head height).

Come anticipato, ho poi utilizzato i dati non pubblicati di precedenti ricerche su *Podarcis* di entrambe le specie (Zuffi M.A.L., dati non pubblicati), raccolte in aree non percorse dal fuoco, come mostrato in Figura 39 (Area Certosa e Montemagno), per verificare eventuali differenze di taglia e di dimensioni del capo tra i due trattamenti (non bruciato vs bruciato).

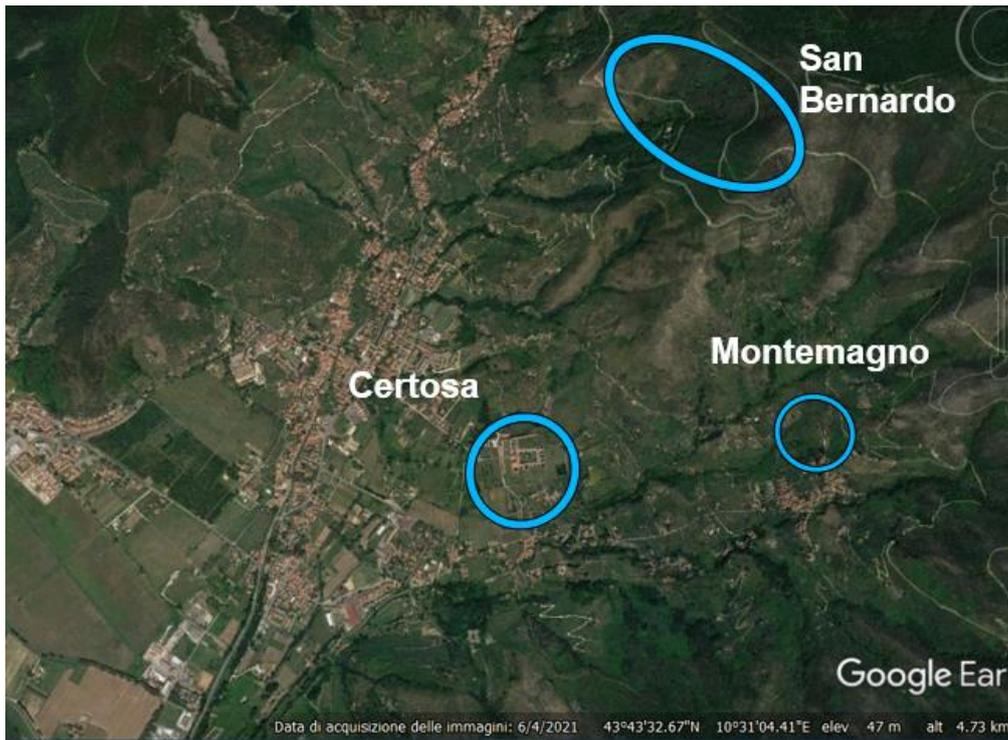


Figura 39. Zone di provenienza dei campioni. In zona San Bernardo catturati tramite *pitfall trap*, in zone Certosa e Montemagno catturati tramite *noosing*.

Le lucertole delle zone non bruciate, sono state catturate tramite la tecnica del *noosing*, tecnica ampiamente utilizzata nella cattura di lucertole e altri rettili (Vanhooydon & Damme, 2003; Li et al., 2009; Marsili et al., 2009).

La cattura viene effettuata tramite un cappio. Il cappio è realizzato in nylon, cotone, o altro materiale, e viene legato all'estremità di una canna da pesca. Il cappio deve poi essere fatto passare attorno al collo della lucertola e stratonato. L'avvicinamento del cappio, se fatto lentamente, non fa scappare le lucertole. Le

lucertole anzi, scambiando il coppia per qualche preda, ne sono incuriosite e a volte tentano di catturarlo.

I dati biometrici sono stati sottoposti ad analisi di normalità (Komogorov-Smirnov test per campione singolo) e poi a statistiche parametriche. I confronti tra specie sono stati rappresentati graficamente prima da *box plot* e poi sottoposti ad ANOVA a una via e a k fattori (località, specie, sesso e loro interazioni). Il livello di significatività scelto è $\alpha = 0,05$.

Per i parametri in cui è risultata una significativa differenza per località, è stato eseguito il confronto Tukey post-hoc, che indica quali gruppi (località) differiscono dalle altre.

Le analisi sono state condotte con il programma IBM SPSS 20.0.

1.6. Transetti

Premessa

Gli scopi di questo tipo di raccolta dati, sono:

-verificare la distribuzione delle due specie lungo i transetti a seconda del tipo di habitat (alberato, ombroso, fresco, umido/aperto), mappando i punti di avvistamento su Google earth;

-verificare se la struttura delle popolazioni, in senso numerico (= abbondanza), è sostanzialmente differente rispetto a popolazioni di confronto di zone non bruciate.

Un *real census* per questo tipo di animali è di fatto altamente improbabile e difficoltoso. Di norma, è invece possibile fare una stima dell'abbondanza, e per ottenerla, è necessario contare ripetutamente, in sessioni diverse, il numero di individui che si incontrano.

Ma come si stima praticamente l'abbondanza di una popolazione?

Molto spesso non siamo in grado di rilevare tutti gli individui presenti durante il campionamento, e questo può accadere per diverse ragioni, ad esempio comportamento elusivo, abitudini criptiche, condizioni dell'habitat. Pertanto, il

numero di individui osservati raramente rappresenta una stima affidabile del numero di individui presenti in una determinata area. Il valore trovato va aggiustato a seconda della *detectability* della specie in quelle condizioni di monitoraggio (Royle & Kéry, 2007).

Sono stati sviluppati diversi approcci per stimare con la massima verosimiglianza il numero di individui presenti. Tra questi, gli approcci che richiedono più sessioni di cattura hanno un notevole successo.

Per esempio, negli approcci *capture-mark-recapture* (CMR) gli animali di una popolazione sono catturati, marcati individualmente o fotografati per permettere l'identificazione, e rilasciati nel sito di cattura. La frequenza degli individui marcati osservati nelle successive sessioni di cattura viene poi utilizzata per stimare l'abbondanza (Chao, 2001).

Il campionamento di rimozione (*removal count*) è un approccio alternativo, che richiede la cattura e la rimozione sistematica degli individui. La dimensione della popolazione viene poi stimata sulla base del declino della dimensione delle catture durante le sessioni di cattura successive (Petranka & Murray, 2001).

Tuttavia, gli approcci che necessitano della cattura e dell'identificazione dei singoli individui richiedono un altissimo sforzo di campionamento, poiché molti animali devono essere catturati e identificati per ottenere stime affidabili della popolazione. Pertanto, il monitoraggio su larga scala dell'abbondanza della fauna selvatica è stato una sfida per decenni.

Negli ultimi anni sono stati proposti alcuni approcci per stimare l'abbondanza animale da conteggi ripetuti in siti fissi, senza marcare gli individui, denominato anche *visual count method* (Royle, 2004). Il numero di individui rilevati in un dato sito viene contato utilizzando tecniche di monitoraggio standard (ad esempio, conteggi puntuali, osservazione in piccoli appezzamenti, transetti di aree fisse), e ogni sito viene generalmente visitato in più occasioni. I conteggi ripetuti in un dato sito vengono poi utilizzati per stimare congiuntamente la rilevabilità degli individui e la dimensione della popolazione sulla base del modello statistico N-Mixture model (Kéry et al, 2009.; Dail & Madsen, 2011). Negli ultimi anni molti lavori sono stati fatti per verificare se questo metodo sia attendibile, con ottimi risultati ottenuti

sulla stima delle abbondanze per questo tipo di piccoli vertebrati, abbondanti e facilmente avvistabili come le *Podarcis* (Ficetola et al., 2018).

Poiché il *visual count method* non richiede la cattura o la manipolazione degli individui, tali modelli consentono di raccogliere informazioni sull'abbondanza in aree più ampie rispetto agli approcci tradizionali, sono appropriati per le specie protette e sono stati proposti per la valutazione su larga scala delle popolazioni (Sacchi & Scali, 2016; Sindaco et al., 2016) e utilizzati di recente (Sacchi et al., lavoro sottomesso).

L'utilità dei modelli N-mixture per stimare l'abbondanza di anfibi e rettili è stata confermata da diversi anni e, dato il loro basso rapporto costi-benefici, questi modelli sono stati proposti anche per ottenere stime su larga scala delle tendenze di popolazione di anfibi e rettili. La dimensione di popolazione è stata stimata usando modelli N-mixture per popolazioni chiuse (Ficetola et al. 2018) come implementate dal pacchetto “unmarked” (Fiske & Chandler, 2011) in R 4.0.1 (R Core Team 2018). Abbiamo usato l’Akaike’s Information Criterion (AIC) per selezionare la distribuzione di errore più appropriata (Poisson o zero-inflated Poisson), ma non abbiamo considerato errori binomiali negativi poiché possono produrre stime infinite di abbondanza. Per stabilizzare l’algoritmo di ottimizzazione numerica, abbiamo standardizzato tutte le covariate. La *detection probability* (p) è stata modellizzata in funzione del transetto, della durata, della copertura erbacea (bassa-alta), mentre l’*abundance* (ψ), è stata modellizzata solo in funzione dell’habitat (bruciato, burned = B, vs il non bruciato, unburned = U). Ho utilizzato la durata del transetto (in minuti, per quantificare lo sforzo di campionamento), l’ora di inizio del transetto rispetto alle ore 8 del mattino (per tarare il momento di inizio del transetto), il giorno dell’anno del transetto (come numero di giorni a partire dal primo giorno utilizzato per il primo transetto), e il tipo di copertura erbosa (bassa-alta) per tarare la *detectability*. *N-mixture model* analizza in sequenza, tutti i modelli possibili, prendendo in considerazione quelli con 1 variabile, 2 variabili e così via. Tra questi l’algoritmo seleziona il modello che meglio spiega i dati raccolti. I modelli migliori sono quelli che hanno valori di AIC che vanno da 0 a 2, incerti con valori da 3 a 7, errati con valori > di 7.

Le abbondanze stimate elaborate dal modello, quantificano gli individui presenti, secondo l'analisi, lungo il transetto.

Scelta dei transetti

Un aspetto molto importante del lavoro è la scelta dei transetti.

Sono stati così scelti quattro transetti, due nell'area bruciata denominata "San Bernardo" e due di controllo nell'area non interessata dal fuoco, nella zona denominata Trecolli. La zona San Bernardo è stata scelta in quanto, per una altra ricerca, erano state collocate delle *pitfall trap* in questa zona, e ho ritenuto importante aumentare le informazioni delle *Podarcis*.

Ogni transetto è lungo 500 m, come indicato dal manuale ISPRA per la specie *P. muralis* (Sacchi & Scali, 2016).

La Direttiva Habitat (92/43/CEE) impone agli Stati Membri un'attenta analisi dello stato di conservazione delle specie animali di interesse comunitario, elencate nei suoi allegati (II, IV e V), e presenti sul territorio nazionale. Tale direttiva impone una costante valutazione dei *trend* delle diverse popolazioni e una verifica dei fattori di minaccia che ne influenzano le prospettive future. Queste valutazioni prevedono, quindi, una raccolta capillare e standardizzata di dati ambientali e complesse analisi. ISPRA ha pubblicato un manuale in cui sono descritte le indicazioni operative per il monitoraggio, standardizzato a livello nazionale, personalizzato per ogni specie animale presente in Direttiva Habitat.

Nel caso di *P. siculus* il transetto richiesto è di 1000 m (Sindaco et al., 2016), ma a causa di restrizioni all'accesso in aree private, abbiamo optato per transetti omogenei di 500 per entrambe le specie. I due transetti in area bruciata sono contigui.

Tutti i transetti selezionati sono caratterizzati da una eterogeneità simile degli habitat, al fine di considerare omogeneamente le due specie in ogni transetto. 261 transetti ubicati nella zona bruciata, sono stati selezionati in un'area di facile accesso e con media alta severità dell'incendio (Area "a" in Figura 40).

Nell'area "b", si può vedere dove sono posizionati i transetti di controllo dell'area non attraversata dal fuoco del 2018 (da notare che questa area non è stata

attraversata da nessun incendio negli ultimi 70 anni, come da mappa della frequenza (Figura 6).

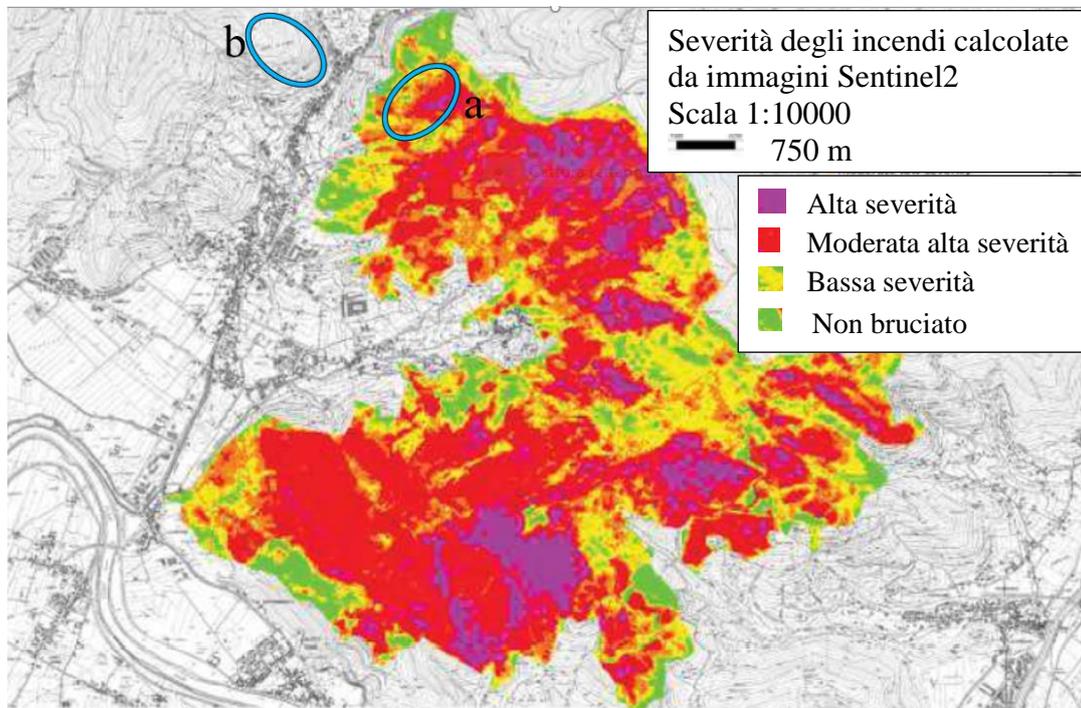


Figura 40. Aree in cui sono stati individuati i transetti.

