



UNIVERSITÀ
DI PAVIA

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente

Direttore: Prof. A. Di Giulio

Corso di Laurea Magistrale in Scienze della Natura

**Studio della comunità di pipistrelli di alta quota (Chiroptera)
nel Parco Naturale Adamello Brenta**

Relatore:

Prof. Gianni Pavan

Correlatori:

Dott.ssa Roberta Chirichella

Dott. Marco Armanini

Tesi di Laurea Magistrale

in Scienze della Natura

di Santoni Nicolò

matr. 475774

Anno Accademico 2019/20

Indice

RIASSUNTO	3
1 INTRODUZIONE.....	4
1.1 Premessa	4
1.2 Il progetto BioMiti	5
1.3 I chirotteri di alta quota.....	6
1.3.1 Cenni di biologia ed ecologia	6
1.3.2 Ruolo ecologico e minacce.....	10
1.3.3 Status e distribuzione.....	13
1.4 L'ecolocalizzazione	29
1.4.1 Struttura dei segnali ultrasonici	29
1.4.2 Classificazione in base ai segnali	32
2 AREA DI STUDIO	36
2.1 Il Parco Naturale Adamello Brenta.....	36
2.1.1 Tonalite e Dolomia	37
2.1.2 Inquadramento climatico	39
2.2 Area di studio BioMiti	40
2.2.1 Inquadramento area di studio	41
2.2.2 Criteri di scelta dei plot	43
2.2.3 Composizione di habitat	44
3 MATERIALI E METODI.....	49
3.1 Strumenti utilizzati.....	49
3.2 Indicazioni operative e schema di campionamento	51
3.3 Discussione del metodo	53
3.4 Criteri e analisi dati.....	55
3.4.1 Software utilizzati.....	55
3.4.2 Analisi dei dati acustici	55
3.4.3 Parametri di identificazione.....	62
3.4.4 Analisi statistica.....	67
4 RISULTATI.....	70
4.1 Risultati analisi aspecifica.....	70
4.2 Risultati analisi specifica	70
5 CONCLUSIONI.....	74
6 RINGRAZIAMENTI.....	80
7 OPERE CITATE.....	81
8 APPENDICI.....	96

RIASSUNTO

Il presente lavoro di tesi ha come obiettivo una prima valutazione della comunità di Chiroterri presente sulle Dolomiti di Brenta, nello specifico all'interno di un'area di studio attorno alla Cima Grostè. L'indagine si inserisce all'interno del progetto BioMiti, uno studio multidisciplinare sviluppato a partire dal 2018, dal Parco Naturale Adamello Brenta situato nella porzione occidentale della Provincia Autonoma di Trento. Lo schema di campionamento ha previsto la definizione di 11 aree di saggio (*plot*) posizionate lungo un gradiente altitudinale compreso tra i 1858 e i 2891 m s.l.m. La metodologia adottata si è basata sull'utilizzo di tecniche di rilevamento bioacustico, tramite la registrazione dei segnali ultrasonici emessi dalle differenti specie di Chiroterri indagate.

Il campionamento acustico ha previsto l'impiego di rilevatori ultrasonici sia manuali (Pettersson D-240X) che automatici (Song Meter SM4BAT-FS), a cui è seguita un'analisi dei sonogrammi suddivisa in due fasi: uno *screening* mediante software di riconoscimento automatico seguito da un'indagine approfondita delle specie tramite la misurazione degli impulsi contenuti nelle registrazioni più rilevanti ai fini dell'indagine.

Attraverso il rilevamento di dati climatici e ambientali è stato possibile indagare i ritmi di attività in funzione della temperatura dell'aria e degli habitat (lariceto rado, prateria alpina, macereto e ambiente rupicolo).

Attraverso l'analisi della varianza (ANOVA) è emerso come non esistano differenze significative nel numero di passaggi registrati nei diversi tipi di ambiente e tra le quote indagate, con attività di foraggiamento registrate anche alle quote più elevate.

L'analisi specifica ha previsto l'identificazione delle specie o di gruppi di specie con segnali di ecolocalizzazione simili. Inizialmente è stata eseguita una valutazione preliminare delle registrazioni mediante un software di classificazione automatico e successivamente, su un sottocampione di dati, è stata effettuata la misurazione di 5 parametri acustici assunti come descrittori delle tipologie di impulso.

Attraverso un'Analisi Discriminante Lineare (LDA) è stata verificata la sovrapposizione tra specie per le registrazioni analizzate ed è stato individuato come le variabili frequenza di picco e frequenza finale corrispondano ai parametri maggiormente indicativi per la definizione delle specie.

Sono stati condotti dei confronti statistici attraverso test t di Student per campione singolo con lo scopo di determinare se ci fossero differenze tra le medie dei campioni e i valori medi dei medesimi parametri presenti in letteratura.

Dai risultati ottenuti è stata composta una *checklist* delle specie appartenenti alla comunità di Chiroterri presenti nell'area BioMiti, grazie a cui è stato possibile constatare come la ricchezza specifica mostri una tendenza che decresce all'aumentare dell'altitudine.

Rispettivamente sono state individuate le seguenti specie a cui sono associate le quote massime di rilevamento: *Tadarida teniotis* (2500 m), *Nyctalus leisleri* (2700 m), *Eptesicus serotinum* (2300 m), *Eptesicus nilssonii* (2700 m), *Vespertilio murinus* (2100), *Pipistrellus kuhlii* (1900 m), *Pipistrellus pipistrellus* (2700 m), *Pipistrellus pigmaeus* (1900 m), *Myotis spp.* (2300 m), *Plecotus spp.* (2100 m), *Barbastella barbastellus* (1900 m).

I risultati ottenuti hanno contribuito ad aumentare le conoscenze rispetto alle specie di Chiroterri in alta quota, in particolare è stato confermato il primo dato di presenza del Molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*) all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta.

1. INTRODUZIONE

1.1 Premessa

I Chiroterri costituiscono un gruppo faunistico emblematico e relativamente sconosciuto se paragonato ad altri Mammiferi. Essi rivestono un ruolo di notevole importanza, occupando una posizione elevata nella catena alimentare e sono specializzati nell'utilizzo di differenti tipologie di habitat se aventi le giuste caratteristiche necessarie alla sopravvivenza delle specie.

La forte specializzazione si riflette sulla sensibilità ad alterazioni degli habitat, rendendo i pipistrelli eccellenti bioindicatori della qualità ambientale. In tal modo il monitoraggio delle comunità di Chiroterri può fornire indicazioni in merito a cambiamenti nello stato della biodiversità.

Le informazioni inerenti a biologia e distribuzione dei Chiroterri sono attualmente carenti, in particolar modo se riguardanti le popolazioni montane e alpine.

L'approccio di studio è spesso limitato da difficoltà intrinsecamente legate alla contattabilità degli animali e al riconoscimento delle singole specie. Per tali motivi è importante approfondire nuove metodologie di ricerca e di analisi al fine di aumentare la conoscenza rispetto alla distribuzione e abbondanza delle specie, ai ritmi di attività e alle preferenze ambientali tra diversi ecosistemi.

È ormai ampiamente riconosciuto come i cambiamenti ambientali e climatici stiano minacciando la sopravvivenza di numerose specie, mettendo a rischio l'integrità degli ecosistemi con una crescente velocità. L'effetto appare più pronunciato negli ecosistemi montuosi che, caratterizzati da elevati livelli di ricchezza specifica, con specie adattate alle alte quote e con popolazioni spesso piccole e isolate, risultano più sensibili alle possibili variazioni climatiche.

Gli ecosistemi di alta quota rappresentano perciò un laboratorio a cielo aperto: salendo in altitudine le comunità floristiche e faunistiche si configurano lungo un continuo gradiente, in cui le specie sfumano le une nelle altre in sinergia con le differenti condizioni ambientali.

Queste sono le motivazioni che hanno spinto il Parco Naturale Adamello Brenta a impostare uno studio della comunità biotica montana sulle Dolomiti di Brenta, chiamato progetto BioMiti, all'interno del quale si è inserito il presente lavoro di tesi.

Lo studio impostato in collaborazione con l'Ente Parco, anche se condotto in una realtà territoriale ridotta, si pone quale obiettivo la raccolta di dati che possano contribuire al miglioramento delle conoscenze sullo status delle popolazioni di Chiroterri.

L'obbiettivo generale consiste perciò in una prima valutazione della comunità di Chiroterri nell'area di studio BioMiti attraverso la raccolta di dati bioacustici, climatici e ambientali all'interno di punti di campionamento standardizzati lungo un gradiente altitudinale. Nello specifico si è voluto indagare la distribuzione delle specie lungo il profilo attorno alla Cima Grostè, il ritmo di attività relativo alla temperatura e le possibili differenze rispetto agli ambienti presenti nell'area di studio.

Il secondo obbiettivo prevede il raggiungimento di una *checklist* aggiornata delle specie di Chiroterri presenti nell'area di studio BioMiti, considerata come rappresentativa degli ecosistemi alto montani del Parco Naturale Adamello Brenta.

Al fine di importare studi di monitoraggio a lungo termine, volti a valutare i cambiamenti nelle comunità di Chiroterri nel tempo, è stato giudicato essenziale impostare un metodo di identificazione oggettivo, standardizzato e ripetibile. Per tali ragioni l'obbiettivo ultimo prevede la valutazione del metodo di campionamento adottato per la raccolta dei dati bioacustici e la valutazione del procedimento analitico impostato per l'identificazione delle specie.

Infine, si sottolinea come un approccio alla natura da un punto di vista multidisciplinare abbia permesso ad ambiti di ricerca, apparentemente slegati, di inserirsi in un quadro più ampio, aprendosi a nuove opportunità di confronto e collaborazione, fondamentali per comprendere l'azione dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi alpini.

1.2 Il progetto BioMiti

BioMiti è un progetto multidisciplinare impostato e realizzato dal Parco Naturale Adamello Brenta a partire dal 2018 (fig. 1.1), il cui oggetto di studio è l'intera comunità biotica montana presente sulle Dolomiti di Brenta, più propriamente in un'area di studio compresa tra i 1900 e i 2900 m s.l.m., attorno alla Cima Grostè.

Il progetto si è ispirato al Progetto Ministeriale di “Monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino” che vede coinvolti sei parchi, tra i quali, il Parco Nazionale Gran Paradiso funge da capofila. L'utilizzo di metodi di monitoraggio e archiviazione dati simili nei due progetti permetterà in futuro il confronto con quanto riscontrato in altre aree protette alpine.

Più in dettaglio, il progetto BioMiti, si è prefissato i seguenti obiettivi generali (Chirichella & Armanini, 2018):

- analizzare l'importanza dei parametri microclimatici e ambientali nella distribuzione dei diversi gruppi animali lungo un gradiente altitudinale;
- individuare tipologie ambientali e *taxa* potenzialmente vulnerabili, da utilizzare come indicatori dei cambiamenti climatici e ambientali;
- porre le basi per la creazione di una serie storica di dati che consentirà di valutare il rischio di perdita di biodiversità anche mediante simulazioni e applicazioni di scenari di cambiamento.

A fronte dei molteplici campi di indagine, il raggiungimento di tali obiettivi è stato possibile grazie alla stretta collaborazione con il MuSe (Museo delle Scienze di Trento) e con il coinvolgimento di diversi istituti universitari.

In un'area di studio di 38,5 kmq situata tra la Vallesinella e la Val di Tovel, nelle Dolomiti di Brenta centrali, sono state allestite 11 aree di saggio denominate *plot*. Ciascun *plot* è costituito da un'area circolare di 100 m di raggio (314 mq circa). Come criterio di posizionamento è stata adottata una differenza di 200 m di dislivello tra un *plot* e il successivo; in questo modo è stato possibile impostare uno studio lungo un gradiente altitudinale compreso tra i 1858 e i 2891 m s.l.m. che trova sulla Cima Grostè il punto di saggio alla quota maggiore.

Nel triennio 2018-2020 all'interno di ogni *plot* sono state indagate differenti componenti ecosistemiche tramite rilievi faunistici, vegetazionali, e climatico/ambientali. Per quanto riguarda la fauna vertebrata sono stati condotti transetti lineari alla ricerca di indici di presenza diretti e indiretti, monitoraggi acustici e bioacustici da punti fissi rivolti rispettivamente ad avifauna e chiroterofauna, campionamenti di piccoli mammiferi attraverso trappole “a vivo”, oltre che monitoraggi tramite fototrappole. Per la fauna invertebrata sono stati predisposti campionamenti tramite trappole a caduta (*pitfall trap*) indirizzati ai *taxa Carabidae* e *Arachnida*, inoltre sono stati svolti monitoraggi rivolti a lepidotteri notturni e diurni. Analisi approfondite sono state condotte sia sui profili del suolo, che sulla vegetazione mediante rilevamenti fitosociologici. I rilievi climatico-ambientali hanno previsto l'acquisizione di valori di temperatura e umidità nelle aree di monitoraggio sia tramite il posizionamento di *data loggers* (Tinytag Plus 2 – TGP-4500) sia da stazioni meteo fisse (www.meteotrentino.it) per la raccolta dei dati meteo e nivometrici.

Tramite l'acquisizione di informazioni provenienti da telerilevamento sono stati ricavati dati topografici e cartografici, dati di copertura della vegetazione, nonché informazioni su geologia e geomorfologia per costruirne una carta geomorfologica.

Parallelamente ai rilievi BioMiti è stato condotto uno studio mirato delle comunità di invertebrati che popolano le rare sorgenti carsiche interessanti l'area di indagine (monitoraggio di Chironomidi).



Figura 1.1: logo del Progetto BioMiti.

1.3 I Chiroterri di alta quota

1.3.1 Cenni di biologia ed ecologia

1.3.1.1 Ciclo di vita

Il ciclo annale delle specie di Chiroterri europee è scandito dalla disponibilità alimentare durante l'anno, che solitamente raggiunge il suo massimo nei mesi estivi più caldi. Per tutte le specie un singolo ciclo inizia con le nascite in primavera e termina con l'ibernazione o la migrazione per sopravvivere ai rigori dell'inverno (fig. 1.2).

Come tutti i mammiferi i Chiroterri sono omeotermi, ma possono entrare in fasi di eterotermia temporanea per far fronte agli elevati costi energetici sostenuti per la taglia ridotta, l'attività di volo, le fluttuazioni nella disponibilità alimentare e le condizioni ambientali avverse (Stawski *et al.*, 2014).

Quando le temperature si abbassano, con l'inizio di dicembre, le specie di pipistrelli alle latitudini temperate e fredde mettono in pratica una particolare strategia che permette un risparmio energetico, detta ibernazione (Davis, 1970; Lyman, 1970).

Il metabolismo si riduce al minimo, la temperatura corporea si abbassa e viene mantenuta uno o due gradi sopra quella ambientale. Il range di temperatura ottimale e il punto critico di ibernazione (oltre al quale si ha la morte per congelamento) variano a seconda della specie (Masing & Lutsar, 2007) e del sito di ibernazione utilizzato (*hibernaculum*). La selezione del rifugio invernale risulta fondamentale: il luogo deve essere al sicuro da eventuali predatori, privo di correnti d'aria, con temperature non eccessivamente basse e soprattutto con un buon livello d'umidità per impedire il disseccamento del patagio. La perdita di calore può essere ulteriormente ridotta grazie alla formazione di gruppi di pipistrelli, non necessariamente formati da una sola specie.

Durante il sonno profondo il respiro e i battiti del cuore rallentano, con un tasso compreso tra 18 e 80 battiti al minuto e un intervallo tra le respirazioni che può essere esteso fino a 90 minuti (Dietz & Keifer, 2016). Per sopravvivere vengono utilizzate le riserve di grasso accumulate, che possono determinare la perdita fino ad un terzo del peso corporeo al termine dell'inverno (Speakman & Racey, 1989; Koteja *et al.*, 2001).

L'ibernazione non è continua per tutto il periodo invernale: i pipistrelli hanno solitamente una fase di sonno profondo di diverse settimane, che varia a seconda della specie, alla quale seguono momenti di risveglio, sempre più frequenti verso la fine dell'inverno. Il metabolismo è perciò soggetto ad una fine regolazione perché gli animali possano risvegliarsi per bisogni fisiologici (espletamento delle funzioni corporee e carenza idrica) o perché le condizioni non sono più ottimali all'ibernazione: alcune specie possono cambiare rifugio se la temperatura non è adeguata o se soggette a disturbo (Speakman *et al.*, 1991).

Quando il risveglio è completo, tra marzo e aprile, l'attività di caccia riprende velocemente per riacquisire le scorte energetiche perse, fondamentali soprattutto per le femmine che in questo periodo entrano in gravidanza. La strategia riproduttiva adottata da *Rhinolophidae* e *Vespertilionidae* delle regioni fredde e temperate è la fecondazione ritardata (Racey, 1982): sebbene l'estro avvenga nel periodo degli amori in autunno, gli spermatozoi restano vitali nelle vie genitali femminili durante l'inverno, così che ovulazione e fecondazione sono ritardate fino alla primavera.

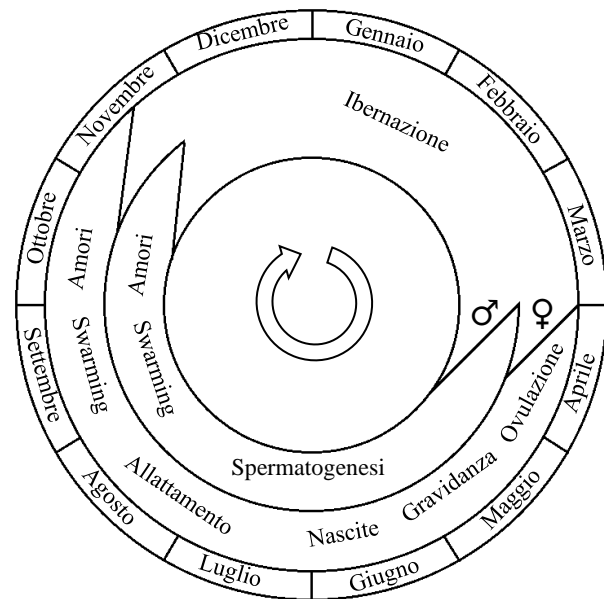


Figura 1.2: ciclo annuale di *Myotis myotis* (tratto da Dietz & Keifer, 2016, modificato)

Nei mesi da maggio ad agosto, le femmine adulte normalmente della stessa specie si aggregano in colonie riproduttive o *nursery* per partorire e allevare i piccoli (Altringham, 2011; Kerth, 2008), i siti sono solitamente differenti da quelli utilizzati come rifugio invernale. Il considerevole dispendio energetico della riproduzione determina come i raggruppamenti siano particolarmente importante per risparmiare energia nelle femmine in gravidanza e in allattamento (Pretzlaff, Kerth, & Dausmann, 2010) oltre che per fornire ai giovani non abili al volo un ambiente caldo e protetto.

Il periodo di gestazione è estremamente variabile da specie a specie anche in funzione di fattori ambientali quali temperatura e disponibilità di cibo (Racey & Entwistle, 2000). Le nascite tendono a coincidere con il periodo di maggiore abbondanza di cibo (Racey, 1982); per questo motivo nelle specie dell'Europa centrale i parti si concentrano per lo più nel mese di giugno (Dietz & Keifer, 2016). I Chiroteri hanno un basso tasso riproduttivo con un solo piccolo all'anno e solo in rari casi due (Racey, 1982).

Tra luglio e agosto i giovani vengono svezzati e gradualmente iniziano a volare e a cacciare le prede. I giovani sono più sensibili al cattivo tempo e ai predatori per le limitate riserve di grasso e la poca esperienza; la mortalità dei piccoli dopo lo svezzamento è quindi molto alta, pari a circa il 50%. In generale si stima che solo il 30-40% dei nuovi nati raggiunga il secondo anno di vita (Tuttle & Stevenson, 1982).

Nella maggior parte delle specie, maschi e femmine raggiungono la maturità sessuale dopo il primo anno di vita, durante la loro seconda tarda estate (Dietz & Keifer, 2016).

Anche al di fuori del periodo di ibernazione, durante il giorno, molte specie di pipistrelli possono entrare in uno stato di torpore, al fine di ridurre la perdita di energia quotidiana (Geiser & Ruf 1995): il metabolismo rallenta e la temperatura si abbassa passando da circa 40 °C durante il volo a un valore attorno ai 15 °C. I pipistrelli sono in grado di regolare finemente il proprio metabolismo: la durata degli eventi di torpore può aumentare in risposta a una diminuzione della temperatura ambientale (Wojciechowski *et al.*, 2007). Rispetto a individui non riproduttivi, il torpore è meno frequente nelle femmine durante gravidanza e allattamento, per evitare interferenze con la riproduzione (Stawski *et al.*, 2014).

Il periodo di torpore giornaliero viene trascorso in rifugi temporanei. Essi rappresentano siti occupati per brevi periodi, talvolta mantenuti nel corso degli anni, da uno o pochi esemplari spesso di sesso maschile. Tali rifugi possono essere variamente selezionati a seconda delle preferenze della specie o delle esigenze individuali.

La fine dell'allevamento della prole segna l'inizio della stagione di accoppiamento. Nei pipistrelli europei i maschi vivono per lo più solitari o in piccoli gruppi e si riuniscono alle femmine solamente in autunno, nel periodo dell'accoppiamento, ed in inverno durante il letargo.

Durante il periodo tardo estivo-autunnale individui, non necessariamente della stessa specie, si raggruppano dando origine a un fenomeno definito "*swarming*" (Davies, 1964; Fenton, 1969). Il periodo di *swarming* è compreso tra i mesi di agosto e novembre, con un picco di attività nel mese di settembre (Parsons *et al.*, 2003; Rivers *et al.*, 2006); generalmente limitato alle ore notturne, è variabile in funzione della specie. I siti di *swarming* sono solitamente ipogei (Glover & Altringham, 2008), spesso gli stessi utilizzati anche per lo svernamento.

La funzione primaria dello *swarming* è volta alla riproduzione: consente l'instaurarsi di comportamenti sociali legati alla selezione dei maschi da parte delle femmine (Kerth *et al.*, 2003; Parsons & Jones, 2003) e favorisce lo scambio genico tra popolazioni diverse (Veith *et al.*, 2004; Rivers *et al.*, 2006). Nella maggior parte delle specie l'accoppiamento è di tipo poliginico: i maschi dispongono di un *harem* costituito da un numero variabile di femmine. L'aggregazione di individui consente anche lo scambio di informazioni, particolarmente utile per i giovani al fine di apprendere la localizzazione dei siti idonei allo svernamento (Fenton, 1969).

Col sopraggiungere dell'autunno, da ottobre a novembre, l'attività di foraggiamento diventa predominante per aumentare le riserve di grasso (Speakman & Rowland, 1999), in particolare nelle femmine perchè necessitano di maggiori riserve dei maschi per sostenere la successiva gravidanza (Jonasson & Willis, 2011).

La totalità delle specie europee ha una dieta insettivora. In periodo di attività i pipistrelli necessitano di una quantità di cibo elevate relativamente al loro peso: la taglia del predatore è in correlata a quella della preda. Anche il consumo d'acqua è elevato: il rapporto tra superficie e volume del patagio fa sì che i tassi di perdita di acqua per evaporazione siano più alti rispetto a mammiferi di dimensioni simili (Webb *et al.*, 1995). L'abbeverata può avvenire in volo, sfiorando il pelo dell'acqua, o lambendo l'acqua presente sul substrato o sul corpo dell'animale.

Diverse specie di pipistrelli sono sedentarie e nel periodo autunnale iniziano a selezionare i rifugi invernali, posti solitamente entro un raggio di 50 km dai rifugi estivi (Dietz & Kiefer, 2016). Al contrario, le specie migratorie sono in grado di coprire spostamenti considerevoli tra i rifugi estivi e invernali, raggiungendo latitudini con temperature più miti adatte a superare l'inverno (Fleming & Eby, 2003; Moussy *et al.*, 2012; Krauel & McCracken, 2013).

I Chiroteri sono i mammiferi più longevi se rapportati alle loro dimensioni corporee (Foley *et al.*, 2018). Molte specie possono superare i 20 anni di vita, raggiungendo anche età record come nel caso di un maschio di *Myotis brandtii* ricatturato dopo 41 anni (Podlutzky *et al.*, 2005).

1.3.1.2 Socialità e zone rifugio

I Chiroteri hanno abitudini gregarie per la maggior parte dell'anno, la tendenza alla vita sociale è sviluppata (Ortega, 2016; Kerth, 2008) e quasi tutte le specie Europee utilizzano rifugi comuni.

La formazione di gruppi di conspecifici permette lo sviluppo di comportamenti cooperativi come: vigilanza e difesa antipredatoria (Lima & O'Keefe, 2013), foraggiamento di gruppo (Gager, 2018), assistenza alla gravidanza e termoregolazione sociale (Kerth *et al.*, 2006), oltre che scambio di informazioni rispetto alla valutazione diretta degli habitat (Müller *et al.*, 2012). Il livello di comunicazione può essere estremamente complesso, al punto che i rifugi possono essere selezionati a seguito di decisioni di gruppo "discusse" all'interno della stessa colonia (Kerth & Schmidtke, 2006). I pipistrelli alle zone temperate si spostano nel corso dell'anno in diversi ambienti abitativi e rifugi (definiti generalmente col termine di "roost"), in risposta alle diverse fasi del ciclo biologico (Kunz, 1982). La selezione del rifugio è estremamente complessa: le tipologie di rifugio cambiano in base alle preferenze delle singole specie e possono variare non solo in funzione delle stagioni, ma anche in rapporto alle caratteristiche climatiche delle diverse località e alle tendenze individuali.

I Chiroteri europei possono essere distinti indicativamente in 3 categorie rispetto alla struttura del rifugio (Martinoli *et al.*, 2001):

- pipistrelli antropofili: più o meno legati ad insediamenti umani, prediligono rifugi formati da abitazioni, chiese e casolari (fig. 1.5) come il Pipistrello nano, il Pipistrello albolimbato, il Serotino comune e il Pipistrello di Savi;
- pipistrelli troglodili o litofili: utilizzano come rifugi grotte o anfratti rocciosi, comprendono specie appartenenti ai generi *Miniopterus*, *Plecotus*, *Myotis*, *Barbastella* e *Rhinolophus*;
- pipistrelli fitofili o silvicoli: che trovano rifugio prevalentemente in ambienti forestali, come il Pipistrello di Nathusius e specie dei generi *Vespertilio* e *Nyctalus*,

È probabile che le specie antropofile derivino da specie originariamente adattate a sfruttare grotte, fessure o spaccature nella roccia (fig. 1.4) e con l'espansione degli insediamenti urbani abbiano avuto a disposizione potenziali rifugi con caratteristiche strutturali e microclimatiche comparabili agli ambienti naturali primariamente utilizzati (Agnelli *et al.*, 2008).

Le specie di pipistrelli specializzate negli habitat forestali trovano rifugio negli alberi: essi forniscono una varietà di cavità differenti, offrendo una vasta gamma di condizioni termiche (Kunz & Lumsden, 2003; Dietz & Hörig, 2011). I requisiti di rifugio possono differire notevolmente tra le specie litofile (Ruczyński & Bogdanowicz, 2005). Le cavità adatte talvolta sono rare e si ritrovano principalmente nelle grandi latifoglie e soprattutto in alberi vecchi, in decomposizione o morti in piedi (fig. 1.3).

I pipistrelli forestali cambiano frequentemente i rifugi, sia per mantenere le relazioni sociali (Kerth *et al.*, 2011; Russo *et al.*, 2017), che per sviluppare mappe cognitive di posizioni alternative dei rifugi (Russo *et al.*, 2005) o per diminuire il carico parassitario (Bartonička & Gaisler, 2007). In linea generale è possibile affermare che ecosistemi con habitat diversi, in cui compaiono tutte le tipologie di rifugio, presentano le maggiori concentrazioni di Chiroterri, poiché offrono molteplici opportunità di ricovero e d'alimentazione (Martinoli *et al.*, 2001).



