



DIPARTIMENTO DI MEDICINA CLINICA, SANITÀ PUBBLICA, SCIENZE DELLA VITA E DELL'AMBIENTE

Integrazione di dati di Bioindicazione da barbagianni (*Tyto alba*) con dati spaziali a scala fine: il caso studio della Z.S.C. Calanchi d'Atri IT1720083

Corso di laurea in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente

A.A. 2025/2026

Candidato

Giacomo Federico

Maria de Paulis

Relatore

Prof. Mattia Iannella

Corelatori

Dott.ssa Matilde Martini

Dott. Adriano De Ascentiis

Indice

ABSTRACT

1 Introduzione.....6
1.1 Il suolo come componente fondamentale del capitale naturale
1.2 Servizi ecosistemici e relazione con la biodiversità
1.3 Frammentazione degli habitat e conseguenze ecologiche
1.4 Normativa europea per la tutela della biodiversità e la rete Natura 2000
1.5 Strumento rilevante per i monitoraggi ambientali
1.6 I vertebrati e gli uccelli come bioindicatori
1.7 I rapaci notturni e il Barbagianni come bioindicatori
1.8 Analisi delle borre
1.9 Obiettivi del caso studio

2 Specie oggetto di studio.....11
2.1 Classificazione tassonomica del Barbagianni
2.2 Morfologia ed ecologia
2.3 Riproduzione
2.4 Dieta
2.5 La formazione delle Borre
2.6 I Micromammiferi
2.7 Identificazione
2.8 Sistematica e Filogenetica
2.9 I Roditori
2.10 Gli Insettivori

3 Area di Studio..... 24
3.1 Inquadramento spaziale dell'area di studio
3.2 Atri
3.3 Inquadramento meteorologico
3.4 Seminativi in aree non irrigue e vigneti, uliveti e frutteti
3.5 Boschi
3.6 Vegetazione arborea e boschiva in evoluzione
3.7 Le formazioni calanchive
3.8 Tessuto urbano e rete stradale
3.9 Aree umide
3.10 Entomofauna
3.11 Mesoteriofauna
3.12 Avifauna
3.13 Fauna erpetologica

4 Materiali e Metodi.....37
4.1 Individuazione dei posatoi e raccolta delle borre
4.2 Disinfettazione ed analisi delle borre
4.3 Arvicole
4.4 Muridi
4.5 Ghiri
4.6 Crocidure
4.7 Mustiolo
4.8 Toporagno appenninico
4.9 Talpa romana

4.10 Qgis e Uso del Suolo
4.11 Excel e gli indici ecologici

5 Risultati ……..…….51
5.1 Contesto territoriale e uso del suolo
5.2 Uso del Suolo all'interno della ZSC
5.3 Edifici abbandonati e posatoi attivi
5.4 Distribuzione delle specie nei posatoi
5.5 Variazione della comunità dal 2002
5.6 Analisi degli indici ecologici e trofici

6 Discussione……..……63
6.1 L'efficienza del Barbagianni come Bioindicatore
6.2 I Limiti dell'Analisi delle Borre
6.3 L'Importanza del Monitoraggio a Lungo Termine
6.4 Valutazione dell'uso del suolo e criticità dei dataset cartografici
6.5 La formazione dei calanchi
6.6 La vegetazione arbustiva in evoluzione come corridoio ecologico
6.7 Uso del suolo della ZSC rispetto al contesto locale
6.8 La ZSC come nodo funzionale della rete Natura 2000
6.9 Variazioni tra i posatoi
6.10 Struttura della comunità di micromammiferi
6.11 Analisi degli Indici ecologici
6.12 Incremento degli Insettivori

7 Conclusioni ……..……...79
7.1 Interpretazione ecologica delle analisi
7.2 Monitoraggio integrato, Open Data e Reti collaborative
7.3 Conservazione attiva del Barbagianni
7.4 Pianificazione urbanistica e consumo di suolo in Italia
7.5 Impatti dell'urbanizzazione sulla comunità di micromammiferi
7.6 Impatti dell'Agricoltura Intensiva sulla Biodiversità
7.7 Cambiamenti climatici e necessità di sistemi agricoli resilienti
7.8 Sistemi Agricoli diversificati in Abruzzo

ABSTRACT

Il cambiamento di uso del suolo rappresenta uno dei principali fattori di modificazione degli ecosistemi terrestri, con effetti diretti sulla struttura del paesaggio, sulla biodiversità e sul funzionamento delle reti trofiche. In particolare, i processi di urbanizzazione, intensificazione agricola e, più recentemente, abbandono delle pratiche tradizionali contribuiscono a ridefinire la configurazione degli habitat, influenzando la distribuzione e la composizione delle comunità biologiche. Nel contesto europeo, tali dinamiche sono monitorate attraverso strumenti cartografici come il CORINE Land Cover, che consente di analizzare le trasformazioni del territorio con aggiornamenti periodici. Tuttavia, i limiti legati alla scala di rappresentazione dei dati satellitari rendono difficile l'individuazione di cambiamenti locali e progressivi, come la ricolonizzazione naturale delle superfici agricole con la formazione di ecotoni. Per questo motivo, le strategie di monitoraggio ambientale richiedono un approccio integrato che combini dati territoriali e informazioni biologiche. In tale contesto, la rete Natura 2000, istituita attraverso la Direttiva Habitat (92/43/CEE) e la Direttiva Uccelli (2009/147/CE), rappresenta uno strumento fondamentale per la conservazione della biodiversità, promuovendo la connettività ecologica e la gestione sostenibile degli habitat. L'area della ZSC "Calanchi di Atri" IT7120083, costituisce un esempio significativo di paesaggio eterogeneo, caratterizzato dalla coesistenza di ambienti agricoli, superfici seminaturali e formazioni calanchive. In tale contesto, l'abbandono di alcune pratiche agricole e l'evoluzione naturale della vegetazione hanno determinato un aumento della complessità paesaggistica, con una maggiore presenza di ecotoni e corridoi ecologici. Il presente studio si propone di analizzare la relazione tra uso del suolo e biodiversità attraverso l'impiego di bioindicatori, con particolare riferimento ai micromammiferi. A tal fine è stato utilizzato il predatore generalista Barbagianni (*Tyto alba*), in quanto la composizione delle sue borre riflette in modo diretto la struttura delle comunità di prede. Il lavoro si basa sulla raccolta sistematica di borre presso diversi posatoi attivi all'interno della ZSC Calanchi di Atri. I campioni sono stati sottoposti ad analisi di laboratorio, con separazione dei resti osteologici e identificazione delle specie mediante l'utilizzo di chiavi dicotomiche. I dati ottenuti sono stati successivamente digitalizzati e utilizzati per analisi comparative con Analisi di periodi precedenti. Il confronto con dati storici relativi aa analisi della comunità di micromammiferi a partire dal 2002 ha consentito di distinguere tra fluttuazioni naturali delle popolazioni e modificazioni più profonde legate all'evoluzione del paesaggio. In particolare, il confronto tra diversi indici ecologici, tra cui quello relativo al livello trofico, ha mostrato un incremento delle specie insettivore, indicando una rete trofica più complessa rispetto agli anni precedenti, poiché gli insettivori rappresentano consumatori secondari. In conclusione, la presenti tesi vuole dimostrare la corretta gestione dell'area di studio e sottolineare l'importanza della rete Natura 2000 e dell'incremento dei corridoi ecologici.

1 Introduzione

1.1 Il suolo come componente fondamentale del capitale naturale

Il suolo rappresenta una risorsa naturale essenziale per il funzionamento degli ecosistemi terrestri e per il mantenimento delle attività antropiche. Esso non può essere considerato semplicemente come un substrato fisico, ma come un sistema complesso, dinamico e multifunzionale, caratterizzato dall'interazione di componenti biologiche, chimiche e fisiche che ne determinano le proprietà e i processi (Consiglio d'Europa, *Carta Europea del Suolo*). Dal punto di vista ecologico, il suolo svolge un ruolo chiave nel sostenere la produzione primaria e nel garantire le condizioni necessarie allo sviluppo della biodiversità. Esso costituisce infatti l'ambiente in cui si sviluppa la vegetazione, che rappresenta la base delle reti trofiche terrestri. Attraverso la presenza di microrganismi, fauna edafica e sostanza organica, il suolo partecipa attivamente al ciclo dei nutrienti, con elementi come l'azoto e il carbonio essenziali per le piante e per gli altri organismi viventi (Robinson et al., 2014). Le proprietà del suolo, quali la struttura, la tessitura, la capacità di ritenzione idrica e la disponibilità di nutrienti, emergono proprio dall'interazione tra componenti biotiche e abiotiche e determinano la fertilità e la funzionalità degli ecosistemi. Per queste ragioni il suolo assume un valore strategico per la collettività e può essere definito come un capitale naturale che sostiene la produzione alimentare, la disponibilità di risorse naturali e lo sviluppo economico di una nazione. La gestione sostenibile del suolo è quindi condizione necessaria per garantire l'approvvigionamento di beni e servizi alle generazioni presenti e future. Una pianificazione territoriale corretta contribuisce a preservare la capacità del suolo di trattenere acqua e nutrienti, riducendo l'esposizione del territorio a eventi estremi quali siccità e alluvioni, i cui impatti sono amplificati dai cambiamenti climatici. La formazione di suoli fertili è un processo estremamente lento, che si sviluppa lungo tempi geologici e procede in stretta relazione con la successione ecologica, poiché l'evoluzione delle comunità vegetali e microbiche contribuisce progressivamente alla strutturazione, all'arricchimento organico e alla maturazione del profilo pedologico. Al contrario, il consumo di suolo è un processo che, nell'ultimo secolo, ha subito un'accelerazione significativa considerando che l'impermeabilizzazione, l'inquinamento e la perdita di superfici agricole avanzano a ritmi sempre più intensi, compromettendo funzioni ecosistemiche che risultano difficilmente recuperabili. In questo contesto, pratiche agricole intensive caratterizzate da un eccesivo impiego di fertilizzanti e monoculture possono, nel lungo periodo, ridurre la fertilità del suolo e favorire processi degradativi, tra cui la salificazione e la perdita di sostanza organica, con effetti negativi sulla produttività e sulla resilienza degli ecosistemi. Il suolo rappresenta dunque una risorsa fondamentale per ogni nazione, e la sua corretta gestione costituisce un presupposto essenziale per garantire uno sviluppo sostenibile, la sicurezza alimentare, la resilienza ai cambiamenti climatici e la conservazione della biodiversità.

1.2 Servizi ecosistemici e relazione con la biodiversità

Il concetto di servizi ecosistemici rappresenta uno degli strumenti principali per comprendere il valore funzionale del suolo e degli ecosistemi terrestri. Tali servizi possono essere definiti come i benefici che gli esseri umani ottengono dai sistemi naturali con funzioni che vanno dalla produzione di beni materiali alla regolazione dei processi ambientali. Nel caso specifico del suolo, i servizi ecosistemici possono essere distinti in diverse categorie principali. I servizi di approvvigionamento comprendono la produzione di alimenti, fibre e materie prime, mentre i servizi di regolazione includono il controllo del ciclo dell'acqua, la depurazione naturale e la regolazione climatica. A questi si aggiungono i servizi di supporto, come il mantenimento dei cicli biogeochimici e la formazione del suolo, e i servizi culturali, (Commissione Europea, 2021). La biodiversità rappresenta un elemento centrale nel funzionamento di questi servizi, in quanto la varietà di specie e di interazioni ecologiche consente agli ecosistemi di mantenere la propria funzionalità anche in presenza di perturbazioni. Ecosistemi caratterizzati da elevata biodiversità risultano generalmente più resilienti e capaci di adattarsi ai cambiamenti ambientali, mentre sistemi semplificati, come quelli dominati da monocolture o da elevata artificializzazione, presentano una maggiore vulnerabilità agli stress (García-Vega et al., 2024). La relazione tra suolo e biodiversità è quindi bidirezionale: da un lato il suolo supporta la diversità biologica, dall'altro la biodiversità contribuisce al mantenimento delle funzioni del suolo stesso. Alterazioni dell'uso del suolo, quali urbanizzazione, agricoltura intensiva o abbandono delle pratiche tradizionali, possono interrompere questo equilibrio, con conseguenze rilevanti sulla struttura e sul funzionamento degli ecosistemi.

1.3 Frammentazione degli habitat e conseguenze ecologiche

Nel contesto delle trasformazioni territoriali moderne, la frammentazione degli habitat rappresenta una delle minacce più rilevanti per la biodiversità. Questo fenomeno consiste nella suddivisione di un ambiente originariamente continuo in una serie di patch isolate, immerse in una matrice territoriale spesso modificata dalle attività antropiche (Rybicki et al., 2020). Le principali cause sono riconducibili all'espansione urbana, allo sviluppo di infrastrutture lineari, all'intensificazione agricola e all'impermeabilizzazione del suolo, che determinano una progressiva riduzione della continuità ecologica del paesaggio. Tali trasformazioni non si limitano a modificare la configurazione spaziale degli habitat, ma incidono anche sulla capacità delle specie di spostarsi e mantenere connessioni funzionali tra le diverse porzioni di ambiente naturale, con effetti sulla diversità biologica e sulla stabilità degli ecosistemi. Un ulteriore effetto della frammentazione riguarda la resilienza degli ecosistemi, intesa come la capacità di assorbire perturbazioni e mantenere la propria struttura e funzionalità. Ecosistemi frammentati risultano generalmente più vulnerabili agli stress climatici e antropici, in quanto la riduzione della diversità biologica e delle interazioni ecologiche limita la capacità di adattamento alle condizioni ambientali variabili. Nel contesto italiano, i

dati più recenti evidenziano come il consumo di suolo continui a rappresentare una delle principali pressioni ambientali: l'espansione delle superfici artificiali e modelli insediativi a bassa densità hanno contribuito alla perdita di suolo agricolo e naturale, aggravando i fenomeni di frammentazione su larga scala (ISPRA, 2024). In risposta a queste criticità, le politiche europee hanno fissato l'obiettivo di azzerare il consumo netto di suolo entro il 2050, promuovendo modelli di sviluppo più sostenibili e orientati al recupero delle aree già artificializzate (Commissione Europea, 2011; 2021)

1.4 Normativa europea per la tutela della biodiversità e la rete Natura 2000

Per contrastare la perdita di biodiversità e i processi di frammentazione degli habitat, l'Unione Europea ha sviluppato un quadro normativo articolato, fondato principalmente sulla Direttiva Habitat (92/43/CEE) e sulla Direttiva Uccelli (2009/147/CE). La Direttiva Habitat mira alla conservazione degli habitat naturali e delle specie di interesse comunitario attraverso l'individuazione dei Siti di Importanza Comunitaria (SIC), successivamente designati come Zone Speciali di Conservazione (ZSC) una volta definiti gli obiettivi e le misure di gestione specifiche (European Commission, 2018). Parallelamente, la Direttiva Uccelli prevede l'istituzione delle Zone di Protezione Speciale (ZPS), destinate alla tutela delle specie avifaunistiche, in particolare migratorie o minacciate. L'integrazione di queste due direttive consente di costruire un sistema coordinato di aree protette basato su criteri scientifici condivisi a livello europeo, che non si limita alla delimitazione dei siti, ma include la definizione di obiettivi di conservazione misurabili e l'adozione di misure di gestione attiva. Le aree designate nell'ambito delle Direttive Habitat e Uccelli costituiscono la rete Natura 2000, uno dei principali strumenti europei per la conservazione della biodiversità. A differenza dei modelli tradizionali di protezione basati su aree isolate, Natura 2000 è concepita come una rete ecologica funzionale, in cui la connettività tra i siti riveste un ruolo centrale. La funzionalità ecologica di ciascun sito dipende infatti non solo dalle sue caratteristiche interne, ma anche dalle relazioni che esso intrattiene con gli habitat circostanti (European Commission, 2018). In questo contesto assumono particolare importanza gli elementi del paesaggio che favoriscono la continuità ecologica, come corridoi ecologici, siepi, margini agricoli ed ecotoni, che facilitano il movimento delle specie tra le diverse patch e contribuiscono al mantenimento della biodiversità su scala più ampia.

1.5 Strumento rilevante per i Monitoraggi Ambientali

Nel contesto del monitoraggio ambientale, i bioindicatori rappresentano uno degli strumenti più efficaci per valutare le condizioni ecologiche degli ecosistemi. Essi vengono definiti come organismi o comunità biologiche capaci di fornire informazioni sulle condizioni ambientali attraverso le loro risposte fisiologiche, comportamentali o demografiche (Holt & Miller, 2010; Markert et al., 2003). A differenza delle analisi chimico-fisiche o cartografiche, che restituiscono una rappresentazione puntuale e spesso statica dello stato dell'ambiente, i bioindicatori consentono di integrare nel tempo gli effetti delle pressioni antropiche e naturali. Questa capacità deriva dal fatto che gli organismi viventi rispondono direttamente alle variazioni delle condizioni ambientali, riflettendo non solo la presenza di singoli fattori di disturbo, ma anche i loro effetti cumulativi (Markert et al., 2003). Di conseguenza, il biomonitoraggio permette di ottenere una valutazione più realistica della qualità degli ecosistemi, risultando particolarmente utile nei contesti in cui i cambiamenti avvengono in maniera progressiva e non immediatamente rilevabile attraverso strumenti cartografici o analisi a scala ampia. L'utilizzo dei bioindicatori interessa numerosi ambiti dell'ecologia applicata e coinvolge organismi appartenenti a diversi comparti ecosistemici. In ambiente terrestre, i licheni rappresentano uno degli esempi più consolidati di bioindicatori della qualità dell'aria, grazie alla loro capacità di assorbire direttamente dall'atmosfera nutrienti e contaminanti. Analogamente, le briofite risultano particolarmente sensibili alla presenza di metalli pesanti, accumulando tali sostanze nei propri tessuti e permettendo la valutazione dello stato di contaminazione ambientale (Ristić et al., 2021; Printarakul & Meeinkuirt, 2022). Negli ecosistemi acquatici, i macroinvertebrati bentonici costituiscono uno degli strumenti principali per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. La composizione delle loro comunità riflette infatti le condizioni chimiche, fisiche e biologiche dell'ambiente, consentendo di individuare alterazioni legate all'inquinamento o alle modificazioni idromorfologiche (Haase et al., 2023). Nel contesto terrestre, anche gli Invertebrati svolgono un ruolo importante come indicatori della qualità dell'habitat, in quanto reagiscono rapidamente alle variazioni dell'uso del suolo, alla frammentazione del paesaggio e all'impiego di pesticidi (Chowdhury et al., 2023). Questi esempi evidenziano come l'approccio basato sui bioindicatori consenta di analizzare l'ambiente attraverso molteplici livelli di organizzazione biologica, fornendo un quadro integrato delle condizioni ecologiche.

1.6 I vertebrati e gli uccelli come bioindicatori

Tra i bioindicatori appartenenti a livelli trofici superiori, i vertebrati rivestono un ruolo particolarmente significativo, in quanto sono in grado di integrare informazioni provenienti da habitat diversi e da livelli trofici inferiori. In particolare, gli uccelli rappresentano uno dei gruppi maggiormente utilizzati nel biomonitoraggio, grazie alla loro ampia distribuzione, facilità di osservazione e buona conoscenza ecologica (Becker, 2003). Le comunità ornitiche risultano strettamente legate alla struttura del paesaggio

e alla disponibilità di habitat, rendendole indicatori efficaci delle trasformazioni territoriali. Variazioni nella composizione e nella distribuzione delle specie possono infatti riflettere cambiamenti nell'uso del suolo, nella copertura vegetale e nel grado di frammentazione degli habitat. All'interno di questo gruppo, i predatori apicali assumono un'importanza ancora maggiore, poiché integrano lungo la catena trofica gli effetti delle pressioni ambientali. Attraverso i processi di bioaccumulo e biomagnificazione, essi forniscono informazioni su scala spaziale più ampia e su periodi temporali più lunghi rispetto ad altri bioindicatori (Movalli et al., 2017).

1.7 I rapaci notturni e il Barbagianni come bioindicatori

I rapaci rappresentano una categoria particolarmente efficace di bioindicatori, in quanto possiedono caratteristiche ecologiche che li rendono adatti al monitoraggio ambientale: sono predatori apicali, hanno generalmente una lunga aspettativa di vita, si muovono su ampie porzioni di territorio, inoltre, si può fare riferimento ad una serie di studi storici e il loro avvistamento è spesso documentato anche da appassionati ornitologi (Gómez-Ramírez et al., 2014).Tra questi, i rapaci notturni, e in particolare il Barbagianni (*Tyto alba*), assumono un ruolo centrale nello studio delle comunità di micromammiferi. Il Barbagianni è infatti un predatore sinantropico e opportunista, la cui dieta riflette in modo diretto la disponibilità locale di prede, costituite prevalentemente da piccoli mammiferi. Questa caratteristica lo rende un bioindicatore particolarmente efficace per l'analisi delle relazioni tra uso del suolo e biodiversità, in quanto la composizione della sua dieta è strettamente legata alla struttura del paesaggio e alla qualità dell'habitat. Variazioni nella dieta possono quindi essere interpretate come segnali indiretti di cambiamenti nelle comunità di micromammiferi e, più in generale, nelle condizioni ecologiche del territorio.

1.8 Analisi delle borre

L'utilizzo del Barbagianni come bioindicatore si basa principalmente sull'analisi delle borre, ovvero aggregati di materiale non digerito che l'animale rigurgita dopo la digestione. Le borre contengono resti osteologici e altri materiali delle prede consumate, tra cui ossa, denti e peli. L'analisi di tali resti consente di identificare le specie di micromammiferi presenti nell'area di foraggiamento, permettendo di ricostruire la composizione delle comunità locali. Questo metodo è ampiamente utilizzato in ecologia per il suo carattere non invasivo e per la capacità di fornire un campionamento rappresentativo della fauna di piccola taglia (Meek et al., 2012). Inoltre, rispetto ai metodi di cattura diretta, l'analisi delle borre consente di ottenere informazioni integrate nel tempo e nello spazio, in quanto ogni borra rappresenta il risultato dell'attività predatoria dell'animale in un determinato intervallo temporale e all'interno di un'area di foraggiamento relativamente ampia.

1.9 Obiettivi del caso studio

La presente tesi ha l'obiettivo di analizzare le variazioni nella comunità di micromammiferi della Z.S.C. "Calanchi d'Atri" attraverso lo studio delle borre di *Tyto alba* e il confronto con le serie storiche disponibili a partire dal 2002. In questo quadro, la ricerca si inserisce nella continuità del monitoraggio a lungo termine, strumento essenziale per comprendere le dinamiche ecologiche in atto nell'area di studio. Un ulteriore obiettivo consiste nel valutare l'affidabilità dei dati derivati dal rilevamento telematico nel cogliere modificazioni di uso del suolo a scala fine come, ad esempio, l'abbandono delle pratiche agricole e l'incremento di corridoi ecologici riscontrati durante i sopralluoghi. Contestualmente, è stata elaborata una cartografia aggiornata delle categorie di uso del suolo, finalizzata al confronto tra le categorie di uso del suolo presenti all'interno della ZSC e quelle osservabili nel territorio circostante. La tesi si propone inoltre di evidenziare il ruolo della rete Natura 2000 e dell'importanza dei corridoi ecologici per la conservazione della biodiversità.

2 Specie oggetto di studio

2.1 Classificazione tassonomica del Barbagianni

La famiglia dei Tytonidae è un gruppo di rapaci notturni la cui origine risale all'Oligocene, circa 28 milioni di anni fa, quando si separarono i lignaggi *Tyto* e *Phodilus*. All'interno di questa famiglia, il genere *Tyto* rappresenta il ramo più diversificato, comprendendo 17 specie distribuite a livello globale grazie a una serie di radiazioni evolutive avvenute durante il Pleistocene. La diffusione delle principali specie del genere mostra una forte connotazione biogeografica: *Tyto furcata* popola il continente americano, mentre *T. capensis* è tipica dell'Africa subsahariana; *T. javanica* è invece nativa dell'Asia sud-orientale e dell'Australasia. *Tyto tenebricosa* presenta una distribuzione più ristretta, limitata alle foreste umide montane dell'Australia sud-orientale e della Nuova Guinea. A queste forme continentali si affiancano inoltre diverse specie insulari, tra cui *T. aurantia*, *T. manusi*, *T. sororcula* e *T. deroepstorffi*, che completano l'ampio mosaico di diversità del genere *Tyto* (Uva et al., 2018). In Europa il Barbagianni (*Tyto alba*) è rappresentato principalmente da due sottospecie: Tyto alba alba, diffusa nell'Europa occidentale e mediterranea (Italia compresa), e Tyto alba guttata, tipica dell'Europa centro-orientale. Le due forme si distinguono soprattutto per la colorazione del piumaggio: *T. a. alba* presenta parti inferiori bianche o molto chiare, con macchie poco marcate, mentre *T. a. guttata* mostra un piumaggio più scuro e fortemente maculato, con tonalità bruno-ocra sul petto e disco facciale meno bianco. In alcune aree di contatto, come Francia orientale e Germania occidentale, le due sottospecie si ibridano regolarmente, generando una gradazione continua di fenotipi. Questa variabilità clinale conferma che le differenze sono principalmente morfologiche e legate a pressioni ecologiche e storiche, pur mantenendo un valore tassonomico utile per descrivere la distribuzione geografica delle popolazioni europee.

2.2 Morfologia ed ecologia

Il barbagianni comune (*Tyto alba,* Scopoli,1769) presenta una colorazione dorsale che varia dal bruno chiaro all'ocra su dorso e capo, con leggere striature grigiastre e minute macchie bianche e nere che interessano anche le componenti alari mentre la parte ventrale è più chiara e uniformemente biancastra. Come mostrato in Figura 1e 2 il suo corpo risulta essere slanciato, con una lunghezza compresa tra 32 e 40 cm, un'apertura alare variabile tra 75 e 110 cm e un peso generalmente compreso tra 187 e 455 g (del Hoyo et al., 1999). Il piumaggio è soffice e densamente strutturato, e le penne remiganti e timoniere presentano margini finemente serrati e ricchi di barbule che contribuiscono a spezzare il flusso d'aria. Gli studi morfometrici dimostrano che, il barbagianni costituisce uno degli esempi più emblematici di adattamento al volo silenzioso, grazie all'ampia apertura alare e relativamente ridotta dimensione corporea e specifiche strutture, come serrature sul bordo d'attacco, frange sul bordo d'uscita e una parte dorsale vellutata che riduce l'attrito e turbolenza (Bachmann et al., 2007). A ciò si aggiunge la conformazione cuoriforme del disco facciale (Figura 1 e 2), che convoglia e amplifica i suoni verso i fori auricolari (Payne, 1971), mentre l'asimmetria dei canali uditivi permette di rilevare minimi ritardi interaurali nei tempi e nell'intensità del suono, garantendo una localizzazione della preda estremamente precisa in totale oscurità (Knudsen & Konishi, 1979). Negli Strigiformi, la visione notturna è eccezionale grazie all'elevata densità di bastoncelli e alla netta predominanza di pigmenti fotosensibili, a fronte di un numero relativamente ridotto di coni. La morfologia tubolare dei bulbi oculari, rigidamente alloggiati nelle orbite, massimizza la raccolta di luce e amplifica la sovrapposizione binoculare, a scapito della mobilità oculare (Harmening & Wagner, 2011). Per questo motivo, il barbagianni ricorre a strategie comportamentali come "l'head-bobbing", un caratteristico movimento oscillatorio del capo attraverso il quale riesce a migliorare la stabilità dell'immagine e la percezione della profondità durante l'esplorazione visiva e uditiva dell'ambiente. A ciò si aggiunge un'elevata flessibilità cervicale: gli Strigiformi, infatti, possono compiere rotazioni del capo fino a 270°, grazie a una serie di adattamenti vertebrali e vascolari (Kral, 2003). Il barbagianni (*Tyto alba*) è una specie parzialmente antropofila che predilige ambienti aperti, siano essi naturali o seminaturali. Studi condotti in tutta Europa hanno rilevato una preferenza per paesaggi agricoli eterogenei che garantiscono abbondanza di prede e condizioni favorevoli alla caccia (De Bruijn, 1994). Il suo areale non è limitato dalla presenza di superfici urbanizzate; al contrario, il barbagianni mostra una spiccata capacità di sfruttare strutture antropiche per la nidificazione, utilizzando edifici abbandonati, sottotetti, ruderi, campanili, fienili e casolari rurali. Affinché tali edifici siano idonei alla nidificazione, risultano fondamentali condizioni strutturali specifiche: coperture ancora integre, punti di accesso possibilmente in altezza e la presenza di travi o superfici rialzate per il posatoio diurno, idonee a ridurre il rischio di disturbo e a mantenere pulito il piano di calpestio grazie alla caduta delle deiezioni. (Goławski et al., 2004). La sinantropia si estende anche agli ambienti urbani, come ad esempio

nella periferia di Roma, dove la specie può mantenere nuclei riproduttivi stabili grazie alla presenza di parchi urbani estesi, aree verdi periurbane e un patrimonio edilizio con ripari accessibili (Salvati et al., 2002).



Figura 1. Illustrazioni naturalistiche ad acquerello del Barbagianni (*Tyto alba alba*) tratte da fonti in pubblico dominio (Biodiversity Heritage Library), affiancate da una silhouette in volo e da una fotografia di un esemplare tassidermizzato esposto presso il Centro Visite della Riserva Naturale Regionale Oasi WWF Calanchi d'Atri.

2.3 Riproduzione

La biologia riproduttiva di *Tyto alba* presenta tratti caratteristici tipici dei rapaci notturni, tra cui una tendenza alla monogamia a lungo termine, con coppie che rimangono stabili per più stagioni riproduttive (Bunn & Warburton, 1977). Nelle popolazioni europee, l'attività riproduttiva inizia generalmente tra marzo e aprile, con una o due covate annue a seconda della disponibilità trofica e delle condizioni ambientali (Bunn & Warburton, 1977). Durante il corteggiamento. Il maschio emette un grido aspro nel range medio-alto (≈3–9 kHz) e prolungato (~2 s), ripetuto in serie durante voli di parata sul territorio riproduttivo, con funzione di richiamo della partner e di segnale di occupazione del sito. Una volta formata la coppia, il maschio assume un ruolo centrale nell'approvvigionamento alimentare, garantendo il sostentamento della femmina dal periodo prima della deposizione fino a quando i giovani non raggiungono circa quattro settimane di età. La femmina depone tipicamente 4–6 uova, con un massimo potenziale di 10–15, a intervalli di 2–3 giorni; l'incubazione dura 30–35 giorni ed è svolta esclusivamente dalla femmina (Taylor, 2004). Un tratto caratteristico della specie è la

nascita sfalsata dei pulli, determinata dall'inizio dell'incubazione a partire dalla deposizione del primo uovo. Questo determina marcate differenze di età e dimensioni all'interno della nidiata. Sebbene l'asincronia possa aumentare il rischio di competizione tra fratelli, negli Strigiformi e nel barbagianni essa produce anche effetti cooperativi. In condizioni trofiche favorevoli i pulli d'età avanzata retribuiscono volontariamente parte del cibo ai fratelli, riducendo la competizione diretta e le cure parentali (Romano et al., 2020). Lo sviluppo post-embrionale è relativamente rapido: i giovani raggiungono dimensioni prossime a quelle dell'adulto entro 6–7 settimane, completando il piumaggio attorno alla nona settimana, quando iniziano i primi voli brevi nei pressi del nido. La dispersione giovanile avviene in genere verso la tredicesima settimana di vita quando i giovani abbandonano definitivamente il sito natale per colonizzare nuovi territori (Taylor, 2004).

2.4 Dieta

La dieta del barbagianni è dominata da micromammiferi terricoli (Arvicolidi, Muridi, Soricidi), integrati in misura minore da uccelli, rettili e grandi insetti. Un fattore chiave che distingue la specie, rispetto a molti altri Strigiformi, è la notevole efficienza predatoria mantenuta in una varietà ampia di habitat che va dal mosaico agricolo aperto agli ecotoni di aree boscate, fino ai paesaggi agro-urbani grazie ad un comportamento opportunista ed a un repertorio sensoriale particolarmente efficace. Tale plasticità fa sì che *T. alba* mantenga alti tassi di predazione in scenari trofici differenti, adattando la composizione del pasto alla disponibilità locale di prede e alle fluttuazioni delle comunità di piccoli mammiferi (De Bruijn, 1994). In Italia centro-meridionale, le prede più frequenti includono topi selvatici *Apodemus* sp. e l'arvicola di Savi (*Microtus savii*) seguono soricidi come il mustiolo (*suncus etruscus*)e il corcidura ventrebianco (*Crocidura leucodon*), *Rattus* sp. e il topo domestico (*Mus musculus domesticus*) con variazioni locali legate a struttura del paesaggio e intensità colturale. Il barbagianni ottimizza la resa energetica predando tipicamente individui che pesano tra i 25 e 75 g (De Bruijn, 1994;). L'ampiezza del ventaglio dimensionale conferma l'efficienza generalista della specie in contesti mediterranei e la sua efficienza come bioindicatore.

2.5 La formazione delle Borre

I rapaci notturni rispetto ad altri uccelli sono privi di ingluvie, un rigonfiamento dell'esofago necessario alla predigestione presente in molti uccelli. Essi ingeriscono le prede intere e con la testa in avanti, convogliandole direttamente nell'esofago fino al proventricolo, dove ha inizio la digestione chimica grazie alla secrezione di enzimi e acidi gastrici. Il bolo gastrico successivamente viene trasferito nel ventriglio dove prosegue la digestione chimica e inizia quella meccanica tramite potenti contrazioni muscolari. Le componenti molli e nutrienti vengono trasferite rapidamente all'inte-

stino tenue, mentre gli elementi indigeribili come ossa e peli e rimangono nel ventriglio, dove vengono compressi in una borra dalla tipica forma ovale. La durata della formazione della borra varia in base a condizioni fisiologiche e ambientali, ma richiede generalmente diverse ore. Una volta compattata, la borra viene riportata nel proventricolo, dove può permanere ulteriormente mentre eventuali residui digeribili vengono eliminati (Figura 2). Poiché la borra ostruisce parzialmente il tratto digestivo, il rapace non può ingerire nuove prede finché non l'ha espulsa. L'egestione avviene tramite peristalsi inversa dove il rapace torna nel posatoio o nel nido estende il collo, apre il becco e lascia cadere la borra al suolo. Quando più prede vengono consumate in breve tempo, i resti vengono consolidati in un'unica borra. (Sieradzki & Mikkola, 2025). I crani e le mandibole delle specie di dimensioni estremamente ridotte, come il mustiolo (*Suncus etruscus*), vengono spesso degradati dall'azione combinata dei movimenti meccanici del ventriglio e dei succhi gastrici. Questo processo può determinare una sottostima della loro reale presenza nelle analisi delle borre.