L'area "a" si trova in un'area di severità mista, come si vede da Figura 40.

In Figura 41 possiamo osservare lo stato della vegetazione ad agosto 2019, prima dell'incendio, in una cattura da Google Earth. Sono evidenziati i transetti 1 e 2.

In Figura 42 possiamo osservare la situazione a giugno 2019, dopo l'incendio ed in seguito all'opera di messa in sicurezza attuata dalle autorità competenti.

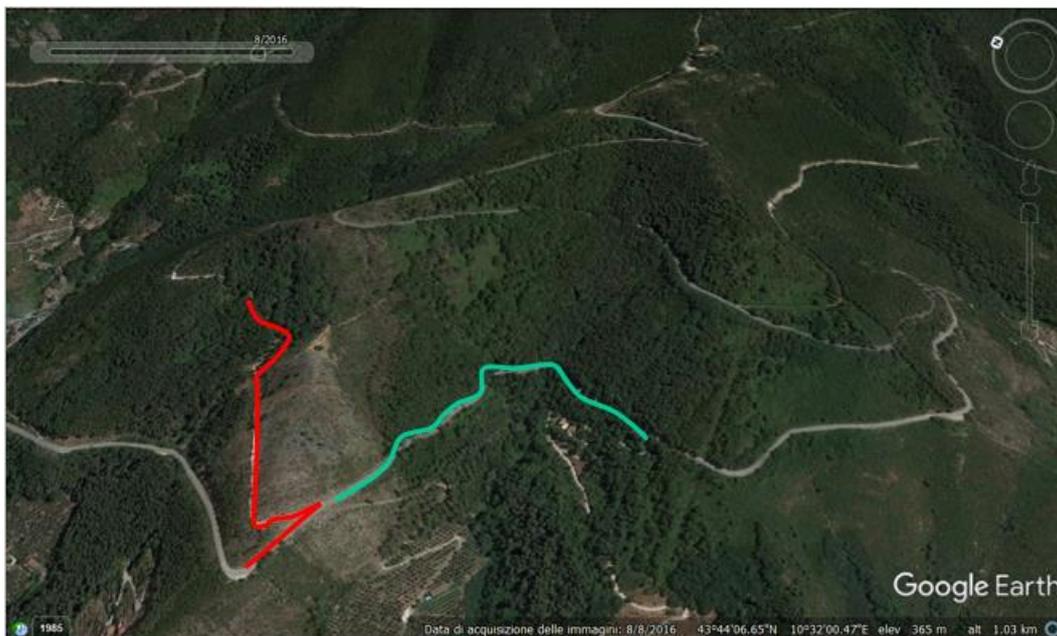


Figura 41. Stato della vegetazione nell'area dei transetti in zona interessata dal fuoco prima dell'incendio (Agosto 2016).



Figura 42. Stato della vegetazione nell'area dei transetti in zona interessata dal fuoco dopo l'incendio (Giugno 2019).

A distanza di tre anni dall'incendio, la vegetazione (arbusti, cespugli e alberi sopravvissuti) si è ripristinata e nel periodo di monitoraggio, la situazione della vegetazione è quella presentata in Figura 43.



Figura 43. Stato della vegetazione nell'area dei transetti in zona interessata dal fuoco nel periodo di monitoraggio (Giugno 2021).

I transetti ubicati nella zona Trecolli, non attraversata dal fuoco, non presentano variazioni della vegetazione, se non legata alla stagionalità.

In Figura 44 vediamo la situazione della vegetazione nell' area Trecolli di marzo 2018, prima dell'incendio e in Figura 45 la situazione della vegetazione nella stessa zona, a giugno 2019, dopo l'incendio.

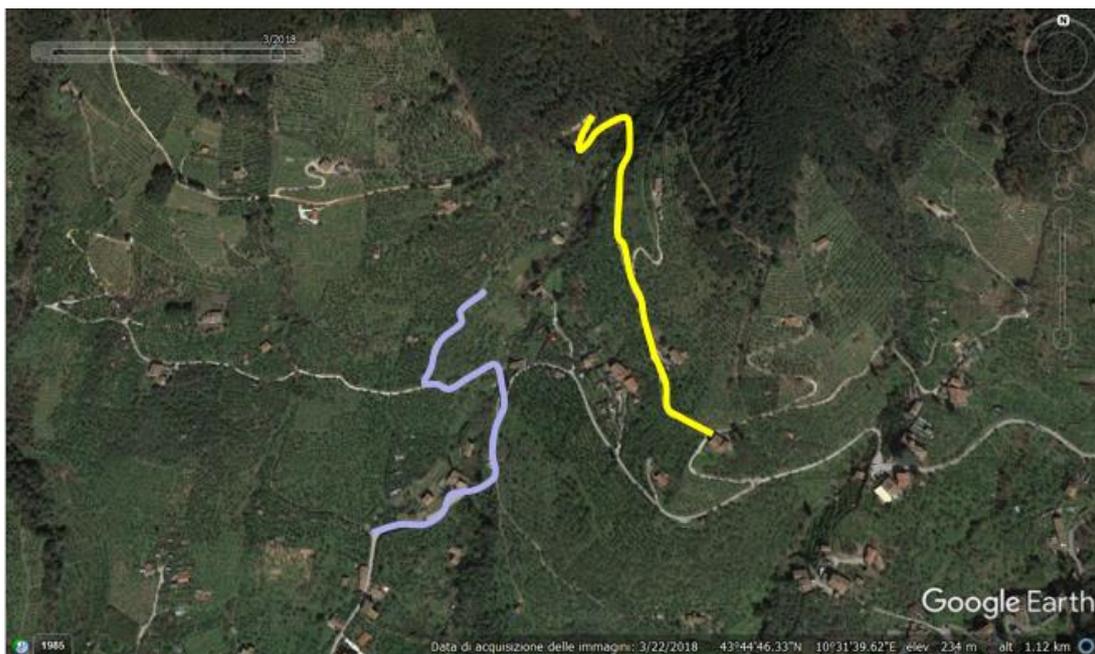


Figura 44. Stato della vegetazione nell'area dei transetti in zona non interessata dal fuoco prima dell'incendio (Marzo 2018).

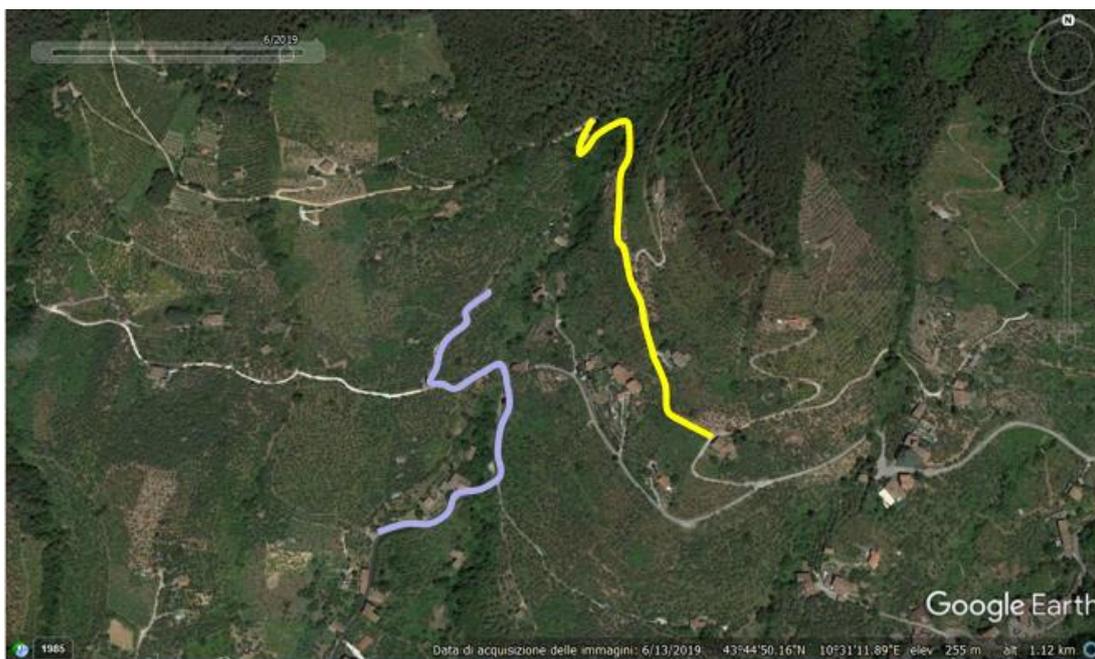


Figura 45. Stato della vegetazione nell'area dei transetti in zona non interessata dal fuoco dopo dell'incendio (Giugno 2019).

Nei prossimi paragrafi verranno analizzati nel dettaglio i singoli transetti, dove i transetti 1 e 2 sono i transetti della zona bruciata e 3 e 4 i transetti di controllo.

Transetto 1

N43° 44.178' E10° 31.653' - N43° 44.309' E10° 31.923'

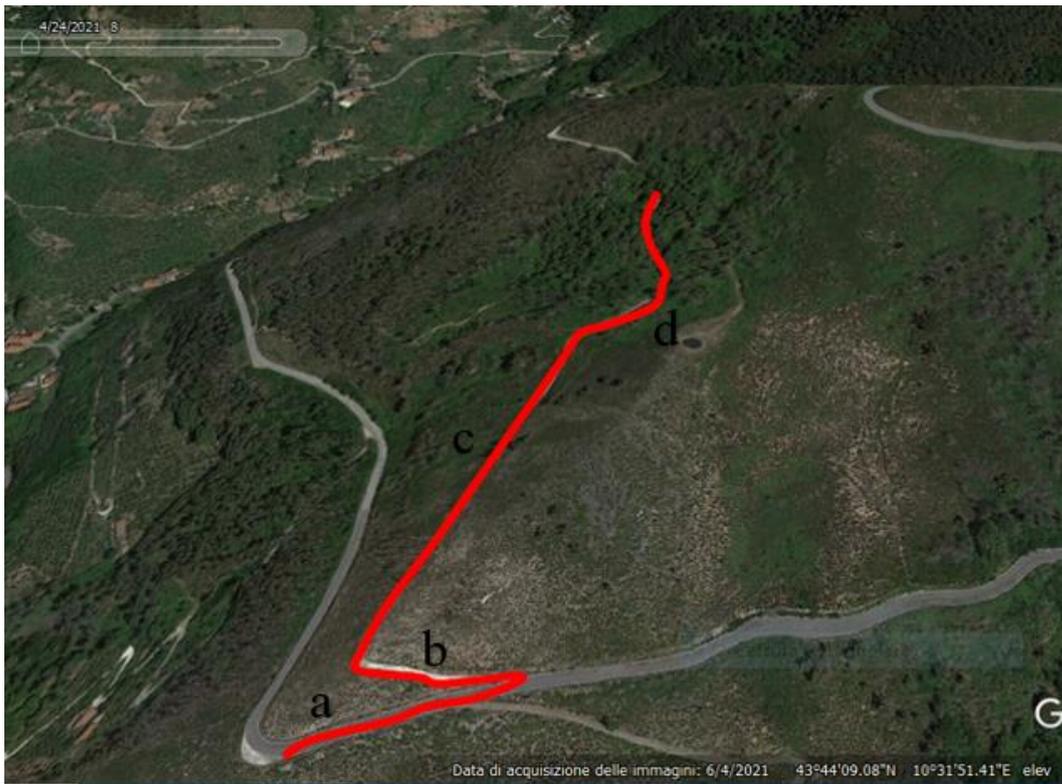


Figura 46. Transetto 1.

Tale transetto è costituito da un breve tratto su strada (“a”) costeggiato a monte da una parete naturale e a valle un dirupo.



Figura 47. Tratto “a” del transetto 1.

Si imbecca, poi, un sentiero sterrato inizialmente in salita che costeggia un muro di roccia naturale (“b”) con vegetazione bassa e costituita principalmente da eriche.



Figura 48. Tratto “b” del transetto 1.

Si arriva ad un tratto rettilineo e aperto (“c”).



Figura 49. Tratto “c” del transetto 1.



Figura 50. Dettaglio della vegetazione nel tratto “c” del transetto 1.

La vegetazione del transetto 1 è per lo più costituita da vegetazione post-incendio: *Cistus*, *Ulex*, *Pinus*, *Mirtus*, *Erica* e rovi di varie specie. In alcune aree è presente la felce.

In questo tratto è abbondantemente presente legname morto, residuo degli alberi che erano precedentemente presenti nell'area (per lo più *Pinus*).



Figura 51. Maschi di *P. siculus* su legno morto, in mezzo a rovi ed eriche.

Il transetto 1 finisce, infine, con un tratto in mezzo a un boschetto costituito da alberi di *Castanea sativa* e *Quercus suber* sopravvissuti all'incendio, con sottobosco ben sviluppato.



Figura 52. Tratto "d" del transetto 1.

Transetto 2

N43° 44.165' E10° 31.727' - N43° 44.009' E10° 31.916'



Figura 53. Transetto 2.

Il secondo transetto dell'area bruciata, si svolge lungo la strada.

Durante questi campionamenti, sulla strada provinciale del Monte Serra, il traffico, quasi nullo, era principalmente costituito da sporadici ciclisti.

L'area "a" costeggia un muro naturale con vegetazione principalmente composta da eriche.