Figura 1.3: zone rifugio negli alberi: cavità nella forcella (1), cavità in rami spezzati (2), buchi di picchio (3), corteccia scrostata (4), fessure e crepe nel tronco (5), fori alla base del tronco (6). Gli alberi morti in piedi offrono molteplici possibilità di rifugio, come nel caso di questo larice (foto, Nicolò Santoni).

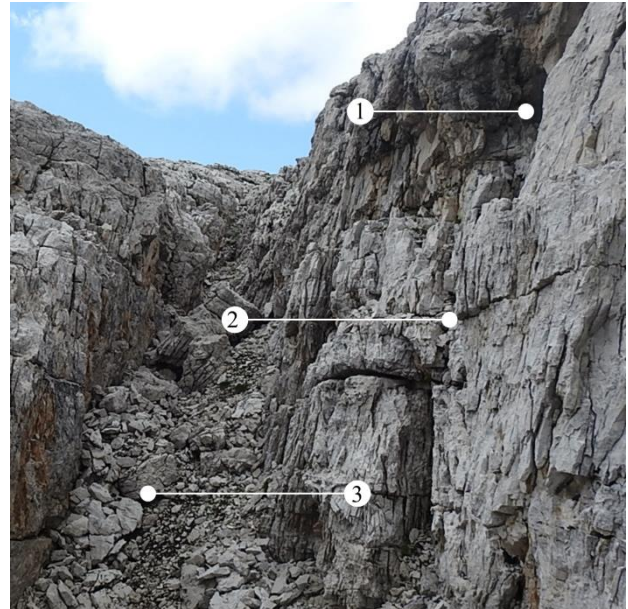


Figura 1.4: zone rifugio rocciose: grotte (1), anfratti nelle pareti e negli affioramenti rocciosi (2), sotto ghiaioni e detriti di varie dimensioni (3) (foto, Nicolò Santoni).



Figure 1.5: zone rifugio artificiali negli edifici: gli attici corrispondono a grotte temperate e a cavi di alberi, le cantine a grotte fredde e umide, le fessure nei muri a pietraie site in grotte e gli spazi vuoti a fenditure naturali. Si riporta come esempio la foresteria del Parco a Sant'Antonio di Mavignola che ospita una colonia di *Pipistrellus pipistrellus* (foto, Nicolò Santoni).

1.3.2 Ruolo ecologico e minacce

I pipistrelli sono un gruppo faunistico importante sotto molteplici punti di vista.

L'ordine *Chiroptera* rappresenta, dopo i roditori, il secondo e più diversificato tra gli ordini dei Mammiferi (Hutson *et al.*, 2001). In Italia questo ordine comprende circa un terzo delle specie di Mammiferi terrestri (Loy *et al.*, 2019).

Sono animali estremamente specializzati. La capacità di volo, il peculiare sistema di orientamento, l'adattabilità fisiologica oltre che complessi comportamenti sociali consentono loro di inserirsi in una grande varietà di ambienti. I pipistrelli occupano una posizione elevata nella catena alimentare, svolgendo un ruolo fondamentale negli ecosistemi e nelle interazioni preda-predatore.

Nonostante questa diversità ogni specie ha strette esigenze alimentari, di riproduzione e di selezione dei rifugi rendendo i pipistrelli estremamente sensibili ad alterazione e frammentazione degli habitat. Sono particolarmente vulnerabili anche a causa del basso tasso di riproduzione, che, in concomitanza alle precedenti considerazioni, può limitare la capacità di dispersione delle popolazioni.

Molti autori hanno approfondito le risposte dei pipistrelli alle alterazioni all'ecosistema tra cui: cambiamenti nelle pratiche agricole (Park, 2015), urbanizzazione (Ancillotto & Russo, 2015), inquinamento luminoso (Stone *et al.*, 2015), metalli pesanti (Zukal *et al.*, 2015) ed eventi di siccità (Amorim *et al.*, 2015). Ciò suggerisce come i Chiroteri possano fungere potenzialmente come bioindicatori (Russo *et al.* 2015, Jones *et al.* 2009).

Nel presente capitolo sono riportate le principali pressioni a cui sono sottoposte le specie di Chiroteri europei integrate da approfondimenti rispetto alle popolazioni montane e alle possibili implicazioni derivanti dai cambiamenti climatici.

1.3.2.1 Perdita e disturbo dei rifugi

L'alterazione delle caratteristiche delle zone rifugio dovuta al disturbo o alla distruzione diretta ha un impatto significativo sugli individui e sulle popolazioni, in maggior misura se sono coinvolte colonie riproduttive. La perdita di una singola *nursery*, a volte dovuta ad intolleranza o paura nei confronti di queste specie, può comportare che tutte le femmine riproduttrici di una determinata area non siano in grado di allevare i piccoli sia in quell'anno che negli anni successivi, in mancanza di siti alternativi adatti (McLoughlin, 2013).

Un'alta percentuale di specie di pipistrelli trova rifugio negli edifici, così che gli impatti maggiori derivino da interventi legati a manutenzione o ristrutturazione. Esistono molti esempi in tutta Europa che dimostrano come evitare impatti negativi durante i lavori di costruzione (Agnelli *et al.*, 2008; Voigt *et al.*, 2016; Barova & Streit, 2018). Allo stesso modo i siti ipogei possono essere minacciati da modifiche ecologiche delle caratteristiche delle grotte e dal disturbo legato alla frequentazione umana (Furey & Racey, 2016; Barova & Streit, 2018). La conservazione dei siti sotterranei viene spesso effettuata attraverso la protezione legale o la gestione del sito (Mitchell-Jones *et al.*, 2007).

Per quanto riguarda le specie silvicole, queste possono selezionare diverse tipologie di cavità arboree. La loro protezione, tuttavia, deve essere estesa dai singoli alberi verso un'attenta gestione e pianificazione forestale (Russo *et al.*, 2016; Law *et al.*, 2016).

I rifugi possono essere preservati durante le operazioni forestali risparmiando alberi morti in piedi, alberi vecchi e grandi e alberi con cavità evidenti. Inoltre, taglio e trasporto di legname in aree con un alto potenziale di rifugi per i pipistrelli dovrebbero essere effettuati al di fuori delle stagioni di riproduzione (da metà maggio a fine luglio o agosto, nel caso dei paesi europei settentrionali) e di ibernazione (da dicembre a marzo inclusi) (Barova & Streit, 2018).

Lo sfruttamento delle foreste può essere sostenibile e persino favorire la presenza dei pipistrelli. È stato dimostrato come operazioni di diradamento mirate in foreste alto montane italiane non influenzino significativamente il foraggiamento dei pipistrelli (Cistrone *et al.*, 2015). Sebbene siano disponibili poche indagini e repliche in Europa, effetti positivi simili sono stati dimostrati in Nord America, dove l'attività dei pipistrelli è aumentata a seguito di tagli selettivi di estesi gruppi di alberi (Menzel *et al.*, 2002; Titchenell *et al.*, 2011).

1.3.2.2 Alterazione e frammentazione di habitat

Le aree di foraggiamento ottimali per i Chiroterri sono rappresentate da biotopi ricchi di insetti, in particolare: margini naturali del bosco, siepi, prati magri, zone umide e rive naturali di corsi d'acqua e laghi. In tal modo si può comprendere come gli impatti maggiori sulle popolazioni derivino dal degrado diretto degli ambienti di caccia ma anche degli elementi del paesaggio che fungono da corridoi di volo (Barova & Streit, 2018). Gli elementi di struttura del territorio svolgono un ruolo chiave, poiché le aree di foraggiamento possono essere lontane dai rifugi (Boughey *et al.*, 2011). Tali esigenze nel mantenimento della connettività ecologica si traducono in una forte sensibilità dei pipistrelli alla frammentazione degli habitat (Frey-Ehrenbond *et al.*, 2013).

La perdita di habitat può essere causata da molteplici interventi umani (edificazione, bonifica delle zone umide, arginatura dei corsi d'acqua, gestione forestale), in particolare si pensa che l'intensificazione dell'agricoltura sia una delle principali cause del declino di molte popolazioni di pipistrelli europee (Wickramasinghe *et al.*, 2003; Frey-Ehrenbond *et al.*, 2013). Il cambiamento dalle pratiche agricole tradizionali verso la produzione intensiva delle coltivazioni ha portato verso una semplificazione del paesaggio, con gravi perdite degli habitat semi-naturali (Robinson & Sutherland, 2002, Heim *et al.*, 2015) e una complessiva riduzione nelle comunità faunistiche (Van Swaay *et al.*, 2016). L'incremento nell'utilizzo di pesticidi e prodotti chimici in agricoltura rappresenta un ulteriore minaccia (Stahlschmidt & Brühl, 2012). Gli insetticidi possono ridurre le risorse alimentari eliminando l'entomofauna, fino a comportare l'avvelenamento indiretto dei pipistrelli mediante accumulo nell'organismo degli adulti o dei giovani tramite il latte materno (EFSA, 2019).

1.3.2.3 I Chiroterri in un clima che cambia

Il cambiamento climatico è stato ampiamente riconosciuto dalla comunità scientifica internazionale come uno dei maggiori responsabili che possono influenzare la distribuzione e l'abbondanza degli organismi.

Secondo il quarto report dell'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), l'aumento globale della temperatura superficiale media, entro la fine del XXI secolo, sarà compreso tra 1,1–4,8 °C negli scenari intermedi di emissioni di gas serra (IPCC, 2014). In aggiunta, il tasso di riscaldamento sembra aumentare ed essere più pronunciato alle alte latitudini (Hansen *et al.* 2006) così come nelle regioni montane (IPCC, 2014; Beniston, 2003).

Sebbene i suoi effetti siano stati dimostrati a diverse scale, per numerosi *taxa* animali e vegetali, il potenziale effetto sulle comunità di Chiroterri ad oggi è ancora poco studiato.

Per meglio comprendere come le specie di Chiroterri possono rispondere ai cambiamenti climatici occorre approfondire alcuni aspetti chiave della fisiologia, della dinamica di popolazione e dell'ecologia di questo gruppo animale (Jones *et al.*, 2009).

La maggior parte delle specie di pipistrelli possiede un "optimum termico", ascrivibile come l'insieme delle condizioni di temperatura più favorevoli per ogni fase del ciclo vitale. Al di fuori di tale *optimum* il tasso metabolico e la perdita d'acqua aumentano, imponendo maggiore stress alla sopravvivenza degli animali (Webb *et al.* 1995).

La tolleranza alle variazioni climatiche è perciò strettamente legata alla flessibilità fisiologica e/o ecologica propria di ogni specie. Le specie di pipistrelli più generaliste avranno così una maggiore probabilità di trovare risorse adeguate in nuove aree, rispetto alle specie più esigenti e specializzate (Safi & Kerth, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2005).

Le problematiche legate alle modifiche del clima prevedono fenomeni di tolleranza e adattamento delle specie alle nuove condizioni ambientali, a cui seguono modifiche delle preferenze dell'habitat che, nel lungo periodo, possono concretizzarsi in cambiamenti nella distribuzione e abbondanza.

Alle latitudini temperate, gli inverni stanno diventando sempre più brevi e caldi (Walther *et al.*, 2002), determinando un anticipo della stagione vegetativa, del periodo di fioritura (Cleland *et al.*, 2007) e della disponibilità di insetti (Wilson & Maclean, 2011).

Il ciclo di vita delle specie di pipistrelli è sincronizzato con la disponibilità di cibo, in modo che le fasi cruciali coincidano con i periodi di maggiore abbondanza (Arlettaz *et al.*, 2001).

È stato dimostrato come cambiamenti nella fenologia possano determinare un anticipo delle nascite nelle popolazioni di Rinolofidi e Vespertilionidi (Ransome & McOwat, 1994; Ibáñez, 1997).

L'abbondanza di insetti può aumentare a causa degli inverni più caldi, ma è discutibile se sia sufficiente per compensare un aumento dei costi energetici associati a una maggiore attività da parte dei pipistrelli (Jones & Rebelo, 2013).

I cambiamenti a lungo termine negli habitat possono influenzare la disponibilità di rifugi, modificando le condizioni microclimatiche al loro interno, con ripercussioni su fasi cruciali quali l'allevamento e l'ibernazione (Humphries *et al.*, 2002).

Si prevede che le attuali zone bioclimatiche si sposteranno verso aree più fresche a latitudini o altitudini più elevate (Franco *et al.* 2006). Prove di cambiamenti nella distribuzione e nell'abbondanza dei pipistrelli dovuti a tali perturbazioni climatiche, sono già emerse: Rebelo *et al.* (2010) hanno ipotizzato che 28 specie di pipistrelli europee subiranno un importante spostamento di areale verso le latitudini settentrionali entro la fine del secolo. Recentemente le previsioni sviluppate da Smeraldo *et al.* (2021) attraverso modelli di nicchia ecologici, confermano questo fenomeno: in un futuro prossimo tre specie generaliste (*Hypsugo savii*, *Pipistrellus kuhlii*, e *Pipistrellus pipistrellus*) vedranno espanderete i propri areali verso latitudini più settentrionali.

In tal modo le Alpi, così come i maggiori rilievi europei, possono costituire un rifugio per le specie più criofile, similmente a quanto accaduto durante il *Last Glacial Maximum*.

Inoltre, si ipotizza che le specie proprie dei climi boreali siano le più colpite, mentre le specie mediterranee e alcune specie temperate risultino più tolleranti (Rebelo *et al.*, 2010). Alcune specie potrebbero perfino trarre vantaggio da tali cambiamenti aumentando di densità: ad esempio il *Pipistrellus kuhlii* dagli anni '90 ha ampliato il suo areale verso nord, presumibilmente in risposta all'aumento delle temperature (Sachanowicz *et al.* 2006).

Ragionando sulla dinamica delle popolazioni, uno dei maggiori impatti del cambiamento climatico potrebbe essere il movimento dalle posizioni originali verso aree nuove e non occupate. In questo processo, possono verificarsi estinzioni locali e le popolazioni possono diventare altamente frammentate (Thomas *et al.*, 2004). Se questi fenomeni persistono per lunghi periodi, è probabile che possano sorgere altri problemi per la conservazione. L'estinzione di specie nei loro rifugi glaciali e la loro sopravvivenza in popolazioni non collegate può causare la riduzione della variabilità genetica e alti livelli di *inbreeding* (Ezard & Travis, 2006), compromettendo così anche la sopravvivenza delle popolazioni rimanenti.

1.3.3 Status e distribuzione

1.3.3.1 Riferimenti normativi

I Chiroteri rappresentano uno dei gruppi faunistici più minacciati a livello europeo e mondiale.

I riferimenti normativi per la protezione dei Chiroteri a livello internazionale sono rappresentati dalla Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat), dall'Accordo sulla conservazione dei Chiroteri Europei (European Bat Agreement - EUROBATS) ratificato dall'Italia nel 2005 (L. 104/2005), oltre che dalla Convenzione di Berna (L. 503/1981), e dalla Convenzione di Bonn (L. 42/1983).

Grazie a tali accordi i Paesi contraenti si impegnano a proteggere tutte le specie di pipistrelli presenti in Europa attraverso la legislazione nazionale e opportune misure di conservazione.

La chiroterofauna europea comprende 51 specie (UNEP/EUROBATS, 2018) di cui ben 33 specie sono presenti sul territorio italiano (Loy *et al.*, 2019).

Tutte le specie sono incluse nell'Allegato IV della Direttiva Habitat (92/43/CEE), essendo "specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa", di cui 14 incluse nell'Allegato II, in quanto "specie di interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione".

Le norme attualmente in vigore nel contesto nazionale sono contenute nella Legge quadro: "Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio" (L. 157/1992).

I Chiroteri rappresentano di fatto l'ordine con il maggior numero di specie minacciate tra i mammiferi terrestri italiani (Agnelli *et al.*, 2004). Le informazioni relative allo status delle singole specie, valutato attraverso le categorie IUCN (Global Red List, 2019), sono riportate di seguito.

Va inoltre sottolineato che il Parco Naturale Adamello Brenta rientra nella Rete Natura 2000 ed il suo territorio comprende, totalmente o in parte, 14 SIC e 2 ZPS. L'attuale Piano di Parco (2007), come richiesto dalle Direttive comunitarie, prevede specifiche Misure di Conservazione per i siti in cui sono presenti specie di pipistrelli.

1.3.3.2 Specie presenti in Trentino

Secondo il nuovo atlante dei Mammiferi della Provincia di Trento stilato da Deflorian *et al.* (2018) in Trentino sono state sinora accertate 27 specie di pipistrelli, suddivise in 3 distinte famiglie che comprendono 10 generi:

- Rinolofidi: riconoscibili per la presenza sul muso, attorno alle narici, di complesse pieghe della pelle che compongono la cosiddetta foglia nasale a "ferro di cavallo". La coda è totalmente compresa entro il patagio. In Trentino sono rappresentati da 3 specie.
- Vespertilionidi: rappresenta la famiglia più ricca in specie. Si distinguono per la morfologia del capo, privo di strutture nasali particolari e per la caratteristica appendice a livello del padiglione auricolare nota come trago. Nella maggior parte delle specie la coda non sporge dal patagio se non in maniera assai limitata. Le specie di Vespertilionidi del Trentino sinora rinvenute sono 23; tale numero potrebbe essere più alto data la presenza di "specie criptiche"¹.
- Molossidi: diffusi soprattutto in aree tropicali, si distinguono per la lunga ed evidente coda che si estende molto oltre il patagio. In Trentino è presente una sola specie.

¹ Le specie criptiche o "sibling species" sono entità che sembrano appartenere ad un'unica morfospécie e di conseguenza non sono distinguibili tra di loro se non facendo ricorso a metodi di riconoscimenti di tipo morfologico, genetico o bioacustico (Mayr, 1948).

In Trentino sono state individuate 3 coppie di specie criptiche: *Myotis mystacinus* / *Myotis brandtii*, *Plecotus auritus* / *Plecotus macrobullaris* e *Pipistrellus pipistrellus* / *Pipistrellus pygmaeus* (Deflorian *et al.*, 2018)

Famiglia: *Rhinolophidae* (Bell, 1836)

Rinolofa maggiore - *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774)

Rinolofa minore - *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800)

Rinolofa euriale - *Rhinolophus euryale* (Blasius, 1853)

Famiglia: *Vespertilionidae* (Gray, 1821)

Vespertilio mustacchino - *Myotis mystacinus* (Kuhl, 1817)

Vespertilio smarginato - *Myotis emarginatus* (E. Geoffroy, 1806)

Vespertilio di Bechstein - *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817)

Vespertilio di Natterer - *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817)

Vespertilio di Daubenton - *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817)

Vespertilio di Capaccini - *Myotis capaccinii* (Bonaparte, 1837)

Vespertilio maggiore - *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797)

Vespertilio di Blyth - *Myotis blythii* (Tomes, 1857)

Pipistrello nano - *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774)

Pipistrello pigmeo - *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825)

Pipistrello di Nathusius - *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839)

Pipistrello albolimbato - *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817)

Pipistrello di Savi - *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837)

Serotino comune - *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774)

Serotino di Nilsson - *Eptesicus nilssonii* (Keyserling & Blasius, 1839)

Serotino bicolore - *Vespertilio murinus* Linnaeus, 1758

Nottola comune - *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774)

Nottola di Leisler - *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817)

Nottola gigante - *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780)

Orecchione bruno - *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758)

Orecchione grigio - *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829)

Orecchione alpino - *Plecotus macrotus* (Kuzjak, 1965)

Barbastello comune - *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774)

Famiglia: *Molossidae* (Gervais, 1856)

Molosso di Cestoni - *Tadarida teniotis* (Rafinesque, 1814)

1.3.3.3 Specie rilevate:

Nel presente capitolo sono sintetizzati i dati relativi alle specie di Chiroteri contattate.

Associata al nome scientifico, segue una descrizione della specie organizzata secondo i seguenti criteri:

- descrizione morfologica integrata da informazioni su habitat preferenziali, zone rifugio utilizzate e abitudini alimentari (informazioni tratte da: “*Bats of Britain and Europe*”, Dietz & Keifer, 2016).
- status e distribuzione, analizzato a diversa scala di dettaglio:
 - in Europa (Lista Rossa, IUCN, 2019);
 - in Italia (Lista Rossa dei Vertebrati Italiani, Rondini *et al.*, 2013);
 - in Trentino (Atlante dei Mammiferi della Provincia di Trento, Deflorian *et al.*, 2018);
 - nel territorio del Parco Naturale Adamello Brenta (studio condotto da Istituto Oikos negli anni 1998-2000: “*Presenza e distribuzione dei pipistrelli (Chiroptera) nel territorio del Parco Naturale Adamello Brenta*”, Martinoli *et al.*, 2001).

Genere *Pipistrellus*

Pipistrellus pipistrellus

Rappresenta il più piccolo pipistrello europeo, con un'apertura alare compresa tra 180 e 240 mm (fig. 1.6).

La pelliccia sul dorso è marrone scuro mentre il ventre è più chiaro con una colorazione marrone o giallo-grigiastra. Le parti prive di pelo sono di colore marrone-nero. Le orecchie sono corte, triangolari e munite di un trago piccolo e arrotondato.

Il Pipistrello nano è molto flessibile per quanto riguarda le esigenze di habitat: è presente dai centri urbani agli insediamenti rurali, se a disposizione, tuttavia, sono preferite le zone boscate con la presenza di acqua.

Specie ampiamente sinantropica, sia i rifugi estivi che le *nursery* trovano spazio in qualunque anfratto buio e protetto degli edifici. Singoli animali possono essere trovati occasionalmente anche dietro la corteccia degli alberi e nelle fessure della roccia. In inverno si ritira tipicamente in fessure rocciose di grotte o altre cavità ipogee. Il pipistrello comune è una specie generalista, anche se i ditteri vengono maggiormente cacciati, molte altre specie di piccoli insetti sono incluse nella sua dieta. Volatore agile di solito pattuglia traiettorie fisse, dove cattura le prede con rapide manovre e tuffi. Specie sedentaria compie voli stagionali tra rifugi estivi e invernali lunghi meno di 100 km.



Figura 1.6: *Pipistrellus pipistrellus*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC). Specie distribuita largamente fino al 56°N, ma segnalata fino a sud della Finlandia (fig. 1.7).
- Italia: a più basso rischio (LC).
- Trentino: la specie è ben distribuita sia nei fondivalle che in ambiente alpino, con il maggior numero di osservazioni fra 500 e 1500 m di quota, localmente anche oltre i 2000 m.
- Parco: a più basso rischio (LC), specie relativamente comune.



Figura 1.7: distribuzione di *Pipistrellus pipistrellus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Pipistrellus pygmaeus

Molto simile al Pipistrello nano, il Pipistrello pigmeo è stato riconosciuto come specie a sé stante in tempi relativamente recenti (Jones e Barratt, 1999). Per tale ragione esistono ancora carenze di informazioni sulla specie.

Leggermente più piccolo del *P. pipistrellus*, ha un'apertura alare tra 190 e 230 mm (fig. 1.8). Si differenzia per la presenza di muso e orecchie corti dal colore pallido, fronte incurvata e una colorazione della pelle più chiara negli adulti rispetto al pipistrello comune. La pelliccia è solo leggermente più chiara sul ventre rispetto al dorso che presenta una colorazione bruno-rossastra o color sabbia.

La specie appare meno generalista del congenerico *P. pipistrellus*, preferendo foreste ripariali e pianure con la presenza di zone umide. Queste ultime sono preferite come terreno di caccia di ditteri, imenotteri ed efemerotteri, in particolar modo durante la gravidanza e l'allevamento dei giovani. I siti riproduttivi conosciuti sono il sottotetto degli edifici, le fessure nelle pareti rocciose e soprattutto gli alberi cavi (Michaelson *et al.*, 2014), probabilmente utilizzati anche come rifugio invernale. La specie sembra essere sedentaria, tuttavia sono stati segnalati voli a lunga distanza fino a 1280 km che suggeriscono tendenze in parte migratorie.



Figura 1.8: *Pipistrellus pygmaeus*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), occupa un areale simile al pipistrello nano, ma è segnalato a latitudini maggiori fino a 63°N in Norvegia (fig. 1.9).
- Italia: carente di dati (DD), specie di recente descrizione, necessita di approfondimenti.
- Trentino: sono poche le segnalazioni certe, si riporta un'osservazione diretta a 1608 m presso la stazione di inanellamento Bocca di Caset (Carpentari *et al.*, 2017).
- Parco: non valutato (NE), in relazione all'assenza di un quadro di riferimento complessivo ed alla assenza di segnalazioni per l'area.



Figura 2.9: distribuzione di *Pipistrellus pygmaeus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Pipistrellus nathusii

Il Pipistrello di Nathusius è una specie di piccole dimensioni, con apertura alare di 220-250 mm (fig. 1.10).

La specie possiede una colorazione marrone relativamente monocolore: il pelo dorsale è bruno-rossastro in estate mentre, dopo la muta, il più lungo abito invernale appare marrone scuro con le punte grigie. Il lato ventrale, appena delineato, è di poco più chiaro, con toni marrone giallastro. La membrana alare, il muso e le piccole orecchie sono bruno scure mentre il trago è corto e arrotondato. Le ali sono relativamente lunghe, funzionali alla migrazione.

Specie essenzialmente forestale, frequenta soprattutto le radure e le fasce marginali dei boschi sia di aghifoglie che di latifoglie, mostrando una predilezione per questi ultimi soprattutto se in prossimità di corpi idrici. Le zone umide svolgono un ruolo importante durante la migrazione e sono selezionati come terreni di caccia dove cattura esclusivamente insetti volatori.

Le zone rifugio sono costituite principalmente da fessure nella corteccia e nelle cavità degli alberi, talvolta anche in anfratti rocciosi e degli edifici.

Specie migratrice su lunghe distanze, compie spostamenti importanti tra 1000-2000 km. La migrazione autunnale avviene principalmente in direzione sud-ovest, lungo coste e valli fluviali, ma anche sulle montagne: ad agosto, le femmine sono le prime a migrare dalle aree riproduttive seguite dai maschi, con le ultime partenze in ottobre. I terreni di caccia si trovano fino a 6,5 km dai posatoi e possono estendersi per oltre 20 kmq.

Status e distribuzione:

- Europa: minima preoccupazione (LC), le aree di riproduzione sono prevalentemente nell'Europa nord-orientale, come in Germania nordorientale e nel Baltico, mentre le aree di ibernazione sono situate più a sud-ovest, in particolare, nei Paesi Bassi, Francia, Germania meridionale, Svizzera, nord Italia e nord-ovest della penisola balcanica (fig. 1.11).
- Italia: quasi minacciata (NT), la specie è presente su tutto il territorio nazionale.
- Trentino: la specie è rara ed è poco segnalata sul territorio provinciale.
- Parco: vulnerabile (VU), la specie è molto rara nel Parco, storicamente sono state catturate due femmine allattanti che costituiscono la seconda segnalazione accertata di riproduzione per la specie in Italia (Martinoli *et al.*, 2000).



Figura 1.10: *Pipistrellus nathusii*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).



Figura 1.11: distribuzione di *Pipistrellus nathusii* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Pipistrellus kuhlii

Pipistrello di piccola taglia, presenta un'apertura alare attorno ai 220 mm (fig. 1.12).