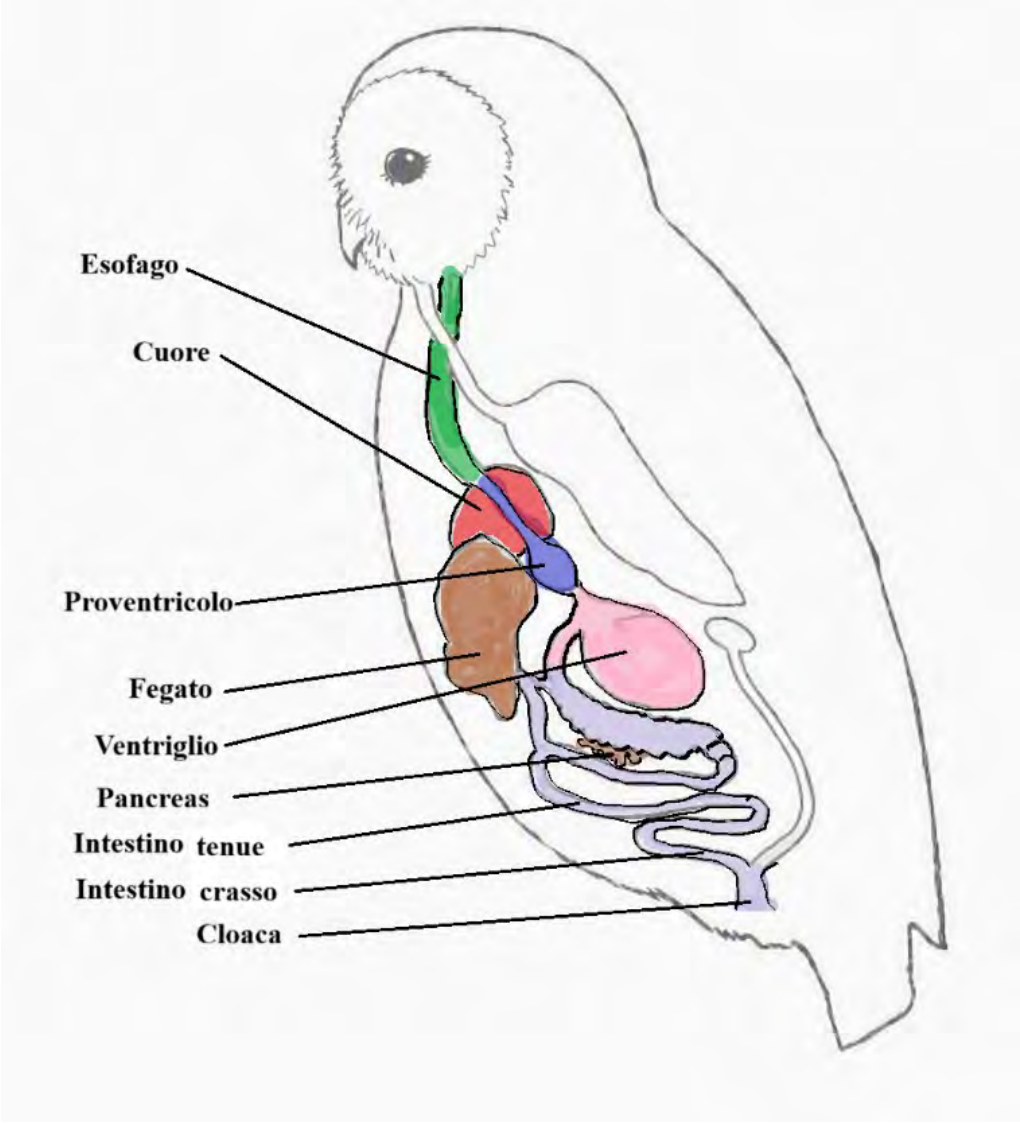


Figura 2 Schema anatomico del Barbagianni (*Tyto alba*) che illustra l'apparato digerente e diversi organi interni. Questa Rappresentazione prende ispirazione dalla figura 2 in Sieradzki & Mikkola (2025) con modifiche stilistiche e morfologiche

2.6 I micromammiferi

I micromammiferi costituiscono un insieme funzionale privo di valore tassonomico formale, utilizzato in ecologia e nel monitoraggio faunistico per indicare i mammiferi non volatori appartenenti agli ordini Rodentia, Soricomorpha ed Erinaceomorpha, (Bertolino et al. ,2015). In tale accezione rientra anche l'Istrice (Hystrix cristata), specie presente nell'area di studio come documentato da diversi segni di presenza e fototrappole, ma non inclusa nell'analisi poiché non rientra tra le prede del Barbagianni (*T.alba*). Essi svolgono un ruolo ecologico molto importante in quanto i Roditori vengono considerati rilevanti consumatori di sostanza organica vegetale mentre i Soricomorfi ed i Erinaceomorpha si nutrono prevalentemente di invertebrati e dunque vengono considerati consumatori secondari nella rete trofica. A sua volta i micromammiferi, come prede di numerose specie, rappresentano essi stessi una risorsa trofica fondamentale. Inoltre, essi contribuiscono al mantenimento della qualità del suolo grazie alla loro attività di rimescolamento, aerazione e fertilizzazione, oltre a svolgere un ruolo significativo nei processi di dispersione e sotterramento dei semi. Queste caratteristiche li rendono specie chiave in molti ecosistemi, e la loro presenza o abbondanza può fungere da utile indicatore biologico delle condizioni ambientali, come il grado di naturalità degli habitat (Pearce and Venier 2005).

2.7 Identificazione

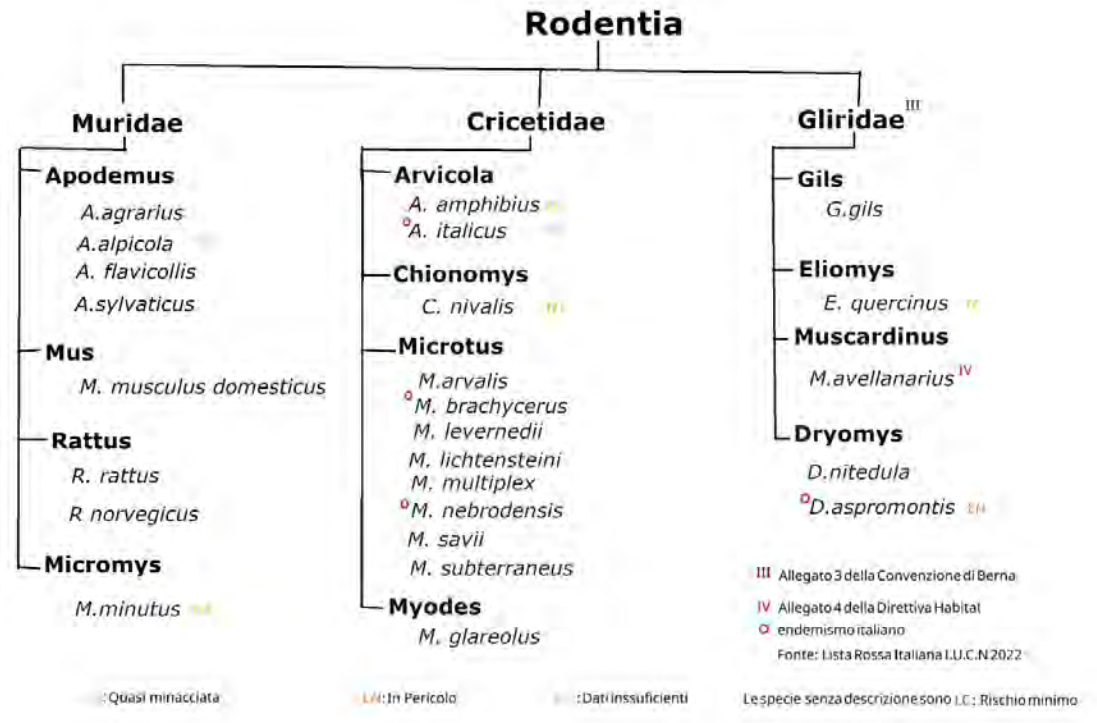
L'osservazione diretta dei micromammiferi risulta difficoltosa a causa delle dimensioni, dell'etologia elusiva e delle abitudini crepuscolari o notturne, oltre che per la loro tendenza a frequentare microhabitat fitti o ipogei, come la vegetazione del sottobosco, siepi e anfratti rocciosi, che ne riducono ulteriormente la rilevabilità *(Sutherland, 2006)*. Per tali ragioni, lo studio dei micromammiferi si basa principalmente su metodologie indirette o su sistemi standardizzati di cattura come le trappole vive (es. Longworth). Questi dispositivi contengono delle esche alimentari e una lettiera isolante, permettendo la cattura temporanea degli individui con riduzione del rischio di ipotermia o stress. Alle trappole vive si affiancano le trappole a caduta (pitfall), costituite da contenitori interrati talvolta associati a delle reti (drift fences), particolarmente efficaci per specie terricole o semi-ipogee *(Sutherland, 2006)*. L'utilizzo di tali metodi richiede personale qualificato e autorizzazioni specifiche, poiché si tratta di tecniche invasive con potenziale impatto sugli individui e sulle popolazioni *(Sikes et al., 2016)*. Gli animali ritrovati morti, sia per predazione che per incidentalità, possono essere

conservati in alcool per successive analisi morfologiche *(Sutherland, 2006)*. Per il rilevamento di specie arboricole come i Gliridi (*Muscardinus avellanarius*) vengono usate spesso delle trappole per peli (hair tubes), costituite da tubi con dimensioni variabili in base alla specie target e dotati internamente di nastro biadesivo che trattiene i peli dorsali durante il passaggio dell'animale. I campioni raccolti sono successivamente identificati mediante analisi microscopica basata su cuticola e struttura del midollo *(Bright, Morris & Mitchell-Jones, 2006)*. A questi si aggiunge la collocazione di cassette nido efficaci per il monitoraggio di specie arboricole e la raccolta di reperti opportunistici, come carcasse rinvenute lungo la rete stradale o resti abbandonati da predatori *(Santos et al., 2011)*. Un metodo particolarmente efficiente in termini di resa è rappresentato dall'analisi delle borre dei rapaci notturni, in particolare di specie eurifaghe come l'Allocco (*Strix aluco*) e il Barbagianni (*Tyto alba*). Poiché le prede vengono ingerite intere, i pellet rigurgitati contengono peli e resti ossei non digeriti, tra cui crani e mandibole, che con l'utilizzo delle chiavi dicotomiche e del microscopio permettono di identificare le specie presenti sul territorio e di analizzare la composizione delle comunità di micromammiferi.

2.8 Sistematica e Filogenetica

La sistematica dei mammiferi è un ambito in continua revisione, soprattutto grazie all'applicazione di tecniche biomolecolari (ad es. barcoding e filogenomica) che stanno consentendo di distinguere complessi di specie cripto-simili dal punto di vista morfologico, di riconoscere endemismi a scala regionale e di rivedere lo status tassonomico di taxa tradizionalmente considerati unitari. L'Italia, come la maggior parte dei paesi mediterranei, risulta essere un Hotspot di Biodiversità per via della posizione biogeografica, delle condizioni climatiche e della eterogeneità ambientale che offre una grande varietà di habitat. Per quanto riguarda i mammiferi sono presenti 114 specie terrestri ripartite in 28 famiglie di cui 5 appartenenti alla categoria micromamiferi con 39 specie. Alcune famiglie come i soricidi (Sorcidae) e diversi generi come le talpe (*Talpa*) e le arvicole (*Microtus*) sono tuttora oggetto di indagini sistematiche e filogeografiche, con implicazioni sia per il riconoscimento di specie sorelle e forme vicarianti, sia per la valutazione di sottospecie e linee evolutive a distribuzione frammentata. Alla luce di questo dinamismo tassonomico, la presente tesi adotta come riferimento ufficiale per tassonomia, nomenclatura scientifica e denominazioni italiane la checklist: Mammals of Italy: an annotated checklist, pubblicata su Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, a cura dell'Associazione Teriologica Italiana (ATIt). I Micromammiferi possono essere suddivisi negli ordini roditori (Rodentia) ed insettivori (Eulipotyphla). Come mostrato nella Figura 3 i roditori vengono rappresentate dalle famiglie dei muridi (Muridae) con i relativi generi *Apodemus, Micromys, Mus e Rattus* (8 specie), dei criceti (Cricetidae) con i seguenti generi: *Arvicola, Microtus, Chionomys e Myodes* (12 specie di cui 3 endemiche) e fine dalla famiglia dei ghiri (Gliridae) suddivisa nei generi *Glis, Eliomys, Muscardinus* e *Dryomys* (5 specie di cui 1 endemismo). Mentre gli insettivori presenti in Italia appartengono alla famiglia dei soricidi (Soricidae) che si

suddividono nei generi *Sorex, Crocidura, Neomys* e *Suncus* (11 specie di cui 1 endemismo) e quella delle Talpe (Talpidae*)* rappresentata solo dal genere *Talpa* (3 specie di cui 1 endemismo).



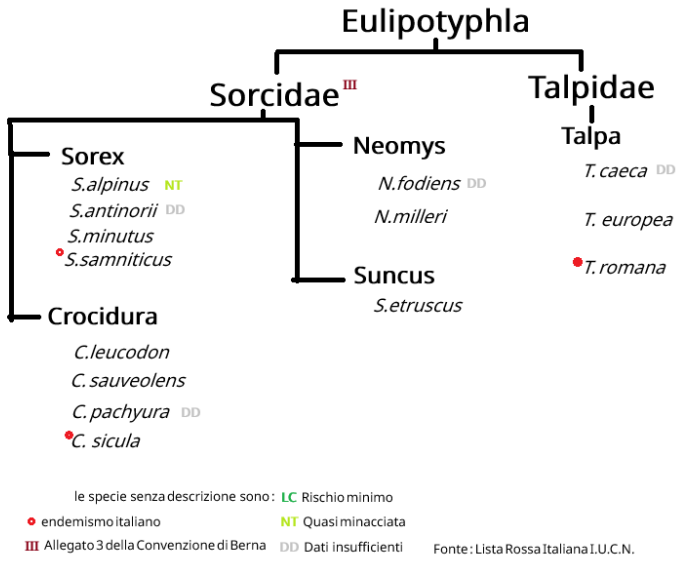


Figura 3 Schema tassonomico suddiviso in Roditori ed Insettivori con indicazione degli endemismi e delle categorie di minaccia riportate nella Lista Rossa Italiana. Inoltre, sono segnalate le famiglie protette a livello legislativo dalla Convenzione di Berna e la specie elencata nell'allegato IV della Direttiva Habitat

2.9 I Roditori

La famiglia Muridae è articolata nei generi *Apodemus*, *Mus*, *Rattus* e *Micromys*, per un totale di otto specie. All'interno del genere *Apodemus* troviamo il topo selvatico dal collo giallo (*Apodemus flavicollis*) e il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*), il topo selvatico dal dorso-striato (*Apodemus agrarius*), che ha una distribuzione limitata ad alcune aree dell'nord Italia orientale, e il topo selvatico alpino (*Apodemus alpicola*) con un areale di distribuzione confinato alle regioni alpine e classificato come dati insufficienti (DD) dall'IUCN ma secondo l'agenzia federale per l'ambiente dell'Austria viene è considerata una specie minacciata. Il genere *Mus* è rappresentato dal topolino domestico (*Mus musculus domesticus*). Il Genere *Rattus* comprende il ratto nero (*Rattus rattus*) e il ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*). Infine, il genere *Micromys* è rappresentato dal topolino delle risaie (*Micromys minutus*), la cui presenza in Italia è localizzata e limitata principalmente alle zone umide e risaie dell'Italia settentrionale. La famiglia dei *Cricetidae* è suddivisa nei generi *Microtus*, *Myodes*, *Chionomys* e *Arvicola* e a sua volta in 12 specie. L'Arvicola acquatica (*Arvicola amphibius)* è stata valutata come quasi minacciata (NT) nonostante il suo areale di distribuzione sia ampio considerando che le popolazioni risultano in continuo declino a causa delle trasformazioni dell'habitat ad opera dell'uomo. L'Arvicola terrestre di montagna (*A. italicus*) viene considerata una specie endemica ma è ancora valutata come DD , *M. brachycercus* endemica con una distribuzione certa limitata alle regioni Calabria, Basilicata e Abruzzo, precedentemente considerata una sottospecie di M.Savii ma con successive analisi genetico molecolari è stata elevata a livello di specie (castiglia et al. , 2008) La sua disribuzione non è ben conosciuta e nonostante viene considerata una specie endemica non vi è ragione di ritenere che ulteriori sforzi di campionamento possano far includere la specie in una categoria di minaccia (IUCN). *M. levernedii* , *M.liechtensteini*, *M. multiplex*, *M. nebrodensis* (arvicola dei Nebrodi endemica della Sicilia), *M. savii*, *M. subterraneus* e *Myodes glareolus*. I *Gliridae*, tipici dei sistemi forestali mediterranei e caratterizzati da abitudini arboricole, sono rappresentati in Italia da cinque specie: il ghiro (*Glis glis*), il quercino (*Eliomys quercinus*), il moscardino (*Muscardinus avellanarius*), il driomio (*Dryomys nitedula*), presente con areale frammentato e limitato alle Alpi; e il driomio bruzio (*Dryomys aspromontis*), endemico dei massicci calabresi.

L'arvicola di Savi (*Microtus savii*) è un piccolo roditore dal corpo compatto e robusto. Presenta una lunghezza testa-corpo compresa tra 75 e 95 mm e un peso variabile tra 15 e 25 g. La coda è particolarmente corta, misurando generalmente 20-25 mm. Il mantello mostra una colorazione bruna o bruno-grigiastra sul dorso e più chiara nelle

parti ventrali. Il cranio è tozzo, con muso corto e arrotondato; gli occhi e i padiglioni auricolari sono molto piccoli e poco evidenti, adattamenti associati alla vita sotterranea. Gli arti sono relativamente brevi e robusti, con piedi adatti allo scavo. L'Arvicola di Fatio (*M. multiplex*) risulta mediamente più grande.

Il topo selvatico europeo (*Apodemus sylvaticus*, Linnaeus) è un muride di piccola taglia, con un peso di 15–30 g, una lunghezza testa-corpo di 75–95 mm, una coda di 70–90 mm e piede posteriore di 20–24 mm. Il topo selvatico a collo giallo (*Apodemus flavicollis geminae*, von Lehmann, 1961) è invece leggermente più robusto, con un peso di 18–40 g, una lunghezza testa-corpo di 75–111 mm, una coda di 80–125 mm e piede di 21–25 mm. In *A. sylvaticus* la colorazione dorsale varia dal bruno rossastro al fulvo grigiastro, con ventre bianco talvolta sfumato e macchia pettorale allungata e non trasversale (figura 4a) mentre in *A. flavicollis* il dorso è più uniformemente marroncino-brunastro tendente al rossiccio sui fianchi, il ventre è nettamente bianco e la macchia golare è generalmente allargata e talvolta quasi collare (figura 4b). Il Topolino domestico (*Mus musculus domesticus*) è una specie agile, opportunista e tipicamente sinantropica. Presenta un corpo snello, con proporzioni ridotte le cui dimensioni divariano generalmente tra 70 e 103 mm di lunghezza, con un peso compreso tra 12 e 39 g; la coda, lunga 67-104 mm, è generalmente pari o leggermente superiore alla lunghezza del corpo. Il cranio è piccolo e allungato, con muso appuntito. Le orecchie sono relativamente grandi rispetto alla testa, gli occhi scuri e prominenti. La pelliccia è uniforme, con tonalità generalmente grigiastre o bruno-grigiastre. La coda è lunga e sottile, ricoperta da peli corti. Le zampe sono esili, con piedi piccoli e proporzionati alla taglia complessiva. Il Ratto nero (*Rattus rattus*) presenta un corpo agile e relativamente slanciato. Le dimensioni corporee sono generalmente comprese tra 160 e 220 mm di lunghezza testa-corpo, con un peso variabile tra 150 e 300 g. La caratteristica più evidente è la coda sottile, più lunga della lunghezza testa-corpo, Il cranio appare snello e allungato. La pelliccia dorsale è generalmente scura, con tonalità variabili dal bruno al nerastro. Le orecchie sono grandi e prominenti, gli occhi scuri e ben sviluppati. Le zampe sono affusolate, con piedi posteriori relativamente lunghi, adattati all'arrampicata.


a



b

Figura 4 (a) Fotografia di *Apodemus sylvaticus* (CC by Roberto Sindaco)
(b) Fotografia di *Apodemus flavicollis* (CC by Alberto estefania)



Figura 5 Fotografie dei gliridi nelle cavità di alberi (a) Ghiro (CC by Maurizio Broglio) (b) Quercino (c) Moscardino (cc by Roberto sindaco)

Il ghiro (*Glis glis)* è la specie di maggiori dimensioni all'interno della famiglia dei Gliridi. Presenta una lunghezza testa-corpo compresa tra 130 e 210 mm, una coda di 110–153 mm, un piede posteriore di 25–34 mm e un peso variabile tra 70 e 280 g. La morfologia è slanciata, con una testa tondeggiante, occhi sporgenti e orecchie molto piccole. La coda è lunga e folta, ricoperta da una pelliccia soffice che conferisce un aspetto voluminoso. Il mantello dorsale è caratterizzato da una colorazione grigio cenere uniforme, mentre il ventre è biancastro (figura 5a). L'aspetto generale è compatto ma agile, con arti corti e robusti e una pelliccia folta che ricopre anche la coda**.** Il quercino (*Eliomys quercinus*) è un Gliride di dimensioni medio-piccole, con un peso compreso tra 60 e 120 g, una lunghezza testa-corpo di 120–170 mm, una coda di 90–140 mm e un piede posteriore di 100–120 mm. Il corpo è allungato e ricoperto da un mantello grigio-rossastro dorsalmente e bianco ventralmente (figura 5b). La testa presenta una evidente mascherina scura che circonda il muso, con occhi grandi, neri e sporgenti, e orecchie ampie e allungate. Le guance sono biancastre, creando un netto contrasto con la mascherina facciale. Le zampe sono brevi, con quelle posteriori più sviluppate e dotate di cinque dita e cinque cuscinetti plantari. La coda è lunga, fornita di peli più sviluppati, nerastra superiormente e bianca inferiormente, con apice chiaro. Il maschio tende a essere più robusto della femmina, mantenendo comunque proporzioni armoniche. Il moscardino (*Muscardinus avellanarius*) è un roditore di piccole dimensioni, con una lunghezza compresa tra 6 e 9 cm. La pelliccia, bruno dorata, è soffice e uniforme, con tonalità calde sul dorso e un ventre più chiaro che crea un

contrasto evidente. Gli occhi, grandi e scuri, conferiscono al volto un aspetto marcato e tipico delle forme notturne (figura 5c). La coda, proporzionata al corpo, è uniformemente pelosa e ricoperta da peli morbidi che le conferiscono un profilo pieno e regolare. La testa è arrotondata, con orecchie piccole e ben aderenti al profilo cranico.

2.10 Gli Insettivori

Nell'ordine degli Eulipotyphla, la famiglia Soricidae è caratterizzata da un metabolismo particolarmente elevato e da un presidio costante di nicchie che spaziano dagli ambienti freschi e umidi delle regioni montane fino a contesti più termofili del settore mediterraneo. Come evidenziato in Figura 3, tutte le specie qui elencate sono ricomprese nell'Allegato 3 della Convenzione di Berna che implica obblighi di tutela a livello internazionale e, nel contesto italiano, si traduce nel loro riconoscimento come specie protette, non soggette a prelievo venatorio e tutelate dalla normativa nazionale (Legge 157/1992), con il conseguente divieto di cattura, uccisione o disturbo intenzionale e l'obbligo di conservare gli habitat rilevanti. Secondo la checklist aggiornata dell'Associazione Teriologica Italiana e la Lista Rossa Italiana dei Vertebrati (2022), la famiglia è rappresentata dai generi Sorex, Crocidura, Neomys e Suncus, per un totale di undici specie. Nel dettaglio, il genere Sorex include il toporagno alpino (*Sorex alpinus*), confinato alle aree alpine e valutato come Quasi Minacciato (NT) dallo European Mammal Assesstment (IUCN 2008); il toporagno del Vallese (*Sorex antinorii*), la cui conoscenza è ancora limitata ed è quindi classificato come Dati Insufficienti (DD); il toporagno nano (*Sorex minutus*), ampiamente diffuso; e il toporagno appenninico (*Sorex samniticus*), riconosciuto come endemismo italiano con un'areale di distribuzione legato alla dorsale appenninica. Il genere Crocidura comprende specie con distribuzioni differenziate: la crocidura ventrebianco (*Crocidura leucodon*) e la crocidura minore (*Crocidura suaveolens*) sono relativamente diffuse, mentre la crocidura mediterranea (*Crocidura pachyura*) è segnalata come DD e ha una distribuzione limitata alla Sardegna dove sull'isola di Pantelleria è stata segnalata la presunta sottospecie *C. pachyura* cossyrensis ; la crocidura di Sicilia (*Crocidura sicula*) è invece un endemismo siciliano e delle isole circostanti ma è relativamente diffusa nel suo areale e non sembra al momento soggetta a serie minacce. Le due specie del genere Neomys, il toporagno acquatico (*Neomys fodiens*) e il toporagno acquatico di Miller (*Neomys milleri*), sono associate a habitat semiacquatici; *N. fodiens* secondo l'IUCN è classificato come Dati insufficienti ma la specie viene considerata vulnerabile alle modificazioni degli ecosistemi acquatici e ripariali. Il genere Suncus è rappresentato dal mustiolo (*Suncus etruscus*), diffuso in aree costiere e termofile e considerato il mammifero europeo con dimensioni maggiormente ridotte. Infine, la Figura 3 riporta anche la famiglia Talpidae, con il genere Talpa rappresentato in Italia da tre specie: la talpa cieca (*Talpa caeca*), classificata come DD nella Lista Rossa italiana; la talpa europea (*Talpa europaea*), ampiamente diffusa; e la talpa romana (*Talpa romana*), riconosciuta come endemismo dell'Italia centro-meridionale. Queste specie, tutte con abitudini fossorie marcate, mostrano differenze di areale e di vulnerabilità legate alla frammentazione

degli habitat e alle pratiche agricole. Le specie classificate come NT o DD nella Lista Rossa Italiana (2022) richiedono monitoraggi mirati e approfondimenti tassonomici e genetici, poiché in diversi casi la scarsità di dati o l'endemismo locale rendono incerta la valutazione del rischio e la pianificazione di misure di conservazione efficaci.

La Crocidura ventrebianco (*Crocidura leucodon*) è una specie di dimensioni medio-piccole, con peso compreso tra 6 e 13 g e lunghezza testa-corpo di 54–78 mm. Il mantello presenta una marcata bicolore, con dorsale bruno-grigiastro e ventre bianco argenteo, creando un contrasto netto tra le superfici superiori e inferiori. La pelliccia è fine e aderente al corpo, conferendo un profilo snello. Il capo è allungato, con muso appuntito e vibrisse sottili (figura 6a). La Crocidura minore (*Crocidura suaveolens*) è una delle crocidure più piccole d'Europa, con peso di 7–10 g e lunghezza testa-corpo di 62–71 mm. La pelliccia è grigia-brunastra, con tonalità poco contrastate che conferiscono un aspetto uniforme. Il capo è affusolato, con muso sottile e vibrisse fini. L'insieme dei tratti morfologici restituisce una forma minuta e compatta, coerente con le ridotte dimensioni corporee. Il toporagno appenninico (*Sorex samniticus*) è una specie di piccole dimensioni, con peso di 6–10 g e lunghezza testa-corpo di 67–71 mm. La pelliccia è bruno-castana uniforme, priva di variazioni cromatiche marcate. Il capo è allungato, con muso sottile e vibrisse brevi. Il carattere diagnostico più significativo è la colorazione rossa delle punte dentarie, tipica del genere *Sorex*. Il mustiolo (*Suncus etruscus*) è il più piccolo mammifero europeo, con peso di 1,2–2,7 g e lunghezza testa-corpo di 35–53 mm. La colorazione è grigia e uniforme. Le orecchie sono di dimensioni marcate rispetto al corpo (Figura 6b). Il toporagno appenninico (*Sorex samniticus*) è una specie di piccole dimensioni, con peso di 6–10 g e lunghezza testa-corpo di 67–71 mm. La pelliccia è bruno-castana uniforme, priva di variazioni cromatiche marcate. Il capo è allungato, con muso sottile e vibrisse brevi (figura 6c).



Figura 6 Fotografie di: (a) *Crocidura leucodon* in vicinanza ad un guscio di noce (b) *Suncus etruscus* su una foglia secca (CC by Roberto sindaco) (c) *Sorex samniticus* mentre si nutre (CC by Paolo taranto)

La talpa romana (*Talpa romana*) presenta una morfologia fortemente adattata alla vita fossoria. Il corpo è cilindrico e compatto, rivestito da una pelliccia vellutata che facilita il movimento nei cunicoli. Gli arti anteriori sono modificati in organi di scavo, con omero appiattito e muscolatura sviluppata. Gli occhi sono ridotti e completamente coperti dal pelo, mentre il padiglione auricolare è assente. La coda è breve e dotata di vibrisse sensitive.

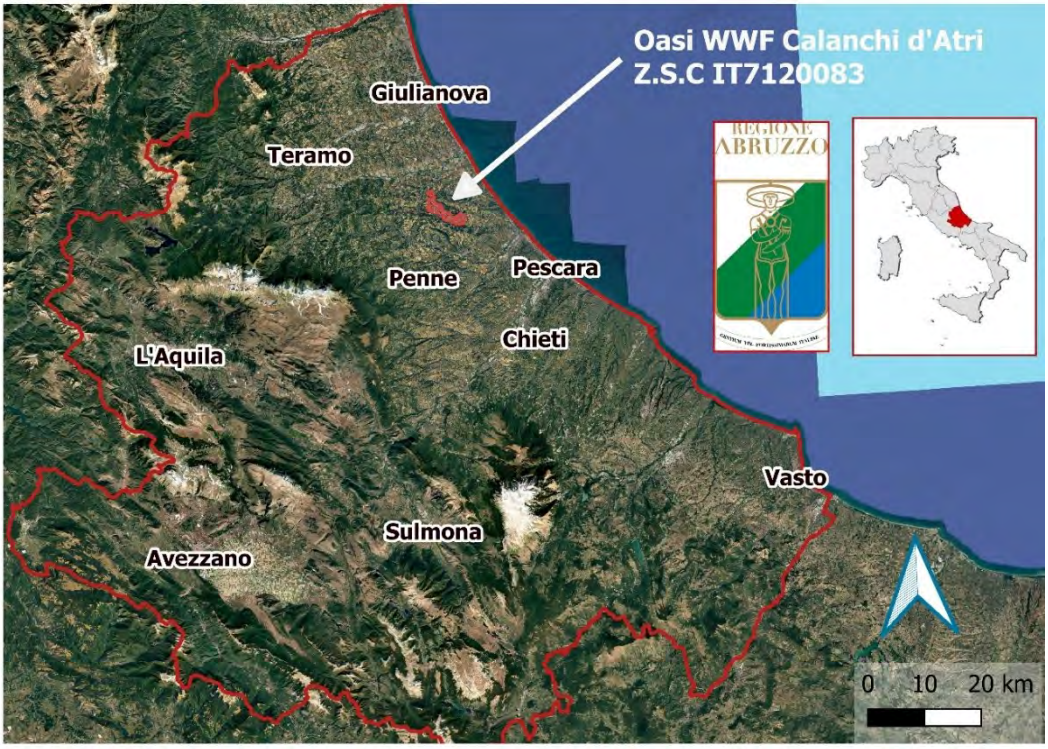


Figura 7 Contestualizzazione territoriale della Z.S.C e della Riserva Naturale Regionale Oasi WWF Calanchi d'Atri



Figura 8 La mappa evidenzia la collocazione centrale della Z.S.C "Calanchi d'Atri" e le relative distanze planimetriche, dai centri urbani di Teramo, Giulianova, Penne e Pescara.

3 Area di Studio

3.1 Inquadramento spaziale dell'area di studio

L'area oggetto del presente studio ricade all'interno della Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT7120083 "Calanchi d'Atri", localizzata nel settore centro-settentrionale della regione Abruzzo, in provincia di Teramo. Come evidenziato in Figura 7, il sito è inquadrato a scala nazionale all'interno del territorio italiano e, successivamente, a scala regionale nel contesto abruzzese. Il dettaglio cartografico mette in relazione la ZSC con i principali centri urbani del territorio circostante, evidenziando la posizione dell'area nel comparto collinare compreso tra la fascia costiera adriatica e l'entroterra appenninico. L'area risulta infatti collocata a breve distanza dalla linea di costa e in posizione intermedia rispetto ai centri di Teramo, Pescara e Penne (Figura 8). Dal punto di vista morfologico e paesaggistico, il territorio si caratterizza per una struttura collinare a substrato argilloso, interessata da processi di erosione diffusa che hanno determinato lo sviluppo delle tipiche formazioni calanchive. Questi elementi geomorfologici si inseriscono all'interno di un mosaico territoriale complesso, costituito dall'alternanza di superfici agricole, aree seminaturali e porzioni a copertura vegetale più strutturata.

3.2 Atri

La città di Atri, nota in epoca antica come *Hatria Picena*, presenta origini molto antiche, documentate sin dall'Età del Ferro. Già in periodo preromano essa rivestiva un ruolo di rilievo politico ed economico nel contesto regionale, come testimoniato dalla presenza di una propria monetazione in bronzo recante la sigla *HAT*, indicativa di autonomia economica e di un'intensa attività commerciale. La posizione strategica della città, collocata tra la costa adriatica e l'entroterra appenninico, favorì i rapporti con Roma, culminati in un'alleanza formale stipulata nel 289 a.C. Durante l'età romana Atri conobbe una fase di particolare prosperità, divenendo *municipium* e sviluppando un articolato tessuto urbano, come dimostrato dalla presenza di importanti opere di ingegneria civile e idraulica, tra cui cisterne, infrastrutture pubbliche e complessi monumentali. Numerose fonti storiche attestano inoltre l'estrazione e la lavorazione delle argille locali, utilizzate per la produzione di vasi e anfore destinate alla conservazione e al trasporto del vino. La presenza diffusa di fornaci e di aree di cava testimonia una tradizione estrattiva strettamente legata alle caratteristiche geologiche del territorio. Secondo una tradizione storiografica consolidata, il nome della città sarebbe all'origine della denominazione del Mare Adriatico, a conferma del ruolo centrale svolto da Hatria nel sistema commerciale costiero antico. Il territorio comunale di Atri si estende per circa 93 km² nel settore collinare costiero della provincia di Teramo e presenta uno sviluppo altimetrico compreso tra i 14 m s.l.m. del fondovalle del fiume Vomano e i 468 m s.l.m. del Colle della Giustizia. Il paesaggio è caratterizzato da terreni collinari a matrice prevalentemente argillosa, modellati dall'azione di corsi d'acqua a regime

intermittente, che danno origine a dorsali, bacini torrentizi e piane alluvionali di estensione limitata. Tali caratteristiche conferiscono al territorio una marcata fragilità idrogeologica e un'elevata dinamicità morfologica dei versanti (Cetti & Cavaglia, 2009).