Avvicinandosi all'area "b" la vegetazione presenta una forte componente di *Robinia* per poi passare a rovi e pareti inerbite. Nell'area b ci sono due zone umide di raccolta dell'acqua piovana.



Figura 54. Transetto 2 area “a”.

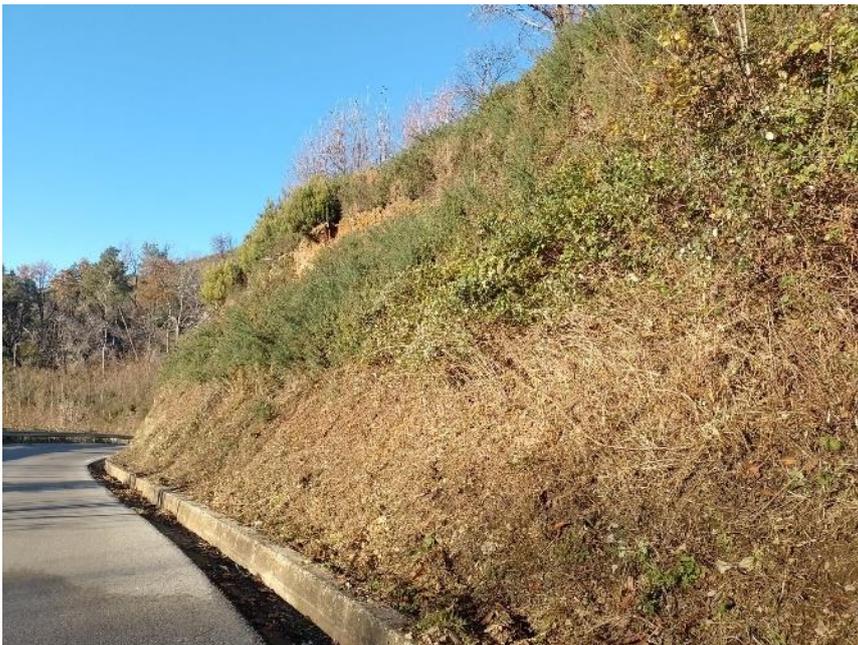


Figura 55. Area di passaggio tra l’area “a” e l’area “b” del transetto 2.



Figura 56. Area “b” del transetto 2.



Figura 57. Particolare della zona umida area “b” del transetto 2.



Figura 14. Particolare della vegetazione area “b” del transetto 2.

Transetto 3

N43° 44.653' E10° 31.533' - N43° 44.832' E10° 31.624'

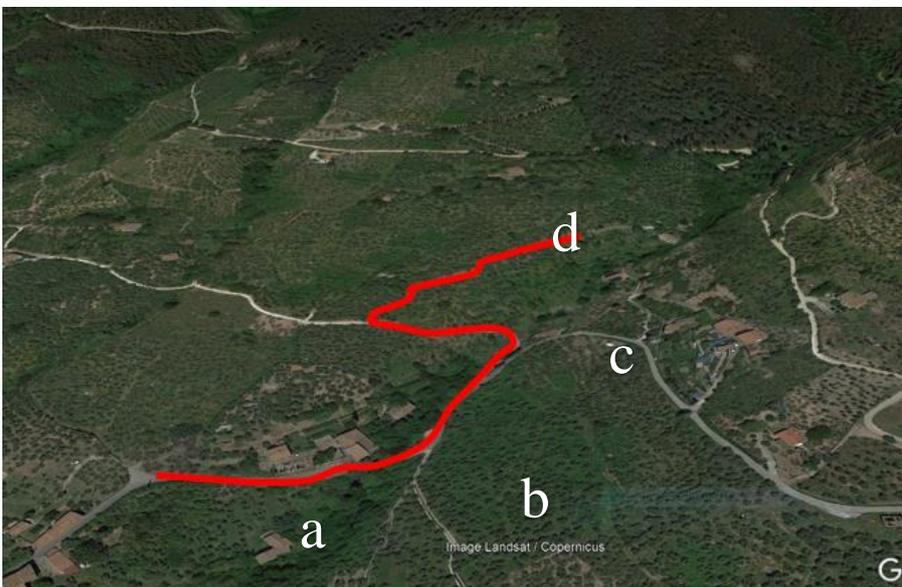


Figura 58. Transetto 3.

Il transetto 3 si trova in un'area non bruciata. Passa lungo una strada asfaltata, affiancata da un lungo muretto a secco (a).

Poi il transetto si immette in una strada secondaria che costeggia (b) un ruscello, con una vegetazione costituita principalmente da rovi intervallati da prato, fino ad attraversare il ruscello (c).

Il transetto, poi, continua passando in mezzo ad un oliveto (d). In questa area, sono presenti brevi tratti di muretti a secco ma, principalmente, il transetto si estende su una stradina sterrata in mezzo al campo agricolo, gestito da olivicoltori. Lo strato vegetale è prato polifita, con varietà floreali tipiche della zona in primavera e prato completamente secco dall'estate in poi.



Figura 59. Muretto a secco dell'area "a" del transetto 3.



Figura 60. Maschio di *P. siculus* su un muretto a secco del transetto 3.

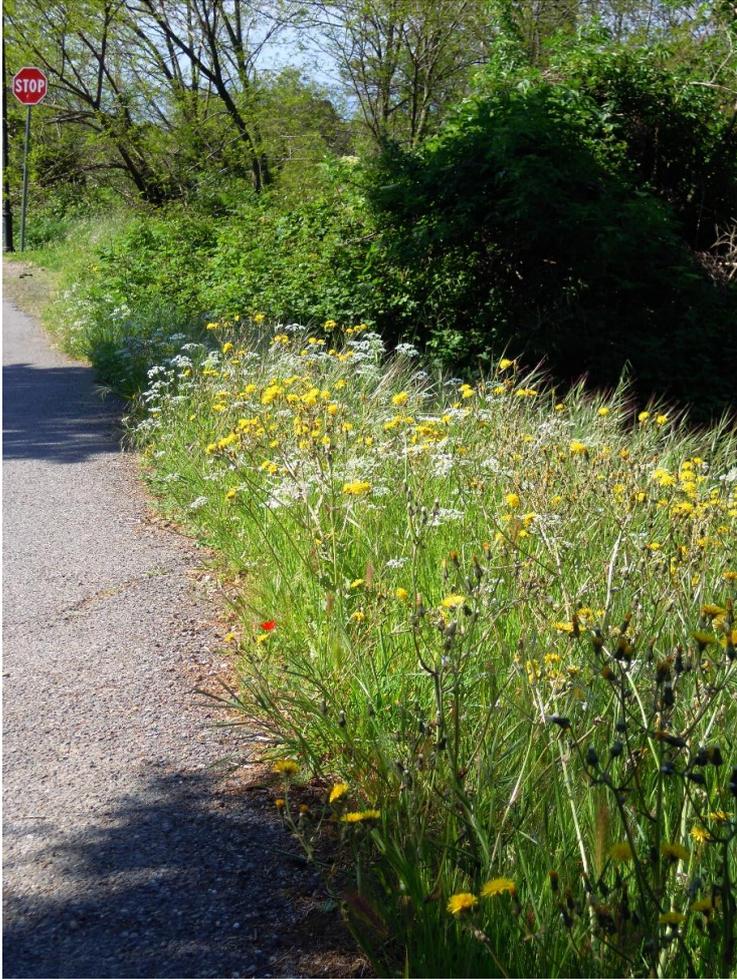


Figura 61. Zona che costeggia il ruscello del transetto 3.



Figura 62. Ruscello del transetto 3.



Figura 63. Particolare della zona adiacente il ruscello del transetto 3.



Figura 64. Brevi tratti di muretti a secco e particolare del prato polifita in primavera del transetto 3.



Figura 65. Particolare del prato in tarda estate del transetto 3.



Figura 66. Il transetto 3 nella zona dell'oliveto durante la primavera .

Transetto 4

N43° 44.694' E10° 31.772' - N43° 44.920' E10° 31.685'



Figura 67. Transetto 4.

Il transetto 4 attraversa un'oliveta a balze ("a"), con muretti a secco e costeggia alcune case.

Il tratto "b" passa per una zona boscosa, fresca e ombrosa, attraversata da un torrente. In questa zona la parte arborea è costituita per lo più da pini, il suolo invece, ai lati della strada sterrata, è ricoperto da rovi, edere e manto erboso.



Figura 68. Zona "a" del transetto 4.



Figura 69. Inizio del bosco dell'area "b" del transetto 4.



Figura 70. Torrente in area "b" del transetto 4.

Ogni transetto è stato percorso sei volte, in date distinte, nella stessa fascia oraria, tre volte in un verso e tre volte nell'altro.

Per ogni tratto sono statei registrati i seguenti dati:

- data;
- orario iniziale - orario finale;
- stato della vegetazione (erba alta/erba bassa);
- clima (sereno/ventoso, troppo caldo, velato).

Per ogni animale avvistato sono stati registrati, con un GPS Garmin:

- posizione (latitudine e longitudine);
- specie;
- genere;
- età (adulti/giovani);
- sesso (maschio/femmina).

Laddove non erano chiare la specie, il sesso o l'età, è stato indicato "indeterminato"

Nella tabella che segue sono riportati le date, orari, numero di lucertole avvistate, in base al sesso e in base alla specie.

RISULTATI

1.7. Pitfall trap

All'interno delle provette erano presenti 127 individui totali, di cui 35 adulti, e 92 giovani.

Il primo step è stato analizzare il tipo dei campioni.

Tra questi, 3 adulti e 11 giovani sono stati catturati nei Plot 7, 8 e 9. Tali Plot sono ubicati al di fuori della linea del fuoco (Figura 71) e per questo motivo gli individui sono stati esclusi dalle analisi.

All'interno della linea del fuoco dunque sono stati catturati 113 esemplari e su questi sono state eseguite analisi descrittive.



Figura 71. Posizione dei *Plot* e dei transetti, a sinistra; posizione dei *plot* rispetto alla linea del fuoco, a destra.

In Figura 72 è indicata la distribuzione degli individui delle due specie per ogni *plot*.

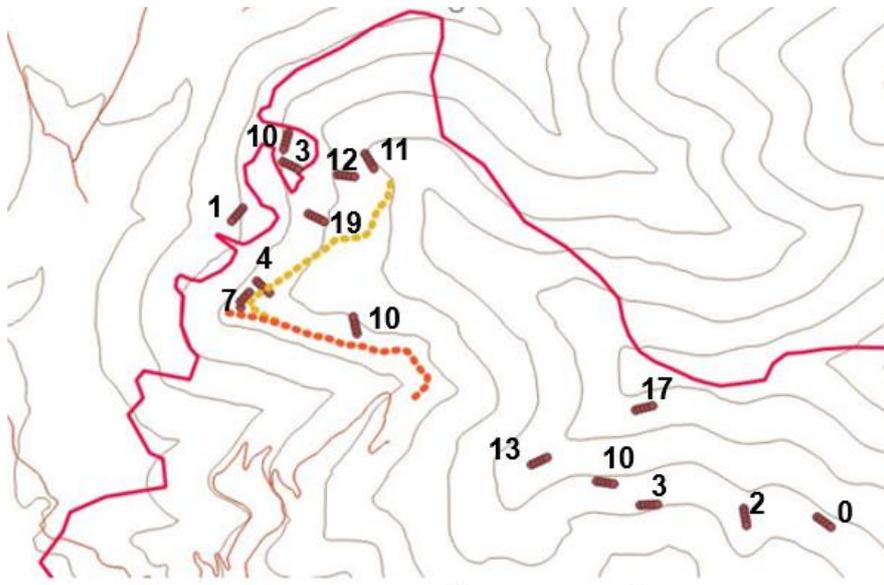


Figura 72. Per ogni *plot*, è indicato il numero totale di *Podarcis* catturato durante i campionamenti.

Nella Tabella 1 è riportata la ripartizione degli individui tra le due specie e la loro suddivisione tra giovani ed adulti (SVL adulti ≥ 48 mm).

	n totali	n adulti	n giovani
<i>Podarcis</i> totali	113	32	81
<i>Podarcis muralis</i>	88	23	65
<i>Podarcis siculus</i>	25	9	16

Tabella 1. Numero di individui catturati nel *pitfall trap*.

Osservando la tabella, possiamo notare come gli individui giovani rappresentino il 72% del campione.

Le popolazioni è costituita per l'78% costituite da *P. muralis* e 22% da *P. siculus*. All'interno di ogni specie, poi, abbiamo un 74% di giovani per *P. muralis* e un 64% per *P. siculus*.

Le percentuali sono riassunte nella tabella qui sotto.

	% specie	% adulti	% giovani
<i>Podarcis totali</i>	100%	28%	72%
<i>Podarcis muralis</i>	78%	26%	74%
<i>Podarcis siculus</i>	22%	36%	64%

Tabella 2. Percentuale di ciascuna specie, e percentuale di individui giovani e adulti sia totale che nelle singole specie.

In Figura 73 è rappresentata la predominanza di *P. muralis* rispetto a *P. siculus*. In Figura 74 è rappresentata la predominanza di giovani rispetto ad adulti.



Figura 73. Distribuzione percentuale di *P. muralis* e *P. siculus* catturate nelle *pitfall* trap.