La colorazione della pelliccia è variabile: sul dorso presenta una base marrone con sfumature dai toni ocra, mentre sul ventre è beige chiaro o biancastra. Orecchie e viso negli animali adulti sono col bruno-rossastro. In particolare, lungo il margine posteriore del patagio è presente una caratteristica fascia bianca larga 1 o 2 mm (albolimbatura), che solo in rari casi può essere assente. La dentatura offre le migliori possibilità per identificazione delle specie: il primo incisivo superiore presenta una sola cuspidè che lo distingue dalle specie congeneriche in cui è bicuspidato.

Specie fortemente sinantropica e sedentaria, è molto comune nelle città e nei paesi, dove occupa la grande varietà di rifugi offerti dall'ambiente urbano. Caccia frequentemente all'interno di aree residenziali, spesso attorno ai lampioni, nei parchi, ma anche in aree agricole. Raramente è stato trovato in aree forestali grandi e in continuità. Cacciatore agile e generalista ha una tecnica di volo e una dieta molto simile al *P. pipistrellus*.



Figura 3.12: *Pipistrellus kuhlii*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), specie più termofila rispetto ai congenerici: il suo areale comprende tutto il bacino del mediterraneo e parte dell'Europa centrale fino alle coste della Normandia in Francia (fig. 1.13).
- Italia: a più basso rischio (LC), presente in modo diffuso su tutto il territorio nazionale.
- Trentino la sua presenza è concentrata a basse quote lungo principali centri abitati, al di sotto dei 500m.
- Parco: a basso rischio (LC), la specie risultata non frequente ma ciò in relazione alle modalità di campionamento in cui sono state preferite aree a basso impatto antropico, meno idonee alla specie.



Figura 1.13: distribuzione di *Pipistrellus kuhlii* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Hypsugo savii

Pipistrello di piccola taglia, presenta un'apertura alare attorno tra 220-250 mm (fig. 1.14).

La pelliccia dorsale è di colore piuttosto variabile e contrasta nettamente con le parti inferiori più chiare

I peli sul dorso sono bicolori: la parte basale marrone è scura mentre l'apice presenta toni dorati più brillanti. Il lato ventrale presenta una colorazione uniforme bianco-giallastra ben delineata. Le orecchie sono corte, larghe color nero lucido. Il trago si allarga leggermente nella parte superiore ed è nettamente più ampio rispetto al Pipistrello comune e alle specie del genere *Eptesicus*. Viso e membrane di volo sono marrone scuro.

Specie tipicamente rupicola, predilige le cavità nelle pareti rocciose ed è presente dalle coste alle montagne fino a 3000 m. Anche se raro in aree forestali estese e fitte, si adatta a diverse tipologie di bosco sia di latifoglie che di conifere.

La specie è relativamente comune anche nei centri abitati, dagli ambienti rurali fino alle città.

Il Pipistrello di Savi caccia prevalentemente lungo le pareti rocciose o sopra le chiome degli alberi, dove la preda viene catturata esclusivamente in volo.



Figura 1.14: *Hypsugo savii*,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: minima preoccupazione (LC), la specie è diffusa dalla penisola iberica in tutto il bacino Mediterraneo, si riviene anche nel sud della Francia, Germania, Austria fino a Ungheria e Romania (fig. 1.15).
- Italia: minima preoccupazione (LC), considerata tra le specie più frequenti in Italia.
- Trentino: la specie sembra essere ben diffusa ed è segnalata in molte zone fino a 2000 m di quota.
- Parco: vulnerabile (VU), la specie è rara nel Parco, è noto un solo sito di foraggiamento (in località Cunevo).

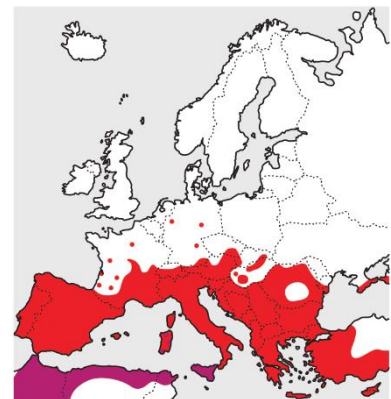


Figura 1.15: distribuzione di
Hypsugo savii in Europa,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Genere *Eptesicus*

Eptesicus serotinus

Il Serotino comune è una specie grande e robusta, con un'apertura alare attorno ai 370 mm (fig. 1.16).

Il pelo è lungo e di colore marrone scuro con punte giallo-dorate sul dorso, che tende gradualmente verso il marrone giallastro del ventre. Sia muso che orecchie sono nerastri. Il largo muso è dotato di una dentatura robusta, mentre le orecchie, di media lunghezza, sono arrotondate con un trago ridotto e ricurvo all'apice.

Il serotino comune presenta una spiccata antropofilia: è una delle specie di chiroteri più diffusa nelle città e nei paesi. Sia le colonie riproduttive che i rifugi invernali si trovano solitamente in soffitte, sottotetti e intercapedini degli edifici. Questo serotino caccia in zone aperte come coltivi, prati, pascoli o lungo i bordi della vegetazione. Le specie di coleotteri costituiscono le prede favorite. Gli animali compiono lunghi voli di ricerca ripetuti lungo uno stesso percorso, fino alla scoperta di una preda che catturano dal terreno e consumano in volo. Nell'Europa centrale, le *nursey* si verificano raramente oltre 800 m, ma singoli animali e maschi si trovano regolarmente ad altitudini più elevate dove possono occupare una varietà di rifugi tra cui, grotte, crepe nella roccia e tronchi cavi. Specie generalmente sedentaria, utilizza rifugi estivi e invernali vicini, di solito entro 50 km di distanza.



Figura 1.16: *Eptesicus serotinus*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), la specie è ampiamente distribuita fino alle porzioni più meridionali di Inghilterra, Svezia e Lettonia (fig. 1.17).
- Italia: a più basso rischio (LC), presente ovunque anche se non frequente.
- Trentino: la specie è poco frequente con la maggior parte delle segnalazioni comprese nella fascia tra 1000 e 1500 m di quota.
- Parco: vulnerabile (VU), la specie è rara nel Parco.

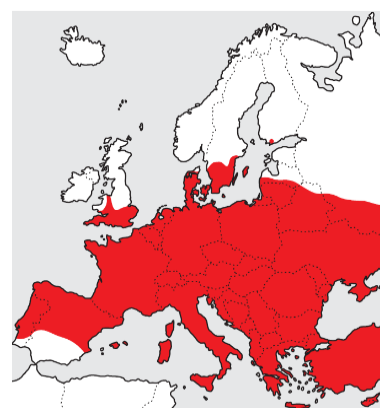


Figura 1.17: distribuzione di *Eptesicus serotinus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Eptesicus nilssonii

Il Serotino di Nilsson è un pipistrello di taglia media, più piccolo rispetto al serotino comune, con un'apertura alare compresa tra 240 e 280 mm (fig. 1.18).

Possiede un pelo lungo, caratterizzato sul dorso da un mantello marrone scuro che va in contrasto con gli apici dorati e brillanti, evidenti soprattutto nella pelliccia attorno al collo. Sul ventre la colorazione passa a un bruno-giallastro o beige. Le orecchie scure hanno forma arrotondata e sul bordo interno presentano caratteristici ciuffi di pelo giallastro.

È un pipistrello tipico delle aree forestali boreali e montane. Predilige foreste umide di conifere e latifoglie intervallate da brughiere o prati di alta quota dove caccia solitamente in aree aperte e lungo i bordi della vegetazione. Molto territoriale nelle zone di caccia, la sua dieta è composta per la maggior parte da piccoli ditteri ma anche da falene e coleotteri.

Come il Serotino comune utilizza molti rifugi associati all'uomo: le nursery sono frequenti nei sottotetti e nelle fessure degli edifici. Singoli individui possono utilizzare cavità negli alberi o fessure nella roccia e nelle grotte, quest'ultime fungono anche come sito di svernamento.

Si crede essere una specie sedentaria secondo i pochi dati provenienti da individui inanellati, tuttavia si segnalano anche eventi migratori con distanze comprese da 100 fino a 450 km.



Figura 1.18: *Eptesicus nilssonii*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), presente nell'Europa centro-orientale, dall'est della Francia fino al Caucaso. Ampiamente presente in Scandinavia e Russia settentrionale, è l'unica specie di chiroterro a riprodursi nel circolo polare artico (fig. 1.19).
- Italia: a più basso rischio (LC), il suo areale tocca le regioni italiane più a nord.
- Trentino: presenza accertata nella porzione occidentale della Provincia, con segnalazioni concentrate sopra i 1600 m.
- Parco: a più basso rischio (LC), specie relativamente frequente nel Parco. La segnalazione più alta della Provincia di Trento è a 2090m, in Val Nambrone.

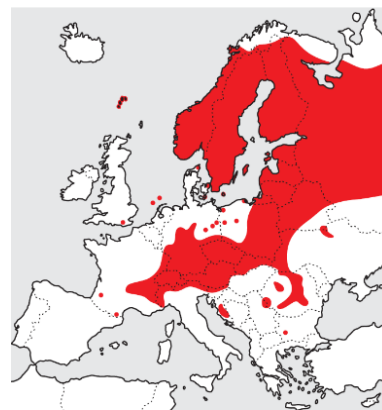


Figura 1.19: distribuzione di *Eptesicus nilssonii* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Vespertilio murinus

Il Serotino bicolore è una specie di media taglia con un'apertura alare compresa tra 270-310 mm (fig. 1.20).

Il mantello lungo e spesso è caratterizzato da colorazioni contrastanti tra parti superiori e inferiori.

Pipistrello robusto si distingue per la lunga pelliccia marrone scura e dalle estremità argento-biancastre sul dorso; mentre il lato ventrale contrasta nettamente per la colorazione più chiara grigia o biancastra. Le corte orecchie, larghe alla base e strette all'apice, hanno trago è corto e arrotondato; si estendono con un'ampia piega al di sotto della linea dell'angolo della bocca.

Il muso è corto e compatto con la faccia bruno-nerastra.

Le ali sono strette e appuntite con patagio color grigio.

La specie è adattabile ma sembra preferire aree di media altitudine frequentando varie tipologie ambientali: dalle aree forestali e steppe a agrosistemi e ambienti urbani.

Predilige gli edifici sia per l'ibernazione che per la stagione estiva, e solo raramente si ritrova nelle cavità arboree.

Volatore rapido, caccia varie specie di ditteri e afidi prediligendo spazi aperti con pozze d'acqua, rispetto alle zone forestate. Specie migratrice può compiere migrazioni lunghe che possono superare anche 1700 km.



Figura 1.20: *Vespertilio murinus*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016)

Status e distribuzione:

- Europa: A più basso rischio (LR), diffusa maggiormente in Europa settentrionale con il limite intorno ai 65°N (fig. 1.21).
- Italia: non applicabile (NA), in quanto presente in modo irregolare e occasionale.
- Trentino: specie occasionale con presenza accertata solo in 4 stazioni, presso il Lago Durigal sul Monte Peller a 1868 m (Martinoli et. al., 2001), nella forra del Limarò e presso le stazioni di inanellamento del Passo del Brocon e Bocca di Caset (Carpentari et al., 2017).
- Parco: carenza di informazioni (DD), la specie è da considerarsi occasionale.



Figura 1.21: distribuzione di *Vespertilio murinus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Genere *Nyctalus*

Nyctalus noctula

La Nottola comune è una specie di grande taglia, con un'apertura alare di 320-450 mm (fig. 1.22).

Il pelo dorsale è corto e lucido con colorazioni tipicamente marrone rossiccio, mentre il pelo ventrale appare più chiaro e opaco. Possiede ali lunghe e strette, in particolare modo verso le punte.

Si tratta di una specie tipica delle foreste ma che occupa un ampio spettro di habitat: boschi ripariali, faggete temperate e le loro transizioni verso i querceti mediterranei, comprese le città. Specie silvicola, la Nottola comune seleziona come posatoi estivi varie cavità arboree, tra cui i buchi di picchio sono fortemente favoriti. Le latifoglie sono preferite alle conifere che sono usate raramente.

Le colonie riproduttive delle popolazioni con distribuzione più meridionale si trovano spesso negli edifici o nelle fessure del tetto delle grotte di maggiori dimensioni. I maschi possono allo stesso modo formare gruppi in estate, nelle cavità degli alberi, nelle fessure rocciose o negli edifici. Le stesse tipologie di rifugio precedentemente descritte vengono variamente utilizzate anche come rifugio invernale.

Possiede un volo agile e veloce (anche oltre i 50 km/h), mantenendosi solitamente a una distanza di diversi metri dalla fitta vegetazione dove caccia insetti di piccole-medie dimensioni.

Nota specie migratrici, dall'inizio di settembre al tardo autunno, sverna nelle regioni Europea a sud-ovest, per poi ritornare nelle regioni a nord-est da metà marzo a metà aprile.

Le distanze di migrazioni registrate sono generalmente inferiori a 1000 km, lo spostamento tra *roost* comprende distanze fino a 12 km mentre i voli di caccia si estendono fino a 26 km di distanza.

Status e distribuzione:

- Europa: minima preoccupazione (LC), le aree di riproduzione sono prevalentemente nell'Europa nord-orientale e centro-settentrionale (con un'enfasi sulla Russia) fino alla transizione dalle foreste di latifoglie alle foreste di conifere boreali a 60-61°N (fig. 1.23).
- Italia: vulnerabile (VU), per la piccola popolazione in declino, la specie è rara su tutto il territorio nazionale.
- Trentino: la specie è distribuita con una certa regolarità ed è segnalata a quote ben superiori rispetto al territorio nazionale, con la maggior parte dei contatti compresi tra 1000-2000 m,
- Parco: carenza di informazioni (DD), la specie non è segnalata ed è da considerarsi occasionale.



Figura 1.22: *Nyctalus noctula*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

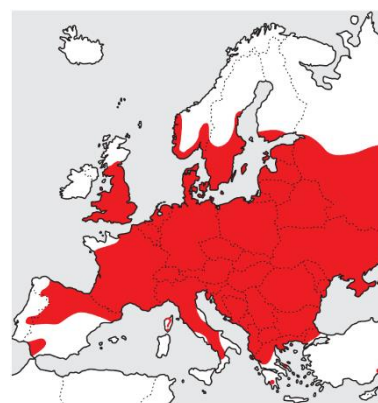


Figura 1.23: distribuzione di *Nyctalus noctula* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Nyctalus leisleri

Facilmente riconoscibile dalle altre nittole per le dimensioni inferiori, la Nottola di Leisler è una specie di media taglia con un'apertura alare tra 260 e 340mm (fig. 1.24).

Il mantello è relativamente corto e liscio, la base dei peli è marrone scuro con le punte dai toni rossastri. Il lato ventrale è solo leggermente più chiaro mentre si distingue la zona della gola che appare giallastra. Il muso e le piccole orecchie con apice arrotondato sono di colore bruno-nerastro. Il trago ha una forma a fungo tipica del genere. Il sottopelo si estende anche lungo l'avambraccio e sulla membrana delle lunghe e strette ali. Specie particolarmente legata adattata agli ambienti forestali, occupa principalmente cavità e fessure degli alberi, solo di rado si ritrova nelle fessure della roccia. La conformazione delle ali consente alla Nottola di Leisler di volare molto velocemente sotto la chioma degli alberi dove caccia principalmente falene. È una tra le specie migratrici che compie i maggiori spostamenti stagionali (sono stati registrati voli oltre i 1500km).

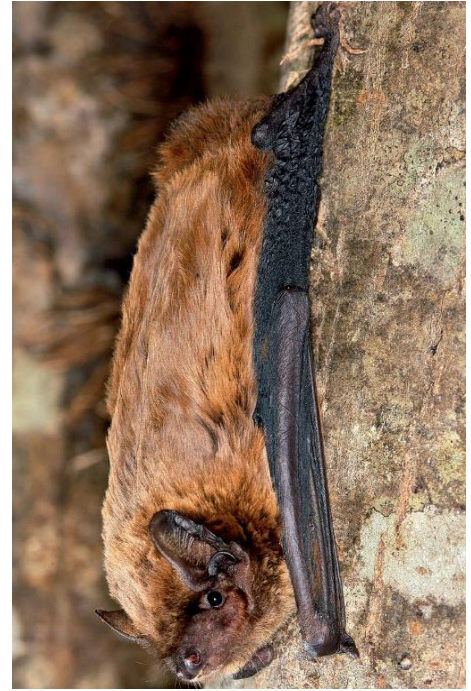


Figura 1.24: *Nyctalus leisleri*,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), occupa ampie porzioni d'Europa fino al limite nord fissato a 57° (fig. 1.25).
- Italia: prossimo alla minaccia (NT).
- In Trentino la specie è presente sia nelle aree di fondovalle così come in quota, fino a un massimo di 1620 m presso il lago di Calaita, nel Vanoi.
- Parco: vulnerabile (VU), la specie è rara nel Parco.



Figura 1.25: distribuzione di
Nyctalus leisleri in Europa,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Genere *Plecotus*:

Genere rappresentato da 3 specie: *P. auritus*, *P. austriacus* e *P. macrobullaris*.

Le specie *P. austriacus* e *P. macrobullaris* sono state riconosciute e separate da *P. auritus* in tempi recenti, perciò attualmente sussistono problemi di attribuzione specifica e carenze di informazioni sull'ecologia e sulle distribuzioni relative.

Plecotus auritus

L'Orecchione bruno è un pipistrello di taglia media, con apertura alare attorno ai 250 mm (fig. 1.26).

Il genere si distingue per la presenza di orecchie grandi e allungate munite di un trago sviluppato.

La lunga pelliccia ha una colorazione bruna sul dorso, che passa gradualmente ai toni crema e grigio-giallastri del ventre. Il muso è corto e appare marrone chiaro, mentre orecchie e trago sono poco pigmentati.

Specie primariamente forestale, utilizza anche come siti di foraggiamento anche alberi isolati in ambienti aperti o aree ecotonali ai margini del bosco.

Possiede un volo rapido e sfarfalleggiante ed è specializzato a cacciare fra la vegetazione arborea o raccogliendo le prede direttamente dal fogliame. Le falene dominano la dieta e le più grandi vengono consumate in posatoi riparati.

Le colonie riproduttive si trovano in cavità arboree o spesso all'interno di edifici. In inverno utilizza diversi rifugi: dalle grotte alle fessure rocciose, ma anche nelle cavità degli alberi, selezionando temperature attorno 3-7 °C. Specie estremamente sedentaria, compie spostamenti in genere inferiori a 10 km, cambiando con regolarità i posatoi.



Figura 1.26: *Plecotus auritus*,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016)

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), specie diffusa in tutta Europa fino a 64° di latitudine (fig. 1.27).
- Italia: a minor rischio (NT), abbastanza comune nelle zone montuose del nord Italia.
- In Trentino, distribuita omogeneamente occupa un'ampia fascia distributiva con maggiori presenze alle quote comprese tra 500 e 1500m.
- Parco: a più basso rischio (LC), specie relativamente frequente nel territorio del Parco.



Figura 1.27: distribuzione di
Plecotus auritus in Europa,
(tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Plecotus austriacus

Morfologicamente simile alle altre specie di *Plecotus*, è distinguibile dall'Orecchione bruno e dall'Orecchione alpino ricorrendo a misurazioni morfometriche e da un trago generalmente più ampio, pigmentato di tonalità scure. La lunga pelliccia ha toni principalmente grigiastri da cui deriva il nome comune della specie.

Specie tollerante al freddo, i siti di ibernazione in grotte, cantine e anfratti rocciosi, sono spesso vicini agli ingressi. Sembra essere maggiormente antropofilo rispetto a *P. auritus*, frequentando agroecosistemi e abitati. La proporzione di insetti volanti nella dieta è di gran lunga superiore rispetto a *P. auritus*. Specie molto sedentaria, con spostamenti generalmente di pochi chilometri; la maggiore distanza di migrazione provata è di 62 km.

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC) distribuita variamente in Europa fino al limite posto a 53°N (fig. 1.28).
- Italia: a minor rischio (NT)
- Trentino: specie considerata rara e localizzata, la sua presenza è stata accertata solo in 3 segnalazioni: presso la stazione di inanellamento Bocca di Caset (Carpentari *et al.*, 2017) e due colonie riproduttive in valle dell'Adige ancora da confermare tenendo conto della presenza di *P. macrobullaris*.
- Parco: carenza di informazioni (DD) rispetto alla separazione da *P. auritus*.

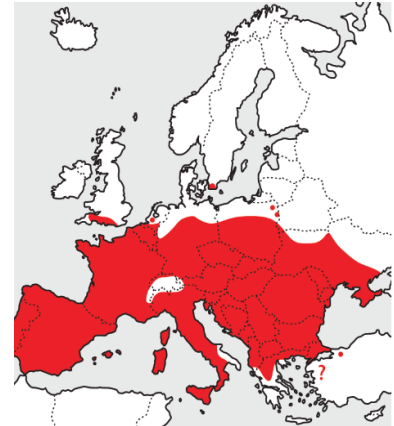


Figura 1.28: distribuzione di *Plecotus austriacus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Plecotus macrobullaris

Anch'esso morfologicamente simile alle altre specie di *Plecotus*, è distinguibile da Orecchione bruno e grigio ricorrendo a misurazioni morfometriche, oltre che per la presenza di un inspessimento cutaneo a forma triangolare sul labbro inferiore, pigmentato con tonalità scure. Le caratteristiche ecologiche della specie devono essere attualmente approfondite. La maggior parte delle segnalazioni è in habitat montani e alpini sopra gli 800 m, fino a 2800 m.

Status e distribuzione:

- Europa: a più basso rischio (LC), registrato sui rilievi montuosi di Pirenei, Corsica, intero massiccio alpino, Slovenia, Croazia, Grecia e a est verso il Caucaso. (fig. 1.29).
- Italia: carenza di informazioni (DD).
- Trentino: specie meno frequente di *P. auritus* ma segnalata in maniera sparsa in diverse località, la maggior parte delle segnalazioni riguardano la fascia compresa tra 500 e 1000 m.
- Parco: carenza di informazioni (DD) rispetto alla separazione da *P. auritus*.

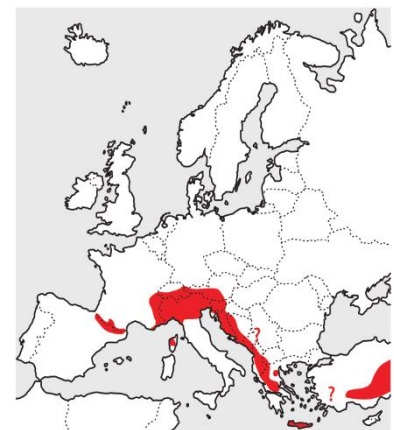


Figura 1.29: distribuzione di *Plecotus austriacus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Barbastella barbastellus

Il Barbastello comune è un pipistrello di taglia media con apertura alare compresa tra 245 e 280 mm (fig. 1.30).

La pelliccia è fitta, di color nero-marrone scuro, in particolare sul dorso i peli hanno punte biancastre, conferendo un aspetto "satinato". Il muso è corto e appiattito con le narici che si aprono verso l'alto; possiede occhi piccoli e bocca stretta con dentatura debole.

Le ampie orecchie, lunghe circa come la testa, sono a forma di trapezio e sporgono in avanti, con i margini interni uniti sulla fronte. Il trago si assottiglia molto bruscamente a metà della sua lunghezza e ha una punta lunga e arrotondata.

Si tratta di una specie tipicamente forestale che predilige formazioni mature prossime a zone umide ma può essere presente anche in ambiente urbano. Come rifugi estivi utilizza le fessure degli alberi o dietro la corteccia di alberi come quercia, faggio e abete rosso, all'occorrenza può trovare rifugio anche nei crepacci rocciosi. Specie resistente al freddo utilizza come siti di ibernazione grotte e altre cavità sotterranee posandosi spesso in prossimità dell'ingresso, dove la temperatura è intorno al punto di congelamento.

Pipistrello con volo molto agile, caccia generalmente vicino alla vegetazione arborea e ha una dieta dominata da piccole falene. In larga misura sedentario, i siti di *roost* vengono modificati in media ogni due giorni con rifugi estivi e invernali giacenti vicini, di solito a meno di 40 km di distanza.



Figura 1.30: *Barbastella barbastellus*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Status e distribuzione:

- Europa: vulnerabile (VU): distribuito ampiamente in Europa, ma con lacune nel Mediterraneo orientale. Segnalato anche in Sardegna, Isole Canarie e Marocco (fig. 1.31).
- Italia: in pericolo (EN), specie rara su tutto il territorio nazionale.
- In Trentino la specie è poco diffusa, la distribuzione altitudinale evidenzia un'assenza o rarità nel fondovalle e una maggiore presenza alle medie quote, in una fascia tra i 500 e i 1500 m di quota.
- Parco: in pericolo in modo critico (CR), è una specie molto rara nel Parco.

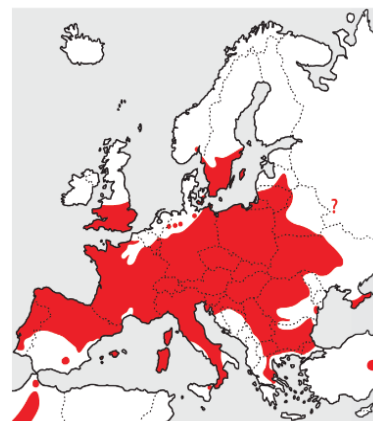


Figura 1.31: distribuzione di *Barbastella barbastellus* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Tadarida teniotis

Il Molosso di Cestoni è una specie di grandi dimensioni con un'apertura alare di 400-450 mm (fig. 1.32).

La pelliccia è corta con una colorazione uniforme dal grigio-argento brillante al grigio-marrone, il lato ventrale è solo leggermente più chiaro.

Le orecchie grandi e arrotondate sono unite alla base e sporgono oltre il muso.

Dotato di occhi grandi presenta un muso da cui sporge il labbro superiore formando delle pieghe cutanee. La caratteristica coda si estende per circa metà della lunghezza del corpo, oltre lo stretto uropatagio.



Figura 1.32: *Tadarida teniotis*, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

Presente nelle aree mediterranee a tutte le altitudini, dal livello del mare a ben oltre i 2000 m, solitamente in zone montuose o sulle coste che offrono rifugi adatti. Specie strettamente legata agli ambienti rupestri occupa soprattutto le fessure rocciose e solo occasionalmente in fessure di alberi ad alto fusto isolati. In tempi recenti la specie ha mostrato di trovare idonee condizioni di vita anche in ambiente urbano, in particolar modo nelle parti più alte di edifici storici.

Specie dotata di volo forte e agile, può raggiungere i 65 km/h, prediligendo la caccia in ambienti aperti in un ampio spettro dell'habitat. La dieta consiste quasi esclusivamente di insetti volanti, tra cui i lepidotteri di grandi dimensioni costituiscono le prede maggiormente appetite.

Specie stanziale, cambia regolarmente rifugi distanti tra loro anche oltre 30 km. In estate i terreni di caccia distano fino a 100 km dal rifugio, mentre in inverno fino a 20 km.

Status e distribuzione:

- Europa: minima preoccupazione (LC), la specie è diffusa quasi unicamente nell'area mediterranea e nella Penisola Iberica, si riviene anche nel sud della Francia e della Svizzera. Singoli individui sono stati trovati in Germania meridionale e nel Regno Unito (fig. 1.33).
- Italia: minima preoccupazione (LC), la specie è presente su tutto il territorio nazionale, isole comprese.
- Trentino: la specie è presente nei settori più meridionali della provincia, dove individui sono stati catturati presso le stazioni di inanellamento Bocca di Caset (1608 m s.l.m.) e Passo del Broccon (1750 m s.l.m.). La presenza della specie è giudicata come occasionale e non sono noti casi di riproduzione.
- Parco: carenza di informazioni (DD), la specie non è segnalata.



Figura 1.33: distribuzione di *Tadarida teniotis* in Europa, (tratta da Dietz & Kiefer, 2016).