3.3 Inquadramento meteorologico

Dal punto di vista climatico, l'area di studio è caratterizzata da un clima temperato caldo, con estati secche e inverni miti e una temperatura media annua compresa tra 14 e 15 °C. Le precipitazioni medie annue, pari a circa 850–870 mm, risultano distribuite lungo l'intero arco dell'anno, con massimi concentrati nel periodo autunnale, in particolare nel mese di novembre, e minimi estivi tra luglio e agosto. Le analisi climatologiche regionali per il versante adriatico abruzzese evidenziano inoltre una tendenza recente all'aumento delle temperature medie e a una crescente variabilità pluviometrica interannuale, con potenziali implicazioni sui processi erosivi e sugli equilibri ecosistemici (ClimateData.org, 2024; Ferretti, 2024).

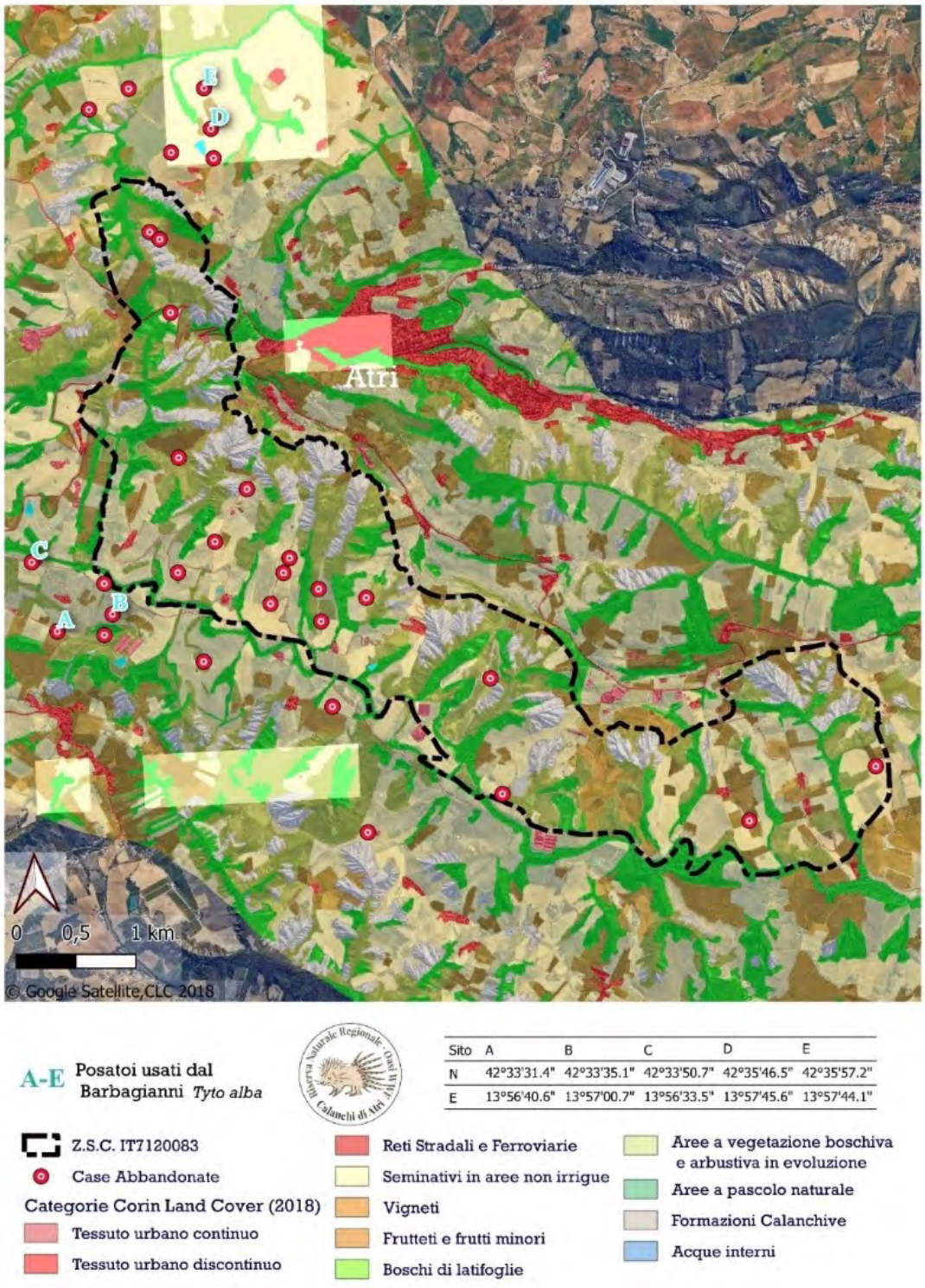


Figura 9 La cartografia rappresenta l'area di studio corrispondente alla Z.S.C. IT7120083 "Calanchi d'Atri". Come sfondo è riportata l'immagine satellitare di Google Earth (2025), sulla quale è stato sovrapposto il confine della Z.S.C., delineato mediante linea tratteggiata nera. In trasparenza (50%) sono visualizzate le categorie di uso del suolo derivate dal Corine Land Cover 2018 con la rispettiva legenda, estese mediante un buffer di circa 2 km attorno alla Z.S.C. Sono inoltre riportati 31 edifici abbandonati, indicati con puntini rossi. Le lettere da A ad E identificano i cinque posatoi georeferenziati secondo le coordinate riportate nella relativa tabella.

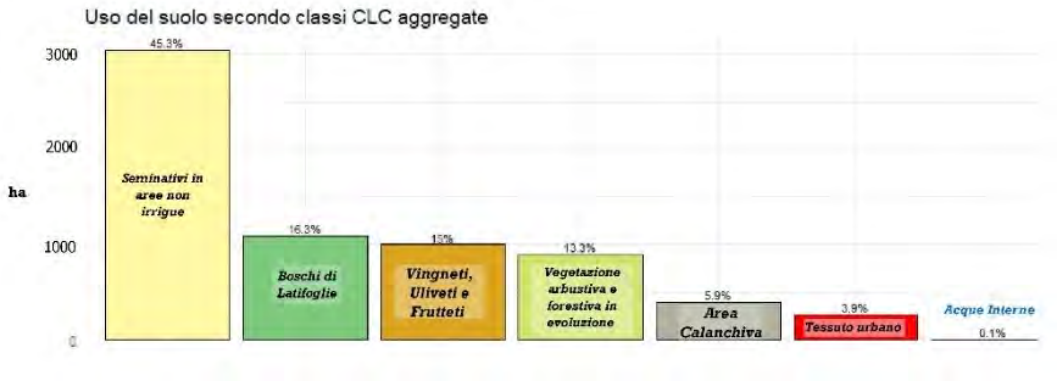


Figura 10 L'istogramma sintetizza la distribuzione delle principali categorie di uso del suolo, riportando per ciascuna classe CLC aggregata la relativa percentuale e l'estensione in ettari all'interno dell'area di studio

3.4 Seminativi in aree non irrigue e vigneti, uliveti e frutteti

Le aree coltivate, con circa il 60 % di copertura del suolo, rappresentano l'unità territoriale più estesa e sono localizzate nelle zone con una pendenza minore come le basi dei rilievi collinari o delle formazioni calanchive e l'alveo del torrente Piomba. Circa il 45 % delle aree coltivate è rappresentato dai seminativi in aree non irrigue (Figura 10) con coltivazioni di colture a cereali e leguminose come Grano (*Triticum aestivum*), Sorgo (*Sorghum bicolor*), Orzo (*Hordeum vulgare*), Mais (*Zea mais*) ed erba medica (*Medicago sativa*). Inoltre, una parte della superfice è destinata al pascolo e le coltivazioni otricolane come Fava (*Vicia faba*), Piselli (*Pisum sativum*) e Pomodori (Solanum *lycopersicum*). È stato ritenuto opportuno aggregare le classi vigenti e frutteti e frutti minori in quanto sono entrambi destinati per l'uso agricolo ma non interessate da una lavorazione continua del suolo. Come mostrato in Figura 10 costituiscono circa il 15% di porzione di territorio nell'area di studio. A sua volta i vigenti coprono circa l'8% della superficie e si concentrano in diverse porzioni del territorio, talvolta anche su versanti con pendenze più accentuate, contribuendo alla stabilità dei pendii. Inoltre, sono regolarmente affiancati da raccolte d'acqua artificiali, funzionali a garantire un apporto irriguo costante durante le fasi più critiche della stagione vegetativa. I frutteti e i frutti minori rappresentano circa il 7% delle categorie di uso del suolo e sono costituiti principalmente da uliveti *(Olea europaea*), affiancati da diverse specie di alberi da frutto. Si tratta di colture che richiedono una gestione del suolo meno intensiva rispetto ai seminativi, con interventi agronomici più sporadici e un impiego generalmente limitato di pesticidi generando un impatto relativamente ridotto sulla biodiversità locale. La quantificazione di tali superfici deriva dall'analisi delle immagini satellitari e dei dati Corine Land Cover, ma sarebbe necessario effettuare sopralluoghi mirati per distinguere con precisione gli impianti ancora attivi da quelli ormai abbando-

nati. In particolare, i frutteti non più gestiti, nei quali è in atto una successione ecologica, costituiscono una risorsa rilevante per la rete trofica, offrendo rifugi, siti di alimentazione e microhabitat diversificati per numerose specie.

3.5 Boschi

Le superfici boscate, che nell'area di studio coprono circa il 16% del territorio (Figura 10), presentano una notevole variabilità sia in termini di estensione sia di distribuzione spaziale. Le formazioni più mature sono presenti soprattutto in settori difficilmente accessibili all'uomo, in aree impervie o appartenenti a grandi proprietà fondiarie dove non si è avvertita la necessità di un utilizzo intensivo delle risorse forestali. Ulteriori nuclei ben strutturati si rinvengono in porzioni ristrette di versante, lungo scarpate, piccoli impluvi o tratti sommitali delle colline, spesso mantenuti nel tempo come elementi di separazione tra fondi contigui o come riserva di legname a servizio delle antiche abitazioni rurali. In queste zone si osservano macchie di roverella inserite in un contesto di vegetazione tipicamente mediterranea. Le specie dominanti riflettono la flora caratteristica dei settori collinari e submontani dell'Appennino, con una marcata componente termo-xerofila, rappresentata principalmente da Roverella (Quercus pubescens), Olmo campestre (Ulmus minor) e la Sanguinella (*Cornus sanguinea*). Quest'ultime talvolta formano piccole cenosi capaci di creare condizioni microclimatiche più ombrofile dove trovano rifugio specie come il vischio guercino (*Viscum album abietis*) e l'Asparago selvatico (*Asparagus acutifolius*). Una seconda tipologia di boschi si sviluppa invece nelle aree umide, in particolare lungo i principali corsi d'acqua come il torrente Piomba, attorno ai piccoli bacini artificiali e negli impluvi di origine calanchiva situati alla base dei calanchi, dove l'accumulo del materiale eroso consente la formazione di suolo e la disponibilità idrica è garantita dal deflusso delle acque meteoriche. Qui prevalgono specie tipiche dei boschi ripariali planiziali, tra cui Pioppo nero (Populus nigra), Pioppo bianco (Populus alba), Salice bianco (Salix alba) e Salix purpurea. (de Ascentiis A., Ferretti A. 2011). L'ultima categoria è costituita dai rimboschimenti, avviati a partire dagli anni Cinquanta in settori circoscritti con l'obiettivo di contenere l'erosione dei pendii.I primi interventi furono realizzati con Pino d'Aleppo (Pinus halepensis) e Cipresso dell'Arizona (Cupressus arizonica), specie a crescita rapida capaci di consolidare il suolo e favorire la formazione di humus grazie alla continua caduta degli aghi. Una volta stabilizzato il substrato, vengono effettuati tagli selettivi per protare la successione vegetazionale verso stadi forestali più maturi. A queste superfici si aggiungono ulteriori rimboschimenti più recenti, realizzati sia da privati sia nell'ambito del Programma di Sviluppo Rurale 2014–2020 della Regione Abruzzo, spesso caratterizzati dall'impiego di specie a rapido accrescimento finalizzate alla stabilizzazione dei versanti e alla successiva evoluzione ecologica.

3.6 Vegetazione arborea e boschiva in evoluzione

Le aree caratterizzate da vegetazione arbustiva e boschiva in evoluzione, che coprono circa il 13% (Figura 10), si collocano prevalentemente lungo i margini delle formazioni calanchive. Come evidenziato da De Albentiis e Zullo (2017) e come osservabile nella Figura 11 anche all'interno dei poligoni classificati come "formazioni calanchive" nel CLC 2018 è presente una vegetazione spontanea in evoluzione, dunque, la copertura attribuita a questa tipologia di uso del suolo risulta verosimilmente sottostimata. Tale discrepanza è ulteriore influenzata dai dati disponibili che si basano esclusivamente su immagini satellitari, rendendo necessaria una verifica in campo per accertare se alcune superfici classificate come agricole siano in realtà incolti. Una parte delle aree incluse nella classe "vegetazione arbustiva e boschiva in evoluzione" è infatti sottratta all'uso agricolo a causa di fenomeni gravitativi che determinano il distacco di porzioni di versante, rendendo tali superfici inaccessibili o in altri casi si tratta invece di terreni abbandonati, nei quali le pratiche agricole sono state cessate e la vegetazione spontanea ha potuto insediarsi, talvolta con un utilizzo residuale per il pascolo ovino. Queste superfici possono essere ulteriormente distinte in praterie, vegetazione arborea in evoluzione e vegetazione boschiva in evoluzione. Le praterie corrispondono alle aree destinate al pascolo, dove la presenza delle greggi e il calpestamento reiterato impediscono l'affermazione di una copertura vegetale stabile, determinando la formazione di praterie secondarie. Altre superfici di questo tipo sono soggette a processi erosivi continui e a conseguenti accumuli di materiale, condizioni che consentono l'insediamento esclusivo di specie pioniere. La flora è costituita principalmente da leguminose, graminacee e specie poco esigenti, alle quali si affiancano elementi infestanti o derivati da coltivazioni pregresse. Nelle aree a vegetazione arbustiva in evoluzione la successione fitologica ha potuto progredire oltre gli stadi iniziali, come mostrato nella Figura 8. Tali superfici si localizzano nei solchi antecedenti alle formazioni calanchive, dove l'accumulo di materiale derivante dai processi erosivi è ridotto e inoltre si sviluppano a monte dei calanchi e in prossimità delle creste, dove la coltivazione è impedita dalla forte pendenza e dall'instabilità dei versanti, nonché lungo i margini agrari, le fasce adiacenti alla rete stradale e le tipiche zone ecotonali dei boschi. La loro funzionalità ecologica è di rilevanza non trascurabile considerando che le siepi e gli arbusteti costituiscono dei micro-corridoi e piccole unità di habitat che permettono alla fauna di spostarsi evitando l'attraversamento di superfici agricole prive di copertura vegetale, offrendo al contempo siti idonei alla riproduzione e alla nidificazione. Tra le specie arbustive prevalgono elementi della famiglia delle Rosaceae, quali *Rosa canina* e *Rosa sempervirens*, inoltre molto diffusa è la ginestra (*Genista scorpius*) che presenta una crescita veloce e delle radici profonde contribuendo in maniera significativa all'ancoraggio del substrato. Le superfici con vegetazione arborea in evoluzione presentano una copertura arborea generalmente compresa tra il 5 e il 20%, con individui sparsi di latifoglie autoctone, siepi e arbusteti che testimoniano una dinamica successionale orientata verso stadi forestali più maturi. Una parte di questa categoria è riconducibile a uliveti, frutteti o campi abbandonati, nei quali si osserva la presenza di specie spontanee quali il prugno selvatico (*Prunus spinosa*) e diversi

alberi da frutto, tra cui meli (*Malus domestica*), peri selvatici (*Pirus piraster*), fichi (*Ficus carica*), sorbo domestico (*Sorbus domestica*) e cotogno (*Cydonia oblonga*), che rappresentano una risorsa ecologica importante all'interno della rete trofica (de Ascentiis A., Ferretti A. 2011).



Figura 11 Le quattro fotografie scattate nell'aprile 2025 mostrano l'eterogeneità del mosaico paesaggistico, caratterizzato dall'alternanza di seminativi, uliveti e superfici a vegetazione spontanea in evoluzione, esito anche di pratiche agricole abbandonate. Sono inoltre ben riconoscibili le formazioni calanchive e la presenza diffusa di edifici sparsi e corridoi ecologici

3.7 Le formazioni calanchive

Uno degli elementi più caratteristici e identificativi dell'area di studio è rappresentato dalle formazioni calanchive, che costituiscono un sistema geomorfologico di elevato valore scientifico e paesaggistico (Figura 9). Coprono circa il 15 % della superfice all' interno della ZSC e circa il 6 % del territorio se viene considerato anche il buffer di 2 km (Figura 9). Questo habitat arido è colonizzato da numerose graminacee che riescono a compensare l'evapotraspirazione grazie agli esili fusti come, ad esempio, la Gramigna litorale (*Thinopyrum acutum)* e la Grattalingua (*Ononis spinosa*). Inoltre,

sono presenti anche la Tamerice (*Tamarix gallica*) e il Cappero (*Capparis spinosa*), che presentano radici profonde e contribuiscono all'ancoraggio delle aride pareti dei calanchi. Al contrario, i versanti laterali, dominati da argille più pure e poco coese, risultano soggetti a un'erosione più rapida e continua ma hanno una pendenza minore che le rende idonee alla coltivazione. Le fasce marginali dei calanchi ospitano una comunità arbustiva ben strutturata, costituita dalla Ginestra *(*Spartium junceum), dal prungolo selvatico (*Prunus spinosa*), dalla Rosa canina (*Rosa canina*), dal olmo (*Ulmus minor*) e dal biancospino *(*Crataegus monogyna). Inoltre, sulla cartografia di uso del suolo Figura 7 anche le aree definite come fondovalle rientrano nella categoria delle formazioni calanchive. In esse si osservano condizioni di ridotto irraggiamento solare ed un'elevata umidità relativa dovuto al raccoglimento delle acque derivanti dai diversi bacini e vedono lo sviluppano di comunità vegetali a spiccata preferenza idrofila come ad esempio la canna di Plinio *canna di Plinio* (*Arundo pliniana*), la carota selvatica (*Daucus carota)* e il trifoglio irsuto (*Trifolium scabrum*) Questo contrasto litologico rende la ZSC "Calanchi di Atri" un geotopo di elevato valore geomorfologico con una geodiversità caratterizzata da forme spettacolari ma al tempo stesso estremamente fragili (Crocetti & Cavaglià, 2021) (Figura 11 e 12). L'intensità dei processi erosivi è stata storicamente favorita da fattori antropici, quali la deforestazione, il pascolo e le pratiche agricole esercitate in periodi di carestia anche su pendii acclivi, talvolta con lavorazioni del suolo orientate lungo la linea di massima pendenza. Tali interventi hanno contribuito alla riduzione della copertura vegetale e all'esposizione diretta dei suoli all'azione erosiva delle acque meteoriche. Inoltre, nell'area sono state rinvenute diverse fornaci di epoca romana, utilizzate per la produzione di anfore destinate all'esportazione. La loro presenza indica l'esistenza di cave locali e un prelievo continuativo delle argille pregiate.



Figura 12 Fotografia delle formazioni calanchive scattata ad aprile.

3.8 Tessuto urbano e rete stradale

Secondo la classificazione del Corine Land Cover (CLC 2018), Il tessuto urbano continuo indica aree compatte, con edifici aggregati ed una struttura urbana ben consolidata, mentre, il tessuto urbano discontinuo include insediamenti più dispersivi, piccoli nuclei residenziali e case isolate. Come mostrato in Figura 9, all'interno del buffer di 2 km attorno alla ZSC IT71120083, queste due categorie rappresentano complessivamente circa il 4% della superficie totale, confermando una pressione insediativa limitata. Diversi poligoni di tessuto urbano e relativi alla rete stradale sono stati ridisegnati manualmente, poiché non risultavano inseriti nella cartografia CLC 2018. Il Comune di Atri si colloca a nord-est rispetto al confine della ZSC e costituisce il principale polo urbano dell'area. Secondo i dati ISTAT 2026, Atri conta 9.814 abitanti, con una densità abitativa pari a 106,5 ab./km², distribuiti su una superficie comunale di 92,18 km². Il centro storico, situato a circa 460 m s.l.m., è posto su un crinale collinare e presenta una struttura urbana compatta, con traffico veicolare limitato e una morfologia viaria storica. La cartografia evidenzia inoltre una chiara ramificazione urbana verso est, lungo la SS 553, caratterizzata da edifici più recenti, doppia corsia, marciapiedi e ringhiera metallica: elementi che confermano la natura di infrastruttura urbana consolidata, pienamente riconducibile al tessuto urbano continuo. Nel settore sud-ovest del buffer è presente la frazione Villa San Romualdo (Comune di Castilenti), costituita prevalentemente da villette unifamiliari a due piani e da una struttura ospedaliera privata. L'area si trova a circa 250 m s.l.m. ed è collegata ad Atri tramite la Strada Provinciale 31, lungo la quale si osservano diverse abitazioni di costruzione relativamente recente appartenenti al tessuto urbano discontinuo. Procedendo da Atri verso nord-ovest lungo la SS 553 si incontra inoltre la discarica comunale, chiaramente visibile nella cartografia e rilevante come elemento antropico extraurbano. Inoltre, nella figura 11 sono visibili gli edifici del tessuto urbano discontinuo costituite da 2 o 3 unità abitative affiancate da stalle o capannoni ad uso agricolo. Lungo i margini delle strade private che raggiungono le abitazioni sparse si estende una vegetazione arborea (Figura 11 e 12), con una funzione di corridoio ecologico, che contribuiscono a ridurre l'impatto della frammentazione degli habitat. In prossimità della Strada provinciale fondo valle piomba, che delimita il confine sud-ovest della ZSC sono localizzati alcuni stabilimenti avicoli Amadori, ciascuno composto da un massimo di tre capannoni. Il traffico lungo la SP Fondo Valle Piomba è generalmente basso e legato principalmente agli abitanti della zona e ai camion che trasportano mangime per il pollame. La rete stradale complessiva collocata all'interno dell'buffer risulta limitata considerando le forti pendenze dei versanti calanchivi. Il volume di traffico più intenso si registra lungo la SS 553 e la SP 31, mentre all'interno della ZSC la viabilità è costituita dalla SP fondo valle piomba e dalla via colle della giustizia che porta al centro visite Oasi WWF calanchi d'atri oltre alle strade brecciate ad altissima permeabilità, utilizzate principalmente da mezzi agricoli.

3.9 Aree umide

Le aree umide dell'area di studio coincidono principalmente con l'asta del torrente Piomba, i suoi piccoli affluenti che percorrono gli impluvi delle vallecole calanchive, e i laghetti artificiali distribuiti in modo puntuale nel territorio. L'asta fluviale mostra condizioni di marcata erosione, con una fascia ripariale ormai discontinua e impoverita, insufficiente a garantire le naturali funzioni ecologiche del corridoio fluviale. Al contrario, i laghetti artificiali presentano un buon livello di naturalità e sono circondati da adeguate fasce di vegetazione igrofila. Tra gli specchi d'acqua più rilevanti della ZSC si distinguono il lago di San Paolo, il lago di San Liberatore, caratterizzati da vegetazione elofita, e l'invaso creato dallo sbarramento del Piomba nella porzione meridionale della ZSC, presso l'imbocco della strada per San Giacomo. Quest'ultimo è circondato da una fitta vegetazione igrofila e, nei periodi di piena, origina una piccola cascata inserita nel contesto collinare. Sebbene di origine artificiale e utilizzati a fini irrigui, tali laghetti rappresentano ambienti di rilievo paesaggistico ed ecologico, contribuendo alla diversificazione degli habitat e alla funzionalità complessiva del mosaico ambientale (de Ascentiis A., Ferretti A. 2011).

3.10 Entomofauna

L'entomofauna rilevata nel Piano d'Assetto Naturalistico compilato dal direttore della riserva dott. Adriano de Ascentiis comprende 156 specie, appartenenti a un ampio spettro di famiglie di Lepidotteri, Coleotteri, Ortotteri, Mantodei e Decapodi. La componente più ricca è rappresentata dai Lepidotteri, con numerose specie di Geometridae, Noctuidae, Pyralidae e Arctiinae. Per la maggior parte di queste specie non esiste un nome italiano ufficiale, come previsto dalla nomenclatura entomologica nazionale, che assegna nomi comuni solo a un numero limitato di taxa. I Lepidotteri diurni possono essere divisi nelle seguenti famiglie o i relativi rappresentati: Papilionidae con il Macaone (*Papilio machaon*,) il Podalirio (*Iphiclides podalirius*,) la Zerinzia (*Zerynthia polyxena*,). I Lepidotteri diurni costituiscono il gruppo più riconoscibile e comprendono alcune specie ben note.Tra i Papilionidae troviamo il Macaone (*Papilio machaon*), il Podalirio (*Iphiclides podalirius*) e la Zerinzia (*Zerynthia polyxena*), tutte specie legate ad ambienti aperti e margini boschivi. I Pieridae sono rappresentati dalla Cavolaia minore (*Pieris rapae*), dalla Cavolaia maggiore (*Pieris brassicae*) e dalla Leptidea comune (*Leptidea sinapis*), specie tipiche delle praterie e dei coltivi. Tra i Nymphalidae compaiono l'Occhio di pavone (*Inachis io*), l'Atalanta (*Vanessa atalanta*), la Vanessa del cardo (*Vanessa cardui*) e la Pafia (*Argynnis paphia*), quest'ultime sono legate ad mosaici di ambienti aperti e boschivi. Infine, i Satyridae includono l'Arge (*Melanargia arge*), la Galatea (*Melanargia galatea*) e la Circe (*Kanetisa circe*), tipiche delle praterie aride e dei pendii calanchivi. Tra i Lepidotteri notturni vi sono gli Arctiinae che comprendono l'Arctia villosa (*Arctia villica*) e la Falena tigre delle quattro macchie (*Euplagia quadripunctaria*), entrambe legate a radure e ambienti ricchi di flora nettarifera. Inoltre tra le Sfingi (Sphingidae), sono stati segnalati la Sfinge

dell'oleandro (*Smerinthus ocellata*), la Sfinge del pioppo (*Laothoe populi*) e la Sfinge del convolvolo (*Deilephila elpenor*), specie robuste e facilmente riconoscibili per il loro volo rapido. Tra i Coleotteri, emergono specie di grande interesse conservazionistico. I Cerambycidae includono il Cerambice della quercia (*Cerambyx cerdo,*VU), mentre i Lucanidae comprendono il Cervo volante (*Lucanus cervus,*NT) e il Cervo volante minore (*Lucanus tetraodon,* NT), tutti legati alla presenza di legno morto e boschi maturi. Le specie rilevate appartenenti agli Ortotteri sono il Grillo bimaculato (*Gryllus bimaculatus*) e la Grillotalpa comune (*Gryllotalpa gryllotalpa*), mentre tra i Mantodei compare la Mantide religiosa (*Mantis religiosa*), predatore caratteristico degli ambienti aperti. Infine, tra i Decapodi, sono presenti il Granchio di fiume (*Potamon fluviatile*), legato ai corsi d'acqua naturali e la specie invasiva Gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarki*). Per quanto riguarda lo stato di conservazione, le Liste Rosse italiane IUCN valutano solo alcuni gruppi di insetti come le farfalle diurne e i coleotteri saprofitici.

3.11 Mesoteriofauna

Nel sito è documentata la presenza di diverse specie di interesse comunitario incluse nell'Allegato IV della Direttiva Habitat, con una forte rappresentanza di Chirotteri appartenenti a più famiglie. I Rinolofidi comprendono il Ferro di cavallo maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*, VU), il Ferro di cavallo minore (*Rhinolophus hipposideros*, EN) e il Ferro di cavallo mediterraneo (*Rhinolophus euryale*, VU). Alla famiglia dei Miniopteridi appartiene il Miniottero (*Miniopterus schreibersii*, VU). I Vespertilionidi, la famiglia più ricca di specie, includono il Vespertilio di Natterer (*Myotis nattereri*, VU), il Vespertilio smarginato (*Myotis emarginatus*, NT), il Pipistrello nano (*Pipistrellus pipistrellus*), il Pipistrello albolimbato (*Pipistrellus kuhli*), il Pipistrello di Savi (*Hypsugo savii*), il Serotino comune (*Eptesicus serotinus*, NT), la Nottola comune (*Nyctalus noctula*, VU) e il Barbastello (*Barbastella barbastellus*, EN). È presente anche il Molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*), appartenente ai Molossidi. Tra i mammiferi terrestri inclusi nell'Allegato IV figurano inoltre l'Istrice (*Hystrix cristata*) e il Lupo appenninico (*Canis lupus italicus*, NT), specie di particolare rilevanza conservazionistica. Accanto alle specie dell'Allegato IV, il sito ospita una componente faunistica diversificata. Tra gli insettivori è presente il Riccio europeo (*Erinaceus europaeus*), mentre la famiglia dei Mustelidi è rappresentata da Faina (*Martes foina*), Tasso (*Meles meles*), Donnola (*Mustela nivalis*) e Puzzola (*Mustela putorius*). Sono inoltre presenti lo scoiatolo rosso (*Sciurus vulgaris*), la Lepre europea (*Lepus europaeus*) e la Volpe (*Vulpes vulpes*), insieme agli ungulati come il Capriolo (*Capreolus capreolus*) e i Cinghiale (*Sus scrofa*) che presenta una popolazione abbondate. (De Ascentiis A., Ferretti A., 2011)

3.12 Avifauna

La comunità ornitica censita nell'area si presenta articolata e diversificata, con 56 specie appartenenti a 10 ordini indicando una ricchezza faunistica significativa. Tra rapaci diurni di media e grande taglia risultano segnalate il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*), il Nibbio bruno (*Milvus migrans*), lo Sparviere (*Accipiter nisus*) e la Poiana (*Buteo buteo*), L'Albanella minore (*Circus pygargus,*VU) mentre i falchi di dimensioni minori sono rappresentate da specie quali il Gheppio (*Falco tinnunculus*), il Lodolaio (*Falco subbuteo*), il Falco cuculo (*Falco vespertinus,*VU) e il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*). Il gruppo dei Coraciformes comprende specie ben riconoscibili per morfologia e comportamento, come il Gruccione (*Merops apiaster*), l'Upupa (*Upupa epops*) e il Martin pescatore (*Alcedo atthis,* NT). I Piciformes sono rappresentati dal Picchio verde (*Picus viridis*) e dal Picchio rosso maggiore (*Picoides major*). I Passeriformes includono un numero elevato di specie tra cui anche diversi migratori regolari come il Balestruccio (*Delichon urbica*), la Rondine (*Hirundo rustica,*NT) e il Rondone comune (*Apus apus*), insieme a numerosi passeriformi di piccola taglia quali Cinciallegra (*Parus major*), Cinciarella (*Parus caeruleus*), Codibugnolo (*Aegithalos caudatus*) e Pigliamosche (*Muscicapa striata*). Sono presenti anche specie canore dei cespuglieti, tra cui la Capinera (*Sylvia atricapilla*), l'Occhiocotto (*Sylvia melanocephala*) e la Sterpazzolina (*Sylvia cantillans*), oltre a granivori tipici degli ambienti agricoli come il Fringuello (*Fringilla coelebs*), lo Strillozzo (*Miliaria calandra*), il Verzellino (*Serinus serinus*), il Verdone (*Carduelis chloris,* VU) e lo Zigolo nero (*Emberiza cirlus*). Inoltre, sono presenti diverse specie sinantropiche e generaliste, tra cui la Passera d'Italia (*Passer italiae,* VU), la Passera mattugia (*Passer montanus,* NT), la Gazza (*Pica pica*), la Cornacchia grigia (*Corvus corone cornix*) e la Taccola (*Corvus monedula*), oltre ai turdidi come il Merlo (*Turdus merula*) e la Tordela (*Turdus viscivorus*). Tra gli Strigiformes sono presenti l'Assiolo (*Otus scops*), la *Civetta* (*Athene noctua*), il Barbagianni (*Tyto alba alba*) e il Gufo reale (*Bubo bubo*). Inoltre, sono stati seganti il Cuculo (*Cuculus canorus,*NT) e diversi Columbiformes come il Colombaccio (*Columba palumbus*), la Tortora dal collare (*Streptopelia decaocto*), la Tortora selvatica (*Streptopelia turtur*) e il Piccione torraiolo (*Columba livia* var. *domestica*). Tra i Gruiformes è presente la Gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*), mentre i Galliformes comprendono il Fagiano comune (*Phasianus colchicus*) e la Quaglia (*Coturnix coturnix*) e la Starna (*Perdix perdix*, NT). Infine l'unico rappresentante dei Ciconiformes è dato dall'Airone cenerino (*Ardea cinerea*). Nel complesso, sono state individuate almeno cinque specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE, tra cui il Falco pellegrino (*Falco peregrinus)*, il Falco cuculo (*Falco vespertinus*), il Falco pecchiaiolo (Pernis apivorus), il Nibbio bruno (*Milvus migrans*) e il Martin pescatore (Alcedo atthis), conferendo alla Riserva un rilevante valore a scala europea per la conservazione dell'avifauna (Castorani & Lupi ,2013)

3.13 Fauna erpetologica

Nonostante le aree umide presenti nella ZSC IT7120083 “Calanchi di Atri” siano limitate, la comunità di Anfibi risulta favorita dalla presenza di impluvi, pozze temporanee e invasi artificiali che costituiscono microhabitat idonei alla riproduzione. Tra le specie di particolare rilievo conservazionistico inserite nell’Allegato IV della Direttiva Habitat sono state segnalate il Tritone crestato italiano (*Triturus carnifex*, NT), l’Ululone appeninico (*Bombina pachypus*, EN) endemico dell’Appennino centro-meridionale, la Rana agile (*Rana dalmatina*), la Rana di Lessona (*Rana lessonae*), la Rana appenninica (*Rana italica*), endemismo dell’Appennino centro-settentrionale, la Testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*, NT), la Natrice dal collare (*Natrix natrix*), la Lucertola muraiola (*Podarcis muralis*) e la Lucertola campestre (*Podarcis sicula*), il Colubro liscio (*Coronella austriaca*) e il Cervone (*Elaphe quatuorlineata,* NT*)* Inoltre, è stata accertata la presenza del Rospo comune (*Bufo bufo*), del Rospo smeraldino appenninico (*Bufo balearicus*), della Rana verde (*Pelophylax kl. Esculentus*) e della Raganella italiana (*Hyla intermedia*) del Geco comune (*Tarentola mauritanica*), della Luscengola (*Chalcides chalcides*), del Ramarro occidentale (*Lacerta bilineata*) del’Orbettino (*Anguis fragilis*), del Biacco (*Hierophis viridiflavus*) e il Saettone comune (*Zamenis longissimus*) (Di Tizio L., Di Francesco N., et al., 2013).