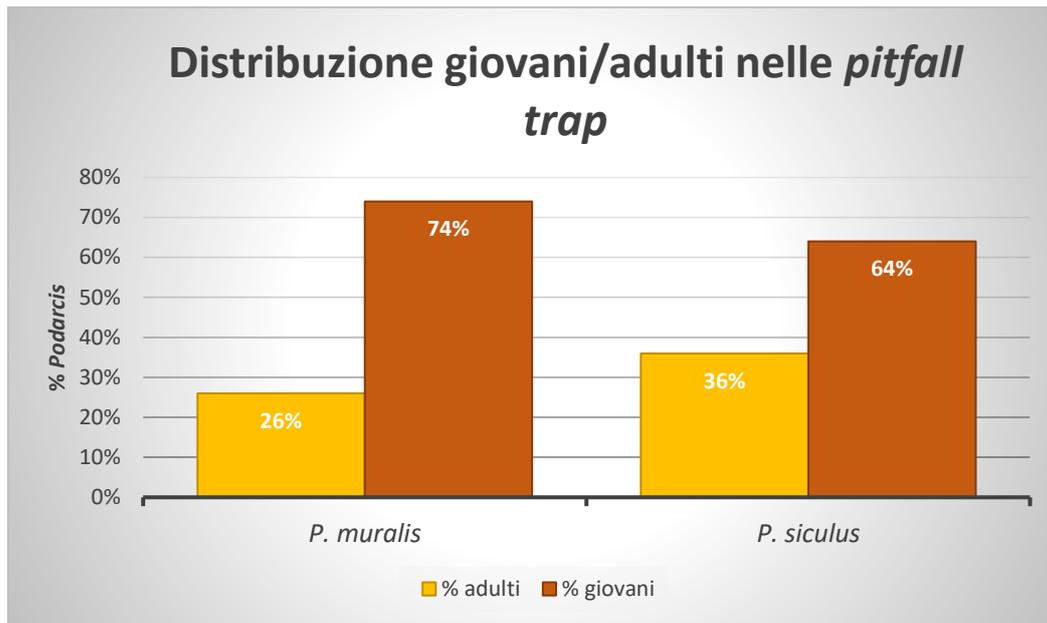


Figura 74. Distribuzione percentuale di giovani e adulti, per ogni specie, catturati nelle *pitfall trap*.

Con i dati degli adulti, ho eseguito analisi morfologiche di taglia e misure della testa.

Dei 32 adulti e subadulti ($svl \geq 48$ mm), 6 individui non erano misurabili a causa delle condizioni di avanzata decomposizione.

In Tabella 3 ci sono i dati di raccolta e le misure rilevate per i 26 campioni adulti.

Specie	Genere	Anno	plot	habitat	SVL	LunCapo	LargCapo	AltezCap
Mur	M	2020	1	pineta	54	13,1	7,7	5,5
Mur	F	2020	1	pineta	58	12,5	7,1	4,9
Sic	F	2020	1	pineta	51	11,9	7	5,6
Mur	M	2020	2	pineta	48	12,6	8,1	5,4
Mur	M	2020	2	pineta	49	12,8	7,6	5,7
Mur	F	2020	5	pineta	50	11,3	5,8	5,4
Sic	M	2020	10	pineta	48	12,2	8,4	6,2
Mur	F	2020	13	pineta	52	11,3	5,9	5
Mur	M	2021	6	castagneto	59	13	6,8	5,4
Mur	F	2021	10	pineta	48	10,7	6,2	4,7
Sic	F	2021	10	pineta	54	12,5	6,9	5,7
Mur	M	2021	11	pineta	58	14,7	8	6,7
Mur	M	2021	11	pineta	52	12,6	6,9	5,4
Mur	F	2021	11	pineta	53	11,6	6	4,5
Mur	M	2021	11	pineta	60	13	7	5,4
Mur	M	2021	11	pineta	60	13,8	7,6	5,5
Sic	F	2021	12	pineta	59	12,6	7,4	5,7
Mur	M	2021	12	pineta	55	14,3	8,7	6,7
Mur	F	2021	12	pineta	51	11,6	6,8	5,2
Sic	M	2021	12	pineta	63	15,5	8,5	6,8
Sic	M	2021	12	pineta	58	14,7	7,8	6,7
Mur	M	2021	12	pineta	55	12,4	6,8	4,8
Sic	F	2021	12	pineta	61	12,7	6,7	5,6
Mur	M	2021	12	pineta	50	12,7	6,8	5,4
Mur	F	2021	12	pineta	51	11,8	6,8	5,1
Mur	M	2021	12	pineta	58	14,1	7,9	6,6

Tabella 3. Dati dei campioni adulti misurabili (SVL \geq 48mm) catturati tramite *pitfall trap*.

I dati di questi individui sono stati analizzati e messi a confronto con i dati biometrici già a disposizione del Dott. Marco Zuffi, delle zone Montemagno e Certosa.



Figura 75. Individuazione dei campioni adulti misurabili in laboratorio.

Entrambe le specie presentano dimorfismo sessuale sia nella SVL che nelle dimensioni della testa. Prima di procedere con le analisi morfometriche comparative, essendo il campione limitato, ho testato la rappresentatività della popolazione del campione, verificando se era rappresentativo del dimorfismo. In Figura 76 e in Figura 77 sono rappresentati i grafici a barre che mostrano le differenze, in *P. muralis*, tra maschi e femmine, della località Certosa, località

rappresentata da 120 animali. Ogni scatola indica la media, la mediana, i quartili e i valori estremi all'interno di una categoria.

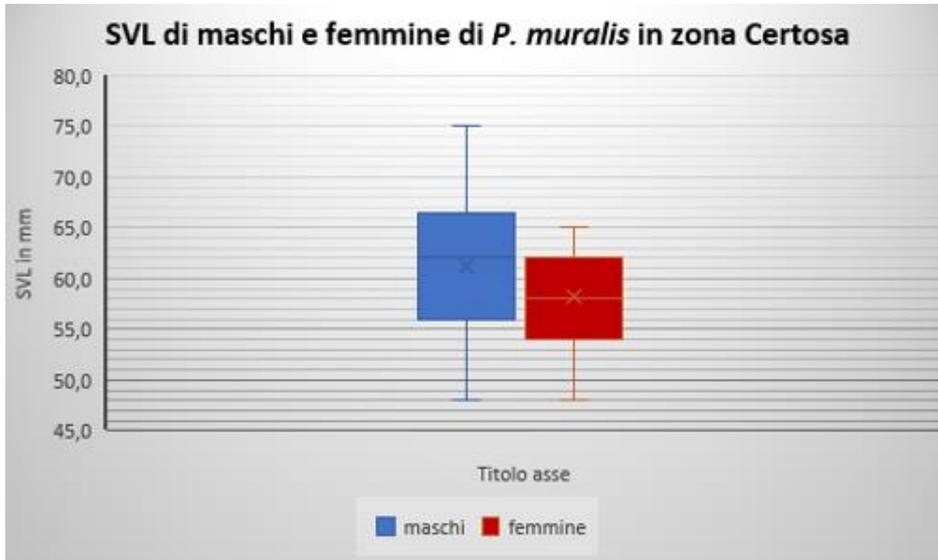


Figura 76. Diagramma a scatole e baffi della SVL di *P. muralis*, suddivisa per sesso, in località Certosa. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana. Appare evidente il dimorfismo sessuale.

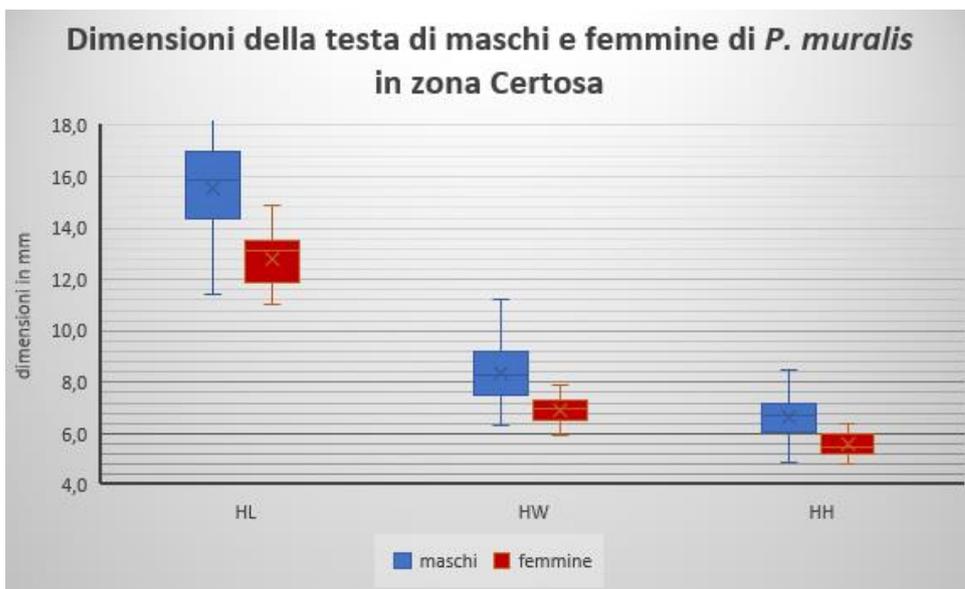


Figura 77. Diagramma a scatole e baffi delle dimensioni della testa di *P. muralis*, suddivise per sesso, in località Certosa. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana. Appare evidente il dimorfismo sessuale.

In Figura 78 e Figura 79 invece si vedono i grafici a barre delle *P. muralis* in zona San Bernardo, in cui appare evidente il dimorfismo sessuale, per tutte le quattro variabili biometriche.

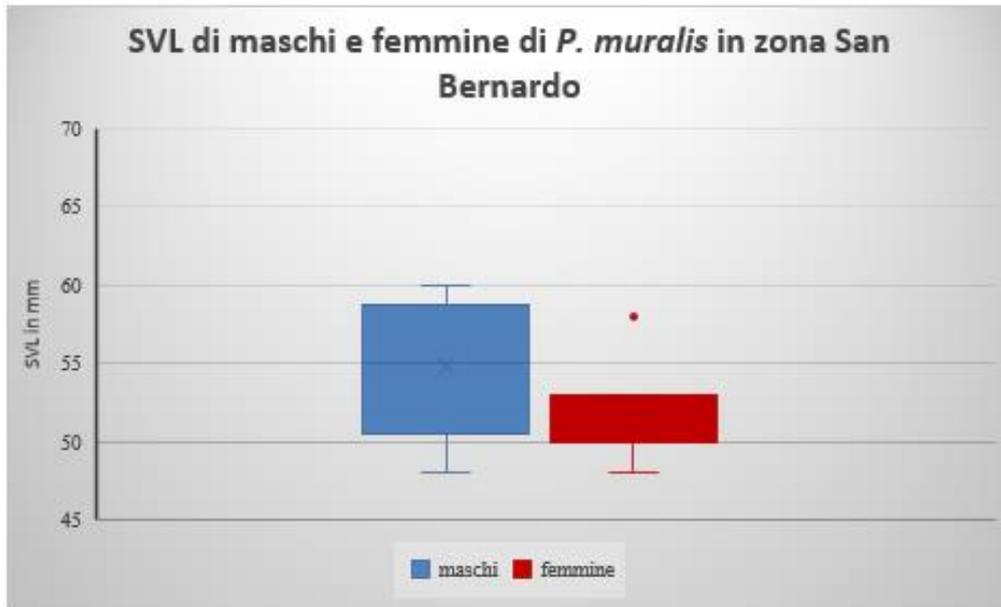


Figura 78. Diagramma a scatole e baffi della SVL di *P. muralis*, suddivisa per sesso, in località San Bernardo. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana. Appare evidente il dimorfismo sessuale.

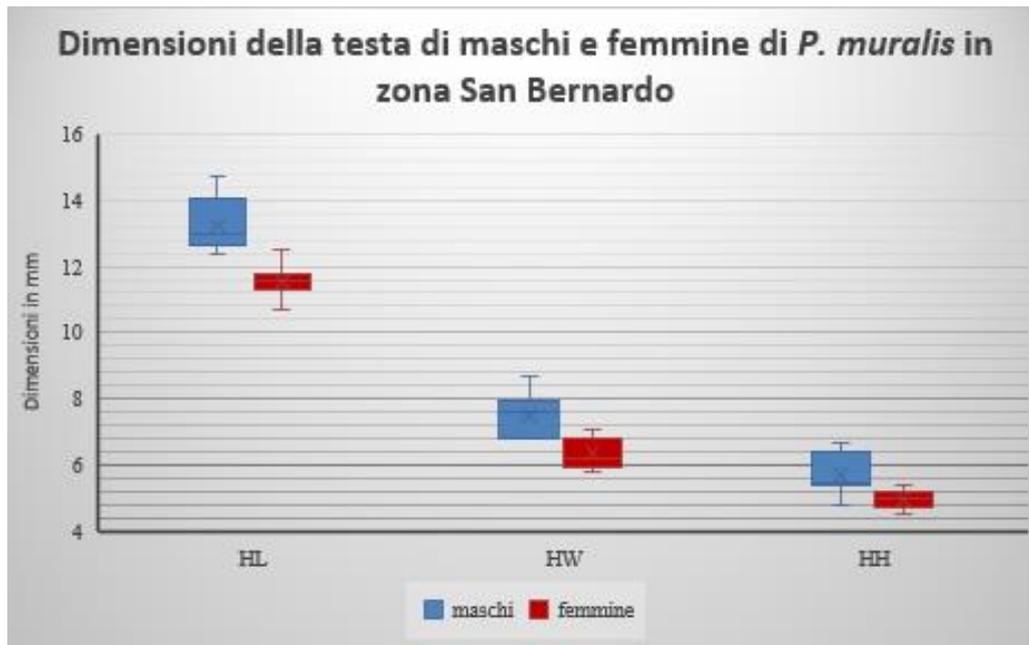


Figura 79. Diagramma a scatole e baffi delle dimensioni della testa di *P. muralis*, suddivise per sesso, in località San Bernardo. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana. Appare evidente il dimorfismo sessuale.

Decido, pur se con dati molto limitati, di considerare il campione rappresentativo della popolazione e proseguo con le analisi comparative.

Le analisi di comparazione biometrica tra la zona San Bernardo (bruciata e non bruciata) e le due non bruciate Montemagno e Certosa, sono state fatte, alla luce delle differenze dimensionali tra sessi e specie, in modo separato. Considerata la limitatezza del campione di *P. siculus* e il basso numero di femmine di *P. muralis*, le analisi statistiche sono state applicate ai soli maschi di *P. muralis*.