1.4 L'ecolocalizzazione

L'ecolocalizzazione è uno dei tratti distintivi dei Chiroteri. Definita come “la capacità di individuare un bersaglio tramite l'emissione di segnale acustico e l'ascolto dell'eco da esso riflesso” (Griffin 1944, 1958), ha consentito ai pipistrelli l'accesso a una risorsa trofica scarsamente utilizzata: quella degli insetti notturni. Le specie in grado di ecolocalizzare appartengono tutte al sottordine *Microchiroptera*, gruppo che ha evoluto una laringe modificata adatta alla produzione di suoni ad alta frequenza (Gunnell & Simmons, 2005; Jones & Teeling, 2006).

Le caratteristiche ultrasoniche dei segnali sono funzionali alle dimensioni delle prede cacciate e alle caratteristiche ambientali, così che suoni aventi lunghezza d'onda corta e alta frequenza consentono un'alta risoluzione. Quando il suono colpisce un oggetto, interagisce con la sua struttura geometrica e viene diffuso in direzioni diverse. La porzione che ritorna al pipistrello costituisce l'eco che contribuisce alla percezione dell'animale di ciò che lo circonda. I pipistrelli emettono solitamente raffiche di segnali acustici che si traducono in corrispondenti echi provenienti dagli oggetti coinvolti (Neuweiler, 1989). L'elaborazione a livello cerebrale degli echi di ritorno permette di comporre una vera e propria “immagine acustica” dell'ambiente circostante (Simmons & Stein, 1980).

Il sistema di ecolocalizzazione è comunque soggetto ai vincoli fisici che governano la propagazione delle onde sonore. I segnali emessi sono interessati da fenomeni di attenuazione a causa della diffusione spaziale del fronte d'onda. Inoltre, i suoni alle frequenze più alte sono attenuati maggiormente dei suoni alle frequenze più basse a causa dell'assorbimento dell'aria (Lawrence & Simmons 1982). Per quanto riguarda l'eco, la sua intensità e ampiezza spettrale dipendono anche dalle dimensioni dell'oggetto e dalla distanza relativa (Wahlberg & Surlykke 2014).

Nell'insieme, tutti questi fattori limitano il raggio d'azione nell'ecolocalizzazione dei pipistrelli. La distanza di rilevamento degli insetti è probabilmente di soli 5-10 m, mentre superfici di fondo grandi ed estese, come schermi di vegetazione o il suolo, possono essere rilevate a 20-40 m (Holderied & von Helversen, 2003; Surlykke & Kalko, 2008).

1.4.1 Struttura dei segnali ultrasonici

La maggior parte dei segnali di ecolocalizzazione dei Microchiroteri è formato da componenti con frequenze a banda stretta e a banda larga, oppure da combinazioni variabili tra le due.

Le componenti a banda stretta comprendono due tipologie: elementi a frequenza costante (CF), con variazioni di frequenza di poche centinaia di Hz all'interno della componente, ed elementi a frequenza quasi costante (QCF) con variazioni di frequenza di pochi kHz tra l'inizio e la fine della componente (Schnitzler & Kalko, 2001). Le componenti a banda larga consistono in frequenze modulate verso il basso (FM), la modulazione è veloce e può interessare una gamma di frequenze più o meno ampia (Schnitzler & Kalko, 2001).

Gli echi provenienti da segnali a banda larga producono immagini sonar dell'ambiente circostante più nitide rispetto a segnali a banda stretta (Simmons & Stein, 1980), mentre la precisione migliora con l'aumentare della gamma di frequenze incluse nel segnale.

In tal modo gli impulsi contenuti in una banda stretta di frequenze (CF e QCF) consentono di individuare un oggetto anche su lunghe distanze, ma sono meno adatti per una localizzazione precisa del *target*. Analogamente, impulsi contenuti in banda larga (FM), sono meno adatti su lunghe distanze, ma consentono una localizzazione precisa del *target* grazie a misurazioni accurate delle distanze e degli angoli.

Questa plasticità nella modulazione dei segnali è ben rappresentata se si osserva una sequenza di caccia di una preda in volo (fig. 1.34). Le sequenze si compongono tipicamente di quattro stadi distinguibili da cambiamenti nella tipologia degli impulsi emessi: durante le fasi di ricerca, rilevamento, avvicinamento e cattura la ripetizione degli impulsi aumenta progressivamente mentre la durata dei segnali diminuisce.

Nella fase di ricerca, il pipistrello sonda l'aria emettendo suoni forti, ad alta energia, di lunga durata e con frequenze a banda stretta (QCF). Quando viene rilevato un insetto, il pipistrello diminuisce la durata e aumenta sia la larghezza di banda (FM) che la ripetizione degli impulsi, in modo da aumentare la quantità di informazioni acquisite durante l'avvicinamento. Nella fase terminale di attacco, il pipistrello emette una serie di impulsi di breve durata, con frequenza di ripetizione estremamente rapida, che culmina con il caratteristico “*feeding buzz*” terminale quando il pipistrello tenta la cattura della preda. Se la cattura va a buon fine segue una pausa in cui l'animale interrompe l'emissione per consumare il pasto.

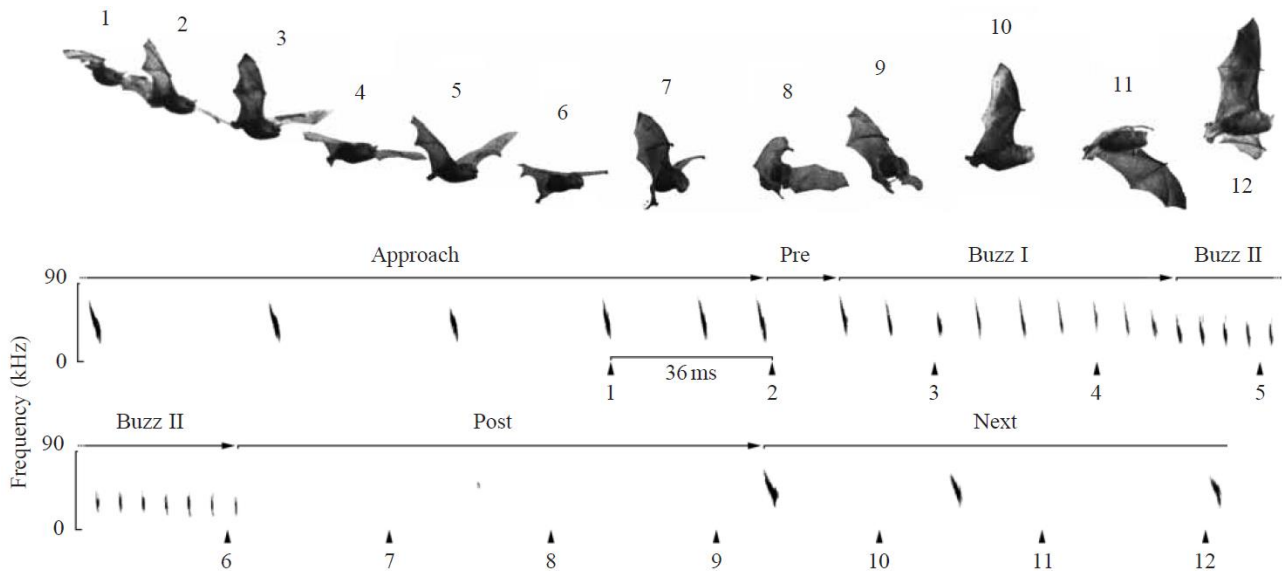


Figura 1.34: tipica sequenza di cattura delle prede in *Myotis daubentonii* (tratta da: Britton & Jones, 1999).

Tutti questi segnali possono differire in frequenza assoluta, larghezza di banda, struttura armonica, durata e livello di pressione sonora, andando a comporre la grande varietà di vocalizzazioni ultrasoniche utilizzate dai pipistrelli (Fenton *et al.*, 2016).

I pipistrelli appartenenti alle famiglie *Vespertilionidae* e *Molossidae* utilizzano tipicamente segnali FM che possono essere variamente integrati con componenti CF e QCF a seconda del genere, della funzione e dell'ambiente (Schnitzler & Kalko 2001).

L'ecolocalizzazione funziona in modo ottimale solo se le vocalizzazioni non mascherano o riducono la sensibilità dell'ascoltatore ai più deboli echi di ritorno (Fenton *et al.*, 1995).

Per ovviare al problema del mascheramento i pipistrelli possono separare impulsi ed eco nel tempo, evitandone la sovrapposizione. Tuttavia, le pause tra un impulso e il successivo introducono dei “punti ciechi” nella visione acustica dell'animale ed è possibile una valutazione indisturbata degli echi solo se i *target* sono posizionati nella finestra priva di sovrapposizione (Schnitzler *et al.*, 2003).

Ciò comporta che oggetti vicini possano essere rilevati solo utilizzando segnali molto corti (Denzinger & Schnitzler, 2013) (fig. 1.35).

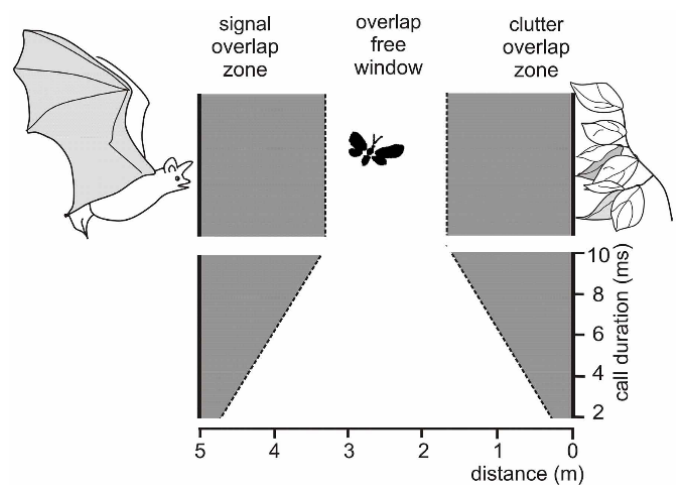


Figura 1.35: condizioni di sovrapposizione tra il segnale emesso, l'eco della preda e l'eco di sottofondo (tratto da: Denzinger & Schnitzler, 2013).

Le specie che attuano questa strategia sono definite come “specie a basso ciclo di emissione” (LDC)² (Fenton *et al.*, 2012) in quanto, a seguito di un segnale breve, seguono pause dedicate all’ascolto degli echi. Ad esempio, i Vespertilionidi sono soliti emettere impulsi modulati su frequenze comprese fra 20-110 kHz e con una durata di circa 2 ms.

I pipistrelli della famiglia dei *Rhinolophidae* possiedono un sistema di orientamento più complesso: gli ultrasuoni vengono emessi e modulati attraverso le appendici nasali. Inoltre, possiedono un sistema uditivo specializzato per un’analisi fine delle frequenze grazie alla presenza della fovea acustica (Schuller & Pollak, 1979).

Queste specie hanno evoluto un sistema differente per evitare il problema del mascheramento dovuto alla sovrapposizione tra segnale emesso ed eco. Le specie che attuano questa strategia sono classificate come “specie ad alto ciclo di emissione” (HDC)¹ (Fenton *et al.*, 2012). I Rinolofidi sono in grado di distinguere gli impulsi emessi e le singole frequenze che compongono l’eco, in questo modo possono emettere segnali molto lunghi separati da brevi periodi di silenzio. Ciò è possibile in quanto la velocità di volo dei pipistrelli influenza la frequenza dell’eco, rispetto alla frequenza del segnale emesso. Tali scostamenti in frequenza sono determinati dall’effetto Doppler³, così che i Rinolofidi percepiscono l’eco di ritorno a frequenze maggiori, se in avvicinamento, o minori, se in allontanamento dal bersaglio (Hiryu *et al.*, 2016). All’aumentare della velocità di volo, il pipistrello abbassa la frequenza dei segnali emessi, in modo da correggere la frequenza dell’eco e mantenerla ai valori di massima sensibilità (Schnitzler & Denzinger, 2010). I riflessi acustici generati dall’effetto Doppler consentono ai Rinolofidi di ottenere informazioni estremamente precise come le dimensioni delle ali e della preda, la velocità relativa, fino alla frequenza del battito alare degli insetti cacciati (Von der Emde & Schnitzler 1990).

² Il ciclo di emissione di un segnale periodico (*duty cycle*) è definito come il rapporto tra la durata del segnale (tempo tra l’inizio e la fine dello stesso segnale) e il periodo del segnale (tempo tra l’inizio di un segnale e l’inizio del successivo) (Fenton *et al.*, 2012).

³ Effetto Doppler: fenomeno fisico che consiste nel cambiamento apparente, rispetto al valore originario, della frequenza o della lunghezza d’onda percepita da un osservatore raggiunto da un’onda emessa da una sorgente in movimento (Hiryu *et al.*, 2016).

1.4.2 Classificazione in base ai segnali

Nel corso dell'evoluzione i Chiroteri hanno sviluppato un repertorio di segnali specie-specifico le cui caratteristiche acustiche sono adatte alla localizzazione delle prede ma soprattutto alla percezione sensoriale. In tal modo, specie di pipistrelli che popolano ambienti simili hanno evoluto segnali di ecolocalizzazione simili poiché funzionali a muoversi in un determinato ambiente acustico.

La struttura dei segnali può risultare sovrapposta in tali gruppi, per cui l'identificazione acustica delle singole specie presenta attualmente ancora dei limiti (par. 3.3).

I segnali di ecolocalizzazione delle specie europee possono essere suddivisi generalmente in 8 gruppi (fig. 1.36, 1.37) (Dietz & Keifer, 2016).

Segnali “*double clicks*”: due impulsi consecutivi a banda larga, prodotti con la lingua nelle specie del genere *Rousettus* presenti in Nord Africa (Holland, 2004), per cui non saranno oggetto di ulteriori approfondimenti.

Segnali FM-CF-FM: questa tipologia di segnali è caratteristica della famiglia *Rhinolophidae*.

Sono composti da un lungo tratto a frequenza costante (8-50 ms), con due brevi porzioni modulate in frequenza all'inizio e alla fine (1-3 ms) utilizzate per stimare la distanza del bersaglio (Simmons, 1973). Le pause tra i segnali sono brevi.

Segnali FM-QCF e QCF: questi tipi di segnali sono variamente utilizzati in molte specie dei generi *Eptesicus*, *Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Hypsugo* e *Vespertilio* in ambiente aperti o semi-aperti, come in prossimità della vegetazione. In questi impulsi viene aumentata la lunghezza della componente a frequenza modulata per includere una componente a frequenza quasi costante nella coda (Schnitzler & Kalko, 2001).

La transizione del segnale da FM a QCF si osserva al cambiamento dell'ambiente. I segnali hanno componente FM molto pronunciata con una componente QCF appena visibile quando i pipistrelli emergono dal rifugio o cacciano vicino alla vegetazione, per poi passare a segnali fino a 20 volte più a lungi, dove prevale la componente QCF, in aree aperte lontane dal suolo e dalla vegetazione (Dietz & Kiefer, 2016).

Segnali FM: i segnali FM puri sono prodotti dalle specie del genere *Myotis*. Questa tipologia di segnali consentono misurazioni della distanza e direzione utilizzando molti canali di frequenza, consentendo ai pipistrelli di orientarsi con precisione. Sono segnali adattati ad habitat riccamente strutturati, improntati alla caccia vicino alla vegetazione. L'identificazione delle specie di *Myotis* è difficile proprio a causa dell'elevata variabilità, della forte sovrapposizione tra specie e di problematiche legate alla struttura dei segnali rilevati (par. 3.4.3).

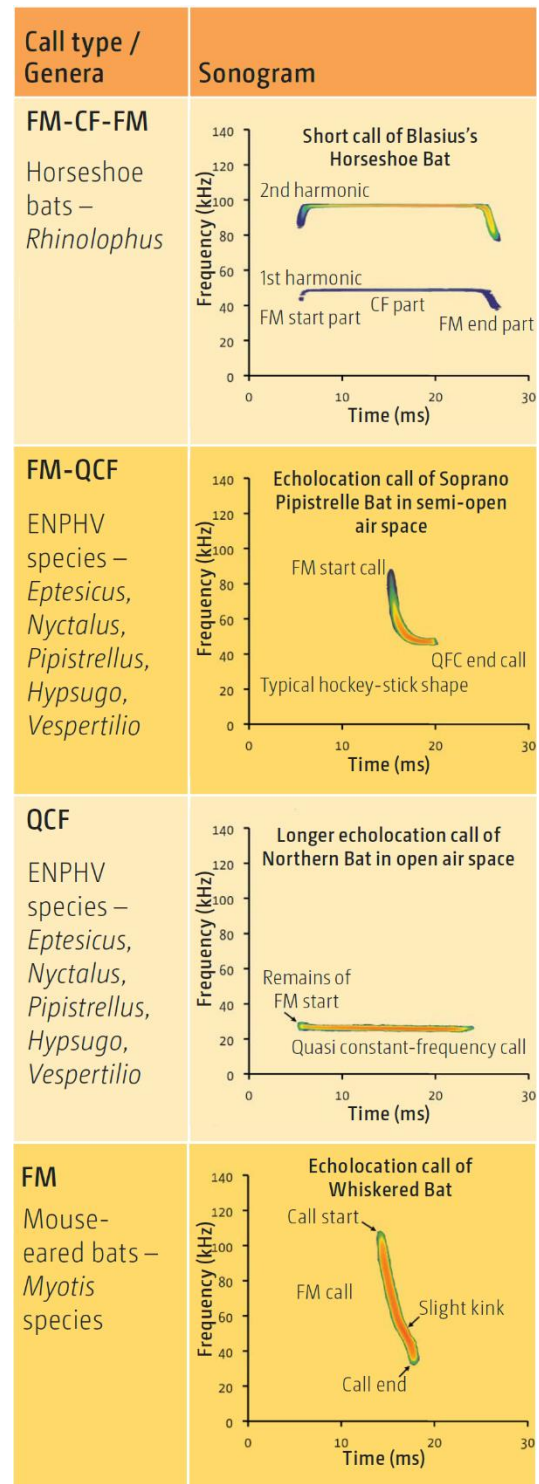


Figura 1.36: gruppi di segnali affiancati da una rappresentazione spettrografica tipica del genere (tratta da: Dietz & Kiefer, 2016, modificata).

Segnali FM con componenti armoniche: questa tipologia di segnali è caratteristica delle specie europee appartenenti al genere *Plecotus*.

Le specie in questo genere possono adattare i segnali di ecolocalizzazione attraverso l'emissione attraverso le narici o tramite la cavità orale. I segnali sono adatti alla caccia all'interno della vegetazione, si compongono di impulsi brevi e deboli, recepibili solo a breve distanza; ad esempio, in *Plecotus auritus*, possono essere rilevati a non più di 5 m.

Segnali FM alternati di tipo 1 e tipo 2: si osservano solo nei pipistrelli appartenenti al genere *Barbastella*.

Le sequenze di ecolocalizzazione sono composte da due tipologie di segnali ripetuti a intervalli regolari: segnali lunghi definiti come "tipo 1", che presentano una componente QCF iniziale per poi terminare con una componente FM, alternati a corti segnali FM definiti come "tipo 2" (Denzinger *et al.*, 2001).

Segnali sociali: utilizzati per la comunicazione intraspecifica, hanno una durata più lunga, contengono modulazioni spettrali e di ampiezza più complesse e di solito sono emessi a frequenze inferiori rispetto agli impulsi sonar della stessa specie (Gillam & Fenton, 2016). I segnali sono variamente utilizzati in numerose interazioni sociali (Middleton *et al.*, 2014), principalmente ascrivibili a: selezione del *partner*, riconoscimento tra femmine e piccoli, interazioni territoriali tra maschi e richiami di individui in condizioni di stress (Pfalzer *et al.*, 2003).

1.4.2.1 Gruppi funzionali e selezione di nicchia

La stretta dipendenza tra ecolocalizzazione, habitat di caccia preferiti e adattamenti morfologici della struttura corporea e delle ali può essere espressa attraverso il concetto dei gruppi funzionali (Schnitzler & Kalko 2001; Schnitzler *et al.*, 2003; Denzinger & Schnitzler, 2013).

I pipistrelli europei possono essere divisi in 5 gruppi funzionali (Dietz & Keifer, 2016) (fig. 1.38), che racchiudono le specie che vivono in simpatria e sfruttano una stessa classe di risorse (Root, 1967).

“*Open-space aerial foragers*”: i pipistrelli che cacciano in spazi aperti hanno evoluto segnali adatti alla localizzazione di piccole prede su lunghe distanze. I segnali tipicamente sono caratterizzati da impulsi e pause lunghi, per facilitare l'individuazione di echi deboli, mentre vengono sfruttate maggiormente le basse frequenze per ampliare la portata del segnale (Denzinger & Schnitzler 2013). Le specie di questo gruppo possiedono ali strette per il volo veloce, caratteristiche nei generi *Nyctalus* (Stilz & Schnitzler, 2012) e nel Molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*).

“*Edge-space aerial foragers*”: comprende i pipistrelli che cacciano nello spazio ai bordi della vegetazione di boschi e prati. Utilizzano segnali che consentono di ottenere sia informazioni per il riconoscimento dell'ambiente, adattando il proprio percorso di volo, che per la ricerca delle prede.

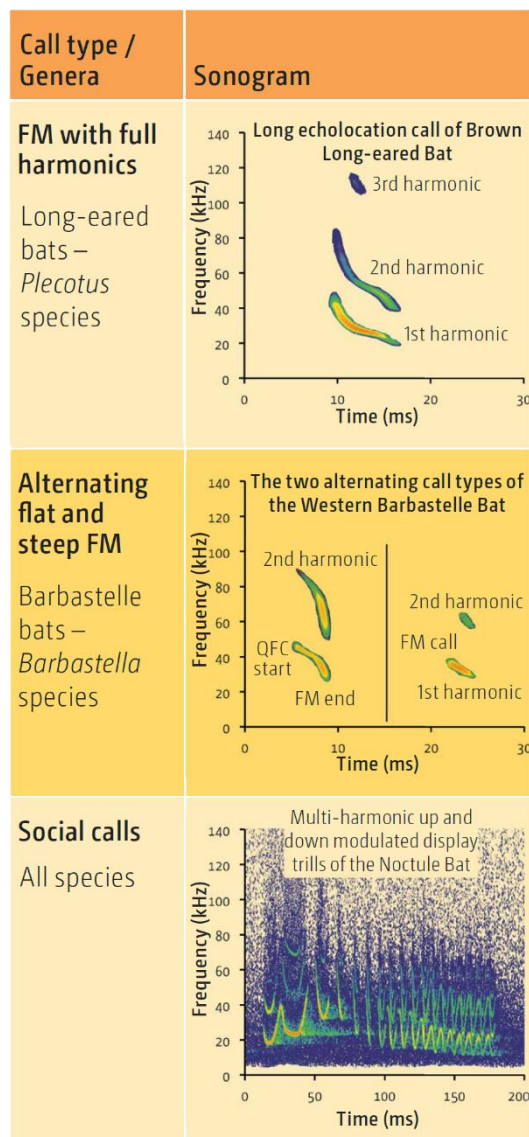


Figura 1.37: gruppi di segnali affiancati da una rappresentazione spettrografica tipica del genere (tratta da: Dietz & Kiefer, 2016, modificata).

Tali specie possono essere ulteriormente suddivise in base alle distanze tipiche rispetto alle superfici di fondo (Dietz & Keifer, 2016):

- specie che mantengono diversi metri di distanza dalla vegetazione emettono chiamate FM-QCF con estensioni in struttura e durata correlate alla distanza dagli elementi ambientali. Comprendono varie specie dei generi *Pipistrellus* (Kalko & Schnitzler, 1993) ed *Eptesicus*. (Rydell, 1993; Jensen & Miller, 1999);
- specie più prossime alla vegetazione, come i pipistrelli del genere *Myotis*, utilizzano segnali FM puri; i segnali possiedono una larghezza di banda che aumenta al diminuire della distanza dalla vegetazione e spesso includono un segmento modulato nel mezzo con funzioni analoghe alle componenti QCF (Denzinger & Schnitzler 2013).

“*Edge-space trawling foragers*”: comprende specie che cacciano sulla superficie dell'acqua.

Usano chiamate FM con una larghezza di banda media e spesso con una sezione centrale più piatta e modulata. Le superfici lisce dell'acqua riflettono gli echi lontano dagli animali, ma ricevono echi molto forti dagli insetti che si trovano sulla superficie dell'acqua.

Questa tipologia di foraggiamento si osserva tipicamente nel genere *Myotis*: come *Myotis capaccini* (Kalko, 1990) e *Myotis daubentonii* (Kalko & Schnitzler, 1989)

“*Confined space flutter-detecting foragers*”: comprende specie che hanno evoluto un sistema di ecolocalizzazione con un'alta risoluzione temporale, adatto al volo in ambienti chiusi.

I Rinolofidi possono localizzare prede che volano all'interno della vegetazione grazie ai lunghi segnali CF, attraverso i quali i battiti delle ali della preda producono modulazioni di eco distintive (i cosiddetti “*glints*”) (Denzinger & Schnitzler 2013). I voli di caccia all'interno della vegetazione richiedono un'elevata manovrabilità grazie ad ali corte e larghe.

“*Confined space passive gleaning foragers*”: pipistrelli che cacciano nella vegetazione raccogliendo le prede dalle superfici (“*gleaning*”). Essi non riescono a distinguere direttamente la preda dallo sfondo circostante tramite l'ecolocalizzazione, ma si affidano al fruscio generato dalle prede in movimento, piuttosto che al senso della vista o l'olfatto (Goerlitz *et al.*, 2008). Questa tipologia di foraggiamento è tipica di *Myotis bechsteini* (Siemers & Swift, 2006) e nel genere *Plecotus* (Eklöf & Jones, 2003).

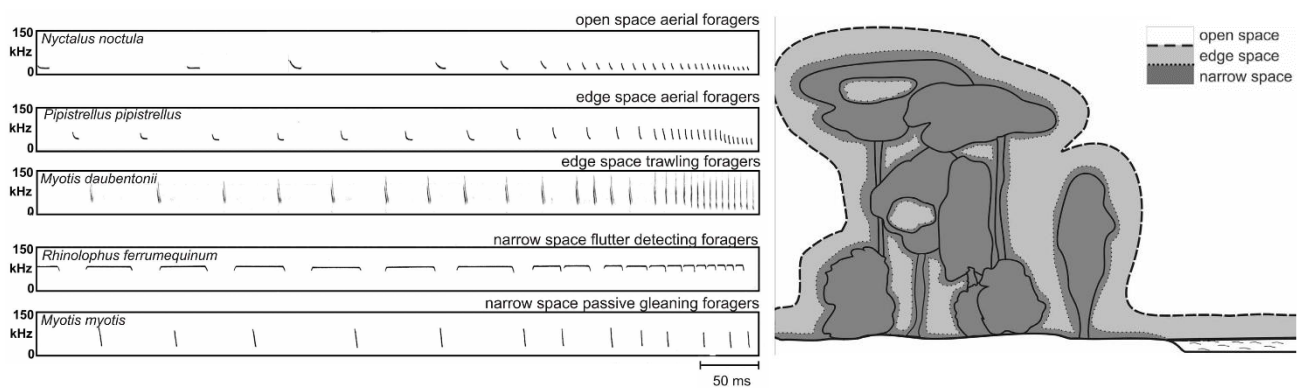


Figura 1.38: segnali di ricerca e avvicinamento delle specie rappresentative dei gruppi funzionali seguiti da una rappresentazione schematica dei diversi habitat di foraggiamento (tratta da: Denzinger & Schnitzler, 2013).