4 Materiali e Metodi

4.1 Individuazione dei posatoi e raccolta delle borre

L’individuazione dei posatoi è stata avviata consultando le precedenti analisi sui micromammiferi condotte nella Riserva Naturale Regionale Oasi WWF Calanchi di Atri, in particolare la tesi di Pettaccia (2013), nella quale sono riportate le coordinate di 21 edifici utilizzati storicamente come posatoi. Tali siti sono stati riesaminati durante i primi sopralluoghi, effettuati con il supporto del direttore della Riserva, Adriano De Ascentiis, che ha indicato ulteriori strutture potenzialmente idonee alla presenza del Barbagianni (*Tyto alba*). Successivamente, con le autorizzazioni necessarie, sono stati condotti sopralluoghi autonomi all’interno della ZSC e nelle aree limitrofe, rispettando il buffer di 2 km. Come mostrato in Figura 9, sono stati individuati complessivamente 31 siti rappresentati da punti rossi nella cartografia. Il posatoio C è stato rinvenuto il 28/04/2025 e risultava abbandonato da almeno due anni. Per questo motivo il materiale ritrovato non corrispondeva a delle borre integre ma di fondo accumulato sul pavimento in prossimità di una porta aperta. È stato raccolto in diverse buste ermetiche di dimensioni 20 x 30 cm circa 1 kg di residui, corrispondenti a un totale stimato di 150 borre degradate. Nel pomeriggio della stessa giornata è stato individuato anche il posatoio A, dove la presenza del Barbagianni è stata confermata dall’avvistamento diretto

della specie e due borre rinvenute sotto la finestra del sottotetto utilizzata come punto di accesso al nido. Per evitare qualsiasi disturbo alla coppia di barbagianni, è stata collocata una busta su una sedia al di sotto della finestra, così da raccogliere in totale 19 borre.

A circa 100 metri di distanza è stato individuato il posatoio B, verosimilmente utilizzato dalla stessa coppia. In questo sito, durante il primo sopralluogo, sono state raccolte 24 borre, distribuite nel primo piano dell'edificio abbandonato in diverse stanze in prossimità di finestre e porte utilizzate appunto come posatoi. Durante le attività di raccolta sono stati adottati dispositivi di protezione individuale, tra cui guanti monouso in lattice e una mascherina filtrante di tipo FFP3. Il campionamento sistematico delle borre nel posatoio B è stato avviato nell'aprile 2025 con una frequenza di circa 20 borre al mese per un totale di 83 borre raccolte. Come visibile nella figura 13a per ogni borra è stata creata una etichetta specifica che indica il luogo e la data di raccolta, la sua condizione, le dimensioni ed un codice univoco alfanumerico. Una volta completata l'analisi del materiale proveniente dai posatoi A, B e C, le attività di sopralluogo sono proseguite al fine di verificare l'eventuale presenza di ulteriori siti di utilizzo da parte del Barbagianni considerando che era stata individuata una sola coppia nidificante. Tale estensione dell'indagine ha interessato principalmente le zona nord al di fuori della Z.S.C. Nel maggio 2026 sono stati individuati due nuovi posatoi attivi. Il primo, indicato come posatoio E in figura 9, ha restituito un numero particolarmente elevato di borre, pari a circa 100 campioni, e la presenza del Barbagianni è stata confermata dall'osservazione diretta dell'individuo in prossimità dell'edificio. Nelle immediate vicinanze è stato rinvenuto anche il posatoio F, dal quale sono state raccolte circa 30 borre, suggerendo un utilizzo complementare rispetto al posatoio E. Il materiale proveniente dai posatoi E ed F non è stato analizzato nell'ambito della presente tesi e costituirà oggetto di approfondimento in pubblicazioni successive.

4.2 Disinfettazione ed analisi delle borre

Le borre sono state inizialmente estratte dalle bustine di plastica utilizzate per la raccolta e, come mostrato in secondo piano nella Figura 13b, collocate in bicchieri di plastica con l'etichetta corrispondente per garantire la continuità della tracciabilità del campione. Successivamente, mediante l'impiego della pinza visibile nella parte destra della stessa figura, le borre sono state sottoposte a disinfezione tramite esposizione a vapore d'acqua saturo. Una volta trattate, sono state nuovamente riposte nei rispettivi bicchieri oppure disposte su capsule Petri, visibili in primo piano a sinistra in Figura 13b. L'apertura delle borre e la classificazione delle specie ritrovate ha preso luogo nel laboratorio di ecologia dell'università degli studi dell'aquila con l'aiuto del professore Mattia Iannella. La prima fase ha previsto l'ammollo delle borre in una vaschetta contente acqua tiepida per circa 5 minuti (visibile in Figura 13d, in secondo piano), al fine di facilitare la separazione dei peli e dai resti scheletrici. Il materiale rilevante di ciascuna borra, costituito principalmente da crani e mandibole, è stato quindi selezionato

e disposto su capsule Petri suddivise in quattro compartimenti, come illustrato in Figura 13c, organizzando gli elementi per borra di appartenenza. I resti ossei sono stati lasciati asciugare per almeno 3 ore per evitare la formazione di muffe e garantire una corretta conservazione. Successivamente, ogni cranio e mandibola è stato analizzato singolarmente mediante stereomicroscopio con ingrandimenti compresi tra 16× e 40×, utilizzando un sistema di illuminazione esterno a fibra ottica (Figura 13d), Gli strumenti impiegati durante l'analisi comprendono una pinza per la manipolazione dei reperti, un pennello per la rimozione di eventuali residui, un righello per le misurazioni morfometriche e le chiavi dicotomiche riportate in Mammiferi Terrestri d'Italia (Paolucci & Bon). In alcuni casi l'assenza di caratteri diagnostici fondamentali, come la dentatura ha comportato ad una classificazione limitata al livello di genere (figura 14g) Per ciascuna borra è stato determinato il numero minimo di individui presenti. I campioni sono stati classificati mediante un codice alfanumerico che consente di distinguere i diversi individui all'interno della stessa borra e del posatoio di provenienza ad esempio i codici 2B1, 2B2 corrispondono al primo e al secondo individuo ritrovati nella seconda borra raccolta nel posatoio B. Ogni elemento diagnostico identificato è stato conservato in bustine etichettate riportanti specie, sito e codice identificativo. I crani di dimensioni ridotte (ad es. *Suncus etruscus*, *Crocidura suaveolens*) e le mandibole o denti isolati sono stati riposti in capsule per integratori di tipo 000, al fine di garantirne l'integrità. I campioni identificati sono stati organizzati in un mini-scaffale modulare con diversi scompartimenti a sua volta divisi in 3 moduli. In ciascuno di essi sono stati deposti gli individui ritrovati nella medesima borra. Successivamente, ogni scomparto dello scaffale è stato etichettato con i tre codici identificativi delle borre in esso contenute, così da garantire una gestione ordinata dei reperti e una rapida consultazione durante le fasi di revisione o analisi successive.



Figura 13 Sono riportate 4 fotografie che illustrano le principali fasi di trattamento e analisi delle borre: (a) borra integra con etichetta riportante codice univoco, dimensioni, condizioni interne e data di raccolta; (b) borre rimosse dalle bustine, disinfettate e successivamente trasferite in bicchieri di plastica. Sulle capsule Petri sono visibili campioni già trattati; (c) capsula Petri suddivisa in quattro compartimenti, ciascuno con il materiale rilevante come crani e mandibole presente in ogni borra; (d) cranio posizionato sotto microscopio stereoscopico, con strumenti di dissezione e vaschetta per ammollo visibili sul banco di lavoro.

4.3 Arvicole

Le dimensioni rappresentano il primo fattore discriminante e permettono di distinguere rapidamente gruppi morfologici differenti. Le arvicole, rappresentate da *Microtus savii* e *Microtus multiplex* (Figura 14), presentano dimensioni medio-piccole e corporatura compatta, con cranio corto e robusto. Nei reperti analizzati, la struttura massiccia del cranio e la disposizione serrata dei denti indicano un adattamento a una dieta erbivora, caratterizzata da molari prismatici con superfici occlusali formate da lamelle ripetitive. In *Microtus savii*, il cranio mostra proporzioni ridotte e una volta cranica compatta

(Figura 14a, 14d), mentre la dentatura superiore evidenzia molari con morfologia relativamente semplice: il terzo molare (M3) presenta tre anse (Figura 14b), carattere diagnostico fondamentale per l'attribuzione alla specie. In *Microtus multiplex*, invece, il M3 mostra quattro anse (Figura 14c), elemento distintivo che consente una chiara separazione morfologica tra le due specie. Ulteriori dettagli strutturali sono osservabili tramite microscopia elettronica, che mette in evidenza la conformazione craniale (Figura 14e) e mandibolare (Figura 14f), utile per valutare proporzioni e robustezza delle arcate. Tuttavia, in assenza di dentizione, come nel caso del cranio privo di molari illustrato in Figura 14g, la classificazione a livello di specie mediante le chiavi dicotomiche risulta difficoltosa, rendendo possibile solo l'identificazione a livello di genere (*Microtus sp.*).

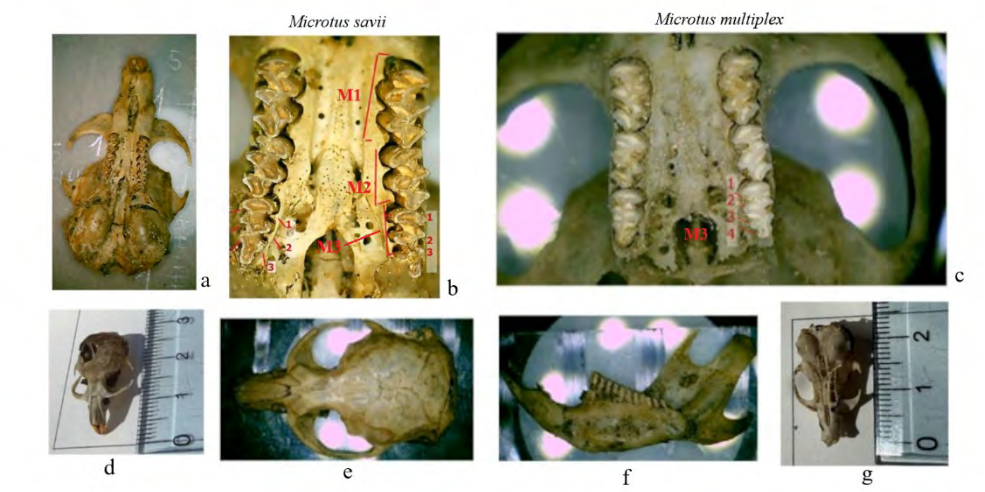


Figura 14. Caratteristiche diagnostiche di *Microtus savii* e *Microtus multiplex*.
(a) Cranio di *Microtus savii* in vista dorsale (lunghezza 2,4 cm; larghezza 1,5 cm).
(b) Dettaglio dei tre molari superiori (M1–M3) di *M. savii* osservati al microscopio elettronico (≈40×): il terzo molare (M3) presenta tre anse, carattere diagnostico che consente l'attribuzione alla specie *savii*.
(c) Molari superiori di *M. multiplex* (≈30×), in cui il M3 mostra quattro anse, tipiche della specie *multiplex*. (d) Cranio di *M. savii* in vista frontale (lunghezza 2,6 cm).
(e) Cranio di *M. savii* osservato al microscopio elettronico (≈20×).
(f) Mandibola con misura della lunghezza (1,5 cm) e linee di riferimento.
(g) Cranio di *Microtus* in vista dorsale (2,4 cm) privo della dentatura, ciò rende complessa la determinazione della specie ed è stato quindi classificato solamente a livello di genere: *Microtus sp.*

4.4 Muridi

Il cranio dei muridi del genere Apodemus presenta dimensioni ridotte e una conformazione più slanciata rispetto ad altri piccoli roditori, con una lunghezza complessiva di circa 2 cm (figura15a/b). La dentatura superiore è costituita da tre molari (Figura 15e), caratterizzati da cuspidi arrotondati e leggermente incurvati. La distinzione tra *Apodemus sylvaticus* e *Apodemus flavicollis* si basa sulla posizione delle fossette incisive rispetto alla linea immaginaria che collega le estremità dei molari superiori. In *A. sylvaticus* (Figura 15c) le perforazioni interorbitarie superano tale linea segnata in rosso mentre in *A. flavicollis* (Figura 15d), invece, le fossette incisive risultano antecedenti alla linea di riferimento.

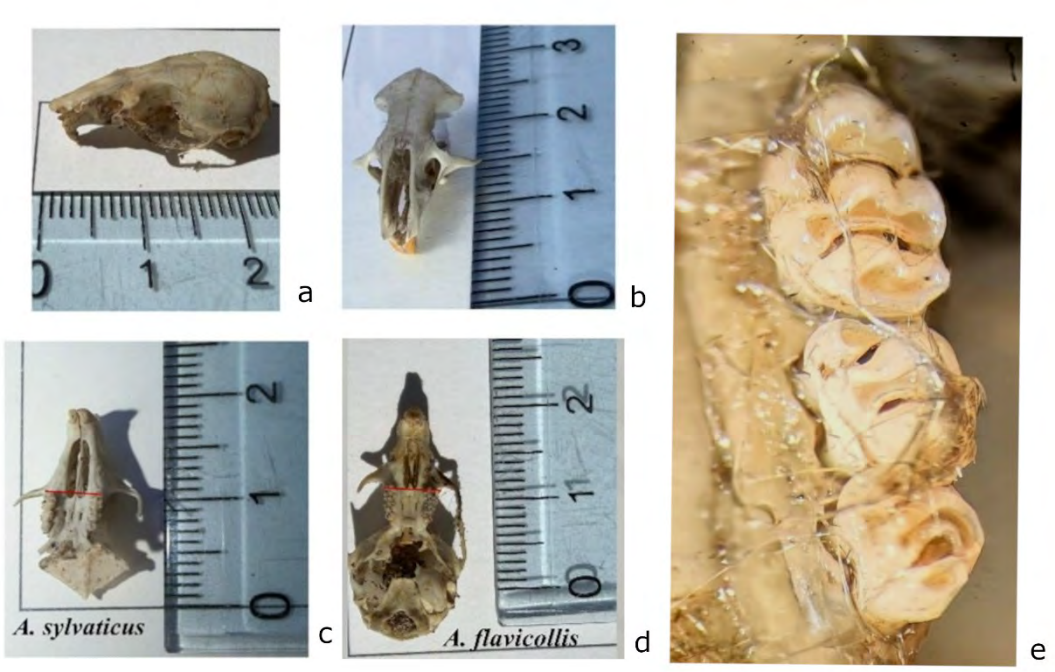


Figura 15. Fotografie che mostrano caratteri diagnostici del cranio nei muridi del genere Apodemus. (a) Cranio di *Apodemus* in vista dorsale-laterale (2 cm). (b) Cranio di Apodemus in vista dorsale-frontale, con incisivi superiori ben visibili (2 cm). (c) Cranio di *Apodemus sylvaticus* con evidenza delle due Fossette incisive che superano la linea rossa tracciata tra le estremità dei molari (d) Cranio di *Apodemus flavicollis* in vista dorsale, con linea rossa posizionata anteriormente rispetto alle due fossette incisive. (e) Dettaglio stereomicroscopico (≈40×) della dentatura superiore di Apodemus, con i tre molari visibili e cuspidi arrotondate. superfici occlusali moderatamente consumate, presenza di alcuni peli residui .

Il Topolino domestico (*Mus musculus domesticus*) è riconoscibile da alcuni caratteri craniali distintivi, tra cui un margine netto e troncato dell'incisivo, evidenziato in Figura 16a dalla linea rossa. La dentatura molare, mostrata nelle Figure 16b e 16c, presenta la tipica struttura a cuspidi arrotondate, caratteristica dei muridi onnivori. Le superfici occlusali risultano consumate, con creste appiattite e segni di abrasione, indicando un individuo di età avanzata.

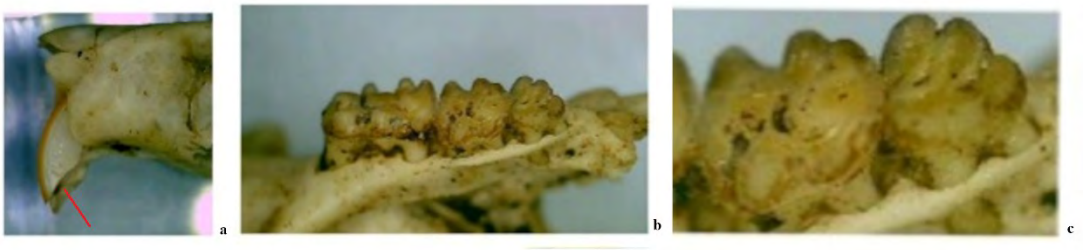


Figura 16 (a) Incisivo di *Mus musculus domesticus* con taglio netto evidenziato dalla linea rossa. (b–c) Vista ventrale della dentatura molare con cuspidi caratteristici, dentatura parzialmente consumate, indicative di un individuo di età avanzata.

Il Ratt nero (*Rattus rattus*) presenta dimensioni nettamente maggiori e un cranio massiccio con una lunghezza di almeno 3,5 cm (figura 17a) con dentizione più sviluppata e arcate zigomatiche evidenti, caratteristiche che ne permettono una facile distinzione. La mandibola in figura 17b ha una lunghezza di 2cm.

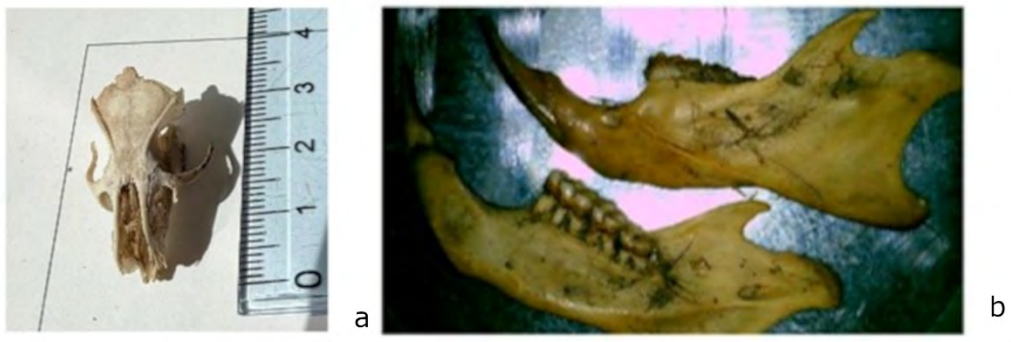


Figura 17 La fotografia a mostra la vista dorsale frontale del cranio del Ratto nero (*Rattus rattus*). (b) mandibole con riferimento di linee di misurazione

4.5 Ghiri

All'interno dei Gliridi, la morfologia si differenzia ulteriormente. Il Ghiro (*Glis glis*) si distingue per dimensioni elevate e per una struttura cranica robusta, con molari caratterizzati da superfici ampie e articolate con diverse incisioni parallele, indicative di una dieta prevalentemente vegetale (figura 18a). La mandibola mostrata nella figura 18b misura una lunghezza di 2 cm e si presenta con una forma quadrata.

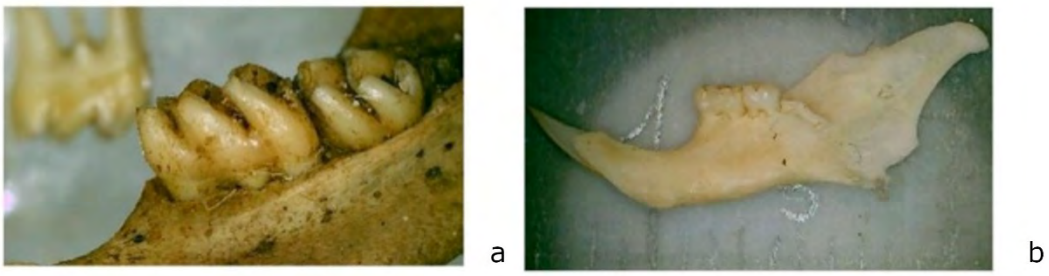


Figura 18 due fotografie delle caratteristiche chiave del ghiro (*Gils gils*). (a) Molari con superfice incisa da diverse linee parallele. (b) Mandibola di dimensioni marcate (2cm) che presenta un'ansa inferiore staccata

Il Quercino (*Eliomys quercinus*) presenta dimensioni inferiori e cranio più slanciato, con dentizione comunque complessa ma meno massiccia. La mandibola riportata in fotografia 19 misura 2 cm e presenta una forma leggermente curvata rispetto al ghiro (figura 18b). I molari visibili nella figura 19b mostrano delle linee d'incisione meno marcate. Una caratteristica chiave per l'identificazione è la mandibola perforata (Figura 19b)

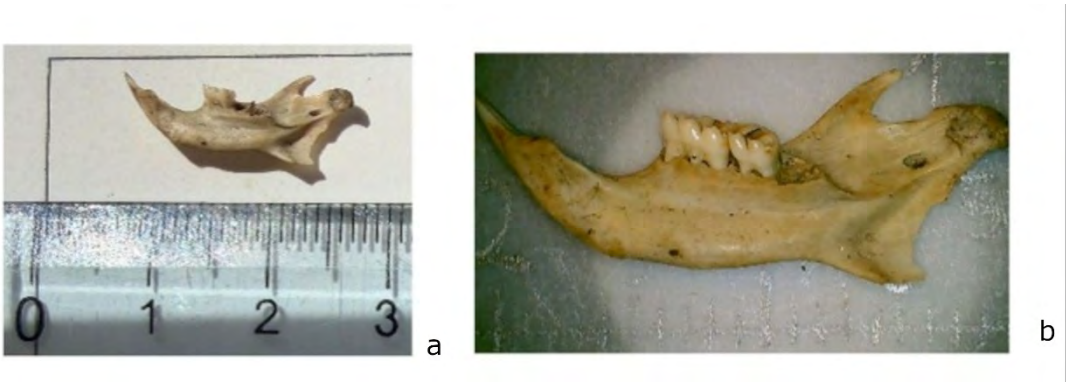


Figura 19 le due fotografie mostrano la mandibola del quercino **(***Eliomys quercinus***).** (a)Mandibola con la sua forma curvata (2 cm)**.** (b) Mandibola con ingrandimento circa 40x per evidenziare la dentatura e la perforazione.

4.6 Crocidure

il genere *Crocidura* presenta un cranio compatto con rostrum corto e una dentatura insettivora caratterizzata da un'numero elevato di unicuspidi appuntiti. Un carattere diagnostico per risalire alla specie riguarda le dimensioni craniali e, in particolare, l'apertura zigomatica. Nella crocidura ventrebianco (*C. leucodon*) tale misura può superare i 4,8 mm (Figura 20c), mentre nella crocidura minore (*C. suaveolens*) rimane inferiore a 4,5 mm (Figura 21b). Anche la mandibola contribuisce alla separazione tassonomica, con valori maggiori in *C. leucodon* (≈ 2 cm) rispetto alla più minuta *C. suaveolens* (figura 21b).

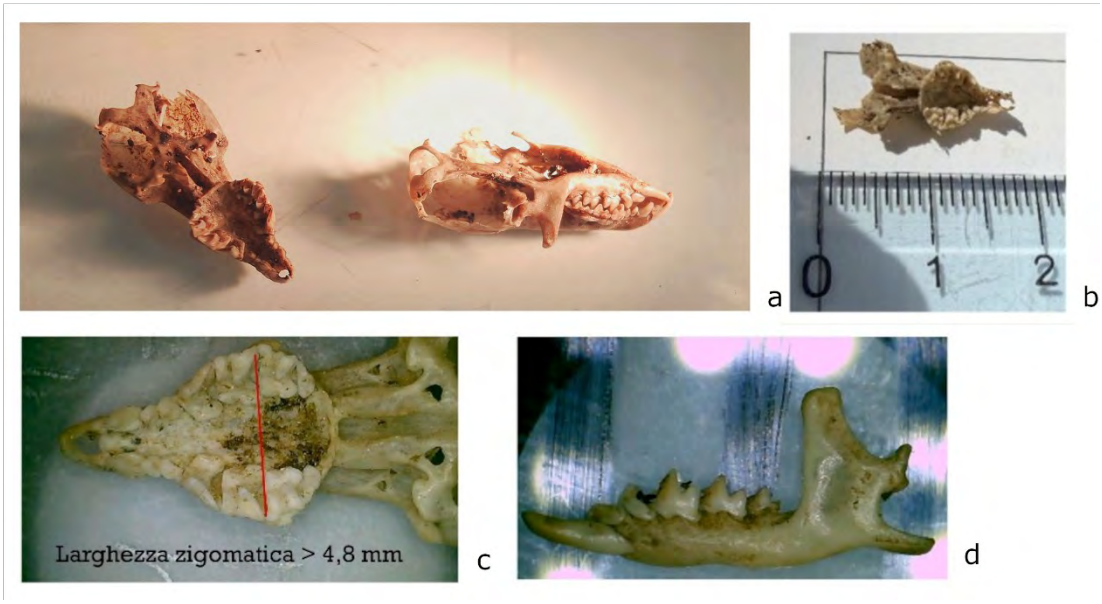


Figura 20. Cranio e mandibola di *Crocidura leucodon***.** (a) Due crani in vista ventrale illuminati mediante sistema a fibra ottica, di cui uno conserva l'articolazione con la mandibola. (b) Cranio parzialmente integro (lunghezza ≈ 1,6 cm) in vista ventrale-laterale. (c) Dettaglio al microscopio (40×) con linea rossa indicante un'apertura zigomatica maggiore di 4,8 mm. (d) Mandibola (≈ 1 cm) osservata al microscopio (40x)

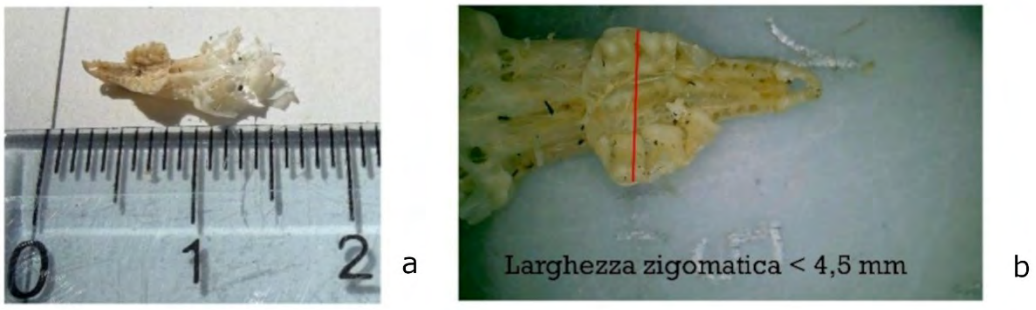


Figura 21 Cranio e mandibola di *Crocidura suaveolens*. (a) Cranio in vista ventrale di 1,2 cm (b) Dettaglio ingrandito al microscopio con linea rossa indicante una larghezza zigomatica inferiore a 4,5 mm

4.7 Mustiolo

Il mustiolo (*Suncus etruscus*) è facilmente riconoscibile per le dimensioni estremamente ridotte che comporta una maggiore fragilità dei resti e di conseguenza una conservazione incompleta e una relativa sottostima degli individui presenti. Nella presente analisi sono state ritrovate solamente le mandibole della specie che come mostrato in figura 22a misurano una altezza del condilo cornoideo di circa 3mm mentre ed una lunghezza di circa 6 mm. La sua destinazione rispetto alle altre specie è relativamente facile come mostrato in figura 22b nel confronto dimensionale delle mandibole.

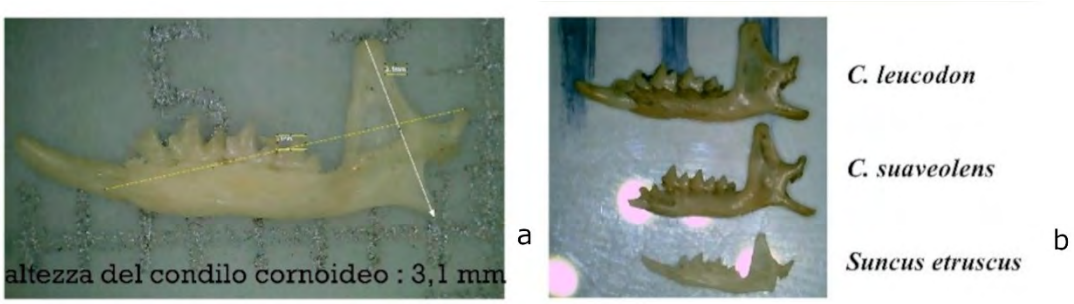


Figura 22 (a) Mandibola del Mustiolo (*Suncus etruscus*) con indicazione dell'altezza del condilo cornoideo (b) Confronto dimensionale delle mandibole

4.8 Toporagno appenninico

Il Toporagno appenninico (*Sorex samniticus*) si distingue per la colorazione rossastra delle punte dentarie, caratteristica tipica del genere *Sorex*. Questo elemento rappresenta il principale carattere diagnostico osservabile al microscopio, consentendo una distinzione netta dalle crocidure. (figura 23)

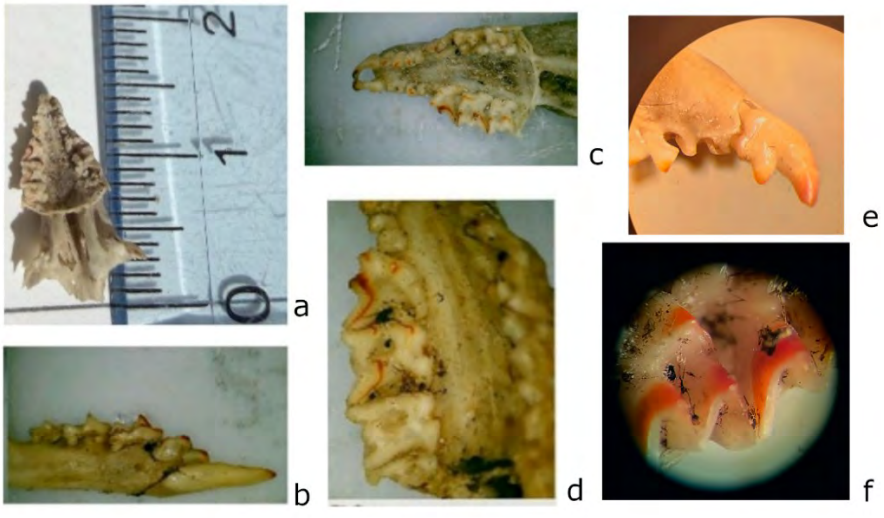


Figura 23 Crani e dentatura di *Sorex samniticus* (a) cranio con una lunghezza di 1,4 cm in vista ventrale. (b) mandibola fotografata al microscopio digitale (20x).(c) Cranio in vista ventrale leggermente inclinato (20x). (d) dettaglio della denatura (30x). (e) ed (f) incisivo e dentatura allo stereoscopio (40x).

5.9 Talpa romana

La Talpa romana (*Talpa romana*) è stata identificata attraverso le dimensioni maggiori del cranio rispetto agli altri insettivori (figura 24). La presenza della specie nelle borre è limitata e sporadica, in quanto si tratta di un taxon a comportamento fossorio e abitudini prevalentemente ipogee, condizione che riduce la probabilità di predazione.

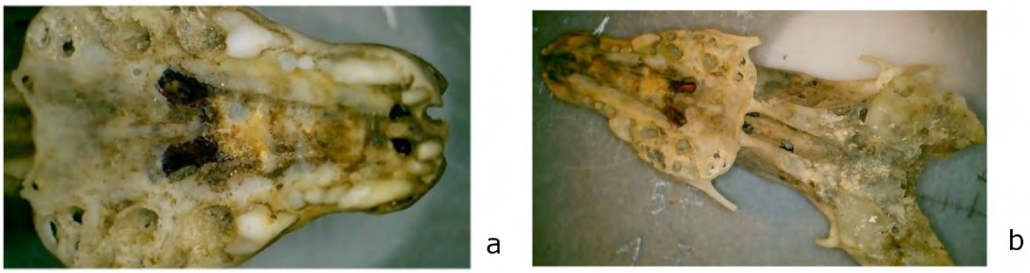


Figura 24 sono raffigurate 2 fotografie in vista ventrale della Talpa romana. (a) dettaglio della dentatura al microscopio digitale (20x) (b) cranio parzialmente integro con una lunghezza di 3 cm (10x).

4.10 Qgis e Uso del Suolo

Il programma è stato utilizzato principalmente per creare le diverse cartografie che mostrano l'inquadramento dell'area di studio oltre all'analisi della copertura delle diverse classi di uso del suolo secondo il Corine Land Cover 2018. Nello specifico la Figura 4 è stata realizzata utilizzando diversi livelli informativi. Il confine regionale dell'Abruzzo è stato ottenuto filtrando lo shapefile nazionale Italia – Regioni, mentre come sfondo è stato impiegato il servizio satellitare di Google Satellite (2025) tramite Web Map Service (WMS) che ha una resa meno definita delle aree marine. Dal dataset comunale sono stati selezionati i poligoni dei comuni abruzzesi, etichettando esclusivamente i principali centri urbani per migliorare la leggibilità della mappa. Il confine della Z.S.C. IT7120083 "Calanchi d'Atri" è stato estratto dal layer ufficiale della Rete Natura 2000, mantenendo unicamente la porzione corrispondente al sito di interesse. Nel Layout di stampa sono stati aggiunti elementi grafici utili all'inquadramento: una freccia con etichetta per evidenziare la posizione della Z.S.C., lo stemma della Regione Abruzzo, una miniatura cartografica che mostra l'ubicazione dell'Abruzzo rispetto all'Italia, oltre alla scala metrica e alla rosa dei venti per completare la simbologia cartografica. La Figura 8 è stata ottenuta mediante uno zoom cartografico della mappa generale (Figura 7), per evidenziare con maggiore precisione la posizione della Z.S.C. IT7120083 rispetto ai principali centri urbani circostanti. Le distanze planimetriche tra il sito e le città limitrofe sono state misurate utilizzando lo strumento "Righello" di QGIS, che consente la determinazione lineare delle distanze in proiezione cartografica; i valori ottenuti sono stati successivamente riportati nel Layout di stampa come etichette direzionali oltre agli elementi cartografici essenziali come la scala metrica e la rosa dei venti.