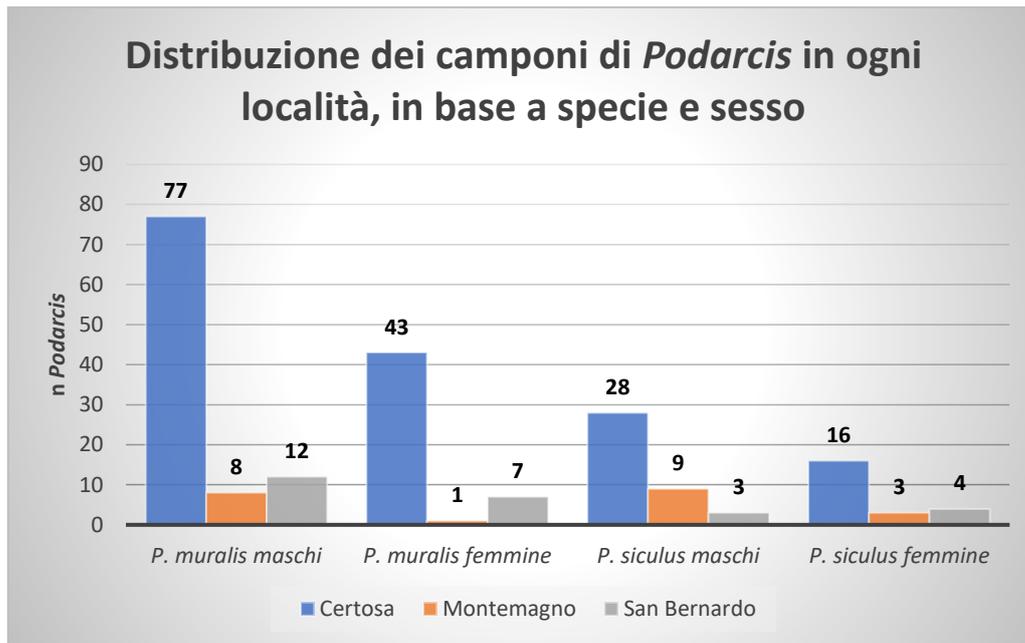


Figura 80. Distribuzione dei camponi di *Podarcis* (suddivisi per località, specie e sesso) utilizzati per le analisi biometriche.

Alla luce di ciò, il campione analizzato si è ridotto ulteriormente, ed è rappresentato dai soli maschi di *P. muralis* delle zone Certosa, Montemagno e San Bernardo.

Come mostrato in Figura 80 il campione di maschi *P. muralis* è composta da:

- 77 esemplari in zona Certosa;
- 8 esemplari in zona Montemagno;
- 12 esemplari in zona San Bernardo.

In Figura 81 e in Figura 82 si possono vedere le distribuzioni della SVL e delle misure della testa, rappresentate in diagrammi a scatole e baffi.

Media e deviazione standard per ogni variabile (misure), suddivise per località, sono rappresentate in Tabella 4.

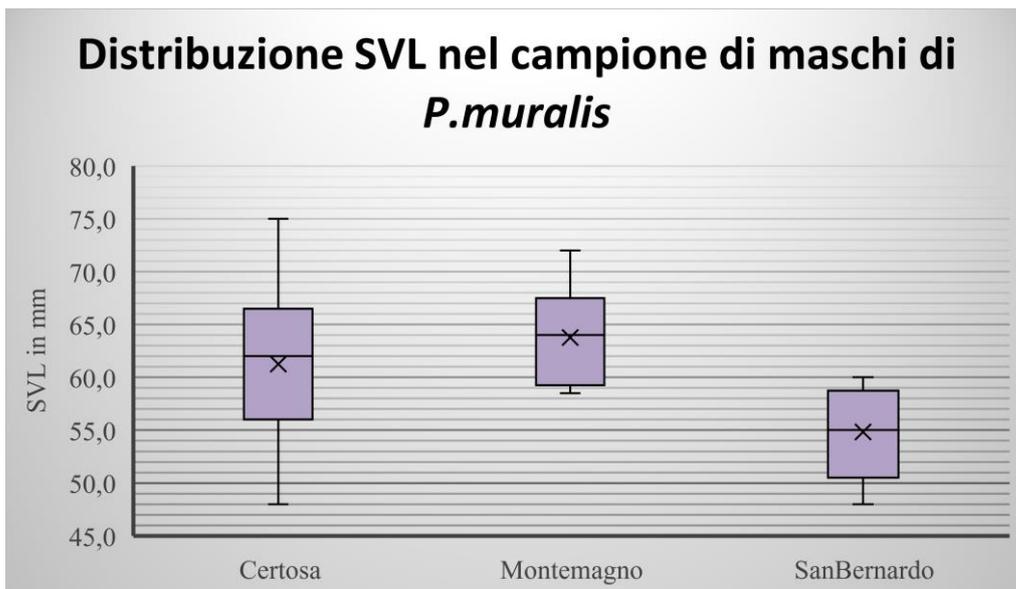


Figura 81. Diagramma a scatole e baffi della SVL degli individui maschi di *P. muralis*, nelle località dei campionamenti. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana.

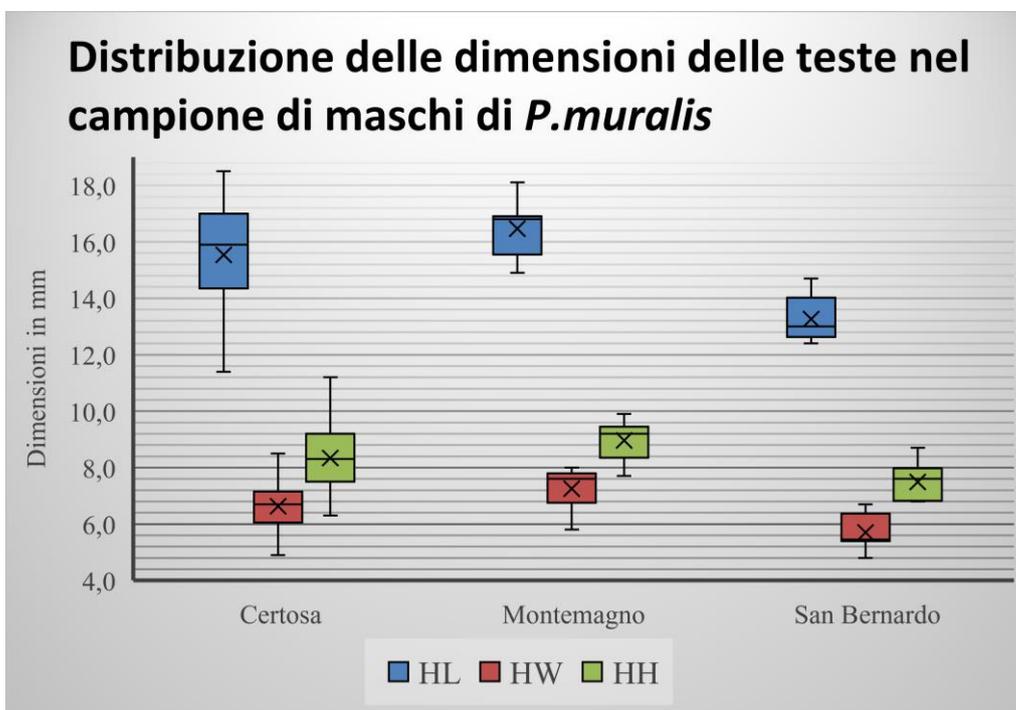


Figura 82. Diagramma a scatole e baffi delle dimensioni della testa degli individui maschi di *P. muralis*, nelle località dei campionamenti. La x all'interno delle scatole indica il valore medio, la linea orizzontale indica la mediana.

		SVL	HL	HW	HH
Certosa	Media (mm)	61,2	15,5	6,6	8,3
	Dev. St	6,40	1,69	0,82	1,04
Montemagno	Media (mm)	63,8	16,5	7,3	9,0
	Dev. St	5	1	1	1
San Bernardo	Media (mm)	54,8	13,3	5,7	7,5
	Dev. St	4,30	0,76	0,61	0,62

Tabella 4. In tabella sono rappresentate la media e la deviazione standard delle misure biometriche, per ogni località, per i maschi di *P. muralis*.

L'ANOVA univariata per l'SVL, lunghezza, larghezza e altezza del capo mostra una differenza significativa (in **grassetto** in Tabella 5) per tutte le variabili.

Variabile	Gdl	F	Probabilità
Svl	3	4,044	0,009
Head length	3	8,844	< 0,0001
Head width	3	3,153	0,028
Head height	3	6,252	0,001

Tabella 5. Test ANOVA. La probabilità **<0,05** ci indica che tra le tre località considerate, esiste una significativa differenza per tutte le 4 variabili biometriche. GDL: gradi di libertà; F: Fischer.

I test post-hoc confermano che le differenze sono dovute al campione della zona bruciata di San Bernardo. In tutti i casi le differenze sono significative ($P_{svl} = 0,019$; $P_{head\ length} < 0,0001$; $P_{head\ width} = 0,021$; $P_{head\ height} = 0,005$), con i campioni della zona Certosa e Montemagno, con taglia e dimensioni del capo minori rispetto ai maschi delle altre località.

Pur essendo il campione limitato, si evidenzia la netta presenza di *P. muralis* in tutti i *plot*, mentre *P. siculus* manca nei *plot* 3, 6, 7 8 e 9 e 14 (Figura 84). Il *plot* 15 invece non è rappresentato in quanto non ha catturato alcun individuo di *Podacis*. In Figura 84 sono evidenziati i *plot* in cui c'è la presenza di *P. siculus* nelle *pitfall trap*.

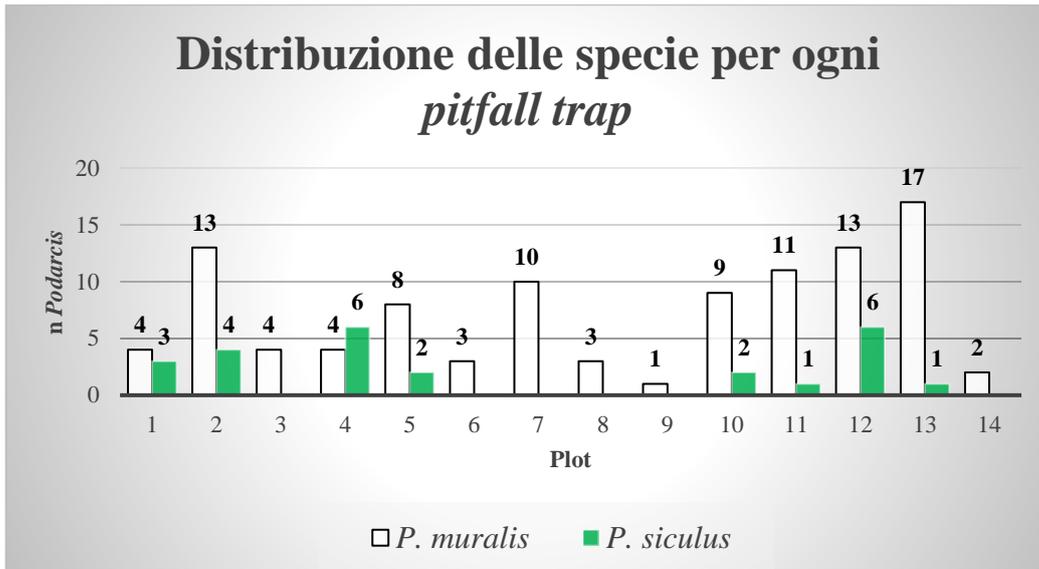


Figura 83. Individui di *P. muralis* in bianco e *P. siculus* in verde, catturati in ciascun *Plot*.



Figura 84. Presenza di *P. muralis* e *P. siculus* nei plot. In tutte le trappole è stata rilevata la presenza di *P. muralis*, mentre *P. siculus* è stata rilevata nei plot cerchiati. Nel plot 15 non è stata rilevata alcuna *Podarcis*.

1.8. Distribuzione e abbondanza delle lucertole.



Figura 85. Femmina di *P. siculus*, avvistata durante il monitoraggio del transetto 1.

Durante i monitoraggi, sono stati registrati 438 avvistamenti (per 15 dei quali non è stato possibile determinare la specie e sono stati esclusi dalle mappe della distribuzione), con relative coordinate registrate, per un tempo totale di 32 ore di rilievi in campo (i dati in Tabella 6).

Le distribuzioni delle due specie lungo ogni transetto è indicata in Figura 86 e Figura 87 per i transetti nella zona bruciata, e in Figura 88 e Figura 89 per i transetti in zona non bruciata.

In verde *P. siculus* e in bianco *P. muralis*

Sono evidenti le zone aperte e le zone boschive.



Figura 86. Transetto 1 zona bruciata. In verde *P. siculus* e in bianco *P. muralis*.

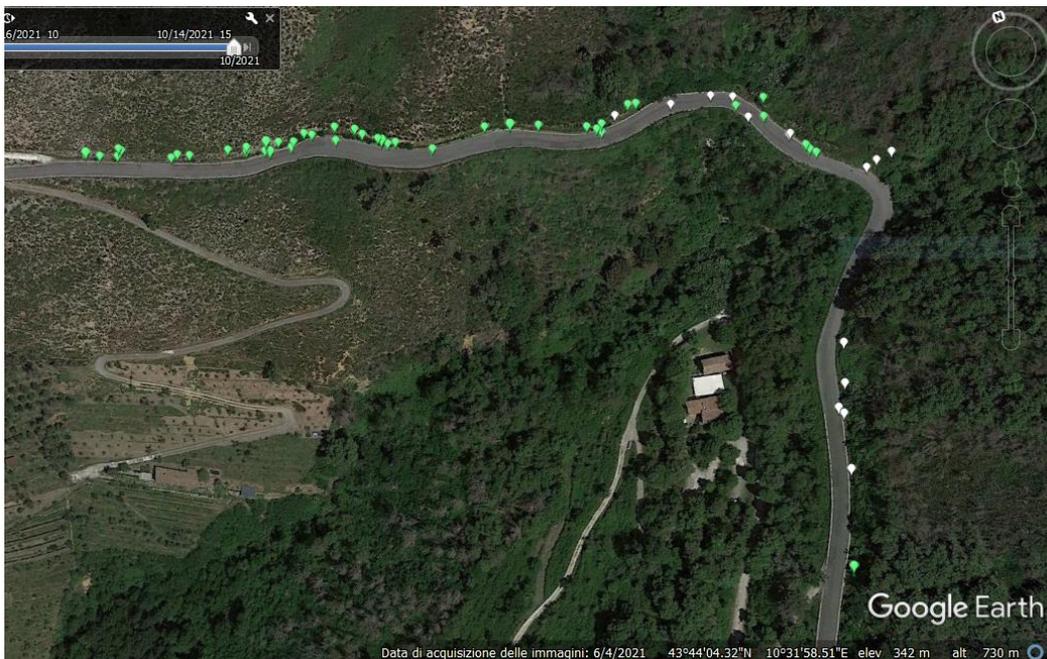


Figura 87. Transetto 2 zona bruciata. In verde *P. siculus* e in bianco *P. muralis*.