L'insieme delle specie appartenenti ad uno stesso gruppo funzionale possono essere limitate nell'accesso alle risorse trofiche in quanto potenzialmente in competizione interspecifica. In tal modo specie di pipistrelli che coesistono in simpatria differiscono tra loro in una o più dimensioni della nicchia ecologica (Denzinger *et al.*, 2016).

La separazione di nicchia può essere spiegata in merito a differenze tra specie nel sistema di ecolocalizzazione e percezione dei segnali, nelle preferenze alimentari e adattamenti nel volo o alla segregazione spaziale delle aree di foraggiamento (Denzinger & Schnitzler, 2013).

Variazioni nei segnali di ecolocalizzazione, specialmente nella frequenza, ma anche nella durata e nella larghezza di banda, possono spiegare differenze di nicchia in specie congeneriche (Siemers & Schnitzler, 2004). Le frequenze che compongono i segnali possiedono lunghezze d'onda strettamente correlate alle dimensioni delle potenziali prede. Pipistrelli che emettono a frequenze più basse hanno una minore probabilità di rilevare insetti più piccoli, con una conseguente ripartizione trofica. In tal modo alcune specie dello stesso genere, come *Myotis nattereri* e *Myotis bechsteinii*, possono differire in modo significativo nella composizione della dieta (Siemers & Swift, 2006).

L'adattamento ecomorfologico più evidente è la forma delle ali, che riflette le esigenze di volo durante il foraggiamento in particolari condizioni ecologiche. Un interessante esempio è rappresentato dai diversi adattamenti nella morfologia alare in 5 specie di Rinolofidi europee (Dietz *et al.*, 2006); tali adattamenti si traducono in differenti modalità di ricerca e cattura delle prede.

Esistono molti altri meccanismi ecologici ed etologici che concorrono a spiegare la differenziazione di nicchia (Denzinger *et al.*, 2016). Nell' loro insieme possono determinare tendenze di segregazione spaziale delle aree di foraggiamento tra specie congeneriche (Davidson-Watts *et al.*, 2006; Ashrafi *et al.*, 2013).

Il significato ecologico dello spostamento di specie di pipistrelli tipicamente forestali verso habitat pratici, oltre il limite del bosco, potrebbe rientrare nelle stesse dinamiche. I fenomeni di inversione termica dei rilievi montuosi generano correnti di aria calda che risalgono lungo i pendii, permettendo alle specie di lepidotteri di fondovalle di spingersi fino alle quote più elevate. Una minore competizione interspecifica, una maggiore disponibilità trofica o differenze nella composizione delle specie preda, possono rappresentare i principali fattori di influenza verso la selezione di nuove nicchie poste a maggiori altitudini.

2. AREA DI STUDIO

2.1 Il Parco Naturale Adamello Brenta

Il presente lavoro di tesi è stato svolto all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta: un'area protetta, situata nelle Alpi Retiche (settore italiano centro meridionale della Catena Alpina) nel Trentino Occidentale.

Il Parco, istituito con la Legge Provinciale n°18 del 1988, si estende su una superficie di circa 620,5 kmq racchiuso dalle valli di Non, di Sole, Giudicarie e Chiese. All'interno dei suoi confini è compresa la porzione trentina del Gruppo dell'Adamello-Presanella e l'intero Gruppo delle Dolomiti di Brenta; tra i due gruppi montuosi si inserisce la Val Rendena, percorsa da nord a sud dal fiume Sarca.

Con il 2015 l'area protetta ha visto un notevole incremento delle superficie soggetta a tutela: il Parco Adamello Brenta ha ricevuto il riconoscimento internazionale di "UNESCO Geopark" entrando a far parte di una rete di 120 aree che racchiudono elementi di pregio dal punto di vista geologico e per le quali si attuano strategie finalizzate alla conservazione. L'area dell'intero Geopark si estende al territorio amministrativo dei 30 comuni che fanno parte del Parco Naturale; con una superficie complessiva di 1188 kmq rappresenta la più vasta area protetta del territorio provinciale (fig. 2.1).

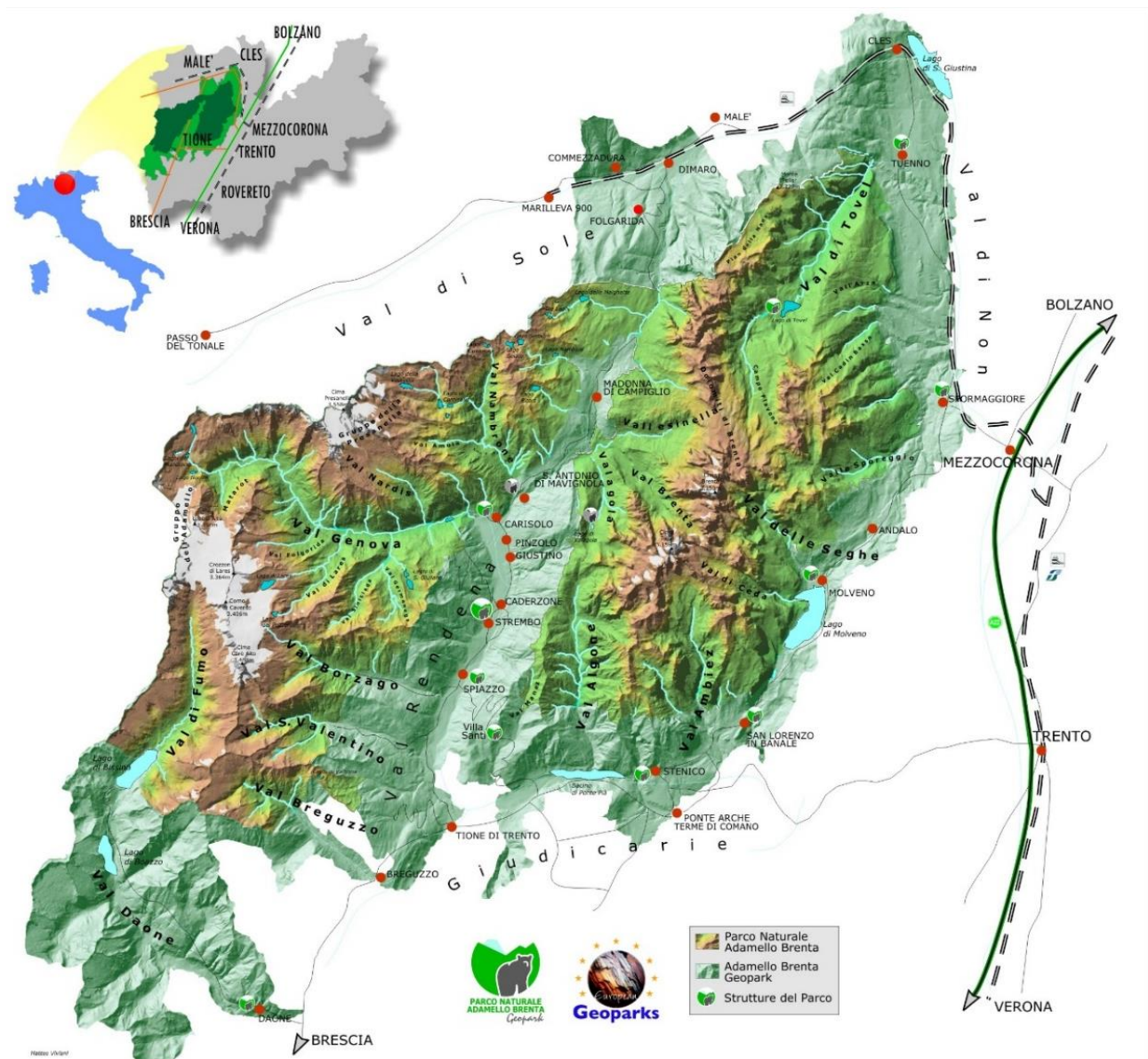


Figura 2.1: confini del Parco Naturale Adamello Brenta e del Geopark.

2.1.1 Tonalite e Dolomia

Il Parco Adamello Brenta racchiude un patrimonio geologico estremamente ricco e diversificato: si possono distinguere due macro-regioni principali caratterizzate da forme litologiche differenti.

Il blocco montuoso occidentale è caratterizzato dai massicci granitici dell'Adamello-Presanella: da un basamento di rocce metamorfiche affiorano il Batolite dell'Adamello e i plutoni della Presanella e di Nambrone, costituiti da rocce vulcaniche intrusive a prevalente composizione tonalitica. Originatesi in profondità, tra 42 e 29 Ma (Del Moro *et al.*, 1985; Martin *et al.*, 1996), le rocce sono state poi portate in superficie grazie ai processi di orogenesi alpina.

Tra le cime principali del gruppo dell'Adamello si annoverano: il Monte Adamello (3539 m s.l.m.), il Carè Alto (3463 m s.l.m.) e il Crozzon di Lares (3364 m s.l.m.). Separato dal profondo solco vallivo della Val Genova, il Gruppo della Presanella racchiude l'omonima cima (3588 m s.l.m., la più alta interamente compresa in Trentino) ma anche il monte Gabbiolo (3488 m s.l.m.) e il monte Nero (3344 m s.l.m.).

I due massicci montuosi sono stati profondamente modellati dalle grandi espansioni glaciali pleistoceniche: pronunciate spalle marcano i versanti, mentre creste frastagliate e cime aguzze cingono gli ampi circhi dei settori più elevati; ne sono esempio l'alta Val d'Amola e la zona dei Laghi di Cornisello (Masè *et al.*, 2007). Delle antiche lingue glaciali permangono 58 corpi glaciali, tra cui si annovera il complesso dell'Adamello, il più esteso delle Alpi italiane.

L'azione morfogenetica dei ghiacciai ha prodotto forme generalmente dolci, come le ampie valli dal profilo trasversale a parabola, di cui ne è un esempio la Valle di Fumo, e valli con profilo longitudinale contraddistinto da ampie conche e tratti pianeggianti, alternati a ripide soglie in roccia alte anche alcune centinaia di metri, come la Val Genova (Masè *et al.*, 2007).

La natura cristallina della roccia ne conferisce durezza e impermeabilità: le acque dilavanti scorrono in superficie originando innumerevoli corsi d'acqua, cascate e laghi alpini, alcuni dei quali di recentissima formazione in seguito al consistente ritiro subito dai ghiacciai negli ultimi cinquanta anni (il Lago Nuovo del Mandrone e il Lago Nuovo di Lares, in Adamello) (Masè *et al.*, 2007).

Nel blocco montuoso orientale si innalza il Gruppo di Brenta: orograficamente disposto in direzione nord-sud, si estende su una superficie di circa 400 kmq per una lunghezza di circa 42 km (fig. 2.2).

La Dolomia Principale è la formazione più diffusa nelle Dolomiti di Brenta, in essa sono modellate le cime più conosciute del gruppo montuoso: Cima Tosa (3171 m s.l.m.), il Crozzon di Brenta (3135 m s.l.m.) e la catena degli Sfulmini con il noto Campanile Basso (2883 m s.l.m.).

Alla Dolomia Principale, originatasi a seguito di cicli di sedimentazione marina risalente a circa 200 Ma, si sovrappongono altre rocce di natura sedimentaria come il Calcare di Zu, i Calcari Grigi, l'Olite di San Vigilio e i Calcari del Rosso Ammonitico Veronese, della Maiolica e della Scaglia Rossa. Spesso, in questi sedimenti è possibile ritrovare tracce fossili come i giacimenti di bivalvi del genere *Megalodon*.

Nel Brenta, data la natura carbonatica delle rocce affioranti, trovano massima espressione le morfologie carsiche che hanno, in parte, rimodellato le impronte glaciali. La particolare litologia rende il Brenta soggetto a una maggiore degradazione meteorica che contribuisce a modellare le massicce torri e le aguzze guglie caratteristiche dell'ambiente dolomitico. Il materiale rimosso genera numerosi coni e falde detritici alla base delle pareti rocciose e dei ripidi canaloni. La fisionomia del paesaggio è quella di ampie conche carsificate con estese superfici a blanda inclinazione caratterizzate da crepacci, inghiottitoi e doline, spesso allineati lungo strutture tettoniche come faglie e fratture (Masè *et al.*, 2007).

A differenza della sua controparte granitica, sul Brenta, l'acqua penetra in profondità generando un intricato complesso di cavità, grotte e pozzi carsici, rendendo l'intero massiccio un corpo acquifero di estrema importanza. L'acqua poi riemerge in prossimità dei livelli di base alle quote più basse,

originando sorgenti carsiche che alimentano numerosi corsi d'acqua ma pochi laghi, tra questi si ricordano i laghi di Tovel, Valagola e Molveno. Molto più rare sono invece le sorgenti d'acqua alle altitudini maggiori, che, dove presenti, vanno a costituire vere e proprie oasi in un deserto roccioso. L'insieme delle condizioni che caratterizzano il Brenta limitano la formazione di grandi corpi glaciali: si contano 20 piccoli ghiacciai, presenti quasi unicamente nella parte centrale del gruppo.

Secondo il Nuovo Catasto dei Ghiacciai Italiani edito nel 2015 (Smiraglia & Diolaiuti, 2015), sulla base dei dati rilevati nel 2011, essi rappresentano i ghiacciai che sono stati maggiormente influenzati dagli effetti dei cambiamenti climatici, facendo registrare la maggior contrazione sull'intero territorio provinciale (fino a un 73%). Ad oggi, dopo quasi un decennio dagli ultimi rilevamenti ufficiali, la situazione è sicuramente cambiata: alcuni dei ghiacciai sono scomparsi e altri si stanno rapidamente esaurendo.

Le due macro-regioni sono collegate a nord del Parco, in corrispondenza di campo Carlo Magno per consentire la continuità dei limiti amministrativi e una connessione ecologica (Tomasi, 1990). Le zone più densamente popolate: Pinzolo, Madonna di Campiglio e Dimaro, sono collegate da un'unica strada statale con piccoli centri abitati tra cui spaziano pochi terreni coltivati e ampie zone forestate; queste interruzioni agevolano la possibilità di attraversamento della fascia urbanizzata per le specie animali che si spostano con maggiore facilità.



Figura 2.2: Dolomiti di Brenta, vista dal lago Vedretta (foto Elisa Ricci).

2.1.2 Inquadramento climatico

Il Parco si inserisce tra due diverse regioni forestali, con un clima di transizione tra quello prealpino e quello endoalpino (Arrighetti, 1973) (fig. 2.3).

Le zone mesalpine comprendono i rilievi dalla quota relativamente meno elevata come le Dolomiti di Brenta, con conformazione ad altopiani e le relative vallate. Si tratta di ambienti con un clima fresco (da subcontinentale a suboceanico). Sebbene l'abete rosso (*Picea abies*) rappresenti la specie dominante, essi sono favorevoli anche ad associazioni forestali di specie arboree mesofile come abete bianco (*Abies alba*), o faggio (*Fagus sylvatica*) (Odasso *et al.*, 2018). Tuttavia, la porzione più meridionale del Brenta può essere considerata come esalpica in quanto risente maggiormente degli influssi temperati provenienti dal vicino Lago di Garda; essi determinano, alle quote più basse, la presenza di specie floristiche di

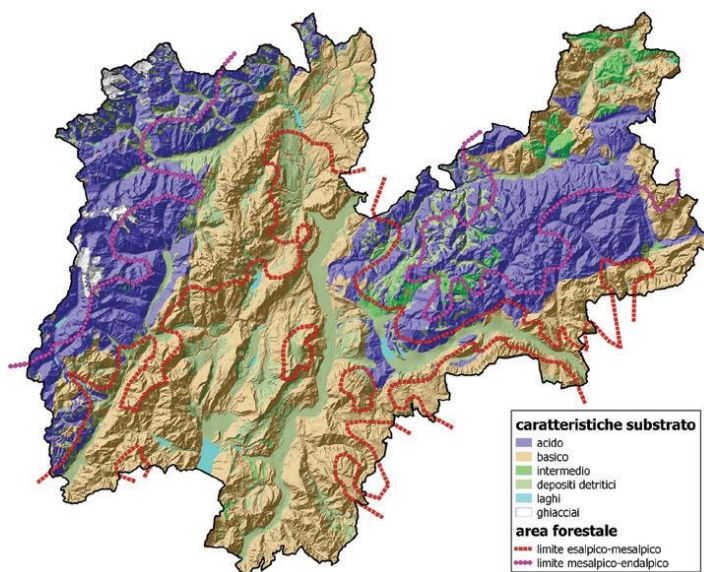


Figura 2.3: le aree forestali del Trentino in funzione del gradiente climatico e geografico (tratta da: Odasso *et al.*, 2018).

carattere submediterraneo come il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e l'orniello (*Fraxinus ornus*).

Le zone endalpine comprendono i massicci montuosi dell'Adamello-Presanella caratterizzati da quote più elevate e con la presenza di molteplici vallate ad orientamento est-ovest. In questo caso gli ambienti hanno un clima rigido di carattere continentale e sono dominati principalmente da conifere boreali come abete rosso (*Picea abies*), larice (*Larix decidua*) e, in rari casi, pino cembro (*Pinus cembra*) (Odasso *et al.*, 2018).

Se si considerano le condizioni climatiche locali, si osserva come esse possano andare incontro ad una estrema diversificazione: la complessità morfologica delle valli e dei profili montani determina differenti gradi di esposizione dei versanti che, unitamente al forte gradiente altitudinale, può portare ad un veloce cambiamento delle fasce vegetazionali.

I massicci Adamello-Presanella e Dolomiti di Brenta rappresentano una barriera orografica alle correnti umide provenienti da sud. In tal modo le precipitazioni medie annue sono generalmente superiori a 1100 mm/anno (stazione di Pinzolo) fatta eccezione per la Val di Non e la Val di Sole, le quali, isolate da tale fenomeno, registrano dati pluviometrici inferiori, tra i 900 mm/anno (stazione di Cles) e 1000 mm/anno (stazione di Peio) (Di Piazza & Eccel, 2012).

I processi meteorologici e climatici, i diversi substrati geologici e l'articolata orografia dei rilievi montuosi, determinano una grande eterogeneità di ambienti all'interno del Parco. Questa diversità si riflette nella ricca varietà floristica e faunistica andando a completare il grande patrimonio naturale tutelato dal Parco Adamello Brenta.

2.2 Area di studio BioMiti

Le aree campione del presente lavoro di tesi sono subordinate alle necessità e agli obiettivi prefissati dell'intero progetto BioMiti (par. 1.2).

L'area di studio del Progetto BioMiti copre una superficie complessiva di 38,5 kmq che interessa l'intero altopiano del Grostè e le porzioni più alte della Vallesinella e della Val di Tovel (fig. 2.4).

Considerando la complessità del progetto in questione, questo territorio è stato scelto in quanto risponde ai seguenti criteri: comprende un range altitudinale adeguato a impostare uno studio lungo un gradiente e presenta le condizioni favorevoli a giustificare la presenza delle diverse specie *target*. La presenza di strade forestali e la sviluppata rete di sentieri permettono la facile accessibilità all'area di studio e alle stazioni di campionamento. Le strutture quali il Rif. Graffer (2261 m. s.l.m.), il Rif. Casinei (1825 m. s.l.m.) e le malghe Flavona (1860 m. s.l.m.) e Pozzol (1632 m. s.l.m.) garantiscono dei punti di appoggio idonei per coordinare le attività di campo.

Tali caratteristiche hanno permesso di garantire la sicurezza degli operatori anche durante monitoraggi notturni o in condizioni di maltempo.

Infine, l'area interessata fa parte delle Dolomiti di Brenta, la cui tutela rientra tra le priorità del Parco e della Fondazione Dolomiti UNESCO. Per le stesse motivazioni, l'altopiano del Grostè è stato oggetto di indagine anche in precedenti studi promossi dall'Ente Parco (Forti, 2014), aprendosi in questo modo a nuove possibilità di confronto per il futuro.

Nel loro insieme i precedenti aspetti rendono la presente area di studio adeguata a impostare un protocollo per il monitoraggio a lungo termine di più gruppi tassonomici.

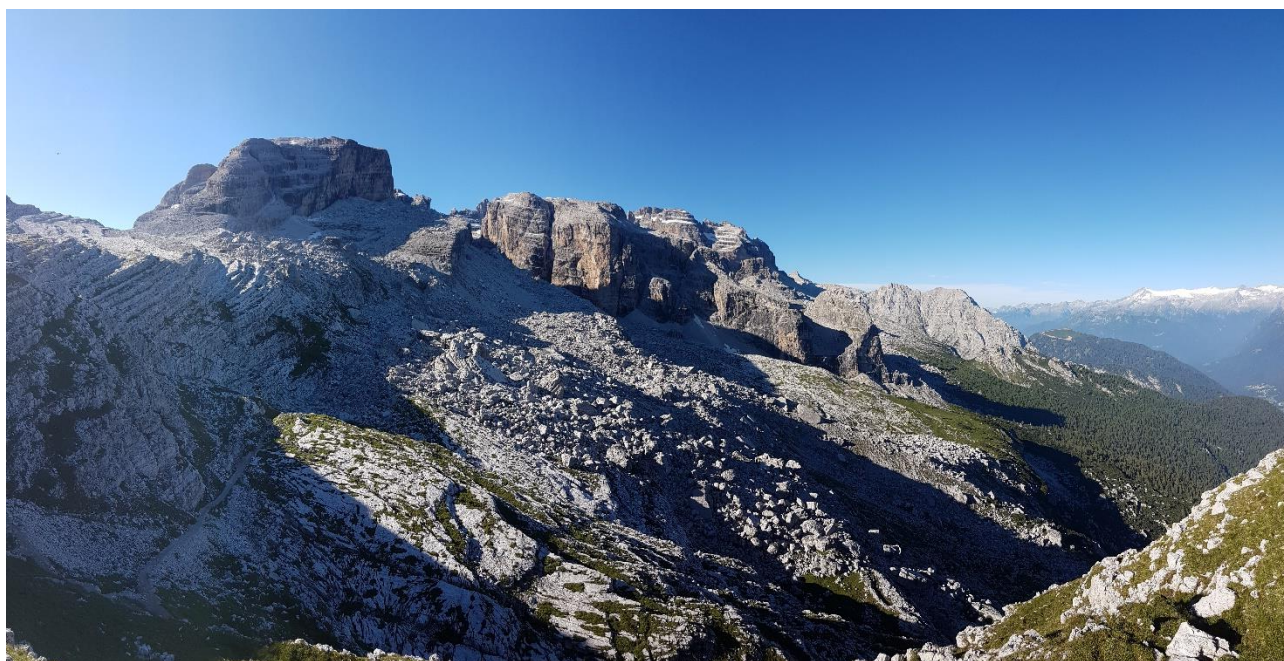


Figura 2.4: area di studio BioMiti, dalla cima Grostè lungo il versante di Vallesinella (foto Nicolò Santoni).

2.2.1 Inquadramento area di studio

Situato nella parte centro settentrionale delle Dolomiti di Brenta, l'altopiano del Grostè rappresenta il centro dell'area di studio del Progetto BioMiti. La conformazione è quella tipica di un altopiano dolomitico: estese placche rocciose, intervallate da ripidi gradini, si sviluppano in direzione nord-sud su una superficie di circa 731 ha, dalla Pietra Grande (2937 m s.l.m.) fino alla base di Cima Roma (2837 m s.l.m.). L'altopiano racchiude le pareti di Cima Grostè (2901 m s.l.m.) e Cima Falkner (2999 m s.l.m.) tra cui si snodano vallette nivali e ghiaioni detritici. Evidenti sono le fratture all'interno della dolomia lungo le quali si è impostato preferenzialmente il carsismo: campi carreggiati e profonde incisioni nel piano in roccia determinano la fisionomia di questo ambiente.

Parte dell'area di studio è interessata dal comprensorio sciistico di Madonna di Campiglio che comprende strade ed impianti di risalita. Tramite il Passo Grostè, la Vallesinella si collega con la Val di Tovel.

Il territorio si configura come una serie di ampi e pianeggianti altipiani, alternati da alti gradoni, che da Passo Grostè scendono fino al lago di Tovel, delimitati ad est dalla Catena della Campa e a ovest dalla Catena Settentrionale delle Dolomiti di Brenta.

Le aree campione sono state posizionate nella porzione più alta della valle: da Malga Flavona, un gradino alto circa 150 m, separa il ripiano dell'alpeggio dal vasto altopiano di Campo Flavona che si spinge verso sud fino al Passo della Gaiarda. Questi ecosistemi sono molto significativi, insieme costituiscono il Biotopo di Campo Flavona (fig. 2.5), che si contraddistingue per le importanti presenze floristiche: numerose sono le specie endemiche alpine presenti, tra cui anche specie stenoendemiche, come *Gentiana brentae* (Prosser & Bertolli, 2008) e *Nigritella buschmanniae* (Perazza & Decarli Perazza, 2005), la cui distribuzione è limitata al solo Gruppo del Brenta.

La diversità floristica si riflette sulla qualità del foraggio: tutto il territorio è interessato dal pascolamento di bestiame da inizio giugno fino al mese di settembre.

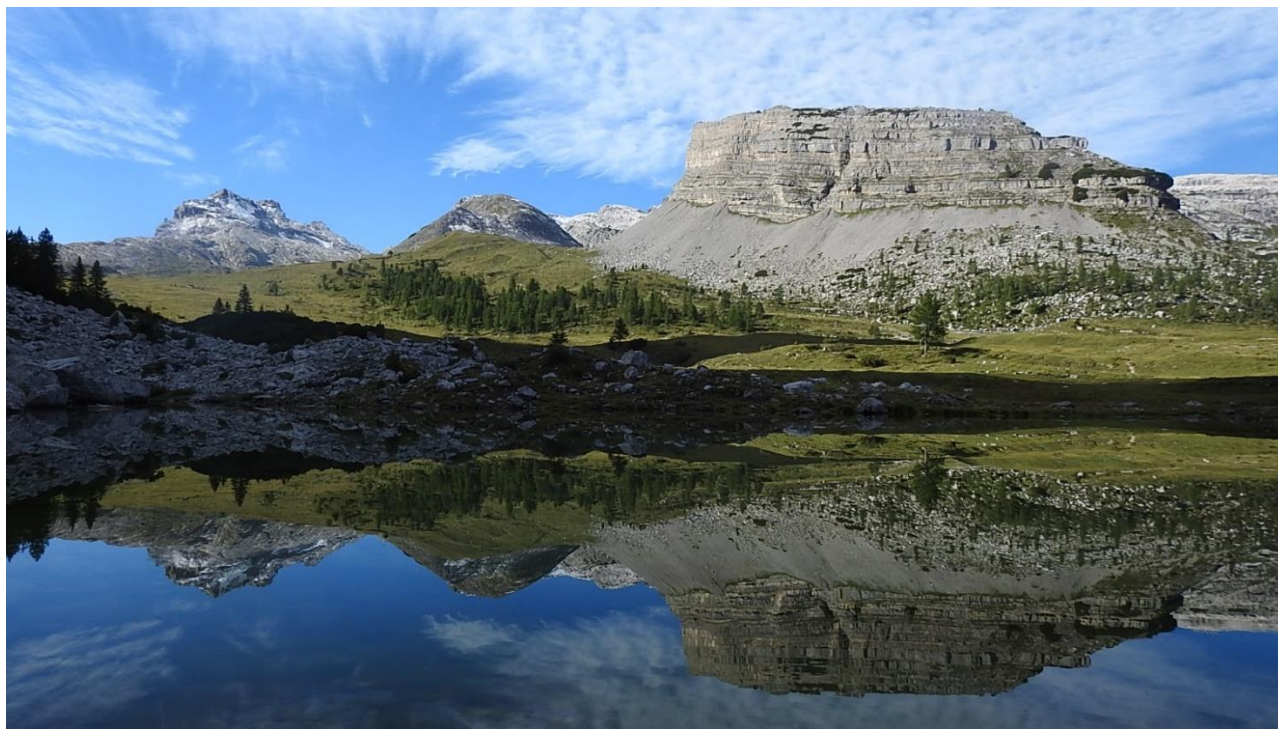


Figura 2.5: Campo Flavona, passo della Gaiarda, Turrion Alto e Turrion Basso specchiato nel lago effimero (foto Nicolò Santoni).