La Figura 9 rappresenta la cartografia di dettaglio della Z.S.C. IT7120083 “Calanchi d’Atri”. Come base cartografica è stata utilizzata l’immagine satellitare Google Earth (2025), importata tramite servizi web; su di essa è stato sovrapposto il confine ufficiale della Z.S.C., estratto dal dataset della Rete Natura 2000 e rappresentato mediante linea tratteggiata nera. Per la caratterizzazione del paesaggio è stato impiegato il dataset CORINE Land Cover 2018 RN2K dal quale è stato filtrato quello corrispondente all’area di studio, mantenendo il sistema di riferimento originale per garantire la corretta sovrapposizione con gli altri layer territoriali. Le categorie di uso del suolo estese all’interno di un buffer di 2 km attorno alla Z.S.C sono state visualizzate con trasparenza al 50%. Le colorazioni di riempimento per ogni classe sono state modificate manualmente e accompagnate da una legenda conforme alla nomenclatura CLC. La sovrapposizione del CLC alla base satellitare ha permesso di evidenziare discrepanze tra la classificazione ufficiale e le condizioni reali del territorio. Sulla base di tale confronto è stata condotta una revisione manuale del dataset, mediante digitalizzazione vettoriale, che ha comportato il ridisegno di elementi non rappresentati come le strade secondarie e diversi edifici abbandonati. Inoltre, porzioni classificate come seminativi (classe 211) sono state ricondotte alla classe 324 (vegetazione in evoluzione naturale), in coerenza con i processi di abbandono e rinaturalizzazione osservati nelle immagini satellitari. Per una digitalizzazione realmente accurata dell’uso del suolo sarebbe necessario integrare l’analisi GIS con ulteriori rilievi diretti nell’area di studio, tenendo conto dei limiti imposti dalla scala e dalla risoluzione delle immagini satellitari. All’interno dello stesso ambiente GIS sono stati integrati ulteriori layer informativi: i 31 edifici abbandonati, rappresentati con puntini rossi, e i cinque posatoi utilizzati dal Barbagianni (*Tyto alba*), identificati con le lettere A–E e georeferenziati secondo le coordinate riportate nella tabella associata. Le elaborazioni spaziali hanno previsto l’aggregazione delle superfici per categoria di uso del suolo e il collegamento con tabelle contenenti le relative estensioni riportate nella sezione risultati. I dati ottenuti dalle analisi della copertura delle diverse categorie di uso del suolo sono stati successivamente elaborati in ambiente RStudio per la costruzione di rappresentazioni grafiche. Le classi CORINE sono state aggregate in macro-categorie funzionali mediante logiche di raggruppamento, consentendo di semplificare la lettura delle dinamiche dell’uso del suolo. I risultati sono stati rappresentati tramite istogrammi e grafici percentuali, nei quali la colorazione è stata mantenuta coerente con quella utilizzata nella cartografia GIS, attraverso l’assegnazione di codici colore specifici alle singole categorie. Questa coerenza cromatica ha permesso di costruire un sistema visivo uniforme tra mappe e grafici, facilitando l’interpretazione dei risultati (Figura 10). In fine per la Figura 36 e 37 è stato utilizzato il dataset Google Satellite Embedding V1 (Annual 2025), un prodotto raster multibanda derivato da un modello di deep learning addestrato su immagini Sentinel-2. Il dataset fornisce 64 bande latenti (A00–A63), ciascuna rappresentante un asse dello spazio di embedding che sintetizza informazioni complesse sul paesaggio, combinando pattern spettrali, tessitura, uso del suolo e grado di antropizzazione. Questa rappresentazione consente di evidenziare variazioni ambientali non immediatamente percepibili nelle immagini satellitari tradizionali.

Per la visualizzazione sono state selezionate le bande A16, A01 e A32, assegnate rispettivamente ai canali rosso, verde e blu. La banda A16 enfatizza differenze di tessitura e margini ambientali, risultando utile per distinguere aree coltivate da superfici naturali; A01 rappresenta gradienti ecologici legati alla copertura vegetale e alla continuità degli habitat; A32 evidenzia superfici artificiali e transizioni brusche nel paesaggio, permettendo di individuare infrastrutture e insediamenti. Questa combinazione RGB è stata scelta per ottenere una rappresentazione cromatica efficace dell'eterogeneità ambientale nell'area di studio. Il raster annuale 2025 è stato scaricato da Google Earth Engine in formato GeoTIFF e successivamente caricato in QGIS 3.x. Nella scheda Simbologia il raster è stato impostato come "Colori banda multipla", assegnando le bande A16, A01 e A32 ai tre canali e definendo gli intervalli di visualizzazione tra –0.3 e +0.3, con miglioramento del contrasto tramite stretching MinMax, come mostrato nella configurazione utilizzata. Come base cartografica è stato aggiunto il layer Google Satellite tramite il plugin QuickMapServices, per fornire un riferimento ad alta risoluzione del territorio. Sono stati poi importati i tre posatoi del Barbagianni (*T. alba*) come layer vettoriale puntuale. Attorno a ciascun punto è stato generato un buffer di 3 km, rappresentativo del raggio di caccia indicativo della specie. I buffer sono stati mantenuti separati per analizzare l'estensione potenziale delle aree di foraggiamento e le zone di sovrapposizione tra i diversi posatoi.

4.11 Excel e gli Indici ecologici

I dati derivanti dallo studio delle borre sono stati organizzati in un database strutturato in ambiente Excel, costruito in forma matriciale con le specie disposte lungo le righe e le singole borre lungo le colonne, mentre le celle riportano i codici identificativi dei reperti. Questa struttura ha consentito una rappresentazione immediata della distribuzione delle specie nei diversi campioni e tra i differenti posatoi. Oltre al numero totale di individui per ogni specie nei diversi posatoi (N) è stata calcolata la frequenza di occorrenza che descrive il numero di presenze di ogni specie rispetto al totale delle borre per ogni posatoio (figura 28,30 e 32). Inoltre, sono stati calcolati diversi indici ecologici (Figura 35) utili a descrivere la struttura e l'organizzazione delle comunità. La diversità è stata quantificata attraverso l'indice di Simpson, che misura la probabilità che due individui scelti casualmente appartengano alla stessa specie. L'indice di Simpson è espresso come $D = 1 - \lambda$, dove $\lambda = \sum p_i^2$ e p_i rappresenta la proporzione di individui appartenenti alla specie i sul totale degli individui campionati ($p_i = n_i/N$, con n_i numero di individui della specie i e N numero totale di individui). Il termine λ misura la probabilità che due individui scelti a caso appartengano alla stessa specie, mentre D (complemento di λ) esprime la diversità: valori elevati di D indicano comunità ricche e ben strutturate, con una dominanza di poche specie limitata. L'indice di Shannon-Wiener è definito come $H' = -\sum p_i \ln p_i$ dove p_i corrisponde sempre alla proporzione relativa della specie i, e il logaritmo naturale $\ln p_i$ pondera il contributo di ciascuna specie alla diversità complessiva. Dunque, le specie rare hanno un valore di p_i ridotto e contribuiscono meno, ma non vengono trascurate. Il valore massimo

teorico della diversità, $H'_{\max} = \ln S$, dipende dal numero di specie S presenti nel campione e corrisponde alla situazione in cui tutte le specie hanno la stessa abbondanza ($p_i = 1/S$ per ogni i). Da questi due termini deriva l'indice di equipartizione $J = H'/H'_{\max}$, che varia tra 0 e 1 e indica quanto la distribuzione degli individui tra le specie si avvicina alla perfetta equità quindi valori prossimi a 1 segnalano comunità in cui nessuna specie domina nettamente sulle altre. Gli indici di termoxerofilia TX1 e TX2 sono costruiti come rapporti tra gruppi funzionali o tassonomici: TX1 = Crocidurini / Sorcidi esprime la proporzione di Crocidurini, tipicamente più legati ad ambienti termoxerici, rispetto all'insieme dei Sorcidi, mentre TX2 = (Suncus + Mus + Rattus) / Totale indica la frazione di specie maggiormente associate ad ambienti antropizzati. L'indice agronomico-ambientale espresso come A' = Microtidi / Muridi mette in rapporto i Microtidi legati a praterie e coltivi con l'insieme dei Muridi, fornendo una misura sintetica del peso relativo delle specie tipiche di contesti agronomici rispetto alla comunità murina complessiva. In fine, sono stati calcolati due indici di livello trofico (I.L.T.) espressi come rapporti e denominati rispettivamente I.L.T.1 dato dagli Insettivori rispetto al Totale di individui e I.L.T.2 che descrive il numero di Insettivori rispetto a quello dei Roditori evidenziando il bilanciamento tra differenti livelli trofici all'interno della comunità. In tutti i casi, la struttura di rapporto consente di interpretare facilmente gli indici come percentuali o proporzioni, rendendo immediata la lettura ecologica dei cambiamenti nella composizione faunistica. Valori prossimi a 1 indicano una struttura trofica complessa, caratterizzata da una componente elevata di insettivori all'interno della comunità. Una rete trofica così articolata suggerisce la presenza di una diversa gamma di insetti, la cui abbondanza rappresenta un indicatore affidabile di un buon stato di conservazione dell'ecosistema.

5 Risultati

5.1 Contesto territoriale e uso del suolo

L'analisi della distribuzione delle classi di copertura del suolo, riportata in Figura 25 che fa riferimento alla cartografia della Figura 9, evidenzia che l'area di studio e il buffer di 2 km intorno ad essa presentano una struttura paesaggistica fortemente eterogenea, nella quale coesistono elementi agricoli, ambienti seminaturali e superfici a formazioni calanchive. La matrice territoriale con il 45,3% risulta dominata prevalentemente da seminativi in aree non irrigue, che rappresentano la componente più estesa del paesaggio. I boschi di latifoglie, che rappresentano il 16% dell'area di studio, risultano concentrati nei fondovalle e nei versanti acclivi posti a ridosso dei calanchi e di altri settori morfologicamente difficili da raggiungere. All'interno di questa copertura si distinguono macchie mediterranee a roverella, tipiche dei versanti termo-xerofili, boschi ripariali dominati da pioppi e salici, sviluppati lungo i corsi d'acqua e nelle aree umide, e rimboschimenti impiantati su pendenze marcate. A queste formazioni si aggiungono strette fasce verdi lineari, collocate lungo i confini tra appezzamenti agricoli. La vegetazione arbustiva e forestale in evoluzione copre il 13,3% dell'area di studio ed è distribuita prevalentemente lungo i versanti e nelle zone meno idonee alle attività agricole. Essa forma zone di transizione che collegano gli ambienti aperti alle coperture vegetali più mature e contribuisce alla strutturazione di un mosaico paesaggistico complesso, formando un sistema di connessione tra le diverse unità ambientali. L'estensione di tali superfici risulta verosimilmente sottostimata, poiché anche in alcune aree classificate come agricole o formazioni calanchive è già in atto una successione ecologica non rilevabile attraverso il dataset del CLC. Nell'area di studio i vigneti costituiscono una componente agricola significativa, con una copertura pari all'8,1%. Essi risultano localizzati lungo i versanti caratterizzati da pendenze marcate. A causa delle esigenze idriche elevate, questi impianti sono frequentemente associati alla presenza di invasi artificiali. La categoria Frutteti e Frutti minori copre il 6,8% dell'area di studio; una parte delle superfici classificate come CLC 222 risulta riconducibile alla categoria CLC 223 (Oliveti), e alcune di queste colture potrebbero essere in stato di abbandono. Queste superfici si distribuiscono prevalentemente nelle zone a pendenza moderata. Le formazioni calanchive occupano il 5,9% del territorio e costituiscono una tipologia morfologica caratterizzata da versanti incisi e superfici a copertura vegetale ridotta. Il tessuto urbano continuo interessa il 2,8% della superficie totale, corrispondente principalmente al centro urbano di Atri e alla frazione Villa San Romualdo. Il tessuto urbano discontinuo rappresenta lo 0,7%, formato da edifici sparsi o piccoli nuclei associati ad infrastrutture agricole. Le aree industriali e commerciali coprono complessivamente lo 0,6% del territorio e includono la discarica comunale situata a nord di Atri e alcuni poli produttivi localizzati nel fondovalle del Torrente Piomba, in prossimità della SP31. La rete stradale incide per lo 0,2% della superficie ed è costituita principalmente dalla SP553, dalla SP31 e dalla strada di fondovalle del Torrente Piomba, situata lungo il margine sud-occidentale della ZSC.

Le acque interne, che rappresentano lo 0,1% della superficie, comprendono il torrente Piomba e alcuni invasi artificiali. Nel complesso, l'area di studio presenta un mosaico paesaggistico dominato dalla matrice agricola, alla quale si affiancano elementi naturali e seminaturali che ne articolano la struttura. Le superfici coltivate sono interrotte da fasce vegetate e nuclei forestali, distribuiti nei settori meno accessibili. Le aree calanchive, diffuse lungo i versanti più acclivi, limitano l'accessibilità e favoriscono la presenza di zone a elevata naturalità. L'insieme di queste componenti genera un paesaggio eterogeneo, nel quale la prevalenza delle superfici agricole risulta bilanciata da un sistema continuo di corridoi ecologici e coperture naturali

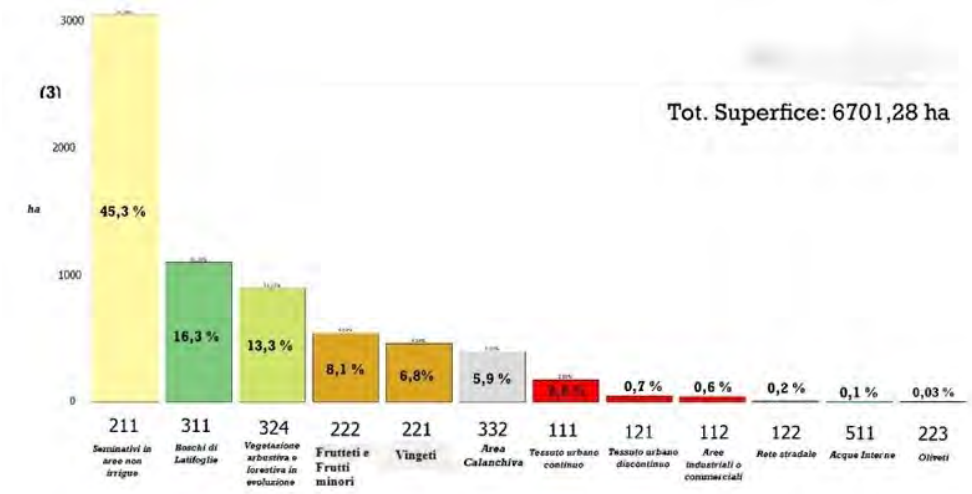


Figura 25. Distribuzione delle classi di copertura del suolo nella ZSC e il Buffer di 2km espressa in ettari e percentuali, sulla base della classificazione CLC 2018

5.2 Uso del Suolo all'interno della ZSC

La distribuzione delle classi di copertura del suolo all'interno della ZSC IT7120083 "Calanchi d'Atri" mostra una configurazione nettamente differente rispetto a quella osservata nel territorio complessivo (Figura 10). Nella ZSC, i seminativi in aree non irrigue rappresentano solamente il 31,5% evidenziando una minore dominanza della matrice agricola. Parallelamente, le coperture naturali e seminaturali risultano più estese infatti la vegetazione arbustiva e forestale in evoluzione raggiunge il 24,9% mentre i boschi di latifoglia coprono il 17,2%. Le aree calanchive costituiscono un elemento particolarmente caratteristico della ZSC, dove raggiungono il 14%, una percentuale più che doppia rispetto al 5,9% rilevato nel territorio complessivo. Le colture specializzate, aggregate nella categoria vigneti, uliveti e frutteti, risultano invece meno rappresentate nella ZSC (9,7%) rispetto al totale (15%), confermando una minore incidenza delle superfici agricole permanenti all'interno dell'area protetta. Le componenti antropiche sono molto limitate: il tessuto urbano si attesta all'1,6% del

territorio complessivo, mentre le acque interne raggiungono l'1,1%, valore più elevato rispetto allo 0,1% dell'area totale (figura 26). Nel complesso, la ZSC presenta una struttura paesaggistica più naturale, con una maggiore incidenza di coperture vegetali e morfologie tipiche, e una riduzione delle superfici agricole e antropizzate rispetto al mosaico territoriale circostante. Questa configurazione evidenzia una distinzione netta tra l'area protetta e il contesto più ampio, con la ZSC caratterizzata da una maggiore eterogeneità ecologica e da una presenza più marcata di elementi naturali. Inoltre, va evidenziato che la percentuale di acque interne e quella relativa alla vegetazione arbustiva e forestale in evoluzione all'interno della ZSC sono state aggiornate sulla base di una verifica diretta della cartografia CLC e delle immagini satellitari. Al contrario, nel territorio complessivo che include il buffer di 2 km tali categorie risultano sottostimate, poiché derivate esclusivamente dal dataset CLC, che tende a non rilevare le superfici di piccola estensione o le fasi iniziali dei processi di successione vegetazionale.

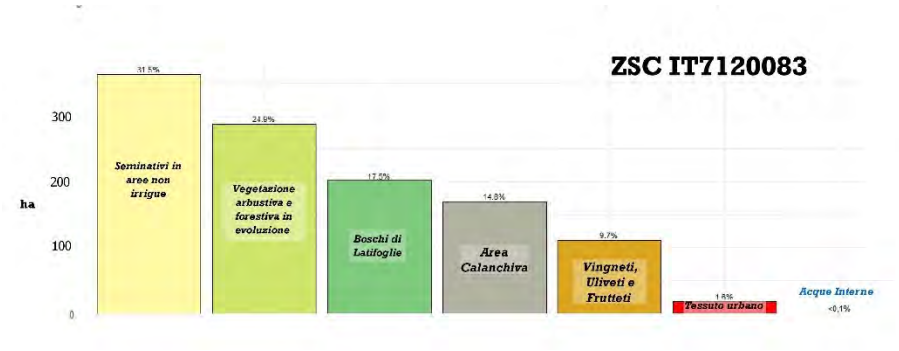


Figura 26. L'Istogramma raffigura le diverse categorie di uso del suolo nella ZSC

5.3 Edifici abbandonati e posatoi attivi

Come riportato in Figura 9, nell'area di studio sono stati individuati complessivamente 31 edifici abbandonati, dei quali almeno dieci versano in condizioni di degrado o risultano inaccessibili, e pertanto non presentano le caratteristiche idonee per essere utilizzati dal barbagianni (*Tyto alba*). In diversi casi le aperture sono state chiuse, impedendo l'ingresso, mentre altri edifici, pur strutturalmente integri, non disponevano di elementi funzionali all'utilizzo come posatoio, quali porte aperte o punti di appoggio. Sono inoltre presenti edifici che, pur rispettando pienamente i requisiti strutturali, non hanno mostrato alcun segno di frequentazione da parte della specie. I siti attivi sono rappresentati in Figura 9 e contrassegnati dalle lettere A–E. In questa tesi vengono considerati esclusivamente i materiali raccolti nei siti A, B e C, mentre i due siti individuati successivamente, nel maggio 2026, saranno oggetto di analisi in studi futuri. Il sito A presenta un sottotetto accessibile dall'esterno tramite due rosoni. Poiché durante il giorno il barbagianni è stato osservato uscire dal sottotetto, la struttura è stata considerata un potenziale sito di riproduzione. Per evitare qualsiasi forma di disturbo, il

campionamento è stato limitato alla raccolta di 19 borre cadute dalla finestra indicata dalle frecce (figura 27a). La presenza del barbagianni è stata confermata sia mediante avvistamento diretto durante i sopralluoghi, sia attraverso il ritrovamento di segni di presenza, tra cui una piuma. Il casolare è situato su una collina e il lato ovest è caratterizzato da un uliveto e da una porzione di bosco maturo di latifoglie, mentre quello orientale ospita un frutteto abbandonato e una prateria diversificata. Il disturbo antropico risulta minimo, poiché non vi sono abitazioni nel raggio di 500 m e la strada di accesso è interrotta a valle del posatoio a causa di una frana. Nel posatoio B, la presenza di borre recenti e la configurazione dell'edificio indicano un utilizzo continuativo del sito, nel quale è stato possibile effettuare un campionamento regolare con una media di 20 borre al mese. L'edificio (Figura 27b) presenta un primo piano completamente accessibile, con finestre prive di infissi, ampie aperture e porte interne aperte che favoriscono l'ingresso e l'utilizzo degli ambienti come posatoi. A partire da aprile 2025 sono state raccolte complessivamente 83 borre. Il casolare è circondato da vegetazione arborea e la strada privata di accesso è ormai inaccessibile vista la presenza di una vegetazione fitta che forma un vero e proprio corridoio ecologico. In prossimità dell'edificio si trovano un campo coltivato a erba medica e trifoglio e una strada brecciata non praticabile, ai cui margini è presente una macchia matura di quercia roverella. Il posatoio C (Figura 27c) è situato nelle immediate vicinanze della strada provinciale Fondo Valle del Torrente Piomba. Il materiale di fondo è stato raccolto al primo piano del casolare, al di sotto di una porta interna (Figura 27d). Nelle vicinanze dell'edificio sono presenti tre capannoni privi di suddivisioni interne permettendo al barbagianni di volare e agevolmente (Figura 27e). L'area circostante è caratterizzata dalla presenza di campi coltivati e dalla foresta ripariale associata al Torrente Piomba.



Figura 27 Le 5 fotografie mostrano i diversi posatoi. (a) Casolare nel quale sottotetto si trova il nido. Le frecce indicano il rosone e il luogo di raccolta delle Borre
(b) posatoio attivo circondato da vegetazione arborea (c) accesso al posatoio C
(d) porta utilizzata come punto di appoggio (e) capannoni in prossimità del posatoio

5.4 Distribuzione delle specie nei posatoi

Il sito A (figura 28) presenta un numero complessivo pari a 42 individui ritrovati in un totale di 19 borre. Oltre alle varie percentuali viene riportata la frequenza di occorrenza (F.O) che descrive il numero di borre contenenti almeno un individuo di una determinata specie. Il grafico a torta della Figura 28 rende visibile le varie proporzioni delle specie ritrovate. Il sito B, caratterizzato da un campionamento più esteso di 83 borre con un totale di 181 individui (figura 30,31). Mentre nel sito C è stato raccolto il materiale attribuibile ad deposito pluriennale definito fondo per un valore complessivo di 279 individui (figura 32,33) L'analisi a livello di singola borra evidenzia una distribuzione non uniforme delle specie, con variabilità sia nella composizione sia nel numero di individui per campione. Sono presenti borre contenenti un singolo individuo appartenente a una sola specie, così come campioni caratterizzati dalla presenza contemporanea di più individui e più specie. La numerosità degli individui per borra risulta generalmente compresa tra uno e quattro, con variazioni tra i diversi siti e tra le diverse sessioni di raccolta. Dal punto di vista compositivo, si osserva una presenza diffusa di specie appartenenti ai Rodentia, in particolare rappresentati dal genere *Microtus* e dal genere *Apodemus*, distribuite in modo ricorrente nella maggior parte delle borre. Accanto a queste, sono presenti in misura minore specie appartenenti agli Eulipotyphla, quali *Crocidura*, *Suncus* e *Sorex*, la cui presenza risulta meno costante e generalmente caratterizzata da un numero inferiore di individui per campione. Sono inoltre presenti in quantità ridotta rappresentanti dei Gliridae e, in maniera occasionale, altri generi come *Talpa*. Il confronto tra i siti evidenzia differenze nella variabilità dei campioni. Il sito A presenta un numero limitato di borre e una distribuzione relativamente omogenea delle specie nelle diverse unità campionarie. Il sito B mostra una maggiore eterogeneità, con una distribuzione più articolata delle specie tra i diversi campioni e una maggiore variabilità nel numero di individui per borra. Il sito C evidenzia una differenza marcata tra la componente recente e il fondo mentre i campioni recenti presentano una numerosità ridotta e una distribuzione limitata delle specie, il fondo mostra una maggiore concentrazione di individui e una più ampia rappresentazione delle specie identificate. Nel complesso, i dati evidenziano una struttura dei campioni caratterizzata da elevata variabilità a scala fine, con differenze tra borre, tra siti e tra periodi di accumulo del materiale.

A Specie	N Su 42	%	F.O. Su 19	%
Apodemus sylvaticus	5	12	5	26,3
Apodemus	3	7,1	1	5,3
Apodemus flavicollis	3	7,1	3	15,8
Microtus savii	18	42,8	10	52,6
Microtus multiplex	3	7,1	3	15,8
Mus musculus domesticus	1	2,4	1	5,3
Rattus rattus	3	7,1	3	15,8
Crocidura leucodon	2	4,8	2	10,5
Suncus etruscus	2	4,8	1	5,3
Sorex samniticus	1	2,4	1	5,3
Eliomys quercinus	1	2,4	1	5,3

Figura 28 La tabella indica Il numero, la frequenza di ricorrenza e le varie percentuali delle specie ritrovate nel posatoio A.

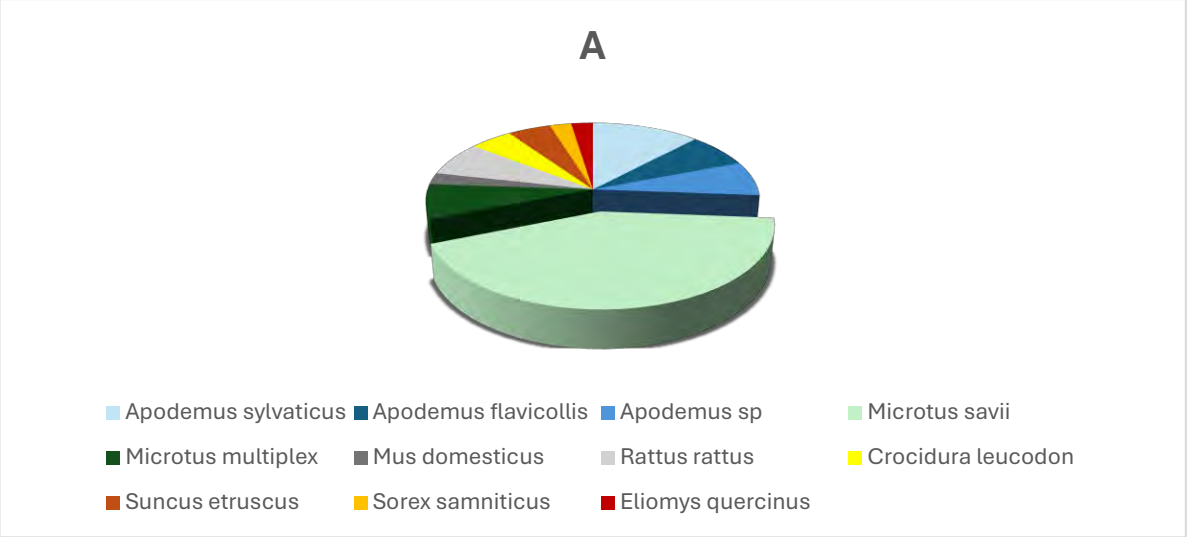


Figura 29 Il grafico a torta raffigura le varie percentuali delle specie, riportate nella leggenda, del posatoio A

B Specie	N Su 181	%	F.O. Su 83	%
Apodemus sylvaticus	45	24,9	38	45,8
Apodemus flavicollis	10	5,5	10	12
Microtus savii	47	26	38	45,8
Microtus multiplex	2	1,1	2	4,4
Microtus sp.	3	1,6	3	3,6
Mus musculus domesticus	4	2,2	4	4,8
Rattus rattus	5	2.8	5	6
Crocidura leucodon	40	22,1	28	33,7
Crocidura sauveolens	11	6,1	7	8,4
Suncus etruscus	5	2,8	5	6
Sorex samniticus	4	2,2	4	4,8
Eliomys quercinus	1	0,5	1	1,2
Gils gils	3	1,6	3	3,6
Talpa romana	1	0,5	1	1,2

Figura 30 La tabella indica Il numero, la frequenza di ricorrenza e le varie percentuali delle specie ritrovate nel posatoio B.

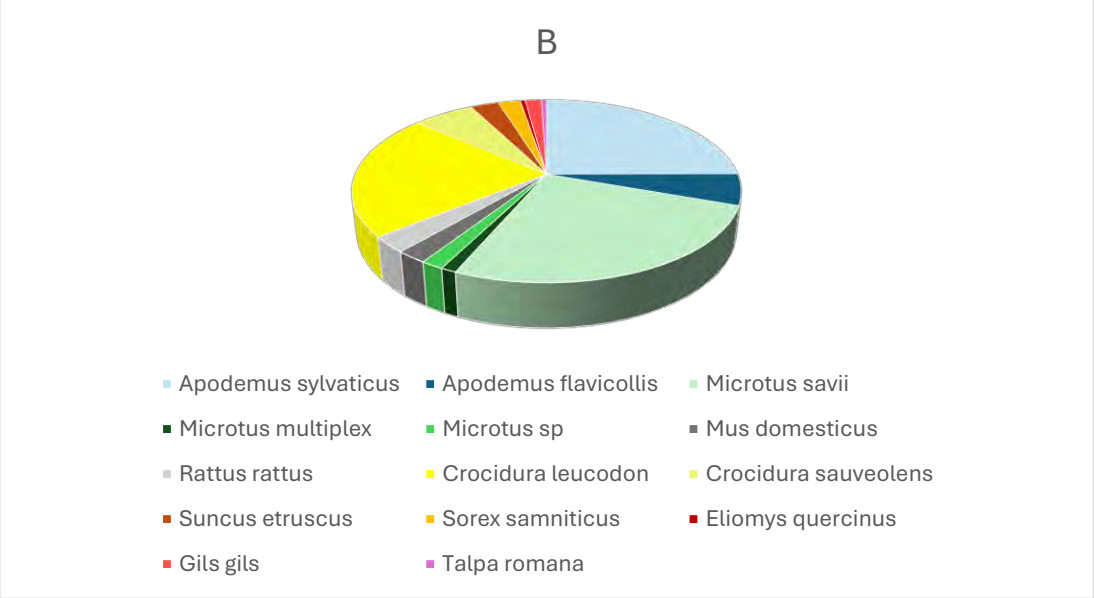


Figura 31 Il grafico a torta raffigura le varie percentuali delle specie, riportate nella leggenda, del posatoio B

C Specie	**N** Su 278	**%**
Apodemus sylvaticus	64	23
Apodemus flavicollis	1	0,3
Microtus savii	115	41,4
Microtus multiplex	11	4
Microtus sp.	15	5,4
Rattus rattus	4	1,4
Crocidura leucodon	42	15,1
Crocidura sauveolens	2	0,7
Suncus etruscus	7	2,5
Sorex samniticus	13	4,6
Eliomys quercinus	3	1,1
Gils gils	1	0,3

Figura 32 La tabella indica Il numero e la varie percentuale delle specie ritrovate nel posatoio C.

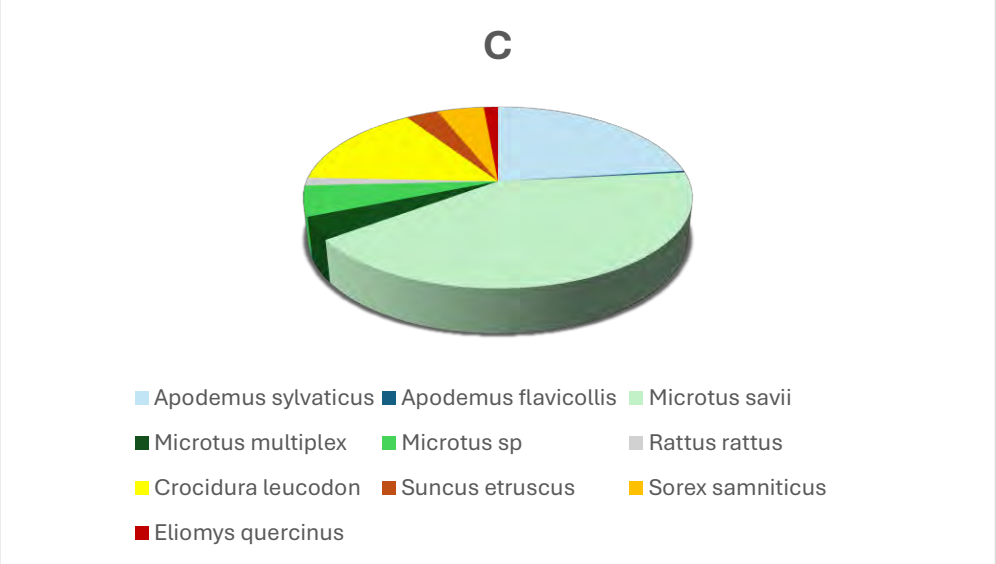


Figura 33 Il grafico a torta raffigura le varie percentuali delle specie, riportate nella leggenda, del posatoio C

5.5 Variazione della comunità dal 2002

La composizione della comunità di micromammiferi è stata analizzata sulla base dei dati ottenuti dall'analisi delle borre nei diversi anni e viene riassunta nella figura 34. Il valore del 2003 deriva dalla somma dei dati riportati nell'Analisi del popolamento di micromammiferi della Riserva dei Calanchi di Atri da borre di Strigiformi (Dott. Adriano De Ascentiis, Dott.ssa Serena Ciabò, 2003) e da quelli utilizzati nella tesi di Chiara Pettaccia (2013) intitolata "I micromammiferi della Riserva Naturale Regionale Oasi WWF Calanchi di Atri", per un totale di 511 individui. Nel periodo 2002–2009, l'Analisi faunistica dei micromammiferi della Riserva dei Calanchi di Atri condotta da Adriano De Ascentiis e Alessia Ferretti riporta un totale di 445 individui. L'analisi del 2021, presentata nella tesi Comunità di micromammiferi nella Riserva Calanchi di Atri da boli di Barbagianni Tyto alba di Arianna Marino (relatore Prof. Dino Scaravelli), si basa su 754 individui. Nel 2003 e nel periodo 2002–2009 la categoria *Apodemus s.p.* rappresenta rispettivamente il 21,33% e il 28,54, mentre nelle analisi più recenti le identificazioni sono state attribuite alle singole specie. Nel 2021 *Apodemus sylvaticus* raggiunge il 27,09% e *A. flavicollis* lo 0,13%, mentre nel 2025 *A. sylvaticus* rappresenta il 22,8% e *A. flavicollis* il 2,8%, con una presenza residuale di *Apodemus s.p.* (0,6%). *Arvicola italicus* compare esclusivamente nel 2021 con una percentuale pari allo 0,27%, risultando assente negli altri anni considerati. *Microtus savii* costituisce la specie dominante in tutti i periodi con il 55,97% nel 2003, il 46,07% nel 2002–2009, il 57,10% nel 2021 e solamente il 36% nel 2025. *Microtus multiplex* viene rilevato nel 2003 (1,57%), nel 2002–2009 (1,80%) e nel 2025 (8,33%). La categoria *Microtus sp.* mostra valori pari al 5,68% nel 2003 e all'11,69% nel 2002–2009 e nel 2025 rappresenta il 3,6%. *Mus musculus domesticus* nel periodo 2003 occupa solamente lo 0,59% nel 2003, lo 0,53% nel 2021 e l'un % nel 2025. *Rattus rattus* costituisce 1,17% nel 2003, 0,90% nel 2002–2009, 0,13% nel 2021 e 2,4% nel 2025. *Crocidura leucodon* mostra una presenza molto ridotta nelle analisi precedenti, con valori pari allo 0,98% nel 2003, 0,67% nel periodo 2002–2009 e 0,53% nel 2021. Nel 2025 si registra invece un marcato incremento, con una percentuale pari al 16,8%. *Crocidura suaveolens* mostra una presenza costante con il 2,15% nel 2003, il 2,25% nel 2002–2009 e il 2,6% nel 2025 mentre nel 2021 è stato registrato un incremento arrivando al 11,69%. *Suncus etruscus* rappresenta il 5,09% nel 2003, il 5,17% nel 2002–2009, solamente il 1,21% nel 2021 e il 2,8% nel 2025. *Sorex samniticus* compare con percentuali molto basse nel 2003 (0,20%) e nel 2002–2009 (0,22%), mentre aumenta nel 2021 (0,93%) e nel 2025 (3,6%). *Eliomys quercinus* è stato rilevato nel 2003 (0,39%), nel 2002–2009 (0,45%) e nel 2025 (1,2%). *Glis glis* compare solo nelle analisi più recenti con lo 0,27% nel 2021 e lo 0,6% nel 2025. *Muscardinus avellanarius* compare solamente nel 2003 (0,20%) e nel 2002–2009 (0,90%). *Talpa romana* mostra una presenza discontinua con lo 0,20% nel 2003, lo 0,90% nel 2002–2009 e lo 0,2% nel 2025.