Figura 88. Transetto 3 zona non bruciata. In verde *P. siculus* e in bianco *P. muralis*.

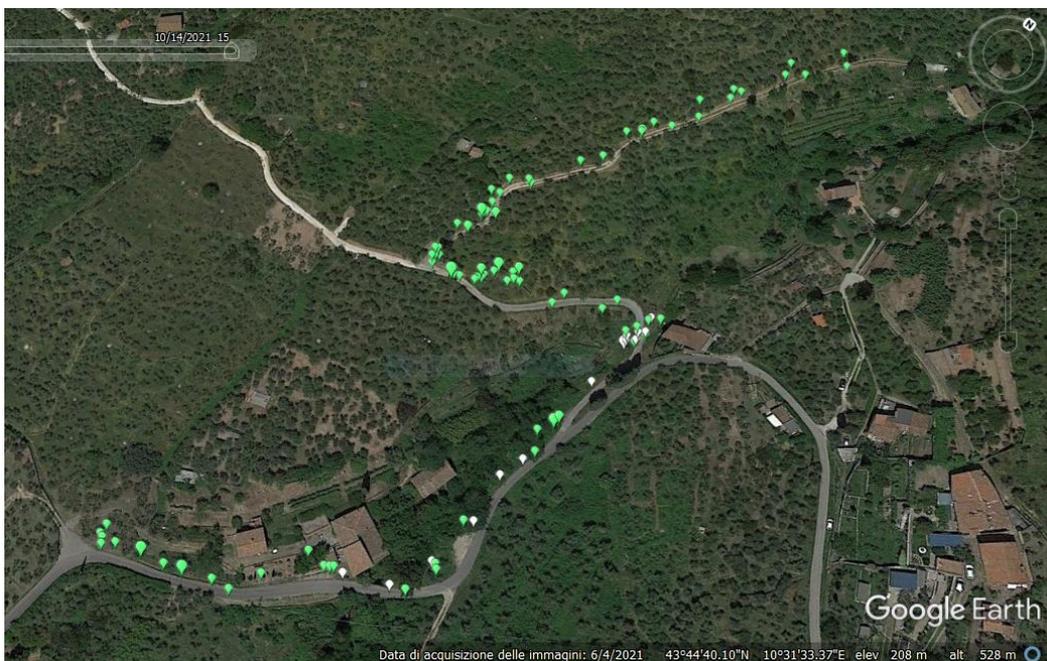


Figura 89. Transetto 4 zona non bruciata. In verde *P. siculus* e in bianco *P. muralis*.

Appare evidente una distribuzione che conferma le osservazioni di Capula et al. (1993): in simpatria e in sintopia le due specie tendono a occupare nicchie diverse.

P. siculus occupa le sue zone di vocazione, aperte e soleggiate, mentre *P. muralis* occupa quasi esclusivamente zone ombrose e fresche costituite da zone arboree o ricche d'acqua.

Zone di sintopia sono osservabili in zone di transizione.

Con i dati raccolti durante il *visual count method*, è stata poi eseguita l'analisi N-mixture model considerando la totalità di *Podarcis* nelle due diverse zone: attraversate e non attraversate dal fuoco.

Transetto	data	ora inizio	ora fine	lucertole totali	Maschi	Femmine	Giovani (SVL ≤48mm)	Ind	POD Sic	POD mur	POD indeterminati
1	16/3/21	10:36	12:03	21	8	12	1	0	14	7	
1	14/04/21	09.45	12.20	22	3	11	8	0	14	8	
1	24/4/21	09.55	12.30	23	5	15	1	2	19	4	
1	05/09/21	10.15	11.45	24	6	5	11	2	21	2	1
1	24/9/21	10.20	11.20	16	2	6	6	2	15	1	
1	28/09/21	10:18	11:56	29	4	9	14	2	24	2	3
	Totali			135	28	58	41	8	107	24	4
2	16/3/21	12:23	13..00	7	3	4	0	0	3	4	
2	05/09/21	12.00	12.50	13	5	6	2	0	9	4	
2	11/9/21	11.20	12.23	8	0	3	3	2	6	1	1
2	12/09/21	11.35	12.15	11	4	5	0	2	7	4	
2	24/9/21	11.40	12.36	11	3	6	1	1	10		1
2	28/09/21	12:02	12:47	20	2	10	7	1	18	2	
	Totali			70	17	34	13	6	53	15	2
3	24/3/21	10:24	12:28	25	12	12	1	0	18	7	
3	21/04/21	09.30	11.20	14	7	6	0	1	12	1	1
3	25/4/21	09.43	11.20	20	13	7	0	0	19	1	
3	11/09/21	09.25	11.00	21	5	5	9	2	16	4	1
3	12/9/21	09.50	11.19	26	3	9	6	8	22		4
3	01/10/21	09:55	10:58	22	8	10	3	1	15	7	
	Totali			128	48	49	19	12	102	20	6
4	21/4/21	11.40	13.15	33	15	8	4	6	21	12	
4	11/09/21	14.50	16.09	11	3	1	5	2	6	5	
4	12/9/21	14.56	15.43	5	1	2	1	1	3	2	
4	28/09/21	15:00	15:58	17	4	8	5	0	17		
4	1/10/21	14:56	16:00	19	4	10	3	2	16	3	
4	14/10/21	15:09	16:13	20	4	7	9	0	15	2	3
	Totali			105	31	36	27	11	78	24	3

Tabella 6. Dati del campionamento per transetto.

La quantità di dati disponibili non permette di stimare in modo significativo le abbondanze individuali di *P. muralis* e di *P. siculus*.

Nell'analisi, sono quindi considerate il totale delle *Podarcis*. Il modello che meglio spiega i dati è il modello che considera la probabilità di avere un'interazione tra la durata e la struttura dell'habitat (evidenziato in Tabella 7).

	nPars	AIC	delta	AICwt	cumltvWt
p(dur) Phi(hab)	4	149.65	0.00	2.9e-01	0.29
p(data,dur,hab) Phi(.)	5	151.20	1.55	1.3e-01	0.42
p(ora,dur,hab) Phi(.)	5	151.23	1.58	1.3e-01	0.55
p(data,dur) Phi(hab)	5	151.43	1.79	1.2e-01	0.66
p(ora,dur) Phi(hab)	5	151.64	1.99	1.1e-01	0.77
p(data,dur,hab) Phi(hab)	6	153.05	3.40	5.2e-02	0.82
p(ora,dur,hab) Phi(hab)	6	153.11	3.46	5.1e-02	0.87
p(dur) Phi(.)	3	154.09	4.44	3.1e-02	0.95
p(data,dur) Phi(.)	4	154.26	4.61	2.8e-02	0.98
lp(ora,dur) Phi(.)	4	156.03	6.38	1.2e-02	1.00
p(ora,data,hab) Phi(.)	5	171.73	22.09	4.6e-06	1.00
p(ora,data,hab) Phi(hab)	6	173.58	23.93	1.8e-06	1.00
p(ora,data) Phi(hab)	5	175.51	25.86	6.9e-07	1.00
p(ora) Phi(.)	3	177.58	27.93	2.5e-07	1.00
p(ora) Phi(hab)	4	178.05	28.40	1.9e-07	1.00
p(data) Phi(hab)	4	178.66	29.01	1.4e-07	1.00
p(ora,data) Phi(.)	4	179.23	29.58	1.1e-07	1.00
p(data) Phi(.)	3	187.26	37.61	1.9e-09	1.00
p(.) Phi(.)	2	189.50	39.85	6.4e-10	1.00
p(.) Phi(hab)	3	190.38	40.73	4.1e-10	1.00

Tabella 7. Confronto tra modelli (variabili di risposta al totale delle *Podarcis*).

Dopo aver trovato il modello migliore, l'*N-mixture model* stima l'abbondanza in $41,8 \pm 16,9$ individui per l'area attraversata dal fuoco (B) e in $61,4 \pm 26,4$ individui per l'area non attraversata dal fuoco (U), come mostrato in Tabella 8 e Figura 90.

	Stima abbondanza	Errore Standard
Zona bruciata (B)	41,77	16,9
Zona non bruciata (U)	61,44	26,4

Tabella 8. Stima delle abbondanze nel totale delle *Podarcis*.

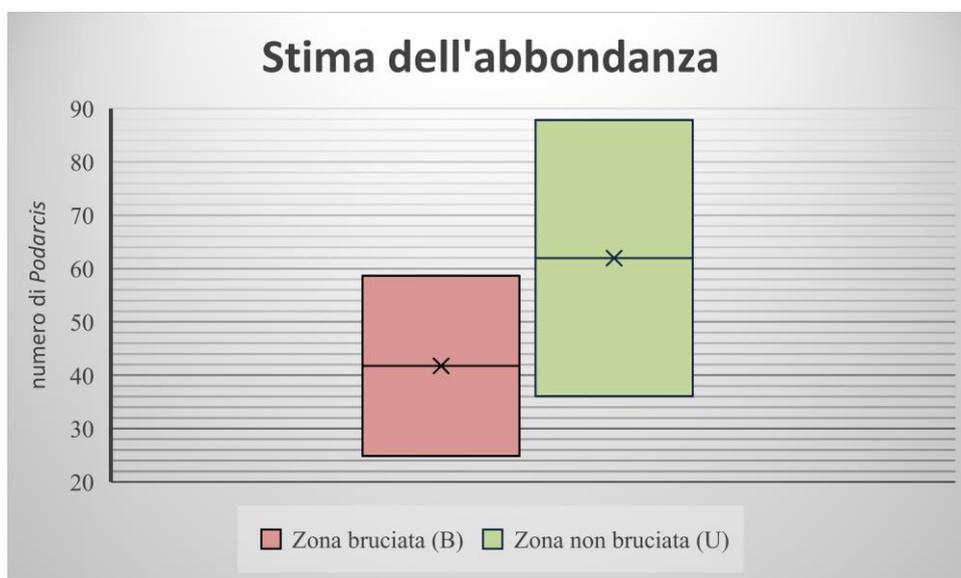


Figura 90. Stima delle abbondanze del totale delle *Podarcis* nelle zone attraversate dal fuoco, e non attraversate dal fuoco.

Un altro elemento interessante che il *N-Mixture model* ci fornisce, è la stima della *detectability*, in questo caso influenzata in questo caso dalla durata del transetto.

La

Tabella 9 e la Figura 91 ci indicano che aumentando il tempo monitoraggio del transetto, aumenta la *detectability*.

Detectability				
Predicted	SE	Lower	Upper	Dur (min)
0,19	0,08	0,091	0,356	30
0,26	0,11	0,113	0,546	60
0,52	0,21	0,162	0,859	120
Incremento per un aumento di durata di 30 minuti: $0,0912 \pm 0,0133$				
Incremento per un aumento di durata di 60 minuti: $0,239 \pm 0,248$				

Tabella 9. Stima e previsione della detectability nel totale delle *Podarcis*. Aumento della probabilità dell'edetection all'aumentare del tmpo di rilevamento per ogni transetto.

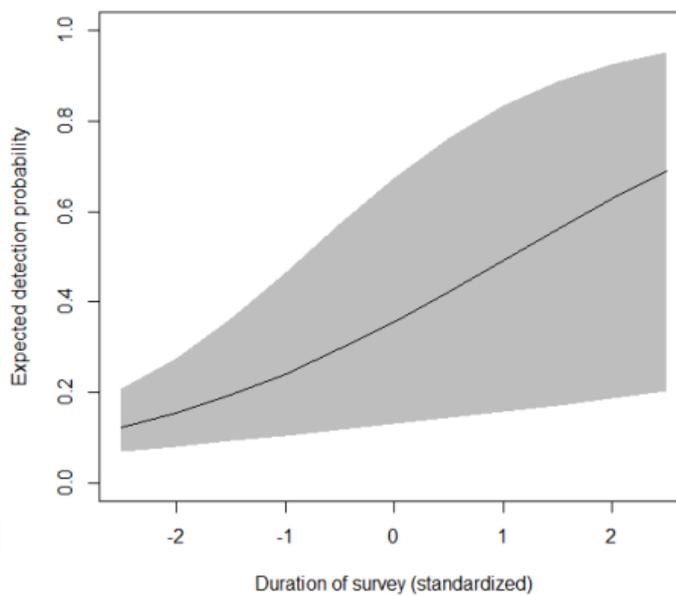


Figura 91. Variazione della *detectability* in funzione della durata del monitoraggio nel totale delle *Podarcis*.

DISCUSSIONE

Premessa

In questa ricerca non è possibile stabilire con precisione cosa possa essere successo alle popolazioni di *Podarcis* nelle zone attraversate dal fuoco subito dopo l'evento. Infatti non abbiamo nessun dato di queste specie, sia subito dopo il passaggio dell'incendio, sia antecedente allo stesso.

Possiamo però considerare la situazione attuale, a distanza di quasi tre anni dall'incendio, descrivendo, in base ai dati a disposizione, lo stato delle popolazioni rispetto ad altre zone non bruciate.

Limitazioni dello studio.

Dimensione campionaria

Il campione è ridotto, sia come numero di individui catturati nelle *pitfall* (113 individui per analisi di struttura di popolazione, 12 individui per le analisi biometriche), sia come numero di transetti effettuati (due in area bruciata e due di controllo in area non bruciata).