La valle è delimitata ai lati da due strutture tettoniche che ne controllano la morfologia: le zone prossime alle due faglie hanno subito un'erosione più intensa isolando i rilievi del Turrion Alto e del Turrion Basso. Quest'ultimo, in particolare, si eleva per oltre 200 m dal Campo della Flavona e rappresenta uno dei geositi per il Parco (fig. 2.5).

Le fratture nella roccia, in concomitanza alle caratteristiche carsiche dell'intera area di studio, indirizzano le acque in profondità, determinando l'assenza di idrografia superficiale, questo ad esclusione di laghetti temporanei e piccoli rivoli che in seguito alla fusione nivale sono convogliati verso i punti più depressi di doline e inghiottitoi (Ferretti & Borsato, 2006).

Nell'area di studio l'acqua emerge in poche situazioni localizzate: si segnala la presenza di un importante sorgente adiacente al *plot* 3; essa rappresenta l'unica sorgente permanente ad ora conosciuta sul Grostè (fig. 2.6).

Seppur di limitate dimensioni, la sorgente rappresenta un *hot spot* di biodiversità essendo un rifugio ecologico per molte specie animali e vegetali caratteristiche dell'ambiente sia ipogeo che epigeo. Per tali ragioni la sorgente è stata oggetto di studi approfonditi sulla comunità di invertebrati chironomidi svolti in collaborazione con il Museo delle Scienze di Trento.

In Val di Tovel, in prossimità del *plot* 12, si origina il Rio di S. Maria Flavona che scende poco più a valle fino a scomparire in località Pozzol di Tuenno. Degno di nota è anche un lago temporaneo alla base della falda detritica di Cima Val Scura e in prossimità del *plot* 11. Nonostante le ridotte dimensioni, lo specchio d'acqua non è mai stato osservato completamente prosciugato nel periodo che ha interessato i monitoraggi; per questo motivo può essere considerato come un potenziale sito di abbeverata per la chiroterofauna (fig. 2.5).

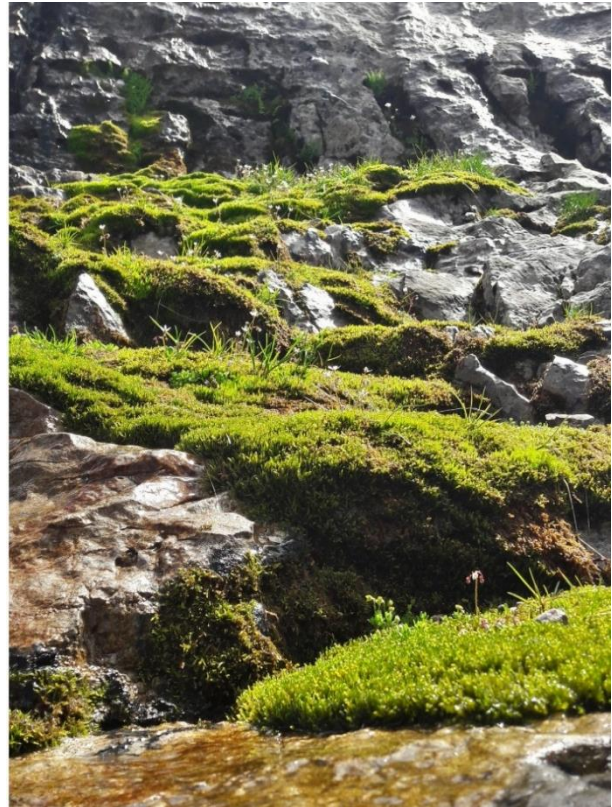


Figura 2.6: sorgente permanente inclusa nel *plot* 3 (foto archivio PNAB).

2.2.2 Criteri di scelta dei *plot*

Le stazioni di campionamento sono costituite da *plot* circolari con un raggio di 100 m, separati da un dislivello di 200 m per garantire l'indipendenza dei dati campionati e la rappresentatività delle tipologie ambientali presenti all'interno dell'area di studio.

La scelta dei *plot* ha previsto una prima fase di progettazione preliminare consultando i dati cartografici tramite software ArcGIS (*Geographic Information System*). È stato definito un gradiente altitudinale compreso tra i 1858 e i 2891 m s.l.m. suddiviso in fasce di 200 m di dislivello e sono state individuate le possibili aree campione. Come criteri di selezione sono stati adottati:

- la topografia del territorio;
- la composizione degli habitat, descritti secondo la Direttiva 92/43/CEE "Habitat";
- la presenza di elementi di interesse: come corsi d'acqua e geo-forme peculiari.

È seguita una verifica sul campo per definire con maggiore precisione che ogni area di saggio racchiudesse la maggiore diversità in termini di habitat e conformazione del territorio, ricercando anche le zone meno soggette a eventuale disturbo derivante da attività umane come escursionismo e pascolamento del bestiame.

Nell'anno 2018 sono stati allestiti i *plot* numerati dal 1 al 6 in Vallesinella, mentre nel 2019, in Val di Tovel, sono stati predisposti i restanti *plot* numerati da 8 a 12 (fig. 2.7). Nell'allestimento delle due serie di *plot* è stato adottato lo stesso criterio di altimetria, in modo da poter operare confronti tra ambienti affini presenti in due valli adiacenti. La cima Grostè rappresenta il punto di incontro tra le due valli.

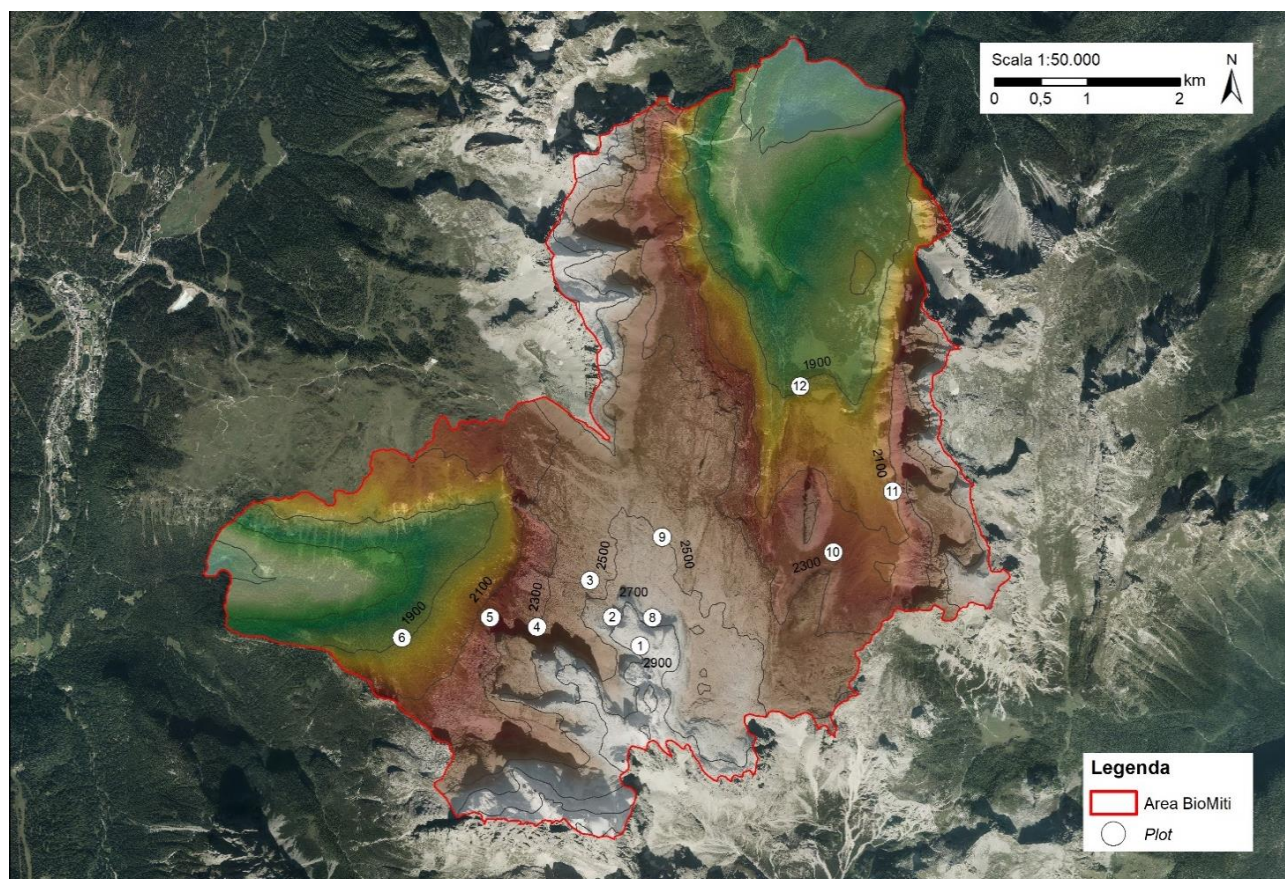


Figura 2.7: area di studio BioMiti e aree campione (*plot*).

2.2.3 Composizione di habitat

Il presente studio ha indagato aree la cui vegetazione è tipica dell'orizzonte superiore montano, nel piano subalpino e alpino oltre i 1900 m di quota, condizioni con frequenti zone di nuova colonizzazione (pionierismo) come pareti, affioramenti rocciosi, ghiaioni e depositi glaciali.

Secondo quanto riportato dalla Direttiva 92/43/CEE, numerosi sono gli habitat di interesse comunitario presenti nell'area di studio: la composizione di habitat per ogni area di saggio è riportata nella tabella 2.1.

Citando i principali, alle quote più basse sono presenti le foreste acidofile montane e alpine di *Picea* (*Vaccinio-Piceetea*) [9410]. Attorno ai 1900 m l'abete rosso (*Picea abies*) si dirada, lasciando rapidamente posto ai lariceti propri dell'habitat [9422]: foreste di *Larix decidua* e/o *Pinus cembra*.

Si tratta di boschi a prevalenza di larice che costituiscono formazioni pure o miste con altre conifere. La fisionomia è quella di formazioni forestali aperte che determina uno sviluppo rigoglioso del sottobosco: lo strato arbustivo comprende entrambe le specie di rododendro (*Rhododendron hirsutum* e *Rhododendron ferrugineum*), il ginepro nano (*Juniperus sibirica*) e il mirtillo (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*). Le specie erbacee sono molteplici e si riscontra un elevato numero di specie eliofile a causa dello scarso ombreggiamento delle chiome mentre le pteridofite si rilevano soprattutto nelle porzioni più chiuse e umide. Le specie caratteristiche dei substrati di natura carbonatica sono: *Sesleria caerulea*, *Rhodothamnus chamaecistus*, *Erica carnea*, *Adenostyles glabra*, *Calamagrostis varia*, *Carduus defloratus*, *Daphne striata*, *Dryas octopetala* (Brusa et al., 2017). A causa dei processi di acidificazione determinati dall'accumulo di lettiera, lo strato erbaceo comprende anche molte specie acidofile. Nel caso di attività di pascolo, come avviene nel *plot* 12, il corredo floristico è ulteriormente arricchito da specie proprie dei pascoli pingui.

Oltre i 2000 m di altitudine i boschi diventano radi e lasciano sempre più spazio alle specie arbustive; i rododendri e soprattutto il pino mugo caratterizzano l'habitat [4070*]: boscaglie di *Pinus mugo* e di *Rhododendron hirsutum* (*Mugo-Rhododendretum hirsuti*).

Esse danno origine a formazioni monoplane, con un'sottobosco costituito da ericacee arbustive basse (*Rhododendron hirsutum*, *Rhododendron ferrugineum*, *Rhodothamnus chamaecistus*, *Erica carnea*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillus*) ma anche da rosacee, come *Sorbus aucuparia* e *Sorbus chamaemespilus*. Per via della copertura delle specie arboree e arbustive, lo strato erbaceo è ridotto ed è costituito da poche specie, tra cui si riconoscono: *Tofieldia calyculata*, *Orthilia secunda*, *Lycopodium annotinum*, *Calamagrostis villosa*, *Homogyne alpina*. L'habitat è inoltre definito come prioritario data la spettacolare fioritura di orchidee durante i mesi primaverili ed estivi, tra le quali si cita la scarpetta di venere (*Cypripedium calceolus*).

La mugheta si sviluppa soprattutto su versanti inclinati e su suoli poco evoluti dove vi è spesso un accumulo superficiale di humus tra le rocce costituenti la falda detritica. Alle stesse quote, dove i suoli hanno raggiunto una maggiore stabilità, si estendono le praterie alpine.

La vegetazione è selezionata dalle rigide condizioni locali che presentano alcuni elementi di affinità con la tundra artica: elevata escursione termica, vento intenso e breve stagione vegetativa. In questo ambiente sopravvivono specie erbacee perenni capaci di rinnovare fusti e foglie (emicriptofite) ed erbe "graminoidi" (*Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*) che ne caratterizzano la fisionomia.

Le principali formazioni erbose all'interno dell'area di studio sono ascrivibili a: firmeto rupestre [6173], e seslerieto [6170].

Il firmeto è la prateria che si sviluppa dalla stabilizzazione dei ghiaioni calcarei oltre i 2000 m. È contraddistinto dalla presenza di cuscinetti compatti di *Carex firma*, specie pioniera che vegeta appunto su suoli grezzi a basso contenuto di humus. Altre specie abbondanti e diagnostiche di quest'habitat sono: *Androsace chamaejasme*, *Chamorchis alpina*, *Crepis jacquinii*, *Dryas octopetala*, *Gentiana clusii*, *Helianthemum oelandicum*, *Minuartia verna*, *Pedicularis rosea*, *Saxifraga caesia* (Brusa et al., 2017).

Dove la prateria è più estesa e complessa si conforma il selserieto-sempervireto. Il nome deriva dalle due specie dominanti in queste praterie: *Sesleria caerulea* e *Carex sempervirens*; esse si conformano come densi cespi e assumono una funzione stabilizzatrice del terreno. Il selserieto è molto ricco di specie e, soprattutto ad inizio estate, è interessato da suggestive fioriture.

Tra le specie abbondanti e diagnostiche si cita: *Arabis ciliata*, *Bupleurum ranunculoides*, *Carex ornithopoda*, *Festuca quadriflora*, *Gentiana utriculosa*, *Gentiana clusii*, *Gymnadenia rhellicani*, *Horminum pyrenaicum*, *Ranunculus thora*, *Scabiosa lucida* (Brusa et al., 2017).

Spingendosi in quota l'ambiente è sempre più interessato dalla presenza di affioramenti rocciosi a cui sono associati ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini [8120].

L'habitat risulta in genere arido e le forme di accumulo come pietraie e ghiaioni prevalgono sulla vegetazione che non va mai a ricoprire estese superfici; le piante occupano soprattutto gli spazi tra i detriti di minor dimensione. La flora è costituita perciò da specie tipicamente pioniere, tra queste prevalgono soprattutto le specie perenni come: *Achillea atrata*, *Draba sp.pl.*, *Hornungia alpina*, *Papaver alpinum subsp. rhaeticum*, *Petasites paradoxus*, *Silene vulgaris subsp. glareosa* (Brusa et al., 2017).

Quando l'inclinazione aumenta in prossimità delle pareti rocciose, si sviluppano comunità differenti, proprie dell'habitat [8210]: pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica. Sulla superficie della roccia si sviluppano coperture di licheni, mentre le specie erbacee perenni sono confinate nelle fessure. Le specie casmofite tipiche comprendono: *Androsace helvetica*, *Asplenium sp.pl.*, *Carex mucronata*, *Cystopteris fragilis s.l.*, *Festuca alpina*, *Phyllitis scolopendrium*, *Phyteuma scheuchzeri subsp. columnae*, *Potentilla caulescens* (Brusa et al., 2017).

L'intero altopiano del Grostè è interessato da caratteristici pavimenti calcarei [8240*]. Si tratta di estese superfici subpianeggianti, composte da un mosaico di placche di roccia alternate da ripidi gradini. Questo habitat è determinato dal peculiare assetto geomorfologico e non da una flora rappresentativa. Le rocce, infatti, sono pressoché prive di piante vascolari, ma colonizzate da licheni crostosi; le placche sono separate tra loro da fessure con dimensione variabile, in cui si possono originare anche lembi delle praterie calcifile precedentemente descritti (fig. 2.14).

Le immagini raffiguranti le aree di campionamento sono riportate di seguito (fig. 2.8-2.18).



Figura 2.8: plot 1 (2900 m s.l.m.) sulla Cima Grostè, in secondo piano Cima Falkner (foto archivio PNAB).



Figura 2.9: plot 2 (2700 m s.l.m.), macereto puro alla base della parete ovest della Cima Grostè, (foto archivio PNAB).



Figura 2.10: plot 3 (2500 m s.l.m.), macereto con pareti calcaree, di particolare interesse è la presenza della sorgente permanente oggetto di studi approfonditi (foto archivio PNAB).



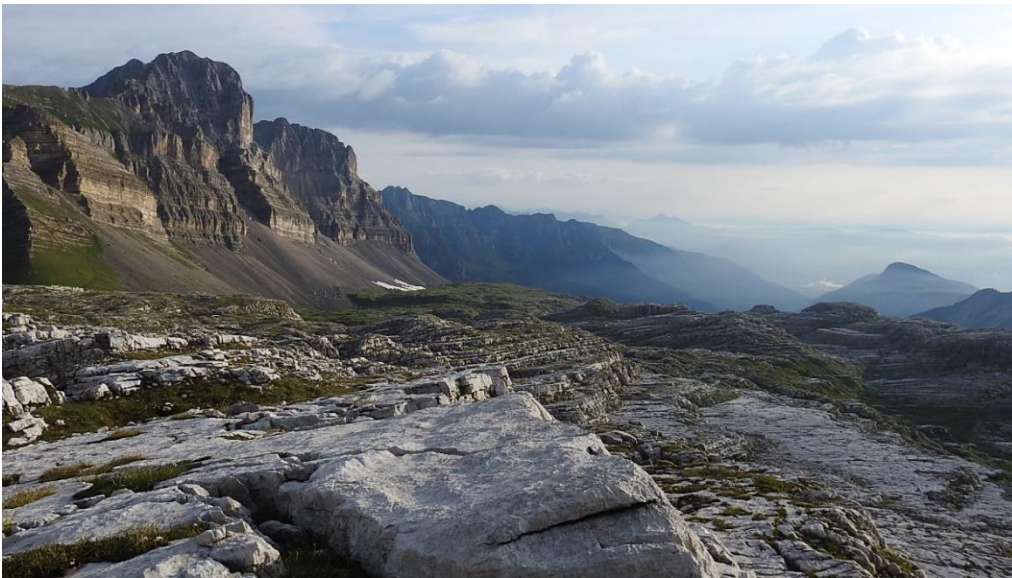
Figura 2.11: plot 4 (2300 m s.l.m.), macereto in parte consolidato con chiazze di prateria a firmeto (foto archivio PNAB).



Figura 2.12: plot 5 (2100 m s.l.m.), prateria alpina con dense formazioni arbustive a rododendro e pino mugo (foto Nicolò Santoni).



Figura 2.13: plot 6 (1900 m s.l.m.), lariceto rado ricco di specie erbacee e arbustive (foto archivio PNAB)



*Figura 2.14:
plot 9 (2500 m s.l.m.)
placche calcaree con
lembi vegetati, questo
ambiente è caratteristico
dell'altopiano del Grostè
(foto Nicolò Santoni).*



Figura 2.154: plot 8 (2700 m s.l.m.), canale detritico alla base della parete nord di Cima Grostè (foto Nicolò Santoni).



Figura 2.16: plot 10 (2300 m s.l.m.), prateria alpina localizzata sopra un rock glacier relitto (foto Nicolò Santoni).



Figura 2.17: plot 11 (2100 m s.l.m.), falda detritica alla base della parete ovest di Cima Santa Maria (foto Nicolò)



Figura 2.18: plot 12 (1900 m s.l.m.), lariceto rado soggetto a pascolo poco sopra malga Flavona (fototrappola PNAB).

Tabella 2.1: composizione in habitat delle aree campione.

Plot	Quota [m s.l.m.]	Cod. habitat Natura 2000	Dettagli habitat Natura 2000	Superficie [ha]	% all'interno del plot
1	2900	8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	3,14	100
2	2700	8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini (Thiaspietea rotundifolii)	2,53	80,59
		8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	0,61	19,41
3	2500	8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini (Thiaspietea rotundifolii)	2,76	88,07
		8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	0,37	11,93
4	2300	6173	Formazioni erbose calcicole alpine subalpine (Firmeto rupestre)	1,11	35,41
		8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini (Thiaspietea rotundifolii)	1,54	48,96
		8240*	Pavimenti calcarei	0,49	15,63
5	2100	4070*	Boscaglie di Pinus mugo e di Rhododendrum hirsutum (Mugo Rhododendretum hirsuti)	0,44	13,99
		6170	Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine (seslerieto)	1,81	57,81
		8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini (Thiaspietea rotundifolii)	0,88	28,2
6	1900	9410	Foreste acidofile montane e alpine di Picea (Vaccinio - Picetea)	0,26	8,42
		9422	Foreste di larix decidua e/o Pinus cembra	2,87	91,58
7	2900	8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	3,14	100
8	2700	8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	3,14	100
9	2500	8210	Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica	2,11	67,24
		8240*	Pavimenti calcarei	1,03	32,76
10	2300	6170	Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine (seslerieto)	3,14	100
11	2100	6170	Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine (seslerieto)	1,95	62,2
		8120	Ghiaioni calcarei e scistocalcarei montani e alpini (Thiaspietea rotundifolii)	1,19	37,8
12	1900	4070*	Boscaglie di Pinus mugo e di Rhododendron Hirsutum (Mugo-Rhododendretum hirsuti)	0,02	0,69
		6170	Formazioni erbose calcicole alpine e subalpine (seslerieto)	0,68	21,65
		9422	Foreste di Larix decidua e/o Pinus cembra	2,16	68,91
		non habitat UE	Pascoli pingui	0,27	8,75

3. MATERIALE E METODI

3.1 Strumenti utilizzati

La strumentazione utilizzata per il campionamento acustico dei chiroterri comprende due rilevatori ad ultrasuoni che prevedono due differenti tipologie di utilizzo (fig. 3.1):

- Song Meter SM4BAT-FS: il campionamento è eseguito in automatico;
- Pettersson D-240X: il campionamento è in modalità manuale.

Lo strumento “Song Meter SM4BAT-FS” è un rilevatore di ultrasuoni di ultima generazione prodotto dalla Wildlife Acustics. Il rilevatore è pensato per registrare in autonomia per lunghi periodi: lo strumento è impermeabile, può essere alimentato con 4 batterie di tipo D (che consentono una autonomia di circa 1 mese, ma esiste la possibilità di collegamento con una batteria esterna), possiede due slot per schede di memoria SDHC / SDXC e può essere fornito di un’antenna GPS per registrare automaticamente informazioni quali data, ora e posizione (www.wildlifeacoustics.com).

Il microfono in dotazione corrisponde a un microfono a ultrasuoni di tipo SMM-U2, intercambiabile ed esterno alla strumentazione principale a cui è collegato con un cavo da 5 metri. Il microfono è munito di un filtro passa-alto che attenua le frequenze inferiori a 8 kHz, per limitare il disturbo prodotto dal rumore del vento o da altri suoni a bassa frequenza provenienti dall’ambiente.

Il modello SM4BAT-FS permette una registrazione “*full range*” in quanto è in grado di rilevare e registrare frequenze fino a 250 kHz con campionamento a 500 kHz (fino a 192 kHz con campionamento a 384 kHz), può registrare in continuo oppure a “*trigger*”, attivandosi solo quando rileva segnale nella banda ultrasonica. Registra a 16 bit attraverso un solo canale e restituisce i file risultanti in formato “.wav”. Le impostazioni di registrazione prevedono un sample rate di 256 kHz, con un trigger (frequenza soglia per l’attivazione) pari a 12 kHz. Tale ampiezza di banda risulta appropriata ai fini dell’analisi in quanto comprende tutte le frequenze di emissione delle specie presenti sul territorio italiano.

Con le impostazioni date vengono registrate integralmente intere sequenze di segnali fino a una durata massima di 5 secondi. Questo è particolarmente importante se si vogliono evidenziare le variazioni delle forme del segnale nelle varie fasi di esplorazione e intercettazione delle prede.



Figura 3.1: Song Meter SM4 BAT-FS a sinistra, Pettersson D-240X e registratore Roland R-26 sulla destra.

L'altro strumento utilizzato è il "Pettersson D-240X": prodotto dall'omonima casa, è un rilevatore ad ultrasuoni manuale, per rilievi da punti di ascolto con operatore.

A differenza del precedente, il D-240X è un rilevatore che permette l'applicazione di entrambi i sistemi di conversione eterodina ed espansione temporale. Ad ogni riscontro del passaggio di pipistrelli, rilevabile utilizzando il sistema in modalità eterodina, è stata ottenuta, selezionando manualmente la modalità espansione temporale, la riproduzione su memoria digitale di una sequenza di 1,7 secondi espansa di un fattore 10. Le corrispondenti sequenze di 17 secondi sono state archiviate su schede di memoria integrate mediante un registratore Roland R-26, e rese così disponibili per successive analisi. La strumentazione utilizzata non consente l'espansione di ulteriori sequenze mentre è in corso la riproduzione di segnali già espansi; per tale motivo, dal momento che la determinazione delle specie sulla base dell'ascolto del segnale in modalità eterodina comporta l'applicazione di criteri soggettivi il cui margine di errore non risulta valutabile, durante la raccolta dei dati sono stati volutamente trascurati i contatti per i quali non è stato possibile ottenere una sequenza in espansione temporale. Tali contatti sono stati comunque registrati per una valutazione quantitativa (numero di passaggi di chirotteri) ma aspecifica.

La frequenza di campionamento del registratore è di 44,1 kHz. Per il teorema del campionamento, l'ampiezza di banda utile del segnale corrisponde a 22,05 kHz, pari cioè a metà della frequenza di campionamento. Tale ampiezza di banda risulta appropriata ai fini dell'analisi coprendo, in pratica, tutto lo spettro di emissione delle specie presenti sul territorio italiano quando espanse temporalmente di un fattore 10 (quindi con riduzione della frequenza di 10 volte).

I dati di temperatura e umidità sono stati campionati mediante *data logger* modello Tinytag Plus 2 – TGP-4500 (fig. 3.2). Per ogni *plot* sono stati posizionati due rilevatori per raccogliere informazioni relative all'andamento microclimatico: il primo a circa 10 cm di profondità nel suolo, il secondo a 1,5 m, fissato a un palo in legno utilizzato da supporto (ad eccezione dei *plot* 3 e 5 per i quali sono stati raccolti solo i dati relativi al suolo).

Esternamente ai *plot*, ma all'interno dell'area di studio, sono presenti due stazioni meteorologiche, rispettivamente una nel versante della Vallesinella (id stazione: T0169, quota: 2262 m s.l.m.) e una in prossimità di malga Flavona, nel versante della Val di Tovel (id stazione: 89, quota: 2006 m s.l.m.).



Figura 3.2: posizionamento di un data logger nel terreno (foto archivio PNAB).