Specie	2003 N	%	2002-9 N	%	2021 N	%	2025 N	%
Apodemus sp.	109	21,33	127	28,54			3	0,6
A. sylvaticus	9	1,76			204	27,09	114	22,8
A. flavicollis	8	1,57			1	0,13	14	2,8
Arvicola italicus					2	0,27		
Microtus savii	286	55,97	205	46,07	430	57,10	180	36
Microtus multiplex	8	1,57	8	1,80			15	8,33
Microtus sp.	29	5,68	52	11,69			18	3,6
Mus musculus domesticus	3	0,59			4	0,53	5	1
Rattus rattus	6	1,17	4	0,90	1	0,13	12	2,4
Rattus novergicus			2	0,45	1	0,13		
Crocidura sp.	6	1,17						
C. leucodon	5	0,98	3	0,67	4	0,53	84	16,8
C. sauveolens	11	2,15	10	2,25	88	11,69	13	2,6
Suncus etruscus	26	5,09	23	5,17	9	1,21	14	2,8
Sorex samniticus	1	0,20	1	0,22	7	0,93	18	3,6
Eliomys quercinus	2	0,39	2	0,45			6	1.2
Gils gils					2	0,27	3	0,6
Muscardinus avellanarius	1	0,20	4	0,90				
Talpa romana	1	0,20	4	0,90			1	0,2
Totale N	511		445			753		500

Figura 34 Tabella che riporta il numero di individui e la relativa percentuale delle diverse specie ritrovate nelle analisi dei micromammiferi.

5.6 Analisi degli indici ecologici e trofici

L'analisi degli indici trofici è stata effettuata al fine di descrivere la struttura della comunità di micromammiferi i cui risultati sono riportati in Figura 35. L'indice di Simpson presenta un valore pari a 0,63 nel 2003, 0,68 nel periodo 2002–2009, 0,58 nel 2021 e 0,78 nel 2025. L'indice di Shannon-Wiener risulta pari a 1,49 nel 2003, 1,5 nel periodo 2002–2009, 1,13 nel 2021 e 1,90 nel 2025. L'indice di equipartizione (J) mostra valori pari a 0,56 nel 2003, 0,60 nel periodo 2002–2009, 0,45 nel 2021 e 0,76 nel 2025. L'indice di termoxerofilia TX1 è pari a 0,48 nel 2003, 0,35 nel periodo 2002–2009, 0,85 nel 2021 e 0,73 nel 2025, mentre TX2 assume valori pari a 0,07 nel 2003, 0,07 nel periodo 2002–2009, 0,02 nel 2021 e 0,07 nel 2025. L'indice agronomico-ambientale (A') risulta pari a 2,39 nel 2003, 1,99 nel periodo 2002–2009, 2,03 nel 2021 e 1,43 nel 2025. L'Indice di Livello Trofico 1 (insettivori/totale) mostra valori pari a 0,10 nel 2003, 0,09 nel periodo 2002–2009, 0,14 nel 2021 e 0,26 nel 2025, mentre l'Indice di Livello Trofico 2 (insettivori/roditori) risulta pari a 0,10 nel 2003, 0,10 nel periodo 2002–2009, 0,15 nel 2021 e 0,26 nel 2025.
I Rodentia costituiscono la componente dominante in tutti i periodi considerati, con una percentuale pari al 90,21% nel 2003, 90,79% nel periodo 2002–2009 e 86,66% nel 2025, mantenendo valori sempre superiori all'85% del totale degli individui. Gli Eulipotyphla presentano invece percentuali pari al 9,78% nel 2003, 9,21% nel periodo 2002–2009 e raggiungono il 14,34% nel 2021 per poi arrivare al 26% nel 2025.

Indice ecologici	Anno :	2003	2002-9	2021	2025
Simpson	D = 1 – λ , λ=∑pi2	0.63	0.68	0.58	0.78
Shannon-Wiene	H' = - ∑ (pi) ln (pi)	1.49	1.5	1.13	1.90
	H'max = lnS	2.63	2.48	2.48	2.48
Equipartizione (J)	J = H' / H'max	0.56	0.60	0.45	0.76
Termoxerofilia	TX_1 =Crocidurni/Sorcidi	0.48	0.35	0.85	0.73
	TX_2 = (Suncus+Mus+Rattus)/totale	0.07	0.07	0.02	0.07
Agronomico/ Ambientale	A'= Microdi/ Muridi	2.39	1.99	2.03	1.43
Indice di Livello Trofico 1	I.L.T 1 = Insettivori/ Totale	0.10	0.09	0.14	0.26
Indice di Livello Trofico 2	I.L.T. 2 = Insettivori/ Roditori	0.11	0.10	0.17	0.35
Eulipotyphla	rispetto al totale (%)	9.78 %	9.21	14.34	26,00
Rodentia		90.21 %	90.79	86.66	74,00

Figura 35 vengono riportati i diversi indici ecologici e trofici nei rispettivi anni in cui sono state fatte delle analisi sulla comunità di micromammiferi.

6. Discussione

6.1 L'efficienza del Barbagianni come Bioindicatore

L'impiego del Barbagianni (*Tyto alba*) come strumento di analisi delle comunità di micromammiferi rappresenta uno degli approcci più consolidati nell'ambito dell'ecologia del paesaggio, in particolare nei contesti agricoli e semi-naturali dell'area mediterranea. La sua efficacia deriva dalla stretta relazione tra la composizione della dieta e la disponibilità di prede nel territorio di caccia, che consente di ottenere una rappresentazione indiretta ma altamente informativa della fauna locale. Questo aspetto rende l'analisi delle borre uno strumento particolarmente utile non solo per descrivere la biodiversità, ma anche per interpretare le dinamiche ecologiche e le trasformazioni del paesaggio. Rispetto ai metodi di campionamento diretto, come il trapping o altre tecniche di cattura, l'analisi delle borre presenta vantaggi considerevoli. In primo luogo, si tratta di un approccio non invasivo, che non altera le dinamiche delle popolazioni oggetto di studio e permette una raccolta continuativa nel tempo. Questo consente di ottenere dataset più ampi e meno soggetti a bias legati alla cattura selettiva. Inoltre, il Barbagianni, durante le attività di caccia, sfrutta un territorio relativamente esteso, generalmente compreso entro un raggio di 3 chilometri dal sito di nidificazione (figura 36), permettendo di integrare informazioni provenienti da diversi habitat all'interno di un unico campione. Un ulteriore punto di forza è rappresentato dalla capacità di questo metodo di rilevare anche specie elusive o difficilmente osservabili con tecniche tradizionali. Diversi studi condotti in Europa hanno dimostrato come l'analisi delle borre possa essere utilizzata anche per monitorare taxa non facilmente rilevabili sul campo, inclusi piccoli vertebrati e specie notturne o criptiche. In questo senso, il Barbagianni può essere considerato un vero e proprio "collettore ecologico", capace di fornire un quadro sintetico ma rappresentativo della comunità biologica presente in un determinato territorio. Questo approccio risulta particolarmente efficace nei paesaggi mediterranei, caratterizzati da una forte eterogeneità ambientale e da una complessa interazione tra componenti naturali e antropiche (Figura 37). Studi su larga scala hanno evidenziato come la dieta del Barbagianni rifletta la struttura delle comunità di micromammiferi in modo coerente, mostrando una certa omogeneità nelle specie dominanti ma una maggiore variabilità nelle componenti secondarie, che risultano sensibili alle caratteristiche locali del paesaggio (Riegert et al., 2021). Questo implica che l'analisi delle borre non solo descrive la presenza delle specie, ma permette anche di inferire aspetti legati alla struttura ecologica del sistema. Nel caso specifico dell'area di studio, l'utilizzo delle borre ha permesso di evidenziare una comunità dominata da poche specie generaliste, ma al tempo stesso caratterizzata da una componente secondaria significativa. Questa struttura è tipica dei paesaggi agricoli mediterranei, nei quali specie come *Microtus savii* e *Apodemus sylvaticus* rappresentano la base trofica principale, mentre altri taxa contribuiscono alla diversificazione del sistema (Ferri et al., 2021). L'informazione derivante dall'analisi delle borre si rivela quindi particolarmente utile per individuare i principali gruppi funzionali e comprendere il livello di articolazione della comunità.

6.2 I Limiti dell'Analisi delle Borre

Uno dei principali limiti è rappresentato dalla natura opportunistica del Barbagianni. La composizione della dieta non corrisponde infatti in modo diretto alla reale abbondanza delle specie nell'ambiente, ma riflette una combinazione di disponibilità, accessibilità e vulnerabilità delle prede. Questo comporta una maggiore rappresentazione di taxa facilmente catturabili, tipicamente associati agli ambienti aperti, come le arvicole, e una minore rappresentazione di specie arboricole, forestali o strettamente ipogee. Studi comparativi hanno evidenziato come le comunità ricostruite attraverso le borre tendano a essere dominate da un numero limitato di specie generaliste, mentre le specie più specializzate risultano sottostimate o assenti (Riegert et al., 2021). Questo aspetto emerge chiaramente anche nel presente studio, dove la forte dominanza di *Microtus savii* può essere interpretata sia come riflesso della reale abbondanza della specie sia come effetto della sua elevata vulnerabilità alla predazione. Le arvicole, infatti, per il loro comportamento e l'utilizzo di ambienti aperti, risultano particolarmente esposte alla predazione da parte di rapaci notturni, contribuendo a un'ampia rappresentazione nelle borre. Un ulteriore limite riguarda la selezione spaziale operata dal predatore. Il territorio di caccia del Barbagianni è generalmente limitato a un raggio di circa 2–3 km dal sito di nidificazione o dal posatoio, con variazioni legate alla disponibilità di prede e alla struttura del paesaggio (figura 36). Questo implica che il campionamento non sia distribuito in modo omogeneo sull'intera superficie della ZSC, ma rifletta le condizioni locali delle aree maggiormente frequentate dal predatore (Ferri et al., 2021). Nel caso dei Calanchi di Atri, questo aspetto assume particolare rilevanza, considerando l'estensione dell'area protetta e la sua eterogeneità ambientale. Le analisi precedenti utilizzate come termine di confronto non permettevano sempre di di associare con precisione il dataset dei micromammiferi ritrovati nelle borre ad un determinato posatoio. Di conseguenza, i dati storici rappresentano una stima riferita all'intera area di studio. Come evidenziato anche dall'analisi GIS, non tutti gli edifici presenti sono idonei all'utilizzo da parte del Barbagianni, e ciò determina una distribuzione non uniforme dei siti di raccolta. Questo può influenzare la rappresentatività della dieta rispetto all'intero territorio, focalizzando il campionamento su specifiche porzioni del paesaggio. Un altro aspetto critico riguarda la conservazione dei resti ossei all'interno delle borre. Il processo di digestione e rigurgito può determinare una frammentazione significativa dei reperti, rendendo difficile l'identificazione di alcune specie, in particolare quelle di piccole dimensioni. Nel presente studio, il caso di *Suncus etruscus* ne è un esempio emblematico visto che sono stati ritrovati solamente mandibole isolate. Questo comporta una probabile sottostima della sua frequenza e rende cauta qualsiasi interpretazione relativa alla sua dinamica temporale. Questo tipo di "bias" tassonomico è ampiamente documentato in letteratura, dove viene evidenziato come le specie di piccole dimensioni o con strutture ossee fragili tendano a essere sottorappresentate nelle borre. Di conseguenza, la variazione osservata per alcune specie non può essere interpretata unicamente in termini ecologici, ma deve essere considerata anche alla luce dei limiti del metodo. Un ulteriore elemento da considerare è rappresentato dalla

componente temporale dei campioni. Nel presente studio il materiale raccolto nel Posatoio C è caratterizzato da accumulo pluriennale (fondo) difficilmente databile e di conseguenza introduce una variabilità legata al periodo di deposizione. Nonostante questi limiti, numerosi studi evidenziano come l'analisi delle borre rimanga uno degli strumenti più efficaci per lo studio delle comunità di piccoli mammiferi, soprattutto se integrata con altre metodologie. In particolare, la combinazione con dati GIS e con tecniche di monitoraggio diretto consente di superare le limitazioni del singolo approccio, fornendo un quadro più completo e affidabile del sistema ecologico (Riegert et al., 2021; Ferri et al., 2021). Nel contesto del presente lavoro, l'integrazione tra analisi trofica, dati spaziali aggiornati e confronto temporale permette di risalire a variazioni nella comunità dei micromammiferi dovuti ad un cambiamento strutturale nell'area di studio. L'analisi delle borre non viene quindi utilizzata come unico strumento descrittivo, ma come parte di un approccio multidimensionale che tiene conto dei limiti e delle potenzialità del metodo.

6.3 L'Importanza del Monitoraggio a Lungo Termine

Un elemento di grande rilevanza nel presente studio è rappresentato dalla disponibilità di dati relativi a diversi periodi temporali. Questo consente di adottare un approccio di lungo termine, fondamentale per distinguere tra variazioni legate a fluttuazioni naturali delle popolazioni e cambiamenti strutturali della comunità. Tale aspetto è particolarmente importante nel caso dei micromammiferi, gruppi caratterizzati da un elevato tasso riproduttivo e da cicli demografici rapidi, che possono determinare oscillazioni marcate anche nell'arco di pochi anni. Come ad esempio l'alternanza di dominanza dovuta a dinamiche competitive tra *Crocidura leucodon* e *Crocidura suaveolens*. In ecologia, la possibilità di disporre di serie temporali rappresenta un valore aggiunto significativo, in quanto permette di osservare l'evoluzione delle comunità nel tempo e di individuare eventuali tendenze legate a modificazioni ambientali o gestionali. L'analisi comparata dei dataset del 2003, del periodo 2002–2009 e del 2021 mostra una notevole stabilità della componente dominante della comunità, con *Microtus savii* attestato intorno al 50% in tutti questi intervalli temporali. A questa continuità si affiancano variazioni più marcate nella componente secondaria, che già nei primi tre periodi evidenzia oscillazioni percentuali tra le diverse specie meno abbondanti. Invece nel 2025 la dominaza di *Microtus savii* scende al 36%, mentre il genere *Crocidura* mostra un incremento significativo, passando da valori complessivi intorno al 12% fino a raggiungere il 18%. Questa dinamica è coerente con quanto riportato in letteratura, secondo cui le specie dominanti tendono a mantenere una certa stabilità nel tempo, mentre le variazioni più pronunciate riguardano le specie meno rappresentate, spesso più sensibili ai cambiamenti ambientali e alle modificazioni dell'habitat. Per questo motivo, l'analisi delle componenti secondarie della comunità riveste un ruolo particolarmente importante, poiché può fornire segnali precoci e più sensibili delle trasformazioni ecologiche in atto.

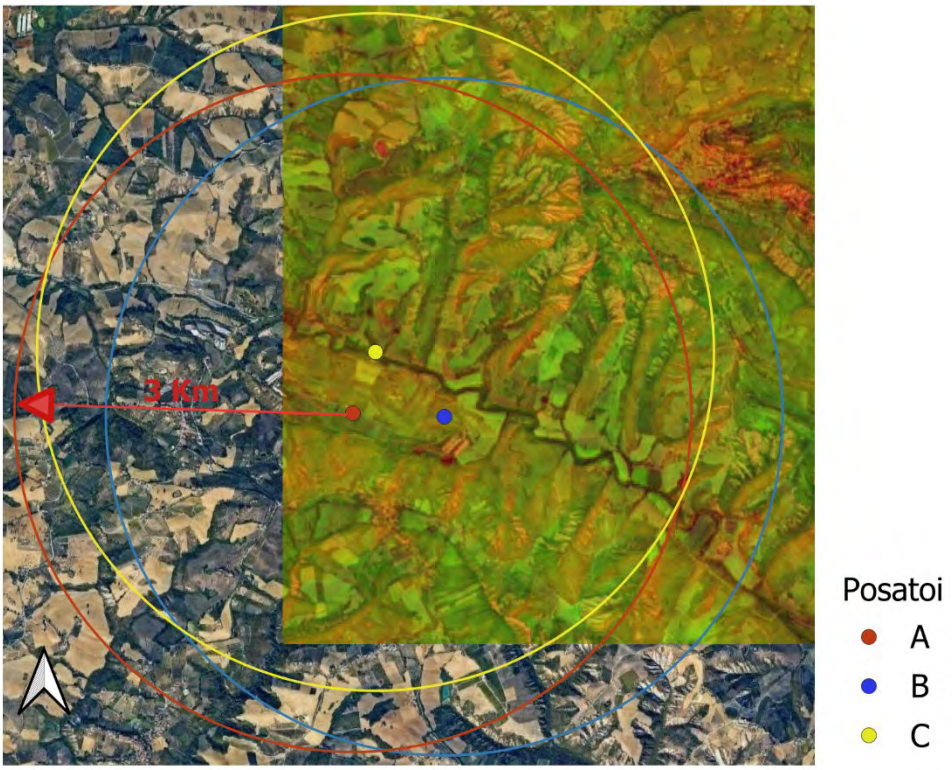


Figura 36 Visualizzazione dei posatoi A, B e C del Barbagianni (*Tyto alba*) e dei rispettivi buffer circolari di 3 km, rappresentativi del raggio di caccia indicativo della specie. La mappa integra la base satellitare con un raster multibanda derivato dal dataset Satellite Embedding V1 (2025) per evidenziare gradienti ambientali e tessitura del paesaggio.

6.4 Valutazione dell'uso del suolo e criticità dei dataset cartografici

Per analizzare le dinamiche ecologiche in atto all'interno della ZSC IT7120083 "Calanchi di Atri" è stato necessario ricostruire con precisione la struttura del paesaggio, integrando dati cartografici ufficiali, rilievi di campo e prodotti satellitari ad alta risoluzione. L'area di studio si colloca in un contesto paesaggistico tipicamente mediterraneo, caratterizzato da una marcata eterogeneità ambientale e da una struttura a mosaico in cui superfici agricole residuali si alternano a habitat seminaturali, formazioni calanchive e ampie porzioni di territorio in evoluzione. Questa configurazione genera un sistema dinamico, nel quale componenti naturali e antropiche risultano strettamente interconnesse, favorendo la presenza di comunità biologiche diversificate e rendendo indispensabile una caratterizzazione fine dell'uso del suolo. Il dataset CORINE Land Cover 2018 (CLC) ha rappresentato il punto di partenza per la mappatura degli habitat, ma la sua struttura a poligoni di grandi dimensioni non è risultata adeguata a cogliere la reale suddivisione del paesaggio della ZSC "Calanchi d'Atri". Le superfici arbustive e boschive in evoluzione, che costituiscono una delle componenti più dinamiche del territorio, risultavano inglobate in poligoni estesi, impedendo di riconoscere le patch

di piccole dimensioni e le transizioni ambientali che caratterizzano questo sistema (Figura 37). Come evidenziato nel 2017 da De Albentiis e Zullo nella tesi intitolata “Tecniche di monitoraggio ambientale 3D-HRM in aree a rischio geomorfologico mediante tecnologie GIS-APR” De Albentiis e Zullo (2017), anche all’interno dei poligoni classificati come “formazioni calanchive” è presente una vegetazione spontanea in evoluzione non rilevata dal CLC. Tale discrepanza deriva dal fatto che il CLC si basa esclusivamente su immagini satellitari a media risoluzione, che non permettono di distinguere superfici abbandonate, incolti, arbusteti lineari o micro-corridoi ecologici. Per questo motivo, una parte significativa dei poligoni CLC è stata ridisegnata manualmente, ricostruendo la reale estensione delle superfici in evoluzione e riportando la collocazione dei diversi edifici abbandonati. Il ridisegno ha evidenziato un aumento consistente della categoria 324 rispetto a quanto riportato dal CLC, mostrando che molte superfici classificate come agricole erano in realtà incolti talvolta riconducibili a fenomeni gravitativi o instabilità dei versanti. Parallelamente, è stato analizzato il raster Satellite Embedding V1(2025), un prodotto multibanda derivato da un modello di deep learning addestrato su immagini Sentinel-2. Nonostante la risoluzione di 10 m e la capacità di sintetizzare gradienti ambientali complessi, anche questo dataset non rispecchia pienamente il reale uso del suolo, soprattutto nelle aree calanchive dove la morfologia estremamente variabile genera transizioni rapide difficili da catturare con una griglia regolare. Le bande selezionate (A16, A01, A32) hanno permesso di evidenziare tessiture, gradienti vegetazionali e superfici artificiali, ma la rappresentazione rimane comunque una semplificazione rispetto al paesaggio osservabile sul campo (figura 36) Anche l’immagine raster, dunque, tende a sottostimare le superfici in evoluzione e non permette di distinguere con precisione arbusteti lineari, siepi, margini agrari e micro-corridoi ecologici. Considerati questi limiti, non avrebbe senso confrontare l’uso del suolo tra anni diversi utilizzando esclusivamente i dataset ufficiali. Le versioni precedenti del CLC (ad es. 2012) presentano infatti gli stessi limiti di scala e aggiornamento, e qualsiasi confronto temporale basato su tali dati produrrebbe una sottostima sistematica delle superfici in evoluzione e delle dinamiche di rinaturalizzazione. Solo attraverso la ricostruzione manuale e l’integrazione tra dati satellitari, rilievi di campo e analisi GIS è stato possibile ottenere una rappresentazione fedele del mosaico ambientale dei Calanchi di Atri e cogliere le trasformazioni in atto, che influenzano direttamente la struttura delle comunità biologiche e la dieta del Barbagianni.

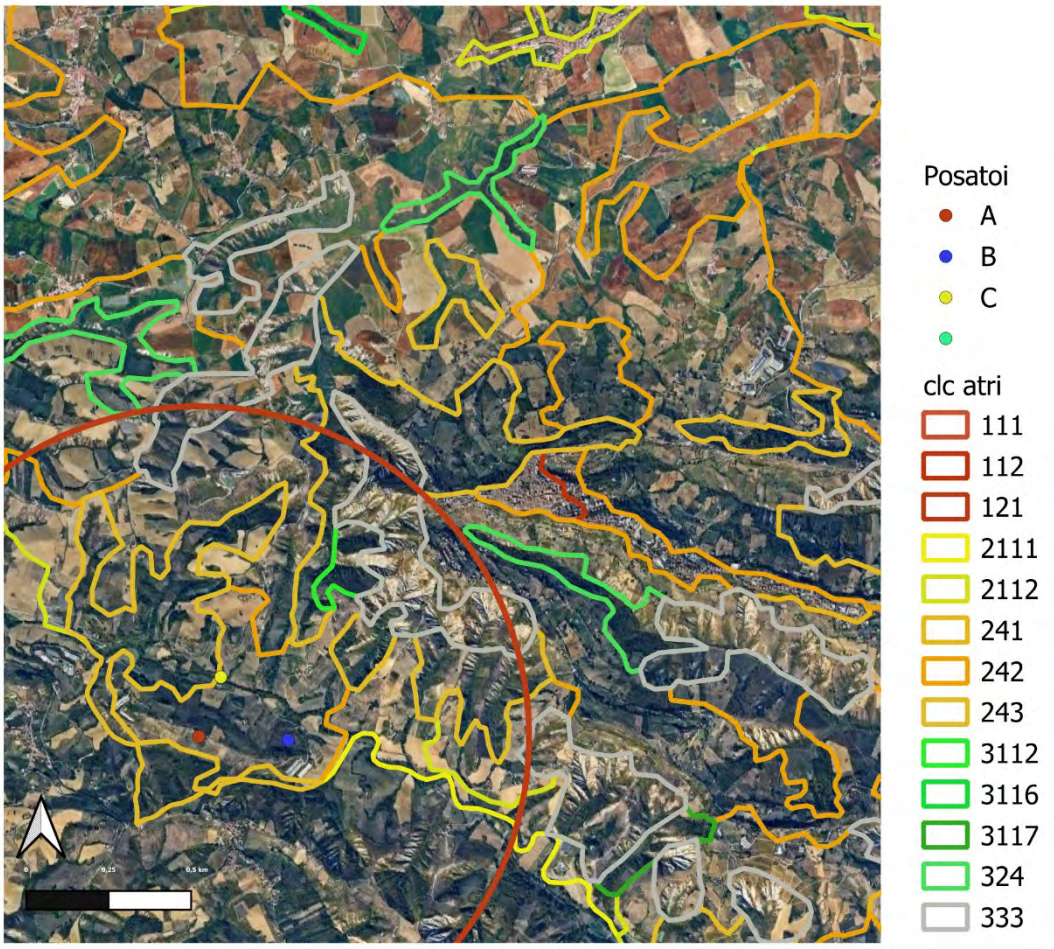


Figura 37 Mappa dell'area di studio con classificazione dell'uso del suolo secondo il dataset CORINE Land Cover (CLC) non modificato. Le diverse classi sono rappresentate mediante poligoni colorati. Sono riportati anche i tre posatoi del Barbagianni (*Tyto alba*) identificati come A, B e C. mentre il cerchio rosso rappresenta il buffer di 3 km dal posatoio A, indicativo del raggio di caccia del Barbagianni.

6.5 La formazione dei calanchi

L'Orogenesi appenninica come catena di avanfossa e nello specifico la convergenza tra la palcca adriatica e quella europea ha favorito lo spostamento verso est del (fronte orogenico) e il relativo sollevamento con la formazione di pieghe, faglie inverse e, nella fase finale, una tettonica estensionale che apre bacini distensivi. Durante Pliocene (circa 5,3–2,6 Ma di anni fa) la crosta adriatica si assottiglia e si formano strutture a "horst e graben", che vedono la successiva sedimentazione delle argille marine, inoltre, questi sedimenti hanno inglobato una ricca fauna bentonica (bivalvi, gasteropodi, echinodermi) favorita appunto dall'ambiente sublitorale con un elevato apporto di ossigeno, luce e nutrimenti. Nello specifico nel territorio di Atri il substrato geologico è costituito prevalentemente da argille grigio-azzurre di origine sedimentarie deposti in ambienti marini poco profondi durante il Pliocene. Esse sono caratterizzate da una

struttura fine, scarsamente cementata e una permeabilità molto ridotta limitando l'infiltrazione delle acque meteoriche. Di conseguenza, il ruscellamento superficiale rappresenta il principale meccanismo di deflusso idrico, favorendo processi di dilavamento diffuso, erosione concentrata e colate fangose. L'alternanza tra periodi siccitosi e precipitazioni intense induce cicli ripetuti di imbibizione e disseccamento delle argille, con una progressiva riduzione della coesione dei materiali e un aumento della suscettibilità all'erosione. A ricorrenza non trascurabile avviene anche la messa in affioramento di fossili marini considerati una testimonianza delle antiche condizioni deposizionali dell'area e ulteriore elemento di rilevanza scientifica e didattica. In corrispondenza delle creste e dei divisori sommitali, la maggiore presenza di limo e sabbia, talvolta parzialmente cementati, conferisce ai sedimenti una maggiore resistenza meccanica, favorendo la stabilità e la persistenza di profili affilati nel tempo (Figura 8). L'intensità dei processi erosivi è stata storicamente favorita da fattori antropici, quali la deforestazione, il pascolo e le pratiche agricole esercitate in periodi di carestia anche su pendii acclivi, talvolta con lavorazioni del suolo orientate lungo la linea di massima pendenza. Tali interventi hanno contribuito alla riduzione della copertura vegetale e all'esposizione diretta dei suoli all'azione erosiva delle acque meteoriche. Inoltre, nell'area sono state rinvenute diverse fornaci di epoca romana, utilizzate per la produzione di anfore destinate all'esportazione. La loro presenza indica l'esistenza di cave locali e un prelievo continuativo delle argille pregiate.

6.6 La vegetazione arbustiva in evoluzione come corridoio ecologico

La vegetazione arbustiva e boschiva in evoluzione (classe 324) si sviluppa in modo preferenziale in tutte quelle porzioni del territorio dei Calanchi di Atri dove le condizioni geomorfologiche e gestionali impediscono la continuità delle pratiche agricole. Una parte consistente di queste superfici è sottratta all'uso agricolo a causa di fenomeni gravitativi, che determinano il distacco di porzioni di versante e rendono i terreni instabili o difficilmente accessibili. In altri casi si tratta di aree abbandonate, dove la cessazione delle lavorazioni ha permesso alla vegetazione spontanea di insediarsi e progredire nella successione ecologica, talvolta con un utilizzo residuale per il pascolo ovino, che mantiene porzioni di prateria secondaria. Essa si forma nei solchi antecedenti ai calanchi, dove l'accumulo di materiale derivato dalle erosioni è ridotto mentre l'apporto idrico risulta elevato. Inoltre, queste aree si sviluppano a monte delle incisioni calanchive e lungo le creste, dove la forte pendenza e l'instabilità dei versanti impediscono la coltivazione. Infine, compaiono lungo i margini agrari, nelle fasce adiacenti alla rete stradale e nelle zone ecotonali dei boschi, dove la transizione tra ambienti differenti favorisce l'insediamento di specie pioniere. Nelle superfici arbustive la successione ha superato gli stadi iniziali e compaiono Rosaceae come *Rosa canina* e *Rosa sempervirens*, insieme alla ginestra (*Genista scorpius*), che stabilizza i versanti grazie alle radici profonde. Nelle superfici arboree in evoluzione si osservano individui sparsi di latifoglie autoctone e specie tipiche di ambienti abbandonati, tra cui *Prunus spinosa*, *Malus domestica*, *Pirus piraster*, *Ficus carica*, *Sorbus domestica* e

Cydonia oblonga con una copertura arborea tra il 5 e il 20 %. Dal punto di vista ecologico, la classe 324 svolge un ruolo fondamentale come corridoio ecologico. Arbusteti, siepi, filari di alberi lungo le strade o come confine degli appezzamenti agricoli, frutteti abbandonati (come quello presente in prossimità del posatoio A) e piccoli boschetti costituiscono una rete continua di micro-habitat che riduce la frammentazione del paesaggio. Questi elementi lineari permettono alla fauna di spostarsi evitando l'attraversamento di superfici agricole prive di copertura vegetale, offrendo rifugi, siti di riproduzione, zone di protezione e risorse trofiche. La loro efficacia è amplificata dagli ecotoni, le zone di transizione tra habitat differenti, che nei Calanchi di Atri sono particolarmente diffusi e ricchi di biodiversità. La vegetazione arbustiva e boschiva in evoluzione rappresenta un elemento chiave della rinaturalizzazione spontanea in atto e contribuisce alla formazione di un paesaggio in continua evoluzione, nel quale la connettività tra habitat aumenta e la frammentazione si riduce progressivamente (figura 9).

6.7 Uso del suolo della ZSC rispetto al contesto locale

L'analisi dell'uso del suolo evidenzia differenze significative tra il territorio comunale di Atri e l'area della ZSC IT7120083 Calanchi di Atri, mettendo in luce un chiaro gradiente di naturalità che si riflette nella struttura del paesaggio e nella disponibilità di habitat. Se si prende in considerazione anche il buffer di 2km la matrice è ancora dominata da superfici agricole, in particolare dai seminativi in aree non irrigue (classe 211) che rappresentano circa il 45,3% della superficie totale, costituendo il principale elemento del paesaggio agrario. A questa componente si affiancano i boschi di latifoglie (16,3%) e la vegetazione in evoluzione (13,3%), mentre le colture permanenti (vigneti, frutteti e oliveti) rappresentano complessivamente quote intermedi. Le superfici urbanizzate, pur presenti, incidono in misura relativamente limitata, indicando un paesaggio agricolo diffuso, ma non fortemente artificializzato. All'interno della ZSC (Figure 8 e 10), la struttura del paesaggio mostra invece una trasformazione evidente. La percentuale di seminativi si riduce sensibilmente fino a circa 31,5%, mentre aumenta in modo significativo la componente naturale e seminaturale. In particolare, la vegetazione arbustiva e forestale in evoluzione (classe 324) raggiunge circa il 24,9%, diventando una delle classi più rappresentate, seguita dai boschi di latifoglie (17,5%) e dalle aree calanchive (circa 14–15%). Parallelamente, le colture permanenti si riducono, attestandosi intorno al 9–10%, mentre il tessuto urbano diventa quasi trascurabile. Questo confronto evidenzia chiaramente come la ZSC rappresenti un ambiente più naturale e meno intensamente sfruttato rispetto al territorio circostante. La riduzione della matrice agricola intensiva e l'aumento delle superfici in evoluzione indicano un processo di progressiva rinaturalizzazione, già discusso nei paragrafi precedenti, che si traduce in un incremento della complessità strutturale del paesaggio. Un elemento fondamentale emerge dalla distribuzione delle classi: all'interno della ZSC si osserva una maggiore continuità di habitat seminaturali, accompagnata da una forte presenza di mar-

gini, ecotoni e corridoi ecologici. La frammentazione tipica dei paesaggi agricoli intensivi lascia spazio a una configurazione più articolata, nella quale le aree agricole residue sono intercalate con boschi, arbusteti e superfici in evoluzione. Questa struttura favorisce la connessione tra habitat e la presenza di microambienti diversificati. Dal punto di vista ecologico, tali caratteristiche risultano particolarmente favorevoli alla biodiversità. Come evidenziato anche in letteratura, i sistemi agricoli a bassa intensità e seminaturali rappresentano uno dei contesti più idonei al mantenimento della diversità biologica, in quanto combinano disponibilità di risorse trofiche e complessità strutturale. Nel caso dei Calanchi di Atri, le attività agricole residue, basate principalmente su sfalcio, pascolo e coltivazioni non intensive, non costituiscono una forte fonte di disturbo, ma contribuiscono a mantenere un mosaico ambientale eterogeneo. Un ulteriore elemento rilevante è la presenza, all'interno della ZSC, della Riserva Naturale Regionale "Oasi WWF Calanchi di Atri", istituita negli anni '90 e con una superficie di circa 600 ettari. Questa area, inclusa nella ZSC, determina una situazione di doppio regime di protezione, sia a livello regionale sia europeo (rete Natura 2000), rafforzando le misure di tutela e gestione del territorio. La sovrapposizione dei vincoli contribuisce a limitare le trasformazioni antropiche più impattanti e a favorire il mantenimento degli habitat naturali. Nel complesso, la ZSC dei Calanchi di Atri può essere interpretata come un sistema in equilibrio dinamico, nel quale la presenza di habitat naturali, superfici in evoluzione e attività agricole a bassa intensità contribuisce a creare un paesaggio funzionale, capace di sostenere comunità biologiche articolate e di mantenere elevati livelli di diversità.