Il metodo di cattura delle *pitfall trap* è un metodo difficilmente replicabile, in quanto sono state catture casuali e richiederebbe permessi di non facile ottenimento, a causa dell'uccisione di individui protetti dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE. Dunque, pur essendo un piccolo campione, ho ritenuto importate estrapolarne i dati. Con tale consistenza di dati il presente lavoro non pretende di dare risposte puntuali, ma queste analisi potrebbero dare delle indicazioni per pianificare in modo adeguato un futuro monitoraggio sul Monte Pisano per queste due specie, di cui ancora si sa poco pur essendo animali talmente comuni da essere stati compagni inconsapevoli di giochi d'infanzia.

Bias di cattura

L'utilizzo di tecniche miste di catture e conteggi è comune nello studio di rettili e anfibi. Spesso infatti nessuna tecnica è sufficientemente efficace e soddisfa tutti i

requisiti per poter raccogliere dati su un campione rappresentativo della popolazione (Ali et al., 2018)

Ad esempio, la tecnica del *visual count method* non è applicabile in zone con densa vegetazione arbustiva, con *detectability* molto bassa, come quella presente nelle zone di *pitfall trap*. Si potrà però utilizzare il metodo di CMR tramite utilizzo di trappole, che di contro è molto svantaggioso in termini di lavoro h/uomo e prevede la manipolazione di animali. Per queste due tecniche, esistono lavori che, tramite studi di controllo e confronto, hanno dimostrato che le due tecniche danno risultati di stima di abbondanze non significativamente differenti (Anton et al., 2014).

Nel caso invece di diverse tecniche di cattura e misure, non sono noti studi in cui viene correlata la dimensione degli individui con i due metodi di cattura (*pitfall/noosing*).

Sappiamo che le due tecniche hanno un bias di cattura in base al carattere degli individui (Johnstone et al., 2021):

-le *pitfall*, a seconda di dove sono posizionate, tendono a catturare animali più vagili, con maggiore home range e/o in dispersione (il che potrebbe spiegare la forte presenza di giovani);

-il *noosing* invece tende a catturare anche animali meno vagili e con minori home range.

Ad oggi non risultano lavori per individuare una correlazione tra dimensioni e diverso carattere.

Aver messo a confronto valori biometrici di individui di diverse località e diversi habitat, ottenuti con metodi diversi, uno attivo e uno passivo, potrebbe comunque produrre altri bias non noti che andrebbero verificati.

Conclusioni

Nei transetti della zona non bruciata, la distribuzione delle due specie in base agli habitat sembra indicare che entrambe le specie mostrano un buon equilibrio di suddivisione spaziale e che, probabilmente, la competizione interspecifica, lungo i transetti, si trovi in una situazione di equilibrio.

P. siculus occupa tutte le zone più aperte e soleggiate, e in certi punti si spinge in zone più ombrose e fresche.

P. muralis si trova in zone boschose, o al confine di zone aperte/chiose, ma mai in zone completamente aperte.

Nei transetti della zona incendiata, la situazione è abbastanza simile, ma presenta delle zone che andrebbero ulteriormente monitorate nel tempo, per verificare se la distribuzione delle specie possa modificarsi con il variare della successione vegetale.



Figura 92. Transetto 1, in cui sono indicate le distribuzioni di *P. muralis* e *P. siculus* in base agli avvistamenti. La zona cerchiata indica un'area in le due specie si trovano in simpatria, pur essendo una zona aperta.

La zona cerchiata in Figura 92 è una zona aperta, priva di zone d'ombra e di alberi allo stato attuale (vedere descrizione dei transetti nel paragrafo Materiali e metodi). Antecedentemente all'incendio, questa zona era una pineta.

Seppure siano stati registrati pochi individui di *P. muralis*, è l'unica zona in cui questa specie è presente in zone aperte, probabilmente a causa della resilienza della muraiola in un habitat sicuramente modificato, ma che evidentemente presenta ancora alcuni punti con microclima idoneo. Con i dati raccolti e quelli a disposizione non è possibile verificare se questi individui siano individui

sopravvissuti all'incendio rimasti nella zona, o se la loro presenza sia frutto di ricolonizzazione a seguito del parziale ripristino della vegetazione.

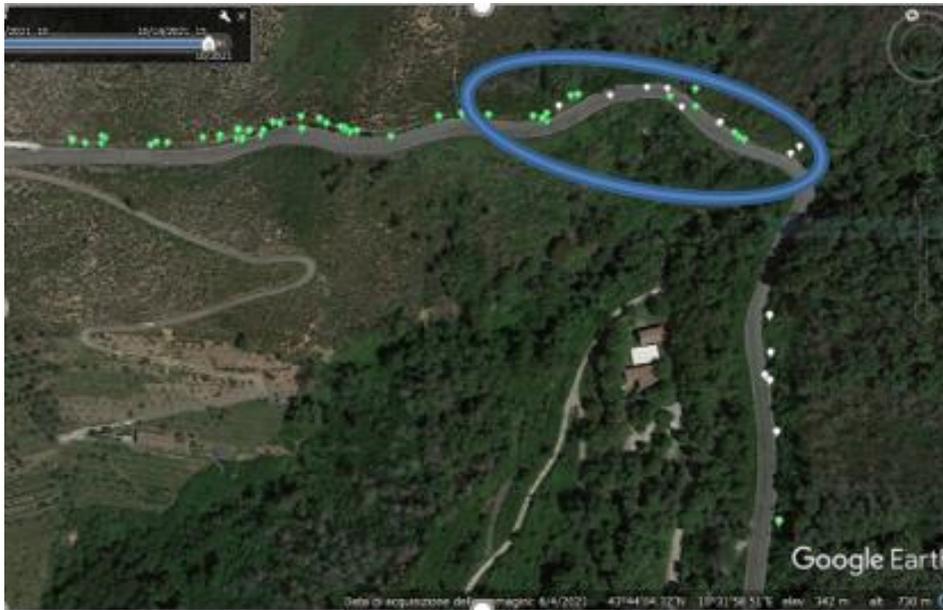


Figura 93. Transetto 2, in cui sono indicate le distribuzioni di *P. muralis* e *P. siculus* in base agli avvistamenti. La zona cerchiata indica un'area in le due specie si trovano in simpatria, pur essendo una zona chiusa, in cui è presente *Robinia pseudoacacia*, pianta a rapida crescita.

Si ritiene necessario continuare, nei prossimi anni, questo tipo di monitoraggio nel transetto per verificare l'andamento delle popolazioni delle due specie in correlazione all'andamento della successione vegetale.

Una zona interessante è anche la zona cerchiata in Figura 92: questa zona ha una forte presenza di *Robinia pseudoacacia*, pianta alloctona, invasiva e a rapida crescita.

Lo sviluppo e l'espansione di questa pianta, con conseguente rapido aumento dell'ombreggiamento, potrebbe favorire nel medio e lungo periodo la *Podarcis muralis* a discapito della *P. siculus*, al momento molto abbondante in tale sito (Rossi & Sindaco, 2018).

Sottolineo, come già accennato, che il numero di transetti e il basso numero di siti di confronto, mi impediscono di attestare che il modello usato e i risultati ottenuti siano altamente probabili, ma soltanto che il sistema indica un trend interessante e

che solo maggiori e più approfondite analisi in questa o in altre aree potranno confermare i risultati parziali che ho ottenuto.

In base ai dati di cattura delle *pitfall trap*, le *P. muralis* sono molto più abbondanti rispetto alle *P. siculus*, e questo è in linea con il fatto che, in precedenza, queste zone erano boschi maturi, quindi con poche zone di luce. Anche in questo caso, è lecito supporre che l'habitat, nonostante l'alterazione dovuta all'incendio, non si sia modificato in modo assoluto, e al tempo del campionamento, era presente una densa e fitta vegetazione costituita da piante tipiche del post incendio (quasi esclusivamente presenti cisti, ginestrone, mirto, rovi). L'abbondanza di giovani rispetto agli adulti (oltre il 60% sono individui giovani) indicherebbe una popolazione in crescita. Ciò sarebbe in linea con i lavori che indicano le aperture di zone molto boschive come estremamente vantaggiose per le popolazioni eliofile (Rugiero et al., 2006; Santos et al., 2010; Pinto et al., 2018).

Le indicazioni e i trend che comunque ottenevo dai dati e dalle osservazioni sono i seguenti.

Le misure dei parametri biometrici degli individui catturati con le *pitfall trap*, confrontati con gli individui di zone non bruciate, ci indicano poi che questi sono significativamente più piccoli, sia nella SVL che nella dimensione della testa.

Va peraltro considerato che la permanenza delle *pitfall trap* nel terreno è stata estesa nel tempo, e sappiamo dalla letteratura che le trappole a caduta non sono selettive con rettili e anfibi (Bury & Corn, 1987; Mengak & Guynn, 1987) e che catturano in percentuale tutto quello che passa sul terreno. Ritengo pertanto che la dimensione osservata sia probabilmente rappresentativa delle effettive dimensioni delle lucertole in questo specifico punto (area bruciata) e non sia un artefatto del sistema di cattura.

Ciò detto, anche in questo caso non sappiamo se queste differenze siano date solo dall'effetto *disturbance* del fuoco, ma potenzialmente anche a causa di fattori come:

- a) si siano spostati solo gli individui più piccoli;
- b) siano sopravvissuti solo gli individui di taglia minore; o
- c) fossero di taglia minore già prima dell'incendio.

La dimensione infatti correla con molti dati e fattori ambientali, che andrebbero però monitorati nel tempo per avere-auspicabilmente-migliori risposte.

L'effetto del fuoco può aver contemporaneamente:

- favorito la crescita della popolazione di *Podarcis* grazie alla maggior esposizione al sole (in boschi maturi le abbondanze di *Podarcis* risulterebbero in declino quindi in minore densità (Santos et al., 2010; Chergui et al., 2019) o per effetto di scarsa competizione;
- limitato la crescita dimensionale per questioni trofiche (meno cibo o cibo di minore qualità).

Queste ipotesi sarebbero da verificare in futuro con una serie di ricerche mirate, analizzando anche i microhabitat.

BIBLIOGRAFIA

Adamopoulou, C., Panayiotis, P. (2019). "Eaten or beaten? Severe population decline of the invasive lizard *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) after an eradication project in Athens, Greece." *Herpetozoa* 32: 165.

Ali, W., Javid, A., Bhukhari, S., Hussain, A., Hussain, S., Rafique, H. (2018). Comparison of different trapping techniques used in herpetofaunal monitoring: a review. *Punjab University Journal of Zoology*, 33: 57-68.

Anton, J., Rotger, A., Igual, J., Tavecchia, G. (2014). Estimating lizard population density: An empirical comparison between line-transect and capture-recapture methods. *CSIRO Wildlife Research*, 40: 552-56.

Arnold, E. N., Burton, J. A. (1980). *Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. Ed. Collins, London.

Biaggini, M., Berti, R., Corti, C. (2009). Different habitats, different pressures? Analysis of escape behaviour and ectoparasite load in *Podarcis sicula* (Lacertidae) populations in different agricultural habitats. *Amphibia-Reptilia*, 30: 453-461.

Blasi, C., Maturani, A., Bovio, G., Marchetti, M., Corona, P. (2004). *Incendi e complessità ecosistemica, dalla pianificazione forestale al recupero ambientale*. Ed. Palombi & Partner.

Bombi, P. (2011). *Zootoca vivipara* (Jacquin, 1787). In: *Fauna d'Italia. Reptilia*, Corti, C., Capula, M., Luiselli, L., Razzetti, E., Sindaco, R(eds.). Ed. Calderini, Bologna. Pp. 449-459.

Brisson, J.A., Strasburg, J.L., Templeton, A.R. (2003). Impact of fire management on the ecology of collared lizard (*Crotaphytus collaris*) populations living on the Ozark Plateau. *Anim. Conserv.*, 6: 247-254.

Brooks, S., Stoneman, R. (1997). *Conserving Bogs - The Management Handbook*. The Stationery Office, Edinburgh.

Bruce Bury, R., Stephen, P. (1987). Evaluation of Pitfall Trapping in Northwestern Forests: Trap Arrays with Drift Fences. *J. Wildlife Manage.*, 51: 112-119.

Bruner, E., Costantini, D. (2007). Head morphological variation in *Podarcis muralis* and *Podarcis sicula*: a landmark-based approach. *Amphibia-Reptilia*, 28: 566-573.

Bruschi, S., Cipolla, R., Corti, C., Nappi, A. (2007). Notes on the morphology of *Podarcis sicula coerulea* compared to other nearby islands and mainland populations of *P. sicula*. *Atti del 6° Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italica* (Roma, 27.IX-1. X.2006).

Campbell, H.W., Christman, S.P. (1982). The herpetological components of Florida sandhill and sand pine scrub associations. In: Scott, N.J. (ed.), *Herpetological communities*. Wildlife Research Report, 13: 163-171, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C.

Capula, M., Luiselli, L. Rugiero, L. (1993). Comparative ecology in sympatric *Podarcis muralis* and *Podarcis sicula* (reptilia: Lacertidae) from the historical centre of Rome: What about competition and niche segregation in an urban habitat? *B. Zool.*, 60: 287-291.

Chao, A. (2001). An overview of closed capture-recapture models. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 6: 158–175.

Chergui, B., Fahd, S., Santos, X. (2019). Are reptile responses to fire shaped by forest type and vegetation structure? Insights from the Mediterranean basin. *Forest Ecol. Manag.*, 437: 340-347.

Corti, C., Lo Cascio, P. (1999). *I lacertidi italiani*. Ed. L'Epos, Palermo.