3.2 Indicazioni operative e schema di campionamento

È stato adottato un campionamento per punti d'ascolto fissi in quanto si è ritenuta la soluzione più efficace per la standardizzazione del metodo e l'applicazione per indagini future (Stahlschmidt & Brühl, 2012). Gli standard di campionamento adottati hanno previsto l'inizio dei monitoraggi all'imbrunire (attorno alle ore 21:30) per una durata complessiva di 90 minuti. L'operatore, qualora in possesso della strumentazione manuale, ha registrato i passaggi di chiroterri orientando il *bat-detector* verso l'alto, variandone periodicamente la direzione in modo da ampliare il campo d'azione. A seguito di un contatto sono state annotate su un'apposita scheda di campo l'ora e il relativo nome del file contenente la registrazione.

Quando erano previsti campionamenti prolungati per più notti il rilevatore automatico SM4-BAT FS è stato impostato per iniziare a registrare da 1 ora prima del tramonto fino a 1 ora dopo l'alba. All'interno delle aree di indagine il registratore è stato posizionato su un albero o su un palo, ad un'altezza di circa 2 metri, col microfono posto in orizzontale verso lo spazio aperto; evitare di porre lo strumento in ambienti chiusi o in prossimità del suolo permette di ottenere delle registrazioni di qualità migliore, non inquinate dalla presenza di echi di ritorno dalle superfici vicine.

È stato comunque preferito l'utilizzo della strumentazione automatica per praticità di utilizzo e per minimizzare la possibile fonte di errore legata all'operatore. L'utilizzo complessivo delle due diverse strumentazioni negli anni di indagine è riportato di seguito nella tabella 3.1.

La possibilità di svolgere il campionamento in automatico in alcuni casi ha consentito di effettuare delle sessioni prolungate come è accaduto per il *plot* 10.

Tabella 3.1: tempo di campionamento svolto mediante i due tipi di strumentazione.

Anno	2019					2020				
<i>Plot</i>	2	3	4	5	6	8	9	10	11	12
Ore di campionamento con Wildlife SM4BAT-FS	02:00	03:09	03:27	0	03:00	41:42	27:53	85:48	21:16	19:42
Ore di campionamento con Pettersson D-240X	03:13	04:30	0	05:49	04:30	0	0	0	0	1:30
Ore totali di campionamento [hh:mm]	05:13	07:39	03:27	05:49	07:30	41:42	27:53	85:48	21:16	21:12

Ai fini del progetto BioMiti, in concomitanza con il campionamento dei Chiroterri, è stato svolto un monitoraggio sulle comunità di lepidotteri notturni presenti nelle aree di saggio. L'attrezzatura è stata posizionata a una distanza sufficiente da evitare che eventuale rumore prodotto dalle attività di altri operatori sul campo potesse influire sulle registrazioni.

Le falene sono state attratte tramite lampade a luce ultravioletta, aumentando significativamente il numero di possibili prede concentrate in una piccola area (fig. 3.3).



Figura 3.3: sessione di monitoraggio dei lepidotteri notturni al plot 2, si noti la tenda in tulle con lampada UV (foto Nicolò Santoni).

Sono state eseguite 4 sessioni di campionamento della chiropterofauna per ogni *plot* tra la fine di giugno e la fine agosto, che comprende il periodo della lattazione (giugno-luglio), con importante attività di foraggiamento, e il periodo post-riproduttivo (agosto-settembre), con dispersione dei giovani, accoppiamento e deposizione di grasso per l'ibernazione.

Lo schema di campionamento ha previsto di svolgere le sessioni con una cadenza di 29 giorni (seguendo il calendario lunare) eseguendo i rilievi in corrispondenza della luna nuova. Queste condizioni erano ottimali per i monitoraggi indirizzati ai lepidotteri notturni, massimizzando la capacità attrattiva delle lampade. Le sessioni di campionamento sono state svolte quando le condizioni meteorologiche erano favorevoli, cioè in assenza di pioggia e, per quanto possibile, cercando di evitare serate eccessivamente ventose.

La ridotta finestra temporale in cui operare, la posizione delle aree di saggio e le difficili condizioni meteorologiche, tipiche delle zone di alta quota, hanno talvolta determinato difficoltà nello svolgimento dei rilievi. Nei due anni di indagine si è reso necessario attuare variazioni nel calendario di campionamento e perfino l'annullamento di intere sessioni nei periodi soggetti a precipitazioni intense e prolungate. Sempre a fronte di problematiche legate alla sicurezza, il *plot* 1 è stato escluso dai monitoraggi.

Per tali ragioni nelle analisi successive saranno riportate le date relative al singolo campionamento sul *plot* e non si farà riferimento al periodo complessivo di svolgimento delle sessioni, le quali date di inizio e fine sono riportate nella tabella 3.2.

Tabella 3.2: sessioni di campionamento svolte.

Sessione	Anno 2019	Anno 2020
1	dal 30/06 al 04/07	dal 24/06 al 26/06
2	dal 29/07 al 31/07	dal 07/07 al 16/07
3	dal 04/08 al 19/08	dal 30/07 al 01/08
4	dal 27/08 al 28/08	dal 14/08 al 25/08
5	04/09 solo <i>plot</i> 2 e 3	

3.3 Discussione del metodo

Poiché i pipistrelli sono animali notturni, elusivi e spesso sensibili al disturbo, il rilevamento della loro presenza mediante *bat-detector* offre un approccio non invasivo che può sostituire tecniche effettivamente stressanti per gli animali come l'ispezione dei siti rifugio e le catture (Flaquer *et al.*, 2007). La ricerca acustica può essere adottata in diversi contesti ambientali, in particolar modo quando un approccio classico risulta difficoltoso come in grandi spazi aperti e sopra la volta della vegetazione (Kunz *et al.*, 2009). Gli ambienti montani alle alte quote possono essere carenti di elementi come specchi d'acqua o corridoi di volo abituali, necessari per predisporre le reti, rendendo i metodi di cattura inefficienti o poco applicabili. L'impiego dell'analisi acustica consente, perciò, di registrare specie che altrimenti sarebbero difficili da contattare.

Gli strumenti automatici permettono di svolgere monitoraggi a lungo termine anche senza la presenza di operatori sul campo; sono economicamente meno dispendiosi in termini di sforzo di campionamento e consentono di acquisire un maggior numero di dati (Obrist *et al.*, 2010; Walters *et al.*, 2012). Tuttavia, per assicurarsi che tutte le specie presenti in una data area siano rilevate, resta consigliabile l'adozione di una combinazione di tecniche classiche e acustiche (Flaquer *et al.*, 2007). Dai dati ottenibili tramite l'analisi acustica non è generalmente possibile distinguere i singoli individui analizzando le registrazioni, così che i dati sono riferibili solo ai passaggi di volo, fornendo una misura quantitativa dello stato di attività. Il numero di passaggi non è un buon descrittore della densità della popolazione, poiché uno stesso individuo può essere responsabile di molteplici attraversamenti di uno stesso sito. Solo ricorrendo all'identificazione specifica è possibile ricavare informazioni sulla ricchezza in specie della comunità di Chiroterteri presente nel sito di indagine.

I limiti del riconoscimento sono intrinsecamente legati alla natura dei segnali ultrasonici: le specie di pipistrelli hanno evoluto una grande varietà di segnali di ecolocalizzazione specie-specifiche a seguito di pressioni selettive ecologiche e percettive (Jones & Teeling, 2006). All'interno delle specie le strutture dei segnali possono essere estremamente flessibili (Obrist, 1995) e sono soggetti a numerose fonti di variazioni quali: attenuazione atmosferica (Lawrence & Simmons, 1982), sesso e età degli individui (Russo *et al.*, 2001; Siemers *et al.*, 2005), condizioni corporee (Puechmaille *et al.*, 2014), oltre che la presenza di conspecifici (Ulanovsky *et al.*, 2004). Mentre attraversa diversi ambienti, un pipistrello può alterare la struttura dei propri segnali di ecolocalizzazione per meglio abbinarli alla struttura dell'habitat: questo si traduce in un'impressionante variazione intraspecifica (di fatto intra-individuale) nella forma del segnale (Jones & Siemers, 2011). Le caratteristiche dei segnali di ecolocalizzazione spesso convergono tra specie che utilizzano lo stesso habitat o si adattano a strutture di habitat simili (Schnitzler & Kalko, 2001). Individui appartenenti alla stessa specie talvolta mostrano anche variazioni di segnali lungo la propria distribuzione geografica (Russo *et al.*, 2007; Buckley *et al.*, 2011). Come risultato, le caratteristiche spettrali e temporali delle chiamate si sovrappongono ampiamente tra le specie, ciò costituisce il principale limite per il riconoscimento specifico (Preatoni *et al.*, 2005; Russo & Voigt, 2016).

Allo stesso modo, gli studi pubblicati sulla Chiroterrofauna variano notevolmente nella metodologia impiegata, nei parametri adottati, nel grado di oggettività e nella ripetibilità dei risultati ottenuti (Battersby, 2010; Walters *et al.*, 2013). L'impiego dei metodi acustici è limitato dalla mancanza di protocolli standardizzati per un identificare efficacemente tutte le specie registrate, incidendo sulla qualità dei dati campionati.

L'analisi tramite classificatori automatici, anche considerando software avanzati, non si è ancora dimostrata in grado di fornire classificazioni corrette al 100% o di avvicinarsi a una prestazione ideale (Russo & Voigt, 2016). Tutti i classificatori automatici confrontano le sequenze campionate con le sequenze della *call library* di riferimento, elaborano un valore di probabilità di classificazione corretta che l'operatore può utilizzare per valutare l'affidabilità della risposta.

La qualità della *call library* influisce perciò in modo cruciale sulla qualità delle risposte, e risulta tanto più affidabile quando riesce a coprire le variazioni di segnali intraspecifici relative alla struttura dell'habitat, differenze geografiche, ecc. (Clement *et al.*, 2014). L'analisi visiva delle chiamate, la cui classificazione automatica è giudicata sospetta, è spesso raccomandata per ottenere un risultato valido (López-Baucells *et al.*, 2018), ma l'intervento umano lascia spazio a discussioni sui parametri utilizzati e sull'esperienza personale (Fritsch & Bruckner, 2014). Negli studi scientifici, false identificazioni basate su registrazioni automatiche possono portare a falsificazioni errate dell'ipotesi affrontata (Russo & Voigt, 2016).

Per tali ragioni l'identificazione acustica deve essere impiegata con prudenza: prima di giungere a una conclusione dovrebbero essere esaminate sequenze quanto più lunghe e comprendenti molteplici segnali specifici per una determinata specie. Per i gruppi più ostici, è necessaria un'analisi di un numero maggiore di sequenze e un approccio statistico per ottenere un risultato significativo. Ulteriori accorgimenti devono essere rivolti alle condizioni ambientali durante le registrazioni che possono influenzare la struttura dei segnali, introdurre distorsioni nelle caratteristiche acustiche e compromettere l'identificazione.

Talvolta si rende necessario riconoscere i limiti del metodo e fermarsi ad una classificazione di genere per i gruppi i cui i segnali non possono essere assegnati in modo univoco a una specie specifica (Rydell *et al.*, 2017).

3.4 Criteri e analisi dati

3.4.1 Software utilizzati

L'analisi aspecifica dei dati acustici ha previsto l'utilizzo del software "Kaleidoscope Pro", versione 5.4.3, sviluppato dalla Wildlife Acustics. Questo software rappresenta uno strumento di analisi avanzato in grado di distinguere e catalogare automaticamente le registrazioni contenenti impulsi ultrasonici proprie delle diverse specie di Chiroteri, distinguendole da vocalizzazioni di altre specie o da eventuale rumore di fondo.

I parametri di rilevamento dei segnali (*Signal params*) sono stati impostati per frequenze tra 8-120 kHz, di durata tra 2-500 ms, con un tempo massimo tra impulsi di 500 ms, scartando le registrazioni con un numero di impulsi di ecolocalizzazione inferiori a 2. È generalmente consigliato mantenere i parametri di *default*, non eccessivamente restrittivi, ed eventualmente adottare in un secondo momento parametri più stringenti e selettivi.

L'analisi considera il tracciato del segnale in modalità *zero crossing*: assumendo 0 registrazioni simultanee di specie diverse. In tal modo, se in una stessa registrazione sono identificati impulsi appartenenti a due o più specie, la specie indicata come primaria risulta essere quella con il maggior numero di impulsi riconosciuti, tuttavia, nella visualizzazione del file ogni segnale ha un suo proprio indicatore di specie.

I parametri per il riconoscimento automatico (*Auto ID for Bats*) sono stati impostati con modalità "balanced", con accuratezza e sensibilità nel riconoscimento tra loro in equilibrio. Si è utilizzato come set dati per il riconoscimento la libreria integrata in Kaleidoscope "Bats of Europe 5.2.1", selezionando le specie presenti in Trentino (par. 1.3.3.2), escludendo manualmente le specie la cui assenza è certa nel contesto di studio quali: *Myotis bechsteinii* e *Myotis capaccinii*, in modo da limitare possibili errori di identificazione.

L'analisi specifica ha previsto la misurazione di parametri descrittivi degli impulsi componenti le registrazioni acustiche, ciò è stato eseguito tramite l'utilizzo del software "Raven Pro", versione 1.6.1, sviluppato dalla Cornell Lab of Ornithology. Le impostazioni adottate per la visualizzazione e l'analisi sonora sono le seguenti: *window type*: "Hann", *window size* = 256 samples; *frequency grid*: DFT size = 4096 samples, *grid spacing* = 62,5 Hz; *time grid*: *overlap* = 90,2 e *hop size* = 25.

L'analisi statistica è stata condotta mediante passaggi successivi utilizzando i software "R studio" (R Core Team, 2021) e "Past", versione 4.05 (Hammer et al., 2001).

L'analisi dati restituisce *database* in formato ".csv" compatibili con l'elaborazione mediante il software "Microsoft Excel".

3.4.2 Analisi dei dati acustici

L'analisi è stata suddivisa in due fasi: una prima valutazione aspecifica, in cui è stata considerata l'attività complessiva delle specie di Chiroteri nell'area di studio BioMiti, a cui è seguita un'analisi specifica con lo scopo di approfondire le registrazioni attribuite a specie di rilievo, il cui dato di possibile presenza è giudicato importante per definire la composizione della comunità oggetto di studio.

Il procedimento di analisi specifica ha previsto una valutazione preliminare in Kaleidoscope che ha consentito di gestire l'elevato numero di registrazioni e selezionare più efficacemente le registrazioni poi indagate nella successiva fase di misurazione dei parametri condotta tramite Raven. Le misurazioni ottenute sono state poi confrontate coi parametri di riferimento presenti in letteratura.

3.4.2.1 Analisi preliminare

L'analisi preliminare in Kaleidoscope ha restituito un database (tabella 3.3) in cui i dati sono stati organizzati per colonne nominate per: percorso e nome dei file analizzati, plot di studio e sessione di campionamento, affiancati da dati restituiti dall'analisi quali: nome della specie principale identificata automaticamente (*Auto ID*) in base al confronto tra numero di impulsi rilevati (*Pulse*) e impulsi classificati per quella data specie (*Matching*); la significatività del risultato è definita tramite il rapporto *pulse/matching* espresso dal tasso di classificazione (*Match ratio*). In tal modo è stato possibile valutare agevolmente la qualità delle registrazioni e il contenuto informativo grazie alla visualizzazione degli impulsi.

Tabella 3.3: esempio di database restituito da Kaleidoscope, sono state selezionate le registrazioni attribuibili a *Tadarida teniotis*.

Folder	In file	Date	Time	Auto ID	Pulses	Matching	Match ratio
P3_27ago19	PNAB_20190827_211440_.wav	27/08/2019	21:14:40	TADTEN	20	11	0.55
P3_27ago19	PNAB_20190827_211419_.wav	27/08/2019	21:14:19	TADTEN	36	16	0.44
P9_07lug20	PNAB_20200708_043036_.wav	08/07/2020	04:30:36	TADTEN	3	3	1
P10_07lug20	PNAB_20200711_035711_.wav	11/07/2020	03:57:11	TADTEN	10	10	1
P11_30lug20	PNAB_20200730_211045_.wav	30/07/2020	21:10:45	TADTEN	4	4	1
P11_30lug20	PNAB_20200730_211057_.wav	30/07/2020	21:10:57	TADTEN	4	4	1
P11_30lug20	PNAB_20200730_210335_.wav	30/07/2020	21:03:35	TADTEN	2	2	1
P11_30lug20	PNAB_20200730_211150_.wav	30/07/2020	21:11:50	TADTEN	2	2	1
P11_30lug20	PNAB_20200730_211118_.wav	30/07/2020	21:11:18	TADTEN	4	2	0.50
P9_21ago20	PNAB_20200821_215137_.wav	21/08/2020	21:51:37	TADTEN	7	7	1
P9_21ago20	PNAB_20200821_220511_.wav	21/08/2020	22:05:11	TADTEN	4	4	1
P9_21ago20	PNAB_20200821_214953_.wav	21/08/2020	21:49:53	TADTEN	14	8	0.57

Le registrazioni di buona qualità contengono sequenze di impulsi numerose e lunghe, la cui classificazione è coerente perché quasi interamente attribuibile ad una stessa specie. Al contrario, registrazioni contenenti pochi impulsi, di debole intensità o alterati da rumore di fondo, in cui spesso sono presenti segnali attribuibili a più specie, limitano la classificazione automatica.

L'elaborazione in Kaleidoscope non ha consentito di processare le registrazioni ottenute tramite la strumentazione manuale (Pettersson D-240X); tali registrazioni, seppur numericamente inferiori rispetto a quelle ottenute dalla strumentazione automatica (Wildlife SM4BAT-FS), sono state comunque incluse nell'analisi aspecifica, ma escluse dalla selezione per l'analisi specifica.

Su 947 file ottenuti, 63 sono stati classificati come "Noise", in quanto contengono unicamente rumore di fondo o registrazioni vuote prive di emissioni di Chiroteri, tali file sono stati scartati dalle analisi. Le registrazioni di bassa qualità in cui il software non è stato in grado di assegnare una specie principale, sono 250, classificati come "NoID", e sono state utilizzate solo nella fase di analisi aspecifica. Visualizzando le registrazioni con Kaleidoscope, tutti i segnali di ecolocalizzazione con qualità sufficiente sono identificati con l'attribuzione ad una specie, e quindi anche nei files "NoID" è possibile rilevare le specie attribuite a tali impulsi anche se non vi è una coerenza di sequenze che consentano di definire una specie principale.

Le registrazioni effettivamente assegnate ad una specie sono 587.

È bene specificare che sono stati considerati gli impulsi emessi durante le fasi di ricerca delle prede, in quanto possiedono un maggiore contenuto informativo specie specifico, rispetto alle sequenze di cattura e ai segnali sociali (Russ, 2012). In 27 registrazioni classificate dal software sono stati trovati passaggi multipli di più individui, talvolta attribuiti anche a specie diverse. L'impossibilità di distinguere efficacemente le serie di impulsi ha determinato l'esclusione di tali registrazioni dall'analisi specifica, mentre sono state incluse nell'analisi aspecifica.

3.4.2.2 Analisi aspecifica

È stato considerato il numero di passaggi di Chiroteri registrati come misura dell'attività: un singolo passaggio è conteggiato quando viene rilevato un impulso di un pipistrello entro un intervallo di 5 secondi, cioè la durata media dei passaggi di pipistrelli secondo gli standard comunemente accettati in Europa (Stahlschmidt & Brühl, 2012; Barataud, 2015; Kerbiriou *et al.*, 2018).

È stata calcolata l'attività totale come la somma dei passaggi di pipistrelli appartenenti a tutte le specie, incluse quelle non identificate o non identificate correttamente.

Sono stati conteggiati 998 passaggi complessivi di Chiroteri nel periodo di indagine. I passaggi sono stati poi messi in relazione con la temperatura media dell'aria registrata durante i campionamenti.

La variabile temperatura è stata organizzata in classi di 1°C per ottenere un grafico sulla distribuzione dell'attività al variare della temperatura delle specie di Chiroteri presenti nell'intera area BioMiti (fig. 3.4).

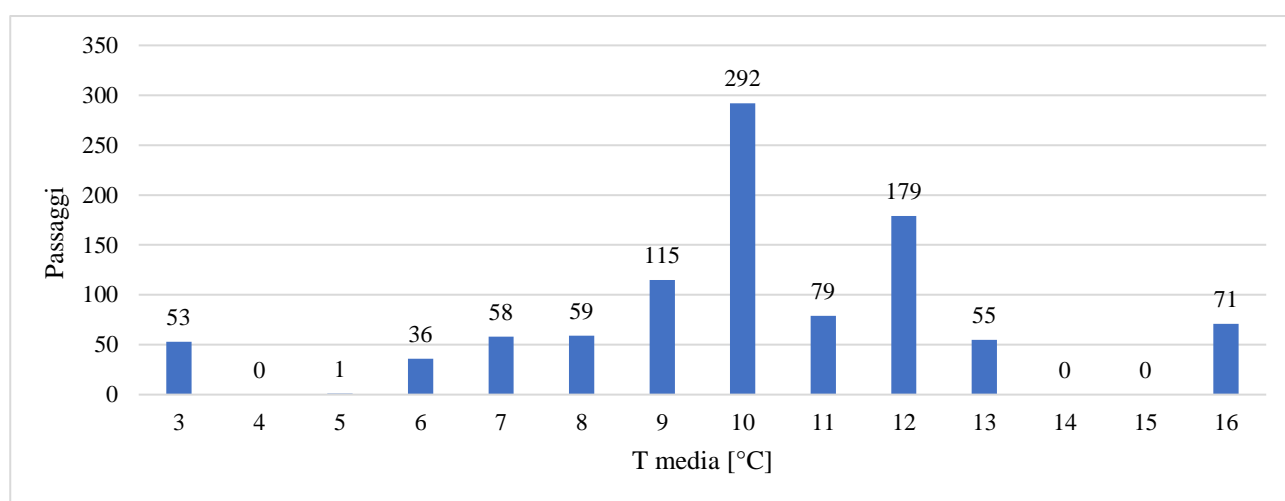


Figura 3.4: grafico di distribuzione dell'attività dei Chiroteri, espressa come numero di passaggi, in relazione alla temperatura media registrata nei plot BioMiti.

Si è poi proceduto ad analizzare come l'attività dei Chiroteri è distribuita all'interno dei singoli *plot*, andando innanzitutto a rapportare i passaggi con lo sforzo di campionamento e ottenendo un valore di passaggi/ora proprio di ogni area campione (fig. 3.5). In tal modo è stato possibile operare dei confronti tra i due versanti indagati: Vallesinella e Val di Tovel.

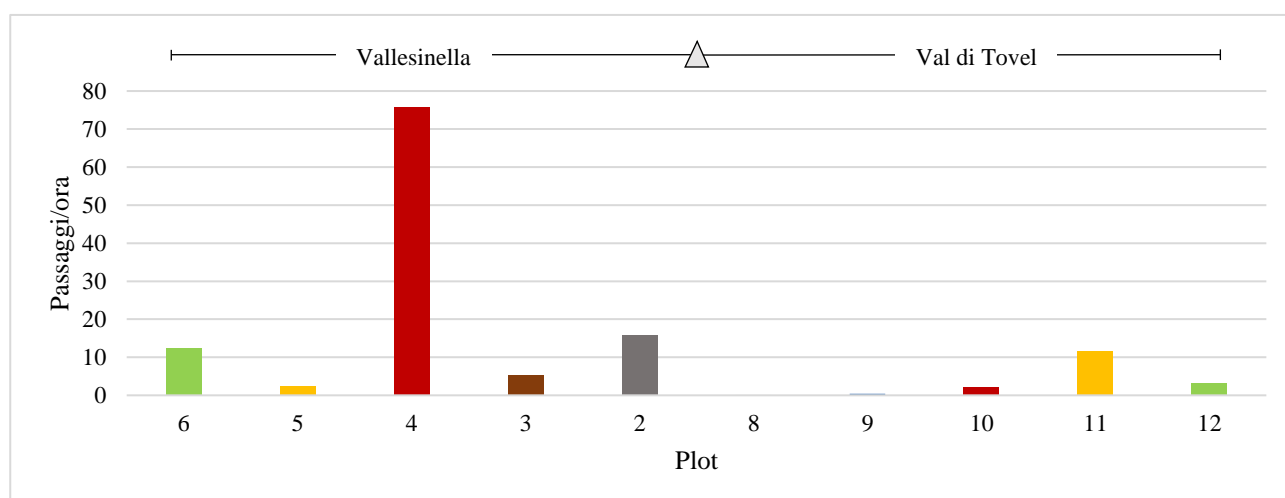


Figura 3.5: grafico dell'attività dei Chiroteri, espressa come numero di passaggi/ora, registrata per plot di indagine.

Con lo stesso criterio si sono raggruppati i *plot* alle stesse quote per osservare come varia l'attività dei pipistrelli lungo il gradiente altitudinale, sommando i passaggi registrati sui due versanti della Cima Grostè (fig. 3.6).

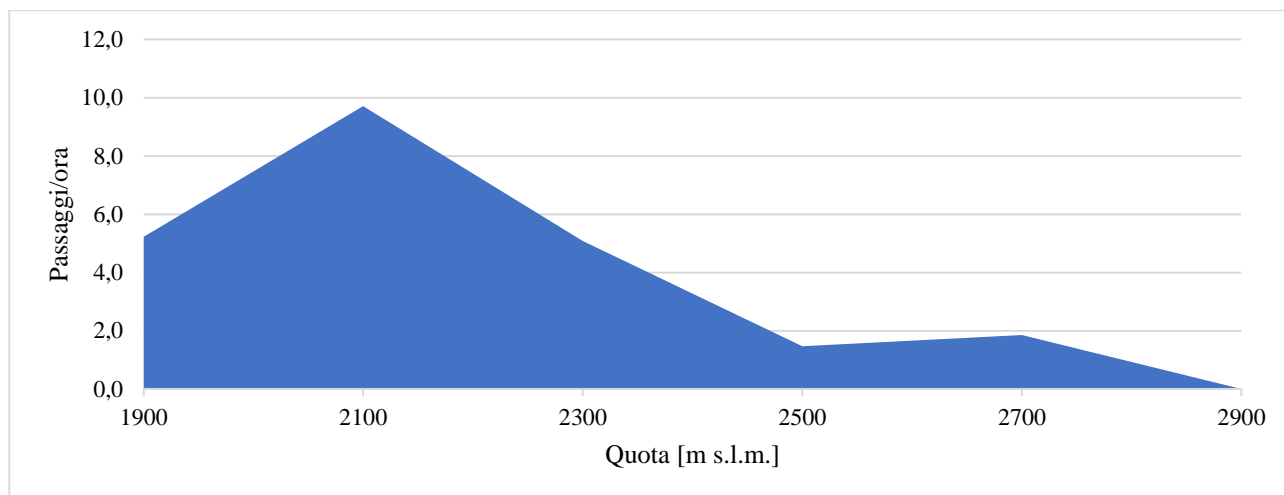


Figura 3.6: grafico dell'attività dei Chiroterri, espressa come numero di passaggi/ora, registrata per fasce altitudinali.

L'analisi delle temperature ha presentato le seguenti problematiche. Essendo presente solo il *data-logger* del suolo, per le temperature dell'aria al P3 e al P5 sono stati utilizzati i dati forniti dalla stazione meteorologica presente in prossimità dei due *plot* (id stazione: T0169, quota: 2262 m s.l.m.), a cui si è applicato un fattore di correzione calcolato sulla base delle differenze di temperatura tra i set di dati del suolo propri del *plot* e il set della stazione meteo.