6.8 La ZSC come nodo funzionale della rete Natura 2000

L'analisi dell'uso del suolo evidenzia come la ZSC IT7120083 "Calanchi di Atri" presenti un livello di naturalità nettamente superiore rispetto al territorio circostante, configurandosi come un sistema ecologico ben gestito e pienamente coerente con gli obiettivi della rete Natura 2000. Considerando il buffer di 2 km, il paesaggio è ancora dominato da superfici agricole, in particolare seminativi non irrigui (classe 211), che costituiscono circa il 45% della matrice territoriale. A questa componente si affiancano boschi di latifoglie (16,3%) e vegetazione in evoluzione (13,3%), mentre le superfici urbanizzate risultano limitate, delineando un contesto agricolo diffuso ma non intensamente artificializzato. All'interno della ZSC, la struttura del paesaggio cambia in modo evidente visto che la percentuale di seminativi si riduce fino a circa il 31,5%, mentre aumenta in modo significativo la componente naturale e seminaturale. La vegetazione arbustiva e forestale in evoluzione (classe 324) raggiunge quasi il 25% della superficie, diventando una delle classi più rappresentate, affiancata dai boschi di latifoglie (17,5%) e dalle aree calanchive (15%). Parallelamente, le colture permanenti si riducono a valori intorno al 10% e il tessuto urbano diventa quasi trascurabile. Questo assetto indica un processo di rinaturalizzazione attivo, che si traduce in un incremento della complessità strutturale del paesaggio e in una maggiore disponibilità di habitat

diversificati. Dunque, un elemento chiave è la continuità ecologica dovuta alla presenza diffusa di superfici in evoluzione, margini, ecotoni, boschi e arbusteti. Le superfici agricole residue presenti nella ZSC si integrano in modo armonico con gli elementi naturali circostanti, contribuendo alla continuità ecologica del paesaggio. La maggior parte delle colture è interessata principalmente coltivazioni non intensive, sfalcio e pascolo non generano un disturbo significativo, ma si inseriscono in un contesto già caratterizzato da un'elevata naturalità favorendo il mantenimento di un mosaico ambientale eterogeneo. Come riconosciuto in letteratura, tale configurazione, contribuisce ad una maggiore disponibilità di risorse favorendo lo sviluppo della biodiversità. Anche nel buffer esterno, sebbene la matrice agricola sia dominante, la presenza di vegetazione in evoluzione e di boschi contribuisce a mantenere una naturalità continua, rafforzando la funzionalità ecologica dell'intero sistema e rispettando i criteri della rete natura 2000. Infatti, la ZSC ospita un numero elevato di specie tutelate dalla normativa europea e internazionale, confermando il ruolo dell'area come nodo funzionale della rete Natura 2000. Tra le specie di maggiore rilevanza figurano innanzitutto quelle incluse nella Direttiva Habitat, che rappresentano gli elementi più sensibili e prioritari per la conservazione. Il sito accoglie una delle comunità di Chirotteri più articolate dell'Appennino adriatico, con la presenza del Ferro di cavallo maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*, VU), del Ferro di cavallo minore (*Rhinolophus hipposideros*, EN) e del Ferro di cavallo mediterraneo (*Rhinolophus euryale*, VU), oltre al Miniottero (*Miniopterus schreibersii*, VU). A questi si aggiungono il Vespertilio di Natterer (*Myotis nattereri*, VU), il Vespertilio smarginato (*Myotis emarginatus*, NT), il Serotino comune (*Eptesicus serotinus*, NT), la Nottola comune (*Nyctalus noctula*, VU) e il Barbastello (*Barbastella barbastellus*, EN), insieme al Molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*), anch'esso incluso nell'Allegato IV. Tra i mammiferi terrestri tutelati dalla Direttiva Habitat compaiono inoltre l'Istrice (*Hystrix cristata*) e il Lupo appenninico (*Canis lupus italicus*, NT). La componente erpetologica comprende il Tritone crestato italiano (*Triturus carnifex*, NT), l'Ululone appenninico (*Bombina pachypus*, EN), la Testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*, NT) e il Cervone (*Elaphe quatuorlineata*, NT), tutti inseriti nell'Allegato IV della Direttiva Habitat. Accanto a queste specie, la ZSC ospita anche diversi uccelli inclusi nell'Allegato I della Direttiva Uccelli come, ad esempio, il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*), il Falco cuculo (*Falco vespertinus*, VU), il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*), il Nibbio bruno (*Milvus migrans*) e il Martin pescatore (*Alcedo atthis*, NT), specie che necessitano di habitat idonei e continui per la riproduzione e la migrazione. Oltre alle specie tutelate dalle direttive europee, la ZSC accoglie numerosi taxa protetti dalla Convenzione di Berna tra cui l'Upupa (*Upupa epops*), il Gruccione (*Merops apiaster*), il Picchio verde (*Picus viridis*), il Picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*), la Civetta (*Athene noctua*), l'Assiolo (*Otus scops*), il Gufo reale (*Bubo bubo*) e la Starna (*Perdix perdix*, NT). Tra la fauna erpetologica protetti dalla Convenzione di Berna sono presenti il Rospo smeraldino appenninico (*Bufo balearicus*), la Rana verde (*Pelophylax kl. esculentus*), la Raganella italiana (*Hyla intermedia*), il Geco comune (*Tarentola mauritanica*), la Luscengola (*Chalcides chalcides*), il Ramarro occidentale (*Lacerta bilineata*),

l'Orbettino (*Anguis fragilis*) e il Saettone comune (*Zamenis longissimus*). Infine, la ZSC ospita anche diverse specie non tutelate da specifiche normative europee ma caratterizzate da uno stato di conservazione sfavorevole, che ne aumenta ulteriormente il valore ecologico. Tra queste rientrano l'Albanella minore (*Circus pygargus*, VU), la Rondine (*Hirundo rustica*, NT), la Passera d'Italia (*Passer italiae*, VU), la Passera mattugia (*Passer montanus*, NT), il Verdone (*Carduelis chloris*, VU) e il Cuculo (*Cuculus canorus*, NT). A queste si aggiungono i coleotteri saproxilici di interesse conservazionistico, quali il Cerambice della quercia (*Cerambyx cerdo*, VU), il Cervo volante (*Lucanus cervus*, NT) e il Cervo volante minore (*Lucanus tetraodon*, NT), indicatori della qualità dei boschi maturi e della presenza di legno morto. Dal punto di vista gestionale, la ZSC beneficia della sovrapposizione con la Riserva Naturale Regionale "Oasi WWF Calanchi di Atri", che garantisce un doppio regime di tutela, regionale ed europeo. Inoltre, il centro visite assume un ruolo strategico non solo per la conservazione della biodiversità, ma anche come centro di riferimento educativo, divulgativo e sociale, capace di promuovere un turismo sostenibile. La sua integrazione nella rete delle aree protette abruzzesi coordinata dallo I.A.A.P. (Istituto Abruzzese per le Aree Protette WWF), orientata alla ricerca applicata, allo scambio di informazioni scientifiche e alla valorizzazione del patrimonio naturale regionale (IAAP, 2024).

6.9 Variazioni tra i posatoi

La vicinanza dei tre posatoi e la sovrapposizione dei rispettivi raggi di caccia, mostrata in Figura 36, indicano che tutti i siti sono verosimilmente utilizzati dalla stessa coppia di barbagianni. Il posatoio C risulta essere il sito storico in cui nel 2021 vi è stato raccolto materiale per la tesi *"Comunità di micromammiferi nella Riserva Calanchi di Atri da boli di Barbagianni Tyto alba"* (Arianna Marino, Prof. Dino Scaravelli). Nel 2025 invece è stato recuperato il materiale definito "di fondo" costituito da borre degradate e quindi attribuibili con buona probabilità al 2024. Questo indica che il posatoio C è stato utilizzato continuativamente almeno fino all'anno precedente. Il posatoio A, identificato come nido attivo, e il vicino posatoio B presentano invece esclusivamente borre integre e recenti, segnalando che la coppia si è spostata verso questi due siti. Questa dinamica è coerente con la capacità del barbagianni di modificare nel tempo i siti utilizzati come posatoi o per la nidificazione pur mantenendo un'area di caccia stabile. Il confronto tra i tre posatoi evidenzia differenze marcate nella composizione specifica, legate sia al numero di individui disponibili per l'analisi sia alle caratteristiche ambientali in prossimità dei siti. Il posatoio A, con soli 42 individui, non consente una stima affidabile della struttura della comunità. Infatti, la dominanza di *Microtus savii* (43%) risulta sovrastimata, mentre le altre specie sono scarsamente rappresentate. Al contrario, il posatoio B, con 181 individui, mostra una comunità più equilibrata, in cui *Apodemus sylvaticus* (25%), *M.savii* (26%) e *Crocidura leucodon* (22%) presentano percentuali comparabili, delineando una dieta più diversificata e rappresentativa della disponibilità trofica. Considerando che molto probabilmente i siti A e B vengono utilizzati dalla medesima coppia di barbagianni è stato ritenuto opportuno

unire i 2 dataset con un totale di 223 individui. Dunque, la comunità rilevata nel 2025 vede una dominanza di *M. savii* che scende al 29,15% mentre *A. sylvaticus* scende al 22,4% e *C. leucodon* al 18,83%. Tuttavia, il numero complessivo di individui rimane inferiore rispetto ai dataset storici, rendendo complesso un confronto diretto con le analisi degli anni passati, che si basavano su campioni di circa 500 individui e quindi statisticamente più robusti. Il materiale di fondo del posatoio C presenta invece una dominanza più marcata del genere *Microtus* (50,8 %), seguita da *A. sylvaticus* (23%) e *C. leucodon* (15,1%). Questi dati devono essere interpretati con prudenza, poiché nel materiale di fondo i crani meno robusti come quelli di come *Crocidura suaveolens* e *Suncus etruscus* tendono a frammentarsi, con una conseguente sottostima delle specie. La prevalenza di *Microtus* potrebbe inoltre essere influenzata dall'uso del suolo circostante, caratterizzato da una maggiore incidenza di superfici agricole. Infatti, come mostrato in figura 38 anche nel 2021 la dominanza di *M.savii* aveva raggiunto il circa 52 %. Complessivamente la comunità di micromammiferi nel 2024 risulta piu strutturata dove *A.sylvaticus* dal 29 % scende al 23% mentre aumentano gli insettivori come *S. etruscus* che arriva al 2,5% e *Sorex samniticus* che raddoppia arrivando quasi al 5%. Interessante è la fluttuazione osservata tra le due specie di *Crocidura* dove nel 2021 la più abbondante era *C. suaveolens*, con circa il 12%, mentre nel 2024 viene sostituita da *C. leucodon*, che raggiunge il 15%. La famiglia dei soricidi presenta una parziale sovrapposizione di nicchia trofica, che viene attenuata attraverso forme di segregazione spaziale o temporale. *C. leucodon*, ad esempio, risulta adattata a microhabitat relativamente aridi, mentre *C. suaveolens* tende a essere competitiva in contesti caratterizzati da una maggiore umidità. Considerando che il posatoio C si trova in prossimità del torrente Piomba, e che nel 2024 non è stato rinvenuto alcun individuo di *Arvicola italicus*, specie strettamente legata ad ambienti umidi, la variazione osservata potrebbe riflettere una modifica fine nella disponibilità idrica locale. Vanno inoltre considerate le fluttuazioni legate alla competizione con altri soricidi, come *S. etruscus*. Infine, l'elevato tasso riproduttivo degli insettivori può determinare rapide espansioni o contrazioni demografiche, contribuendo a oscillazioni interannuali nella composizione delle comunità (Holland,2024).

C Specie	2021 N su 276	%	2024 N Su 278	%
Apodemus sylvaticus	81	29,35	64	23
Apodemus flavicollis			1	0,3
Microtus savii	143	51,81	115	41,4
Microtus multiplex			11	4
Microtus sp.			15	5,4
Arvicola italicus	2	0,72		
Rattus rattus	2	0,72	4	1,4
Mus musculus domesticus	3	1,09		
Crocidura leucodon	3		42	15,1
Crocidura sauveolens	33	11,96	2	0,7
Suncus etruscus	1	0,36	7	2,5
Sorex samniticus	6	2,17	13	4,6
Eliomys quercinus			3	1,1
Gils gils	2	0,72	1	0,3

Figura 38 Tabella che mostra che indica il numero di individui e la percentuale delle specie ritrovate nel posatoio C nel 2021e del 2024.

6.10 Struttura della comunità di micromammiferi

L'interpretazione dei risultati richiede prudenza, poiché i campioni non provengono da un unico posatoio e riflettono quindi microaree diverse della Riserva. Di conseguenza, le percentuali ottenute rappresentano stime locali e non una descrizione completa della comunità di micromammiferi dell'area. A ciò si aggiunge la naturale sottorappresentazione delle specie arboricole o ipogee, che compaiono raramente nelle borre non per scarsa presenza nel territorio, ma per la loro minore predabilità da parte del barbagianni. Infatti, *Eliomys quercinus*, *Glis glis*, *Muscardinus avellanarius* e *Talpa romana* mostrano valori molto bassi in tutti i periodi. Nel confronto con i dati storici emerge la persistente dominanza di *M. savii*, che nei periodi precedenti si attestava stabilmente su valori elevati (circa 46–57%), mentre nel 2025 scende al 36 %. Dal punto di vista

ecologico, *M. savii* è una specie tipicamente associata agli ambienti aperti, quali praterie, incolti e colture erbacee. Studi condotti su scala nazionale evidenziano come *M. savii* sia frequentemente la specie più abbondante nei contesti agricoli e semi-naturali. La sua elevata plasticità ecologica le consente di adattarsi a una vasta gamma di contesti, risultando spesso la specie dominante nelle comunità di micromammiferi italiane (Amori et al., 2008; C). Parallelamente si osserva un incremento anche da parte di *M. multiplex* che passa da valori inferiori al 2% nei dataset storici a oltre l'8% nel 2025. La presenza significativa di *A. sylvaticus* con il 23 % assume un significato ecologico rilevante, in quanto la specie è associata a habitat più strutturati rispetto a quelli preferiti dalle arvicole, come margini di campo, ecotoni e aree con copertura arbustiva. La sua abbondanza suggerisce quindi che il paesaggio non sia dominato esclusivamente da ambienti aperti, ma includa una componente di habitat di transizione in grado di supportare specie con esigenze ecologiche differenti. Questo pattern è coerente con quanto osservato in altri studi condotti in contesti agroforestali mediterranei, nei quali comunità dominanti da poche specie generaliste presentano comunque una componente secondaria significativa, legata alla presenza di elementi strutturali nel paesaggio (Ferri et al., 2021). *S. samniticus* mostra un aumento da percentuali inferiori allo 0,3% a oltre il 3% e *C. leucodon* passa da meno dell'1% nei periodi precedenti a oltre il 16% nel 2025. Questo ampliamento delle specie non dominanti, accompagnato da un aumento degli insettivori, suggerisce una maggiore eterogeneità ambientale nelle aree di caccia attualmente frequentate dalla coppia di barbagianni (*T. alba*). La presenza molto limitata di specie sinantropiche, come *Mus musculus domesticus* e *Rattus rattus*, che in tutti i periodi non superano valori marginali, indica che la frammentazione urbanizzata nell'area non raggiunge livelli tali da favorire in modo significativo taxa legati ad ambienti antropici. Un altro aspetto rilevante emerso dall'analisi della comunità riguarda la limitata presenza di specie legate agli ambienti acquatici o umidi, condizione che può essere direttamente collegata alle caratteristiche ambientali dell'area di studio. All'interno della ZSC dei Calanchi di Atri, infatti, gli ambienti umidi risultano estremamente ridotti e discontinui, confinati a piccoli fossi o tratti del reticolo idrografico minore, spesso caratterizzati da una presenza d'acqua non permanente. Questa condizione limita fortemente la disponibilità di habitat idonei per specie tipicamente igrofile. In altri contesti abruzzesi, in particolare lungo i principali corsi fluviali risultano invece presenti micromammiferi strettamente legati all'acqua, come *Arvicola italicus* (arvicola d'acqua) e specie del genere *Neomys* (toporagni acquatici). Nel complesso, la comunità osservata si configura come un sistema relativamente stabile nella sua struttura principale, ma dinamico nella componente secondaria. Questa combinazione rappresenta una caratteristica tipica dei paesaggi a mosaico, nei quali coesistono elementi agricoli e semi-naturali. La stabilità della specie dominante riflette la persistenza della matrice agricola, mentre le variazioni delle specie secondarie indicano modificazioni nella struttura e nella qualità del paesaggio. Questo tipo di dinamica è ampiamente documentato in letteratura, dove si evidenzia come le specie secondarie possano fornire indicazioni più precise sulle trasformazioni del paesaggio ri-

spetto alle specie dominanti, generalmente più tolleranti (Riegert et al., 2021). Il confronto tra i dataset evidenzia una lieve riduzione della percentuale di Rodentia e un incremento significativo degli Eulipotyphla. A differenza delle arvicole, che rispondono principalmente a fattori quantitativi legati alla disponibilità di habitat aperti, gli insettivori rispondono a variazioni più qualitative, legate alla presenza di microhabitat e alla diversità delle risorse. Questo rende la loro dinamica particolarmente utile per interpretare i cambiamenti ecologici a scala fine.

6.11 Analisi degli Indici ecologici

Un elemento chiave per comprendere l'evoluzione della comunità è rappresentato dall'analisi degli indici (Figura 34), che permettono di sintetizzare la distribuzione dei principali gruppi sistematici nel tempo. Essi hanno evidenziato una trasformazione significativa nella struttura della comunità di micromammiferi nel corso dei diversi periodi considerati. Gli indici di diversità mostrano un andamento coerente con quanto emerso dall'analisi tassonomica: sia Simpson sia Shannon-Wiener registrano nel 2025 i valori più elevati dell'intera serie storica, indicando una comunità più ricca e meglio distribuita tra le specie. Parallelamente, l'indice di equipartizione (J) conferma questa tendenza, passando da valori compresi tra 0,45 e 0,60 nei periodi precedenti a 0,76 nel 2025, segnalando una riduzione della dominanza e una maggiore equità nella distribuzione delle abbondanze. Gli indici di termoxerofilia mostrano invece un andamento più articolato. TX1 evidenzia un picco nel 2021, seguito da una lieve riduzione nel 2025, mentre TX2 rimane sostanzialmente stabile nel tempo. Questo suggerisce che la componente legata a microhabitat più aridi o antropizzati non subisce variazioni marcate, pur mostrando oscillazioni legate alla presenza delle diverse specie di *Crocidura* considerando che i dati ottenuti arrivano da posatoi con differenti condizioni di microhabitat. L'indice agronomico-ambientale (A') mostra una diminuzione nel 2025 rispetto ai valori storici, indicando una minore predominanza delle specie tipiche degli ambienti agronomici e suggerendo una progressiva articolazione del paesaggio. Nonostante la loro utilità descrittiva gli indici basati su categorie ambientali sono intrinsecamente approssimativi, poiché risulta complicato associare in modo univoco l'habitat frequentato da ogni specie o famiglia considerando che i micromammiferi presentano una elevata plasticità ecologica con variazioni geografiche nelle preferenze della nicchia. Particolarmente rilevanti sono gli indici di livello trofico. L'ILT 1 (insettivori / totale) e l'ILT 2 (insettivori / roditori) mostrano un incremento netto nel 2025, raggiungendo valori pari a 0,26, più che doppi rispetto ai periodi storici. Tale incremento indica una comunità funzionalmente più complessa, nella quale i consumatori secondari assumono un ruolo più rilevante. Poiché gli insettivori dipendono da una base trofica articolata e da microhabitat ricchi di invertebrati, il loro aumento rappresenta un segnale di miglioramento della qualità ecologica del sistema (Milchev, 2022). Questo rende la loro dinamica particolarmente utile per interpretare i cambiamenti ecologici a scala fine.

6.12 Incremento degli Insettivori

I Soricidi, in quanto insettivori con elevati fabbisogni energetici, dipendono da una base trofica articolata con la presenza di una Entomofauna ricca e diversificata. Infatti, nell'area di studio sono stati segnalati 156 specie, appartenenti a un ampio spettro di famiglie di Lepidotteri, Coleotteri, Ortotteri, Mantodei e Decapodi. L'incremento degli eulipotythla all'interno della dieta del Barbagianni assume quindi anche esso un valore di bioindicatore inquanto testimonia anche un incremento della entomofauna all'interno della rete trofica. Nello specifico l'aumento di *C. suaveolens* nel 2021 e la successiva espansione di *C. leucodon* nel 2025 oltre all'incremento di *S. samniticus* e *S. etruscus* evidenziano una risposta diretta alle trasformazioni del paesaggio, caratterizzato da una progressiva articolazione degli habitat e da un incremento delle aree in evoluzione. Diversi studi confermano che le comunità di micromammiferi più diversificate, con una significativa componente insettivora, siano tipiche di paesaggi a mosaico, caratterizzati da una combinazione di ambienti naturali e agricoli (Riegert et al., 2021; Ferri et al., 2021). Un aspetto importante da sottolineare è che questa variazione non implica necessariamente una riduzione delle popolazioni di roditori, ma piuttosto una ridistribuzione relativa delle abbondanze. La stabilità di *Microtus savii* indica infatti che la matrice agricola continua a rappresentare l'elemento dominante del paesaggio. Tuttavia, l'aumento delle specie secondarie suggerisce la presenza di nuovi habitat o di una maggiore disponibilità di risorse per taxa con esigenze ecologiche più specifiche. In contesti caratterizzati da agricoltura intensiva e omogenea, la dieta è generalmente dominata da poche specie di roditori, mentre nei paesaggi a mosaico, con presenza di habitat diversificati, aumenta la componente secondaria, inclusi gli insettivori (Riegert et al., 2021; Szép et al., 2017).

7 Conclusioni

7.1 Interpretazione ecologica delle analisi

Il presente studio ha analizzato le relazioni tra cambiamenti d'uso del suolo e biodiversità nel contesto della ZSC IT7120083 Calanchi di Atri, adottando un approccio integrato che combina dati biologici, analisi spaziali e interpretazione ecologica del paesaggio. Tale integrazione ha consentito di superare i limiti delle singole metodologie, offrendo una lettura complessa e dinamica delle trasformazioni territoriali in atto. Nel complesso, i risultati evidenziano come la struttura del mosaico paesaggistico rappresenti un elemento determinante nella definizione della composizione e della funzionalità delle comunità di micromammiferi. In particolare, l'incremento della componente insettivora osservato nelle analisi più recenti costituisce un indicatore coerente con un aumento della complessità ecologica, associato alla diffusione di habitat in evoluzione e all'espansione delle aree di transizione. Questo risultato assume particolare rilevanza in quanto riflette un processo di riorganizzazione del paesaggio legato alla progressiva riconfigurazione delle superfici agricole, dove la presenza di ecotoni, margini e habitat seminaturali favorisce una maggiore disponibilità di risorse trofiche e una più articolata rete di interazioni ecologiche. Tali dinamiche risultano coerenti con quanto documentato in letteratura per i sistemi agroecologici mediterranei, nei quali l'eterogeneità strutturale rappresenta uno dei principali fattori di supporto alla biodiversità. Il sistema dei Calanchi di Atri si configura come un contesto in equilibrio dinamico, nel quale processi di rinaturalizzazione, legati all'abbandono agricolo, coesistono con pressioni antropiche ancora attive. Dunque, per una efficiente conservazione della biodiversità bisogna tenere in considerazione non solo dalla qualità degli habitat locali, ma anche il contesto territoriale più ampio e dalla configurazione della matrice paesaggistica. In questa prospettiva, l'analisi condotta conferma che le variazioni osservate a scala locale rappresentano l'espressione di processi più ampi, riconducibili ai cambiamenti dell'uso del suolo in Italia. In particolare, il caso studio evidenzia come le dinamiche di abbandono agricolo possano favorire un incremento della complessità ecologica contrastando i processi di urbanizzazione e intensificazione produttiva che portando ad una semplificazione del paesaggio e una riduzione della diversità biologica.

7.2 Monitoraggio integrato, Open Data e Reti collaborative

L'analisi condotta nel presente studio evidenzia come il monitoraggio della biodiversità debba necessariamente evolvere verso approcci integrati, capaci di combinare dati biologici, informazioni geospaziali e osservazioni a lungo termine. In questo contesto, un elemento chiave per il futuro della ricerca e della gestione ambientale è rappresentato dalla costruzione di reti collaborative e database condivisi, in grado di superare i limiti delle analisi locali e fornire una visione a scala più ampia dei processi ecologici.

Un riferimento particolarmente rilevante in questa direzione è il progetto OpenMICE (Paniccia et al., 2018), che rappresenta uno dei primi esempi strutturati di database aperto dedicato ai micromammiferi dell'Italia centro-meridionale. Il progetto raccoglie

e integra dati spaziali e temporali relativi alla distribuzione delle specie, provenienti da diverse fonti, tra cui monitoraggi di campo e analisi indirette. L'obiettivo principale è quello di creare una base dati condivisa, accessibile e aggiornabile, in grado di supportare studi ecologici, modelli di distribuzione delle specie e strategie di conservazione. L'importanza di questo approccio risiede nella possibilità di analizzare le dinamiche della biodiversità su scale spaziali e temporali ampie, andando oltre la dimensione del singolo caso studio. In contesti complessi come l'Appennino centrale, caratterizzati da elevata eterogeneità ambientale e da forti gradienti ecologici, la disponibilità di dati integrati consente infatti di individuare pattern regionali, trend di lungo periodo e risposte delle comunità biologiche ai cambiamenti globali. In questa prospettiva, il metodo utilizzato nel presente lavoro, basato sull'analisi delle borre, si presta particolarmente bene a essere integrato in reti di monitoraggio condivise. La relativa semplicità di raccolta dei campioni, unita al basso costo e alla non invasività del metodo, permette infatti una possibile standardizzazione delle procedure e una loro applicazione su larga scala. La creazione di una rete coordinata per la raccolta e l'analisi delle borre, ad esempio a scala dell'Italia centrale o dell'intero arco appenninico, rappresenterebbe un'opportunità concreta per sviluppare database comparabili e temporalmente consistenti. Tale approccio è inoltre coerente con le indicazioni delle politiche europee, che promuovono una maggiore condivisione dei dati ambientali e lo sviluppo di sistemi di monitoraggio basati su open data, favorendo la collaborazione tra istituzioni, università e comunità locali. La disponibilità di dataset aperti consente infatti non solo di migliorare la qualità delle analisi, ma anche di supportare la pianificazione territoriale e la definizione di strategie di conservazione basate su evidenze scientifiche solide. Accanto alla dimensione spaziale, assume particolare rilevanza la continuità temporale del monitoraggio. Solo attraverso serie storiche di dati è infatti possibile distinguere le fluttuazioni naturali delle popolazioni dai cambiamenti strutturali legati alle trasformazioni del paesaggio, consentendo una valutazione più accurata degli effetti dei processi di frammentazione, urbanizzazione o rinaturalizzazione. Un ulteriore sviluppo promettente riguarda l'estensione del metodo a nuovi ambiti di indagine. Le borre possono infatti essere utilizzate non solo per l'identificazione delle specie, ma anche come strumenti di biomonitoraggio ambientale. Attraverso analisi chimiche e isotopiche, è possibile rilevare la presenza di contaminanti quali metalli pesanti, residui di pesticidi o microplastiche, ottenendo informazioni integrate lungo la catena trofica. In questo senso, i predatori rappresentano indicatori particolarmente efficaci, in quanto riflettono processi di bioaccumulo e forniscono una visione complessiva dello stato di contaminazione degli ecosistemi. L'integrazione tra monitoraggio biologico, dati spaziali e tecnologie innovative rappresenta quindi una delle principali direzioni di sviluppo per la ricerca ecologica applicata. Strumenti come il telerilevamento da drone, le analisi ad alta risoluzione della vegetazione e le tecniche di elaborazione avanzata dei dati possono contribuire a migliorare la capacità di rilevare cambiamenti a scala fine, complimentando le informazioni ottenute dai bioindicatori.

7.3 Conservazione attiva del Barbagianni

Nel contesto delle dinamiche ecologiche rilevate, la presenza del Barbagianni all'interno della ZSC Calanchi di Atri appare attualmente limitata e non distribuita in modo eterogeneo. Le osservazioni condotte hanno evidenziato la presenza di due coppie insediate rispettivamente nei posatoi A e B, collocati nel settore occidentale del buffer. E nei posatoi E ed F, situati nella porzione settentrionale. Questa distribuzione frammentata suggerisce una frequentazione non uniforme del territorio, nonostante la disponibilità di rifugi idonei. All'interno dell'area di studio sono stati censiti 31 edifici abbandonati, dei quali circa dieci risultano in condizioni di degrado avanzato, con coperture non più integre e strutture compromesse. Un'altra parte degli edifici è stata utilizzata in passato dal barbagianni ma i diversi accessi sono stati sigillati. Per questo motivo, sarebbe opportuno valutare interventi mirati alla riapertura o al ripristino controllato di alcuni edifici abbandonati, al fine di incrementare la disponibilità di rifugi sicuri e favorire una distribuzione più equilibrata dei posatoi all'interno della ZSC. Questa esigenza risulta particolarmente rilevante nei settori meridionale ed orientale dell'area di studio dove attualmente non vi è stata rilevata ancora nessuna coppia del barbagianni (*T. alba*). Inoltre, va tenuto in considerando che il territorio di foraggiamento del Barbagianni non coincide necessariamente con una forma circolare con un raggio uniforme di 3 km. Al contrario, l'areale di caccia tende ad adattarsi alla morfologia del paesaggio, alla presenza di elementi lineari, alla disponibilità di prede e alla distribuzione dei rifugi, assumendo configurazioni irregolari e variabili nel tempo. Sarebbero opportuni altri sopraluoghi anche al di fuori del buffer di 2 km della Z.S.C. A Scala nazionale, uno dei fattori principali che influenza la distribuzione del Barbagianni (*T. alba*) è rappresentato proprio dalla disponibilità di siti di nidificazione adeguati. La specie mostra una forte associazione con edifici rurali tradizionali, come fienili, casolari e strutture agricole, che offrono condizioni idonee quali coperture strutturalmente integre, accessi aperti e ambienti interni asciutti e poco disturbati. Tuttavia, negli ultimi decenni, il progressivo degrado del patrimonio edilizio rurale e, parallelamente, la messa in sicurezza di molti edifici abbandonati hanno determinato una significativa riduzione di tali habitat secondari. In numerosi casi, infatti, aperture un tempo utilizzate dagli animali sono state chiuse mediante reti o sigillature, rendendo di fatto inaccessibili strutture che storicamente ospitavano la specie. Questa trasformazione del territorio costruito evidenzia come la conservazione del Barbagianni non sia legata esclusivamente agli habitat naturali, ma dipenda in modo diretto anche dalla gestione degli ambienti antropizzati. In questa prospettiva, assume particolare rilevanza l'adozione di misure di conservazione attiva, orientate al recupero e al mantenimento dei siti idonei alla nidificazione. Tra queste, il ripristino funzionale di edifici rurali abbandonati, attraverso la riapertura controllata di accessi e il mantenimento delle strutture portanti usati come posatoi, può rappresentare un intervento a basso costo ma ad elevata efficacia ecologica. Un ulteriore strumento ampiamente utilizzato a livello europeo è rappresentato dall'installazione di cassette nido artificiali (nest boxes), progettate per replicare le caratteristiche strutturali degli ambienti naturali o semi-naturali utiliz-

zati dalla specie. Tali interventi, se inseriti all'interno di programmi coordinati, possono contribuire in modo significativo all'incremento delle popolazioni locali, favorendo al tempo stesso il monitoraggio continuo della specie. Inoltre, ci sono diversi progetti di citizen science che contribuiscono a diffondere una maggiore consapevolezza dell'importanza della conservazione della specie. In molti contesti, queste soluzioni si sono dimostrate particolarmente efficaci considerando che il Barbagianni contribuisce al contenimento naturale delle popolazioni di roditori riducendo la necessità di interventi chimici. La specie e solita cacciare prevalentemente a bassa quota al fine di una individuazione acustica delle prede in ambienti rurali e periurbani (Taylor, 1994; Bunn et al., 1977). Dunque, risulta particolarmente vulnerabile all'impatto con i veicoli, soprattutto lungo strade veloci in prossimità di praterie ed aree agricole. I bordi delle strade offrono condizioni favorevoli alla presenza di piccoli mammiferi, grazie alla vegetazione erbacea e alla ridotta competizione. Questa apparente opportunità ecologica si traduce in un aumento significativo del rischio di collisione con i veicoli (Ramsden, 2003, Shawyer, 2011). I dati raccolti dai centri recupero fauna italiani tra il 1993 e il 2016 evidenziano come la mortalità del Barbagianni (*Tyto alba*) sia fortemente influenzata da cause di origine antropica, con le collisioni stradali che rappresentano il 60–78% delle motivazioni del ricovero. Sebbene in alcuni centri si osservi una diminuzione nel numero di Barbagianni recuperati nel corso degli anni, tale tendenza non riflette una reale riduzione della minaccia considerando che l'aumento complessivo delle altre specie ricoverate non è diminuito, suggerendo quindi che la contrazione dei recuperi di *Tyto alba* rifletta un reale declino demografico. Inoltre, l'aumento della densità stradale e della velocità dei veicoli negli ultimi decenni ha amplificato ulteriormente questo rischio. Il problema risulta aggravato nei paesaggi agricoli intensivi e frammentati, nei quali le strade rappresentano spesso gli unici elementi lineari con vegetazione sufficiente a sostenere popolazioni di micromammiferi. La mortalità stradale colpisce in modo particolare i giovani nel periodo post-involo, influenzando negativamente la dinamica di popolazione e contribuendo a un quadro di declino frammentato su scala nazionale. A queste pressioni si aggiungono l'intossicazione da rodenticidi anticoagulanti e, in alcune aree, l'illegalità venatoria, che aggravano ulteriormente la vulnerabilità della specie (Fraticelli et al. ,2021). La mortalità stradale del Barbagianni rappresenta un esempio emblematico di come le modificazioni del paesaggio non producano solo effetti indiretti sulla biodiversità, attraverso la perdita e frammentazione degli habitat, ma anche impatti diretti sulla sopravvivenza delle specie. Questo aspetto assume particolare rilevanza in un'ottica di conservazione, evidenziando la necessità di integrare la gestione della fauna selvatica con la pianificazione delle infrastrutture come, ad esempio, la riduzione della velocità nei tratti sensibili e la realizzazione di corridoi ecologici sicuri.