- Corti, C., Lo Cascio, P., Razzetti, E. (2006). Erpetofauna delle isole italiane, Atlante degli Anfibi e dei Rettili d' Italia. Ed. Polistampa-SHI, Firenze.
- Corti, C., Bologna, M., Capula, M. (2011). *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810). In: Corti, C, Capula, M., Luiselli, L., Razzetti, E., Sindaco, R. (eds.), Fauna d'Italia, Reptilia. Ed. Calderini, Bologna. Pp. 406–417.
- Corti, C., Capula, M., Luiselli, L., Razzetti, E., Sindaco, R. (2011). Fauna d'Italia, Reptilia. Ed. Calderini de Il Sole.
- Cunningham, S.C., Babb, R.D., Jones, T.R., Taubert, B.D., Vega, R. (2002). Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biol. Conserv.*, 107: 193-201.
- Dail, D., Madsen, L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics*, 67: 577–587.
- Damas-Moreira, I., Riley, J.L., Carretero, M.A., Harris, D., Whiting, M. (2020). Getting ahead: exploitative competition by an invasive lizard. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 74: 117.
- Debinsky, D.M., Holt, R.D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.*, 14: 342-355.
- Diaz, M., Carbonell, R., Santos, T., Tellería, J.L. (1998). Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *J. Appl. Ecol.*, 35: 562-574.
- Ferreira, D., Pinho, C., Brito, J.C., Santos, X. (2019), Increase of genetic diversity indicates ecological opportunities in recurrent-fire landscapes for wall lizards. *Sci. Rep.*, 9: 5383.
- Ficetola, G.F., Barzaghi, B., Melotto, A., Muraro, M., Lunghi, E., Canedoli, C., Lo Parrino, E., Nanni, V., Silva-Rocha, I., Urso, A., Carretero, M.A., Salvi, D., Scali, S., Scari, G., Pennati, R., Andreone, F., Manenti, R. (2018). N-mixture models reliably estimate the abundance of small vertebrates. *Sci Rep.*, 8:10357.

- Ficetola, G.F., Silva-Rocha, I., Carretero M.A., Vignoli, L., Sacchi, R., Melotto, A. (2021), Status of the largest extant population of the critically endangered Aeolian lizard *Podarcis raffonei* (Capo Grosso, Vulcano island). PLOS ONE, 16(6): 1-15.
- Fiske, I., Chandler, R. (2011). Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. J. Stat. Softw., 43:1–23.
- Friend, G.R. (1993). Impact of fire on small vertebrates in Mallee Woodlands and Heathlands of temperate Australia: A review. Biol. Conserv., 65: 99-114.
- Fyfe, G. (1980). The effect of fire on lizard communities in Central Australia. Herpetofauna, 12: 1-9.
- Guglielmi, S. (2006). Tesi di Dottorato di ricerca in Biologia avanzata: Isolamento, microevoluzione e filogeografia in *Podarcis sicula*. Università degli studi di Napoli Federico II.
- Herrel, A., Van damme, R, De Vree, F. (1995). Sexual Dimorphism of Head Size in *Podarcis Hispanica Atrata*. Testing the Dietary Divergence Hypothesis by Bite Force Analysis. Neth. J. Zool., 46: 253-262.
- Johnstone, K., McArthur, C., Banks, P. (2021). Catch me if you can: Personality drives technique-specific biases during live-capture trapping. Wildlife Res., 10: 1071.
- Kaliontzopolou, A., Carretero, M.A. Llorente, G.A. (2007). Multivariate and geometric morphometrics in the analysis of sexual dimorphism variation in *Podarcis* lizards. J. Morphol., 268: 152–165.
- Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. Int. J. Wildland Fire, 18: 116-126.
- Kéry, M., Dorazio, R.M., Soldaat, L., Van Strien, A., Zuiderwijk, A., Royle, J.A. (2009). Trend estimation in populations with imperfect detection. J. Appl. Ecol., 46: 1163-1172.

Kutt, A. (1993). Initial observations on the effect of thinning eucalypt regrowth on heliothermic skinks in lowland forest, East Gippsland Victoria. In: Lunney, D., Ayers, D. (eds.), *Herpetology in Australia: A Diverse Discipline*. Ed. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton. Pp: 187-196.

Lacerta, <https://www.lacerta.de/AS/Taxon.php?Genus=19&Species=85>, consultato in data 19 Dicembre 2021.

Lazić, M.M., Carretero, M.A., Crnobrnja-Isailović, J., Kaliontzopoulou, A. (2015). Effects of environmental disturbance on phenotypic variation: an integrated assessment of canalization, developmental stability, modularity, and allometry in lizard head shape. *Am. Nat.*, 185: 44-58.

Li, H., Qu, Y., Hu, R., Ji, X. (2009). Evolution of viviparity in cold-climate lizards: testing the maternal manipulation hypothesis. *Evol. Ecol.* 23: 777-790.

Licht, P., Hoyer, H.E., Oordt, P.G.W.J. (1969). Influence of photoperiod and temperature on testicular recrudescence and body growth in the lizards, *Lacerta sicula* and *Lacerta muralis*. *J. Zool.*, 157: 469-501.

Lillywhite, H.B. (1977). Effects of chaparral conversion on small vertebrates in southern California. *Biol. Conserv.*, 11: 171-184.

Liwanag, H.E.M., Haro, D., Callejas, B., Labib, G., Pauly, G.B. (2018). Thermal tolerance varies with age and sex for the nonnative Italian Wall Lizard (*Podarcis siculus*) in Southern California. *J. Therm. Biol.*, 78: 263-269.

Lunney, D., Eby, P., O'connell, M. (1991). Effects of logging, fire and drought on three species of lizards in Mumbulla State Forest on the south coast of New South Wales. *Austr. J. Ecol.*, 16: 33-46.

Marsili, L., Casini, S., Mori, G., Ancora, S., Bianchi, N., D'Agostino, A., Ferraro, M., Fossi, M.C. (2009). Italian wall lizard (*Podarcis sicula*) as a bioindicator of oil field activity. *Sci. Tot. Environ.* 407: 3597-3604.

Mcleod, R.F., Gates, J.A. (1998). Response of herpetofaunal communities to forest cutting and burning at Chesapeake Farms, Maryland. *Amer. Midl. Natur.*, 139: 164-177.

Mengak, M.T., David C.G.Jr. (1987). Source Pitfalls and Snap Traps for Sampling Small Mammals and Herpetofauna. *Am. Midl. Nat.*, 118: 284-288.

Morris, M. (1975). Preliminary observations on the effects of burning on the Hemiptera (Heteroptera and Auchenorrhyncha) of limestone grassland. *Biol. Conserv.*, 7: 311-319.

Museo Storia Naturale, <https://www.msn.unipi.it/it/il-paesaggio-vegetale-del-monte-pisano-tra-un-incendio-e-un-altro/>, consultato in data 19 Dicembre 2021.

Mushinsky, H.R. (1985). Fire and the Florida sandhill herpetofaunal community: with special attention to responses of *Cnemidophorus sexlineatus*. *Herpetologica*, 41: 333- 342.

Mushinsky, H.R. (1992). Natural history and abundance of southeastern five-line skinks, *Eumeces inexpectatus*, on a periodically burnt sandhill in Florida. *Herpetologica*, 48: 307-312.

Odum, E. P., Barrett, G.W. (2007). *Fondamenti di ecologia*. Ed. Piccin.

Petranka, J. W., Murray, S. S. (2001). Effectiveness of removal sampling for determining salamander density and biomass: A case study in an Appalachian streamside community. *J. Herpetol.* 35: 36–44.

Pianka, E.R. (1994). Biodiversity of Australian desert Lizards. In: Peng, C.I., Chou, C.H. (eds), *Biodiversity and terrestrial Ecosystems*. Institute of Botany, Academia Sinica Monographs Series 14, Pp. 259-28.

Pinto, F., Bombi, P., Bologna, M. (2006). Effects of fire and forest restoration on two sympatric species of Lacertidae (Reptilia) in a Mediterranean ecosystem of Central Italy. *Rev. Ecol.*, 61: 195 – 200.

- Pinto, T., Moreira, B., Freitas, H., Santos, X. (2018). The role of fire history, land-use, and vegetation structure on the response of Mediterranean lizards to fire. *Forest Ecol. Manag.*, 419-420: 139-145.
- Rossi, R., Sindaco, R. (2018). Indagini su Anfibi e Rettili in sei siti della Rete Natura 2000 della Valle D'Aosta. *Rev. Valdôtaine Hist. Nat.*, 72: 45-57.
- Royle, J.A., Kéry, M. (2007). A bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology*, 88: 1813-1823.
- Royle, J. A. (2004). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60, 108-115.
- Rugiero, L. (2004). Composition of the reptile communities in five urban protected areas of different isolation degrees. *Herpetozoa*, 16: 151-155.
- Rugiero, L., Luiselli, L. (2006). Influence of small-scale fires on the populations of three lizard species in Rome. *Herpetol. J.*, 16: 63-68.
- Sacchi, R., Mangiacotti, M., Scali, S., Ghitti, M., Bindolini, B., Zuffi, M. A.L. (2016). Genetic and phenotypic component in head shape of common wall lizard *Podarcis muralis*. *Amphibia-Reptilia*, 37: 301-310.
- Sacchi, R., Scali, S., (2016). *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) (Lucertola muraiola). In: Stoch, F., Genovesi, P. (eds.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali: 278-279. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.
- Sacchi R., Coladonato A.J., Scali S., Zuffi M.A.L., Mangiacotti M. Combining N-mixture models with ecological niche modelling supplies a low-cost and fast procedure for estimating population size in remote areas. *Conserv. Biol.* (sottomesso 20 Ottobre 2021).
- Salbitano, F., Foderi, C., Bertacchi, A., Calvani, G., Cerchiarini, F., Drosera, F. Documento tecnico per l'attuazione degli interventi di ripristino dei soprassuoli

boscati interessati dagli incendi di Calci 2018 e Vicopisano 2019. (2019).
Committenza: Regione Toscana.

Santos, X., Poquet, J.M. (2010). Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *Eur. J. Wildlife Res.*, 56: 895-905.

Senczuk, G., Castiglia, R., Böhme, W., Corti, C. (2019). *Podarcis siculus latastei* (Bedriaga, 1879) of the western pontine islands raised to the species rank, and a brief taxonomic overview of podarcis lizards. *Acta Herpetol.* 14: 71-80.

Simovich, M.A. (1979). Post fire reptiles succession. *Cal-Nev Wildlife Trans.*, 1979: 104-113.

Sindaco, R., Restivo, S., Zuffi, M.A.L. (2016). *Podarcis siculus* (Rafinesque, 1810) (Lucertola campestre). In Stoch, F., Genovesi, P. (eds.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali: 282-283. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.

Tosini, G., Avery, R.A. (1994) Diel variation in thermoregulatory set points of the lizard *Podarcis muralis*. *Amphibia-Reptilia*, 15: 93- 96.

Tosini, G., Bertolucci, C., Foà, A. (2001). The circadian system of reptiles: a multioscillatory and multiphotoreceptive system. *Physiol. Behav.*, 72: 461-71.

Trabaud, L. (1981). Man and fire: Impacts on Mediterranean vegetation. In: Di Castri, F., Goodall, D.W., Spechi, R.L. (eds.), 1981. Mediterranean-type shrublands. Ed. Elsevier Scientific Publication Company, Saint Louis. Pp: 523-537.

Tuniyev, B.S., Shagarov, L.M. Arribas, O.J. (2020). *Podarcis siculus* (Reptilia: Sauria: Lacertidae), a new alien species for Russian fauna. *Proceedings of the Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences*, 324: 364-370.

- Valentine, L.E., Schwarzkopf, L. (2009). Effects of weed-management burning on reptile assemblages in Australian tropical savannas. *Conserv Biol.*, 23: 103-113.
- Van Damme, R. (1999): Evolution of herbivory in lacertid lizards: effects of insularity and body size. *J. Herpetol.*, 33: 663-674.
- Vanhooydonck, B., Van Damme, R. (2003): Relationships between locomotor performance, microhabitat use and antipredator behaviour in lacertid lizards. *Funct. Ecol.* 17: 160-169.
- Vanni, S., Nistri, A. (2006). *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana*. Ed. Regione Toscana, Firenze: 269-272.
- Verwajen, D., Van Damme, R., Herrel, A. (2002). Relationships between head size, bite force, prey handling efficiency and diet in two sympatric lacertid lizards. *Funct. Ecol.*, 16: 842-850.
- Wild, K.H, Gienger, C.M. (2018), Fire-disturbed landscapes induce phenotypic plasticity in lizard locomotor performance. *J. Zool.*, 305: 96-105.
- Zuffi, M.A.L.; Giannelli, C. (2013). Trophic niche and feeding biology of the Italian wall lizard *Podarcis siculus campestris* (De Betta, 1857) along western Mediterranean coast. *Acta Herpetol.*, 8:35-39.

RINGRAZIAMENTI

Un autentico ringraziamento va al Dott. Marco A.L. Zuffi, naturalista, erpetologo, avventuriero. Oltre a essere stato un onore e un piacere, essere discepolo di uno dei massimi esponenti dell'erpetologia italiana mi rende fortunata ed orgogliosa (giovani erpetologi mi hanno invidiata!).

Un sentito ringraziamento va al Prof. Roberto Sacchi, dell'università di Pavia, per il suo prezioso contributo nell'analisi dei dati.

Ringrazio il Prof. Giulio Petroni, per la pazienza mostrata in questi 10 anni ed il Dott. Dimitri Giunchi, controrelatore.

Dedico la tesi a mia mamma, andata via poco prima di comunicarle che stavo giungendo al termine della tesi.

Sarebbe stata fiera di me, per il coraggio e la determinazione nel concludere questo percorso.

Con stessa intensità dedico questo lavoro a mio papà, a mia sorella Stefania, al mio compagno Mattia ai miei figli Leo, Robi e Carlo e alla nipotanza: Lea, Meli e Adri. E soprattutto a mia zia Anna, colonna portante della mia vita.

Nulla poi sarebbe stato possibile senza le mie amiche dello Spritz, tutte le meastre e allieve Labodif e tutti i membri di Yumyo.

E a Cave con tutti il vicinato, breve ma immenso luogo d'origine, luogo di scoperte, luogo d'avventura durante le calde giornate estive delle campagne romane. Giornate passate nel pollaio, a giocare coi gatti, a osservare formicai, a raccogliere lumache dopo la pioggia, a capare verdura, a cercare uccelli, a catturare lucertole.