7.4 Pianificazione urbanistica e consumo di suolo in Italia

L'evoluzione recente del paesaggio italiano ed europeo è profondamente influenzata dai processi di trasformazione dell'uso del suolo, tra cui urbanizzazione, intensificazione agricola e, in alcune aree, abbandono delle pratiche tradizionali. Queste dinamiche hanno determinato una progressiva riorganizzazione della struttura territoriale, con effetti diretti sulla frammentazione degli habitat e sulla biodiversità. La frammentazione dell'habitat, definita come la suddivisione di un ambiente originariamente continuo in una serie di patch isolate immerse in una matrice non idonea alla sopravvivenza o alla dispersione delle specie (Rybicki et al., 2020), altera profondamente le condizioni ecologiche delle comunità biologiche, influenzando la presenza delle specie, le loro interazioni e le dinamiche di coesistenza. Sebbene in condizioni specifiche la frammentazione possa temporaneamente ridurre la competizione e favorire la coesistenza tra alcune specie, gli effetti complessivi risultano generalmente negativi con una perdita di connettività ecologica, una riduzione del flusso genetico, un aumento della vulnerabilità delle popolazioni e una diminuzione della resilienza degli ecosistemi. La discontinuità spaziale limita gli spostamenti delle specie e compromette la capacità delle comunità di rispondere alle perturbazioni ambientali. Nel contesto italiano, la frammentazione del paesaggio è strettamente connessa ai modelli di sviluppo territoriale che si sono consolidati nel secondo dopoguerra. A partire dagli anni '50, con il boom economico, si è assistito a una rapida crescita delle superfici artificiali, che ha raggiunto il suo apice tra gli anni '70 e i primi anni 2000, configurando un modello insediativo basato su dispersione spaziale e urbanizzazione diffusa. Come evidenziato da Zullo et al. (2018), tali processi sono stati fortemente influenzati dall'assenza di una pianificazione territoriale integrata e dalla persistenza di strumenti urbanistici concepiti in un contesto socioeconomico ormai superato. La successiva fase di espansione dei primi anni Duemila ha ulteriormente accentuato queste dinamiche, con un incremento del consumo di suolo non accompagnato da una crescita demografica proporzionale (Zullo et al., 2020). Un elemento strutturale di criticità è rappresentato dalla frammentazione amministrativa del sistema italiano, caratterizzato da una molteplicità di enti locali dotati di autonomia pianificatoria ma privi di un coordinamento sovracomunale efficace. Tale assetto istituzionale porta a decisioni frammentarie, spesso orientate a interessi locali immediati piuttosto che a strategie territoriali di lungo periodo (Salvati & Carlucci, 2016; Di Feliciantonio & Salvati, 2015). A ciò si aggiunge l'assenza di una legge nazionale organica sul consumo di suolo, che limita la capacità dello Stato di governare in modo coerente le trasformazioni territoriali (Zoppi & Lai, 2018). I dati ISPRA confermano la persistenza di queste criticità, infatti, il consumo di suolo continua a rappresentare una delle principali pressioni ambientali in Italia, con effetti diretti sulla perdita di habitat, sulla frammentazione ecologica e sulla riduzione della qualità ambientale. Nonostante la disponibilità crescente di dati geospaziali avanzati e piattaforme digitali, l'integrazione degli strumenti informativi territoriali nei processi di pianificazione rimane limitata, riducendo la capacità di analizzare in modo dinamico le trasformazioni del territorio e di adottare strategie efficaci di mitigazione (Geneletti et al., 2017).

Nel complesso, la combinazione tra urbanizzazione diffusa, dispersione insediativa, frammentazione amministrativa e debolezza degli strumenti normativi ha prodotto un paesaggio fortemente frammentato, caratterizzato da discontinuità ecologica e crescente vulnerabilità degli ecosistemi.

7.5 Impatti dell'urbanizzazione sulla comunità di micromammiferi

Gli effetti della frammentazione del paesaggio risultano particolarmente evidenti nei contesti di rapida urbanizzazione, dove la trasformazione del territorio avviene su scale temporali ridotte e con elevata intensità. In questi casi, la perdita di habitat e la sostituzione delle superfici naturali con ambienti artificiali determinano alterazioni profonde nella struttura delle comunità biologiche. Un caso emblematico è rappresentato dalla periferia aquilana dove successivamente al sisma del 2009 vi è stato una ricostruzione marcata. Come evidenziato da Iannella et al. (2016), la realizzazione degli insediamenti del progetto C.A.S.E. ha portato alla costruzione di nuovi nuclei urbani in contesti precedentemente agricoli e seminaturali. Questo processo ha comportato una significativa impermeabilizzazione del suolo e una drastica riduzione della superficie di habitat idoneo. Il monitoraggio a lungo termine delle borre di barbagianni (*t.alba*) raccolte in un posatoio nell'area di Preturo hanno dimostrano come tali trasformazioni abbiano determinato una semplificazione marcata delle comunità di micromammiferi, con una riduzione delle specie tipiche degli ambienti aperti e seminaturali e un aumento delle specie sinantropiche. In particolare, si osserva una maggiore dominanza di taxa opportunisti, come *Mus domesticus* e *Rattus rattus* dopo il 2010. Questo cambiamento riflette un processo di semplificazione funzionale delle comunità in cui la ridotta disponibilità di habitat idonei vede una perdita di specie più esigenti ed un incremento di quelle generaliste.

7.6 Impatti dell'Agricoltura Intensiva sulla Biodiversità

Le dinamiche contemporanee di trasformazione del paesaggio europeo sono caratterizzate da un marcato dualismo territoriale, nel quale coesistono processi opposti di abbandono agricolo e di intensificazione produttiva. Tale dicotomia rappresenta uno dei fattori chiave nella comprensione delle dinamiche di frammentazione degli habitat e dei cambiamenti nella struttura delle comunità biologiche. Nelle aree interne e montane, il progressivo abbandono delle pratiche agricole tradizionali ha innescato processi di rinaturalizzazione spontanea, favorendo l'espansione di habitat in evoluzione, l'aumento degli ecotoni e il recupero della complessità strutturale del paesaggio. Questi ambienti presentano un'elevata eterogeneità e costituiscono habitat favorevoli per numerose specie, in particolare per i micromammiferi insettivori, che necessitano di microhabitat complessi e disponibilità costante di risorse trofiche. Al contrario, nelle pianure e nei contesti agricoli più produttivi, l'intensificazione delle pratiche agricole ha determinato una progressiva semplificazione del paesaggio, con perdita di elementi

lineari, riduzione delle superfici seminaturali e aumento dell'uso di input chimici. Tra questi, l'impiego di erbicidi come il glifosato, insieme a pesticidi e neonicotinoidi, rappresenta una delle principali pressioni indirette sulla biodiversità. Queste sostanze agiscono in modo sistemico sugli ecosistemi, riducendo drasticamente l'abbondanza e la diversità degli insetti, che costituiscono la base della rete trofica. La riduzione delle popolazioni entomologiche ha effetti a cascata su livelli trofici superiori, in particolare sugli insettivori, che risultano estremamente sensibili alla disponibilità di prede. Numerosi studi documentano un declino significativo della biomassa degli insetti negli ambienti agricoli intensivi, con conseguenze dirette sulla funzionalità degli ecosistemi e sulla stabilità delle comunità biologiche. La perdita di eterogeneità paesaggistica e l'uso intensivo di input chimici contribuiscono a un processo di semplificazione ecologica, che si traduce nella riduzione delle specie specializzate e nell'aumento di taxa generalisti e sinantropici. Questo fenomeno, noto come omogeneizzazione biotica, comporta una perdita di diversità funzionale e una riduzione della resilienza degli ecosistemi. Le analisi globali più recenti confermano che non esiste una soluzione univoca tra intensificazione ed espansione agricola, ma che gli effetti sulla biodiversità dipendono dal contesto paesaggistico. In sistemi fortemente semplificati, ulteriori incrementi di intensità produttiva amplificano la perdita di biodiversità, mentre in contesti più naturali l'impatto relativo può risultare meno marcato. Di conseguenza, le strategie di gestione devono essere calibrate sulla struttura del paesaggio e sulla disponibilità di habitat residui, evitando approcci uniformi (Ceauşu et al., 2025; García Vega et al., 2024). Il dualismo tra abbandono e intensificazione rappresenta una delle principali forzanti delle dinamiche ecologiche contemporanee. Da un lato la rinaturalizzazione può favorire il recupero della biodiversità, dall'altro l'agricoltura intensiva costituisce una delle minacce più rilevanti per il mantenimento delle reti trofiche e della funzionalità ecosistemica.

7.7 Cambiamenti climatici e necessità di sistemi agricoli resilienti

Le trasformazioni che hanno interessato il paesaggio italiano ed europeo negli ultimi decenni sono il risultato dell'interazione tra processi antropici e dinamiche ambientali su larga scala. L'intensificazione agricola, la semplificazione dei mosaici paesaggistici e l'uso crescente di input chimici si sono sviluppati parallelamente a un contesto climatico in rapido cambiamento, generando pressioni cumulative che incidono sulla funzionalità dei suoli, sulla stabilità dei cicli biogeochimici e sulla capacità dei sistemi agricoli di mantenere produttività nel lungo periodo. In molte aree produttive, la diffusione di modelli agricoli intensivi ha comportato la riduzione delle superfici seminaturali, la scomparsa di elementi lineari e la progressiva omogeneizzazione del paesaggio. L'adozione di erbicidi, pesticidi e neonicotinoidi ha inciso sulla struttura ecologica dei sistemi agricoli, alterando la disponibilità di risorse trofiche e riducendo la complessità funzionale degli ecosistemi (Ceauşu et al., 2025; García Vega et al., 2024). Questi processi si inseriscono in un quadro più ampio di trasformazione dell'uso del

suolo, nel quale urbanizzazione, infrastrutturazione e abbandono delle pratiche tradizionali hanno contribuito alla frammentazione degli habitat e alla perdita di continuità ecologica (Rybicki et al., 2020; Zullo et al., 2018; ISPRA, 2024). Parallelamente, i cambiamenti climatici stanno modificando in modo sostanziale le condizioni operative dei sistemi agricoli. L'aumento delle temperature medie, la maggiore frequenza di eventi estremi, l'irregolarità delle precipitazioni e l'intensificazione dei periodi di siccità alterano la capacità dei suoli di ritensione idrica e favoriscono il ruscellamento della sostanza organica impedendo un coretto funzionamento dei cicli biogeochimici. In contesti intensivi, già caratterizzati da suoli compattati, la ridotta porosità e l'impoverimento dell'humus amplificano la vulnerabilità complessiva, favorendo processi di erosione, perdita di fertilità e riduzione della resilienza idrica. La combinazione tra agricoltura intensiva e cambiamenti climatici produce quindi un effetto sinergico che accelera la degradazione dei suoli e riduce la capacità dei sistemi agricoli di garantire servizi ecosistemici essenziali. In questo scenario, la dipendenza da input chimici tende ad aumentare, generando un circolo vizioso che porta ad una salificazione del suolo. Di fronte a queste dinamiche, emerge con chiarezza la necessità di promuovere modelli di gestione capaci di aumentare la resilienza ecologica dei sistemi agro-alimentari. Le evidenze riportate nei testi mostrano come i paesaggi caratterizzati da una maggiore eterogeneità, dalla presenza di superfici seminaturali e da pratiche agricole meno intensive siano in grado di sostenere una funzionalità ecologica più stabile (Geneletti et al., 2017; Copernicus CLMS, 2025). Sistemi semi-naturali, basati su rotazioni colturali, riduzione degli input chimici, incremento della sostanza organica e tutela degli elementi lineari, favoriscono la conservazione dell'humus, migliorano la struttura del suolo e aumentano la capacità di trattenere acqua. Allo stesso tempo, la presenza di agrobiodiversità contribuisce a stabilizzare i cicli biogeochimici, a ridurre l'erosione e a mantenere una rete ecologica più complessa, capace di rispondere in modo più efficace alle perturbazioni climatiche. La diversità delle specie coltivate e la presenza di apparati radicali favoriscono la rigenerazione e l'ancoraggio del suolo, mentre la riduzione dell'uso di pesticidi permette il mantenimento di comunità biologiche funzionali, essenziali per la salute del suolo e per la regolazione naturale dei nutrienti. In prospettiva, la transizione verso sistemi agricoli più sostenibili non rappresenta soltanto una scelta ambientale, ma una necessità strutturale per garantire la continuità degli approvvigionamenti alimentari e la stabilità dei servizi ecosistemici. Modelli produttivi che integrano elementi semi-naturali, pratiche conservative del suolo e una maggiore diversità colturale costituiscono quindi una risposta strategica alle sfide poste dall'intensificazione agricola e dai cambiamenti climatici, contribuendo a costruire paesaggi più resilienti, funzionali e capaci di sostenere le comunità umane nel lungo periodo.

7.8 Integrazione di dati geospaziali e Bioindicatori nella gestione delle ZSC

La corretta valutazione delle dinamiche di uso del suolo rappresenta un elemento essenziale per la gestione delle aree protette e, in particolare, dei siti appartenenti alla rete Natura 2000. Negli ultimi anni, lo sviluppo di strumenti di monitoraggio geospaziale ha migliorato significativamente la capacità di analizzare le trasformazioni territoriali. In questo contesto, il Corine Land Cover (CLC) costituisce uno dei principali riferimenti a livello europeo, fornendo una base dati armonizzata e comparabile nel tempo, aggiornata con cadenza sessennale (Copernicus CLMS, 2025). Il CLC permette di monitorare le trasformazioni territoriali su larga scala e di valutare l'evoluzione delle categorie di uso del suolo, rappresentando un supporto fondamentale per le politiche ambientali e per la pianificazione delle aree protette. Tuttavia, il CLC presenta limiti strutturali che ne riducono l'efficacia operativa nelle aree caratterizzate da elevata eterogeneità ambientale. La scala minima di mappatura, pari a 25 ettari, non consente di cogliere fenomeni a scala fine come la frammentazione puntuale del paesaggio, la formazione di ecotoni, l'espansione della vegetazione spontanea o i processi di rinaturalizzazione. Inoltre, la produzione dei dataset CLC è spesso affidata a enti esterni specializzati, poiché richiede competenze tecniche avanzate. Ciò comporta costi relativamente elevati che molte aree protette regionali non sono in grado di sostenere autonomamente. Questa criticità è particolarmente evidente nel contesto abruzzese, dove le riserve regionali dispongono di risorse economiche limitate. La cronica insufficienza dei finanziamenti regionali, più volte denunciata dagli operatori delle aree IAAP e dai media locali, continua a ostacolare una gestione ordinaria adeguata, costringendo le riserve a rinunciare a servizi essenziali. In assenza di fondi strutturali, risulta difficile implementare monitoraggi avanzati dell'uso del suolo, aggiornare le banche dati territoriali o adottare tecnologie innovative. In questo contesto, l'Oasi WWF inserita nella ZSC Calanchi di Atri (IT170082) non solo garantisce un doppio livello di tutela ma consente di mitigare la mancanza di fondi regionali attivando modelli di autofinanziamento basati su eventi a offerta libera, attività divulgative, laboratori naturalistici e iniziative di citizen science, che contribuiscono a sostenere le attività di monitoraggio e di gestione. Il centro visite svolge inoltre un ruolo formativo per il territorio, ospitando corsi dedicati alle pratiche agricole sostenibili ottenendo un coinvolgimento della comunità come indicato dalle linee guida europee. Tuttavia, tali forme di autofinanziamento, pur preziose, rimangono limitate e non possono sostituire un adeguato sostegno istituzionale. Accanto ai dataset CLC, l'introduzione di prodotti satellitari ad alta risoluzione come il Google Satellite Embedding V1 (Annual 2025), basato su un modello di deep learning addestrato su immagini Sentinel-2 con risoluzione a 10 m, rappresenta un avanzamento significativo. Il prodotto fornisce 64 bande latenti (A00–A63) che sintetizzano informazioni complesse sul paesaggio, combinando pattern spettrali, tessitura, uso del suolo e grado di antropizzazione. Questa rappresentazione consente di evidenziare variazioni ambientali non immediatamente percepibili nelle immagini tradizionali. Tuttavia, anche tali dataset non permettono ancora una classificazione affidabile delle categorie di uso del suolo in contesti caratterizzati da elevata eterogeneità, come le aree collinari, le zone di transizione o i paesaggi

semi-naturali tipici delle ZSC. Per questo motivo, soprattutto nelle aree protette, risulta necessario integrare i dati satellitari con rilievi di campo ad alta risoluzione. Tecniche come il monitoraggio 3D-HRM mediante droni (APR) e scanner ottici, già sperimentati nell'area di studio, consentono di ottenere modelli tridimensionali dettagliati della superficie terrestre, rilevare micro-variazioni nella vegetazione e distinguere superfici agricole attive da superfici abbandonate in evoluzione (De Albentiis & Zullo, 2017). L'integrazione di tali dati in piattaforme GIS permette di costruire una rappresentazione multi-scala del paesaggio, essenziale per comprendere la complessità degli ecosistemi e per valutare correttamente gli effetti delle trasformazioni territoriali. Accanto ai dati geospaziali, l'utilizzo di bioindicatori rappresenta un elemento complementare di grande valore. La presente tesi ha dimostrato come il Barbagianni (*T. alba*), attraverso l'analisi delle comunità di micromammiferi ricostruite dalle borre, costituisca un indicatore efficace delle trasformazioni del paesaggio. Nel caso della ZSC Calanchi di Atri, l'incremento della vegetazione spontanea in evoluzione e la presenza di habitat di transizione hanno determinato una diversificazione della comunità di micromammiferi, evidenziando una gestione territoriale coerente con gli obiettivi della rete Natura 2000. Allo stesso tempo, l'analisi ha messo in luce i limiti dei rilevamenti telematici, che non riescono a cogliere le variazioni a scala fine e rischiano di sovrastimare o sottostimare alcune categorie di uso del suolo. In conclusione, la gestione efficace delle ZSC richiede un monitoraggio integrato che combini dati satellitari, rilievi ad alta risoluzione, sopralluoghi stagionali e analisi basate su bioindicatori. Solo attraverso un approccio multi-scala e multidisciplinare è possibile descrivere in modo accurato la complessità degli ecosistemi, valutare la qualità degli habitat e supportare la conservazione della biodiversità in modo coerente con gli obiettivi della rete Natura 2000.

7.9 Sistemi Agricoli diversificati in Abruzzo

Le evidenze emerse nel presente lavoro sottolineano come la conservazione della biodiversità non possa essere affrontata esclusivamente attraverso strumenti di protezione passiva, ma richieda un'integrazione sempre più stretta tra pianificazione territoriale, gestione delle attività produttive e partecipazione degli attori locali. In questo contesto, assume particolare rilevanza il ruolo di modelli innovativi orientati alla sostenibilità, che mirano a riconciliare produzione agricola, conservazione e sviluppo socioeconomico. Un aspetto centrale riguarda la necessità di superare approcci puramente teorici alla gestione ambientale, favorendo invece processi di trasferimento delle conoscenze basati su esperienze pratiche e condivise. In questa direzione si collocano iniziative europee come Agri-Nature Mentor, che promuovono un modello di apprendimento "peer-to-peer", ovvero tra agricoltori, basato sullo scambio diretto di esperienze e soluzioni applicate. Questo approccio risulta particolarmente efficace in quanto fondato sulla fiducia reciproca e sulla verifica diretta dei benefici delle pratiche sostenibili, favorendo una maggiore diffusione di innovazioni rispetto ai modelli top-down tradizionali. Il progetto si inserisce nel più ampio quadro delle politiche europee orientate

alla transizione ecologica, promuovendo pratiche agricole a basso impatto, la riduzione dell'uso di input chimici e la valorizzazione delle risorse locali. In questo contesto, il rafforzamento delle filiere corte e dei sistemi produttivi locali assume un ruolo strategico, contribuendo allo sviluppo di modelli di economia circolare, in cui produzione, consumo e gestione delle risorse risultano integrati e sostenibili nel lungo periodo. l sistemi agricoli diversificati e meno intensivi permettono di mantenere un elevato livello di servizi ecosistemici, tra cui regolazione climatica, conservazione del suolo e supporto alla biodiversità. In questo quadro, il caso dell'Abruzzo rappresenta un esempio particolarmente significativo a scala regionale. Il territorio abruzzese è caratterizzato da un'elevata eterogeneità ambientale, con una compresenza di ecosistemi montani, collinari e costieri concentrati in uno spazio relativamente limitato. Questa configurazione, unitamente alla presenza diffusa di aree protette e siti della rete Natura 2000, contribuisce a definire la regione come uno degli hotspot di biodiversità più rilevanti nel contesto nazionale. Dal punto di vista dell'uso del suolo, l'Abruzzo presenta un modello relativamente favorevole alla conservazione, con una minore incidenza di agricoltura intensiva rispetto ad altre aree italiane e una prevalenza di sistemi agricoli tradizionali o semi-tradizionali. Colture come uliveti, vigneti e frutteti, spesso gestite in modo estensivo, contribuiscono non solo alla produzione agricola, ma anche al mantenimento della stabilità del suolo e alla conservazione della struttura paesaggistica. La presenza di tali sistemi favorisce inoltre la formazione di un mosaico ambientale eterogeneo, fondamentale per il mantenimento della biodiversità. Un elemento particolarmente rilevante è rappresentato dal fatto che, in questo contesto, livelli elevati di conservazione possono essere raggiunti con un impegno relativamente contenuto rispetto ad altre realtà più intensivamente sfruttate. Interventi mirati, come il mantenimento dei margini agricoli, la creazione di corridoi ecologici e la gestione sostenibile delle infrastrutture lineari (anche attraverso la collaborazione con enti gestori come ANAS), possono infatti generare benefici significativi in termini di connettività ecologica e funzionalità degli ecosistemi. Questa condizione evidenzia come la pianificazione territoriale, se opportunamente orientata, possa rappresentare uno strumento chiave per massimizzare i benefici ecologici riducendo al minimo i costi gestionali. In particolare, l'integrazione tra gestione agricola sostenibile, conservazione della biodiversità e valorizzazione dei servizi ecosistemici può contribuire allo sviluppo di modelli territoriali più resilienti e compatibili con le sfide future. Nel complesso, il quadro che emerge sottolinea come la conservazione della biodiversità non debba essere considerata un vincolo allo sviluppo, ma piuttosto una risorsa strategica per il territorio. La valorizzazione delle caratteristiche ambientali, la promozione di pratiche sostenibili e il rafforzamento delle reti locali rappresentano elementi fondamentali per costruire sistemi socio-ecologici più equilibrati e capaci di adattarsi ai cambiamenti in atto.

Bibliografia

Achille, G., Gafta, D., Szabó, C., Canzian, F., & Polini, N. (2024). Dietary shift in a Barn Owl (*Tyto alba*) population following partial abandonment of cultivated fields (Central Apennine Hills, Italy). Animals, 14(17), 2562. https://doi.org/10.3390/ani14172562

Amori, G., Contoli, L., & Nappi, A. (2008). Atlante dei Mammiferi d'Italia. Firenze: Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze.

Associazione Teriologica Italiana (ATIt). (s.d.). Mammals of Italy: An annotated checklist. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy.

Bachmann, T., Klän, S., Baumgartner, W., Klaas, M., & Schröder, W. (2007). Morphometric characterisation of wing feathers of the barn owl (Tyto alba pratincola) and the pigeon (Columba livia). Frontiers in Zoology, 4, 23. https://doi.org/10.1186/1742-9994-4-23

Balestrieri, A., Gazzola, A., Formenton, G., & Canova, L. (2019). Long-term impact of agricultural practices on the diversity of small mammal communities: A case study based on owl pellets. Environmental Monitoring and Assessment, 191, 725. https://doi.org/10.1007/s10661-019-7910-5

Becker, P. H. (2003). Biomonitoring with birds. In B. A. Markert, A. M. Breure & H. G. Zechmeister (Eds.), Bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications (pp. 677–736). Elsevier.

Biodiversa+. (2023). Guide on harmonising biodiversity monitoring protocols across scales.

Biodiversity Information System for Europe (BISE). (2025). Natura 2000 – Overview and coverage data.

Bright, P., Morris, P., & Mitchell-Jones, T. (2006). The dormouse conservation handbook (2nd ed.). Peterborough: English Nature.

Bunn, D., & Warburton, A. (1977). Owls of the world. London: Collins.

Bunn, D., Warburton, A., & Wilson, R. D. S. (1982). The Barn Owl. T & AD Poyser.

Capizzi, D., & Santini, L. (2007). Ecology of Rattus spp. in Mediterranean habitats.

Caprari, C., Bucci, A., Divino, F., et al. (2024). Collection methods of wild Barn Owl pellets at low environmental contamination and proposals of microbiological and ecological investigations. Annals of Microbiology, 74, 14. https://doi.org/10.1186/s13213-024-01759-6

Castorani, S., & Lupi, P. (2013). Analisi dell'avifauna nella Riserva Naturale Regionale dei Calanchi di Atri (TE). Tesi di laurea, Università degli Studi di Firenze.

Cetti, C., & Cavaglià, A. (2009). I calanchi e le morfologie calanchive della Riserva Naturale Regionale dei Calanchi di Atri. WWF Italia.

Ceaușu, S., Leclère, D., & Newbold, T. (2025). Geography and availability of natural habitat determine whether cropland intensification or expansion is more detrimental to biodiversity. Nature Ecology & Evolution.

Chapman, M., Jung, M., Leclère, D., et al. (2025). Meeting European Union biodiversity targets under future land use demands. Nature Ecology & Evolution.

Chowdhury, S., et al. (2023). Insects as indicators of environmental change: A global synthesis. Biological Conservation.

ClimateData.org. (2024). Clima di Atri (TE): medie climatiche e precipitazioni annue. Disponibile online: https://it.climate-data.org/europa/italia/abruzzo/atri-14394/

Commissione Europea. (2011). Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse. Bruxelles.

Commissione Europea. (2021). EU Soil Strategy for 2030: Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate. Bruxelles.

Copernicus CLMS. (2025). CORINE Land Cover dataset production for 2024 reference year.

Crocetti, C., & Cavaglià, A. (2021). I calanchi: caratteristiche delle morfologie calanchive.

de Albentiis, M., Zullo F. (2017). Tecniche di monitoraggio ambientale 3D-HRM in aree a rischio geomorfologico mediante tecnologie GIS-APR. Tesi di Laurea Magistrale, Università degli Studi dell'Aquila, Corso di Laurea in Gestione degli Ecosistemi Terrestri e delle Acque Interne

De Ascentiis A., Ciabò S. (2003). Analisi del popolamento di micromammiferi della Riserva dei Calanchi di Atri da borre di Strigiformi.

De Ascentiis A., Ferretti A. (2012). Analisi faunistica dei micromammiferi della Riserva dei Calanchi di Atri. Pubblicazione tecnica, Riserva Naturale Regionale Oasi WWF "Calanchi di Atri".

De Bruijn, O. (1994). Population ecology and conservation of the barn owl (Tyto alba). Ardea, 82, 1–109.

del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (Eds.). (1999). Handbook of the birds of the world. Volume 5: Barn owls to hummingbirds. Barcelona: Lynx Edicions.

Di Feliciantonio, C., & Salvati, L. (2015). Economic crisis and land consumption in Italy. Cities, 44, 138–147. https://doi.org/10.1016/j.cities.2014.12.009

Di Tizio L., Di Francesco N., De Ascentiis A., Ciabò S. (2013). La fauna erpetologica del SIC IT7120083 "Calanchi di Atri".

European Commission. (2011). Roadmap to a Resource Efficient Europe. COM(2011) 571 final.

European Commission. (2012). Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing.

European Commission. (2018). Managing Natura 2000 sites – The provisions of Article 6 of the Habitats Directive 92/43/EEC.

European Commission. (2020). EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives.

European Commission. (2021). EU Soil Strategy for 2030 – Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate.

European Commission. (2024). Regulation (EU) 2024/1991 on nature restoration. Official Journal of the European Union.

European Environment Agency (EEA). (2025a). Europe's environment 2025: Land use and land take.

European Environment Agency (EEA). (2025b). Indicators – Analysis and data.

EuropaBON. (2024). European biodiversity monitoring framework.

Falco, E. (2017). Strategic environmental assessment and land take control. Land Use Policy, 67, 45–56. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.05.048

Ferretti, R. (2024). Evidenze regionali del cambiamento climatico in Abruzzo. CETEMPS – Università degli Studi dell'Aquila.

Ferri, V., Crescia, P., Celletti, S., Soccini, C., & Battisti, C. (2021). Small mammals from Barn Owl (Tyto alba) pellets in a Mediterranean agroforestry landscape. Natural History Sciences, 8(2), 83–90. https://doi.org/10.4081/nhs.2021.512

Fraticelli F, Burresi V, Damiano A, et al. Barn Owl Tyto alba in Italy: Data from fauna recovery centers show a patchy decline. Avocetta. 2021;45:89–94.

García Vega, D., Dumas, P., Prudhomme, R., Kremen, C., & Aubert, P. M. (2024). A safe agricultural space for biodiversity. Frontiers in Sustainable Food Systems. https://doi.org/10.3389/fsufs.2024.1328800

Geneletti, D., et al. (2017). Ecosystem services mapping and land use planning. Landscape and Urban Planning, 165, 14–23. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.04.017

Gómez-Ramírez, P., Shore, R. F., van den Brink, N. W., et al. (2014). An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. Environment International, 67, 12–21. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.004

Heisler, L. M., Somers, C. M., & Poulin, R. G. (2016). Owl pellets as an alternative to conventional trapping for studying small mammal communities. Methods in Ecology and Evolution, 7(1), 96–103. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12454

Holland, W. B. (2024). Ecological Drivers of Size and Predictors of Potential Competition in Soricidae. Southern Illinois University at Carbondale

Horváth, A., Morvai, A., & Horváth, G. F. (2018). Food niche pattern of the Barn Owl (Tyto alba) in an intensively cultivated agricultural landscape. Ornis Hungarica, 26(1), 27–40. https://doi.org/10.1515/orhu-2018-0003

Iannella, M., Liberatore, L., & Biondi, M. (2016). The effects of a sudden urbanization on micromammal communities: a case study of post-earthquake L'Aquila (Abruzzi Region, Italy). *Italian Journal of Zoology*, *83*(2), 255–262. https://doi.org/10.1080/11250003.2016.1149235

IEEP. (2024). Advancing biodiversity monitoring in agricultural landscapes.

Marino A. (2021). Comunità di micromammiferi nella Riserva Calanchi di Atri da boli di Barbagianni Tyto alba. Tesi di laurea, relatore Prof. Dino Scaravelli, Università di Bologna

Meek, W. R., Burman, P. J., Sparks, T. H., et al. (2012). The use of Barn Owl pellets to assess population change in small mammals. Bird Study, 59(2), 166–174. https://doi.org/10.1080/00063657.2012.656076

Paniccia, C., Di Febbraro, M., Delucchi, L., Oliveto, R., Marchetti, M., & Loy, A. (2018). OpenMICE: an open spatial and temporal dataset of small mammals in south-central Italy. Ecology. https://doi.org/10.1002/ecy.2382

Payne, R. S. (1971). Acoustic location of prey by barn owls (Tyto alba). Journal of Experimental Biology, 54, 535–573.

Pearce, J., & Venier, L. (2005). Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. Forest Ecology and Management, 208(1–3), 153–175.

Pettaccia C. (2013). I micromammiferi della Riserva Naturale Regionale Oasi WWF "Calanchi di Atri". Tesi di laurea, Università degli Studi dell'Aquila

Purger, J. J., & Szép, D. (2022). Determining the hunting area of the Barn Owl (Tyto alba) based on prey composition. Avian Biology Research. https://doi.org/10.1177/17581559211066091

Riegert, J., Šindelář, J., Zárybnická, M., & Horáček, I. (2021). Large-scale spatial patterns of small-mammal communities revealed by Barn Owl diet. Scientific Reports, 11, 5370. https://doi.org/10.1038/s41598-021-84683-y

Robinson, D. A., Fraser, I., Dominati, E. J., et al. (2014). On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. Soil Science

Society of America Journal, 78(3), 685–700.
https://doi.org/10.2136/sssaj2014.01.0017

Rybicki, J., Abrego, N., & Ovaskainen, O. (2020). Habitat fragmentation and species diversity in competitive communities. Ecology Letters, 23, 506–517.
https://doi.org/10.1111/ele.13450

Salvati, L., & Carlucci, M. (2016). Patterns of sprawl and soil sealing in Mediterranean cities. Environmental Impact Assessment Review, 60, 70–80.
https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.04.003

Viganò, M., Ancillotto, L., Agnelli, P., et al. (2020). Barn Owl diet in an island ecosystem. Birds, 1(1), 5–12. https://doi.org/10.3390/birds1010002

Zoppi, C., & Lai, S. (2018). Land use governance and planning effectiveness. Land Use Policy, 78, 837–845. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.012

Zullo, F., Fiorini, L., Marucci, A., & Romano, B. (2018). Urban sprawl and soil sealing in Italy: A long-term relationship. Land Use Policy, 67, 585–594.
https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.034

Zullo, F., Romano, B., Rinaldi, M., & Fiorini, L. (2020). Urban growth dynamics and land consumption in post-industrial Italy. Land, 9(12), 523.
https://doi.org/10.3390/land9120523

Zullo, F., & Felli, A. (2024a). Legislative Foundations: land take laws and urban regeneration policies. Land, 13(5), 713. https://doi.org/10.3390/land13050713