I dati climatici sono risultati scoperti per i seguenti campionamenti: 16/07/2020, 01/08/2020 al P8, 07/07/2020 al P9, a seguito di malfunzionamenti della strumentazione. Per non perdere parte dell'elaborazione dati sull'attività dei Chiroterri si è preferito adattare i dati di temperatura dell'aria mancanti attraverso un fattore di correzione. Tale fattore è stato ottenuto confrontando tra la serie di temperature raccolte al suolo e la stessa serie di temperature dell'aria rispettando le medesime fasce orarie. In tal modo si è ricavato un valore medio di scostamento tra *data-logger* aria/suolo specifico per i *plot* interessati e per la fascia oraria di campionamento.

È stata condotta una valutazione dell'attività oraria espressa come numero di passaggi ogni ora di campionamento considerando l'intero set di dati nel periodo di indagine, sulla base di intervalli di 60 minuti (fig. 3.7).

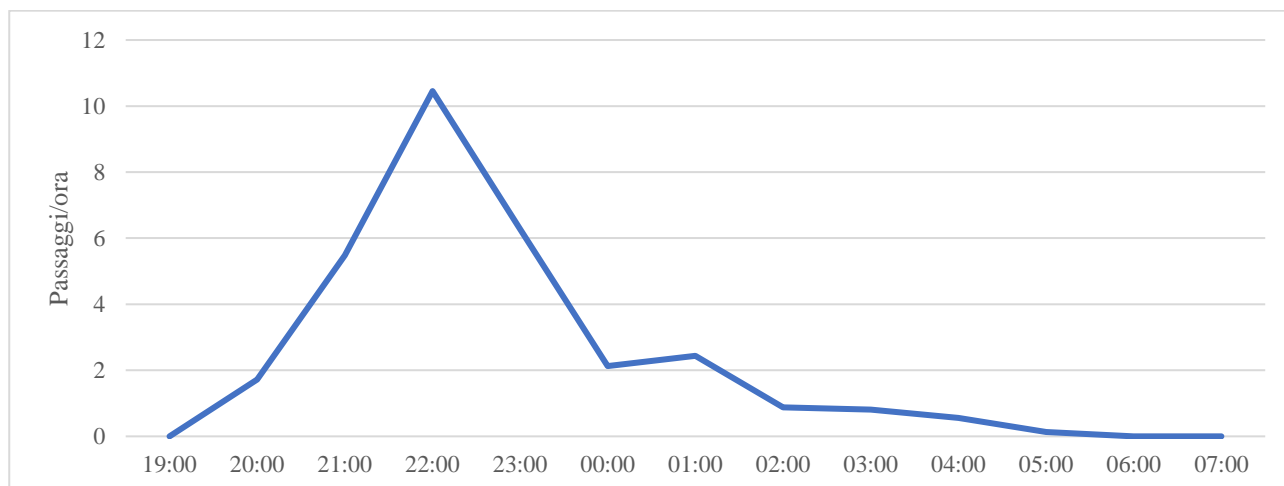


Figura 3.7: grafico di attività oraria dei Chiroterri, espressa come numero di passaggi/ora.

3.4.2.1 Analisi specifica

La variabilità nelle vocalizzazioni dei Chiroteri, discussa nel par. 1.4, non consente una identificazione automatica certa attribuibile ad un'unica specie. Per tale motivo è stata implementata una matrice informativa in cui sono state messe in relazione le specie dominanti, a cui il software Kaleidoscope attribuisce con maggiore probabilità un *taxon* principale, e la percentuale di sovrapposizione acustica con le specie alternative (fig. 3.8). Come criterio di analisi sono stati catalogati i singoli impulsi per ogni registrazione a cui Kaleidoscope assegna una specie dominante. In questo modo è stato possibile svolgere una valutazione preliminare sull'affidabilità del software per il riconoscimento specie specifico, andando a indagare quali specie o gruppi di specie vengono maggiormente confusi.

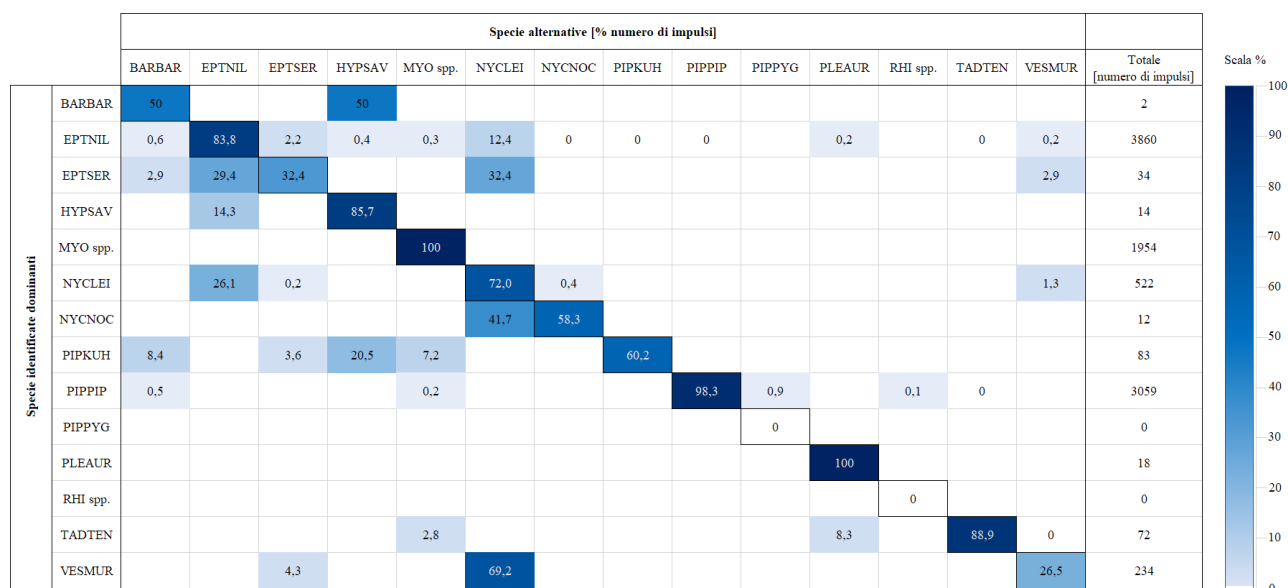


Figura 3.8: matrice informativa delle specie identificate dominanti e le specie alternative classificate da Kaleidoscope.

Le 298 registrazioni classificate come “NoID”, a cui il software non è riuscito ad attribuire una specie principale, sono state valutate a parte (tabella 3.4), andando ad approfondire i singoli spettrogrammi e catalogando gli impulsi con i medesi criteri descritti precedentemente.

Tabella 3.4: analisi delle registrazioni NoID.

Taxa	Numero di impulsi
EPTNIL	350
HYPYSAV	1
MYO spp.	4481
NYCLEI	571
NYCNOC	2
PLEAUR	10
RHIFER	12
Totale	5427

È seguita una valutazione complessiva dei risultati ottenuti dall'elaborazione in Kaleidoscope, per andare a selezionare le registrazioni che sono state poi approfondite con la misurazione dei parametri e l'analisi statistica.

La grafica del software permette di visualizzare le sequenze campionate in diverse modalità (*zero crossing*, *full spectrum*, *compressed time view*) agevolando l'analisi visiva. La selezione di un impulso genera in automatico i parametri acustici del segnale, particolarmente utile per osservare se le frequenze finali siano stabili o variabili (fig. 3.9)

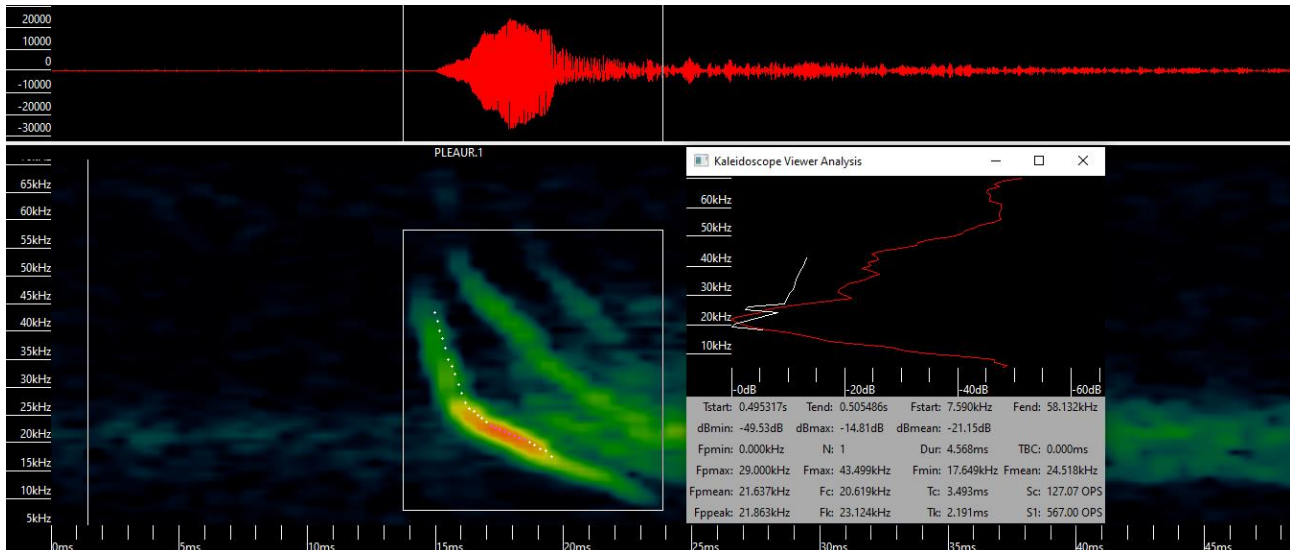


Figure 3.9: interfaccia di Kaleidoscope durante l'analisi acustica di un impulso assegnato a *Plecotus auritus*.

Sono state selezionate le registrazioni giudicate importanti per verificare la presenza di specie quali: *Tadarida teniotis*, *Nyctalus noctula*, *Hypsugo savii*, *Vespertilio murinus*, *Pipistrellus kuhlii* e *Plecotus auritus*. Tali specie sono state riconosciute in un numero ridotto di registrazioni di buona qualità e possiedono un numero sufficiente di impulsi assegnati alla specie sufficienti per impostare un'analisi statistica. Allo stesso modo sono state incluse le specie maggiormente riconosciute: *Nyctalus leisleri*, *Eptesicus nilssonii*, e *Pipistrellus pipistrellus*. Il grande numero di registrazioni attribuite a queste specie ha determinato una selezione degli impulsi sottoposti a misurazione. Come criteri di selezione sono state considerate le registrazioni di migliore qualità, che includessero un alto numero di impulsi, con i valori di *match ratio* più elevati e perciò con un forte livello di attribuzione a una specie principale. Da queste registrazioni sono state successivamente selezionate quelle eseguite durante i campionamenti dei *plot* posti a maggior altitudine (tabella 3.5), in tal modo è stato possibile effettuare delle considerazioni sulla presenza in quota delle specie considerate.

Tabella 3.5: numero di registrazioni selezionate per le specie riconosciute da Kaleidoscope, a cui è affiancato il valore di quota maggiore tra i punti di campionamento.

Specie riconosciute	Numero registrazioni	Quota [m s.l.m.]
TADTEN	6	2500
NYCNOC	1	2300
NYCLEI	3	2500
EPTNIL	2	2300
VESMUR	3	2300
HYPYSAV	1	2300
PIPKUH	1	2500
PIPPIP	1	2700
PLEAUR	1	2100

Le registrazioni selezionate sono state approfondite mediante l'analisi manuale dei sonogrammi, che ha previsto la misurazione dei parametri di frequenza e di tempo tramite Raven.

La grafica del software consente di visualizzare la traccia sonora registrata in diverse modalità permettendo una misurazione accurata (fig. 3.10). La selezione sullo spettrogramma (*spectrogram view*) ha permesso la misura delle frequenze di inizio e di fine, mentre la selezione di una finestra che racchiude l'impulso restituisce in automatico il valore della frequenza di picco, valutato sulla rappresentazione dello spettro di potenza (*power spectrum view*). I parametri temporali sono stati misurati dalla selezione degli intervalli sulla rappresentazione della forma d'onda (*waveform view*) e dello spettrogramma, per avere una determinazione più precisa dell'inizio e della fine propri di ogni impulso (Pavan, 2015).

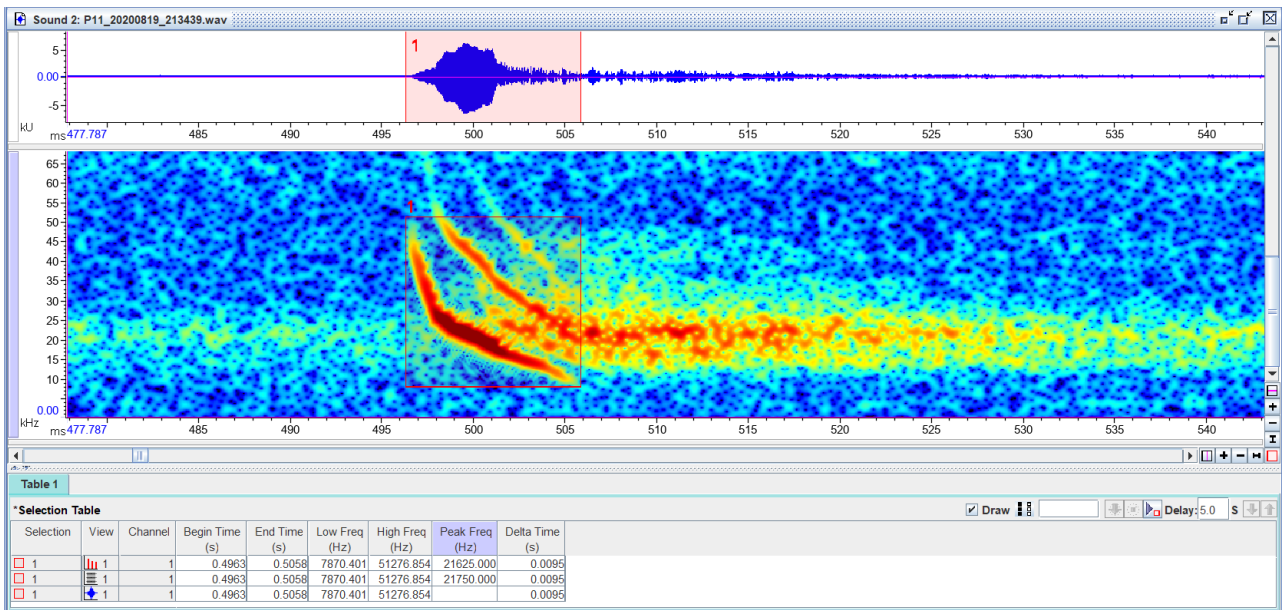


Figura 3.10: interfaccia in Raven durante l'analisi acustica di un impulso assegnato a *Plecotus auritus*. Da notare le componenti armoniche e la coda di riverbero, la pulizia del segnale è un requisito fondamentale per la misurazione dei parametri.

3.4.3 Parametri di identificazione

I parametri di frequenza utilizzati per descrivere i segnali di ecolocalizzazione sono i medesimi adottati in letteratura (Russo & Jones, 2002; Obrist *et al.*, 2004; Preatoni *et al.*, 2005; Russ, 2012; Dietz & Kiefer, 2016):

- Frequenza iniziale, *start frequency* (Fstart): frequenza all'inizio del segnale.
- Frequenza finale, *end frequency* (Fend): frequenza alla fine del segnale.
- Frequenza di picco, *peak frequency* (Fpeak): frequenza alla massima ampiezza nello spettro considerato.
- Durata, *duration* (D): durata del segnale.
- Intervallo di impulso, *inter-pulse interval* (IPI): periodo compreso tra l'inizio di un segnale e l'inizio del segnale successivo.

I parametri di frequenza sono riportati in kilohertz (kHz), mentre i parametri di tempo in millisecondi (ms). Le frequenze possono essere misurate dal sonogramma, che mostra la variazione della frequenza rispetto al tempo, con l'ampiezza rappresentata come variazione di colore, oppure dallo spettro di potenza, che mostra la variazione di ampiezza rispetto alla frequenza (fig. 3.11), per un confronto tra misurazioni di una stessa serie di segnali, è opportuno assicurarsi che tutti i segnali siano misurati in modo coerente.

La frequenza di picco, detta anche frequenza contenente la massima energia (FmaxE) è spesso il parametro chiave utilizzato per identificare le specie, insieme alla forma del segnale. La frequenza iniziale e la massima possono essere talvolta difficili da misurare, inquanto variano a seconda del livello di rumore di fondo e dalla qualità delle registrazioni: il valore dipende spesso dalle impostazioni di soglia impostate per il sonogramma e quindi possono variare a seconda dell'operatore che prende le misurazioni. Indipendentemente dalla qualità della registrazione, le frequenze più alte sono maggiormente soggette ad attenuazione e perciò potrebbero non essere sempre rilevate dal registratore ultrasonico (Russ, 2012).

Per tale motivo, misurazioni delle frequenze iniziali o massime devono essere trattate con cautela, mentre le frequenze finali si rilevano maggiormente utili poiché soggette a minori variazioni. I parametri temporali: durata e intervallo tra impulsi, solo raramente sono diagnostici, ma possono aiutare a confermare la probabile identificazione delle specie (Russ, 2012).

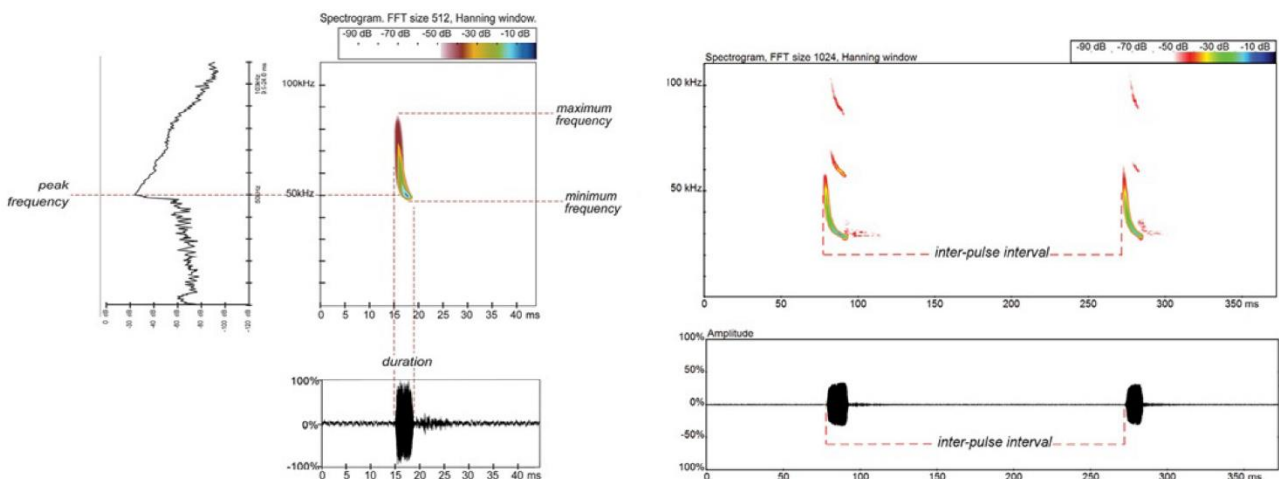


Figura 3.11: rappresentazione dei parametri sottoposti a misura (tratta da: Russ, 2012, modificata).

I parametri adottati sono riportati di seguito, classificati sulla base della tipologia dei segnali: sono state considerate 17 specie, includendo le specie indagate e le eventuali specie che, per sovrapposizione nella gamma dei parametri considerati, potrebbero essere confuse con i gruppi individuati dall'analisi. I valori medi specifici adottati da letteratura ed utilizzati per i confronti statistici sono contenuti nella tabella (allegato 2).

3.4.3.1 Segnali del tipo FM-CF-FM

Per i segnali emessi dalla famiglia Rinolofidae l'analisi della frequenza di picco della componente CF consente l'identificazione delle specie. sono riportati i valori tratti da Dietz & Kiefer, (2016):

- Rinolofo maggiore (*R. ferrumequinum*) 79–84kHz
- Rinolofo minore *R. hipposideros*) 106–116kHz
- Rinolofo euriale (*R. euryale*) 102–109kHz

L'identificazione puramente acustica risulta difficoltosa per le specie sovrapposte nella gamma di frequenza tra 104–112 kHz senza ulteriori informazioni riguardo la composizione in specie nell'ambiente di indagine.

3.4.3.2 Segnali FM-QCF

Specie diverse sfruttano intervalli di frequenza sovrapposti che variano a seconda dell'ambiente aperto o semi aperto: la transizione da FM(-QCF) a FM/QCF fino a segnali QCF, è determinata dall'aumento della lunghezza del segnale e da una leggera diminuzione (2–5 kHz) nella frequenza di picco o nella componente QCF finale. In tal modo, i segnali brevi (2–4 ms) hanno una frequenza finale più alta dei segnali più lunghi emessi in campo aperto (10–20 ms), un effetto che deve essere preso in considerazione nel processo di identificazione acustica.

Per tale motivo è opportuno separare i segnali sulla base dell'ambiente circostante distinguendo i segnali emessi da pipistrelli che si muovono in campo aperto o campo semi-aperto. L'informazione della tipologia di segnale, e perciò dell'ambiente, sono contenute all'interno della forma del segnale emesso (Russ. 2012).

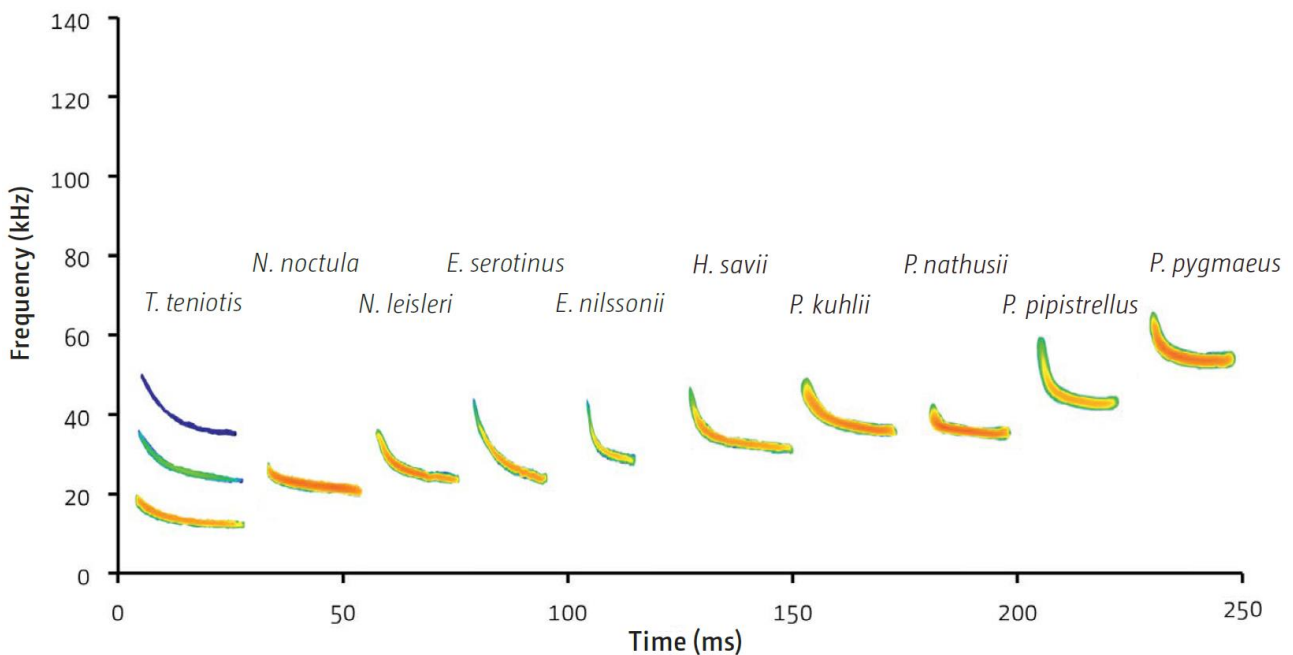


Figura 3.12: segnali FM-QCF emessi da diverse specie in campo aperto a confronto (tratta da: Dietz & Kiefer, 2016, modificata).

È possibile constatare come molte specie utilizzino gamme di frequenza sovrapposte, principalmente nelle gamme tra 42–50 kHz e 19–25kHz (fig. 3.12).

A titolo esemplificativo sono di seguito riportate le variazioni di frequenza di picco delle specie indagate a seconda dell'ambiente di foraggiamento (campo aperto: segnali QCF / campo semi-aperto segnali FM-QCF) (Dietz & Kiefer, 2016):

- Molosso di Cestoni (*T. teniotis*) 9–14 kHz / 13–17 kHz
- Nottola comune (*N. noctula*) 17–21 kHz / 22–29 kHz
- Nottola di Leisler (*N. leisleri*) 22–25 kHz / 25–32 kHz
- Serotino comune (*E. serotinus*) 22–26 kHz / 26–33 kHz
- Serotino di Nilsson (*E. nilssonii*) 26–29 kHz / 27–32 kHz
- Serotino bicolore (*V. murinus*) 22–27 kHz / 24–29 kHz
- Pipistrello di Savi (*H. savii*) 30–35 kHz / 32–37 kHz
- Pipistrello albolimbato (*P. kuhlii*) 34–39 kHz / 37–42 kHz
- Pipistrello di Nathusius (*P. nathusii*) 35–40 kHz / 38–43 kHz
- Pipistrello comune (*P. pipistrellus*) 41–46 kHz / 44–51 kHz
- Pipistrello pigmeo (*P. pygmaeus*) 50–57 kHz / 53–65 kHz

T. teniotis

Il Molosso di Cestoni (*Tadarida teniotis*) ha frequenze di picco tipicamente basse, con valori spesso inferiori a 14 kHz e perciò animali in caccia possono essere ascoltati ad orecchio oltre 100 m di distanza (Dietz & Kiefer, 2016). Inoltre, la specie emette segnali separati da IPI molto lunghi (Russo & Jones 2002). I parametri adottati per *T. teniotis* sono i medesimi riportati da Russo & Jones (2002).

Genere *Nyctalus*

La specie del genere *Nyctalus*, in accordo con quanto riportato in letteratura (Russ, 2012; Dietz & Kiefer, 2016; Russo *et al.*, 2002), emettono due tipi di chiamata alternati in modo uniforme in aree aperte: *N. noctula* emette segnali FM-QCF più brevi, attorno ai 14 ms di lunghezza con frequenza di picco circa 24 kHz, e segnali QCF più lunghi, di circa 22 ms e con frequenza di picco di circa 19 kHz. Le specie si sovrappongono nella banda di frequenze, ma *N. leisleri* emette segnali FM-QCF con frequenze di picco più alte, attorno a 27 kHz, e segnali QCF attorno a 23 kHz (Russ, 2012).

Tuttavia, in un ambiente molto aperto, come quando gli individui volano ad alta quota, i segnali FM-QCF vengono omessi (Dietz & Kiefer, 2016), per tali ragioni sono stati considerati i parametri dei segnali QCF per entrambe le specie riportati da Russ (2012).

Genere *Eptesicus* e *V. murinus*

E. nilssonii emette brevi segnali FM-QCF in campo semi-aperto, con frequenze di picco comprese tra 27–32 kHz e segnali QCF più lunghi in campo aperto, con frequenze di picco comprese tra 26–29 kHz (Dietz & Kiefer, 2016). I segnali di orientamento durante la caccia spesso comprendono terzine di segnali consecutivi e sono solo di 2–4 kHz più alti rispetto a *E. serotinus* (Dietz & Kiefer, 2016). I segnali emessi da *E. serotinus* si sovrappongono in modo significativo con *V. murinus* oltre che con *N. noctula* e *N. leisleri*, perciò possono essere difficilmente distinguibili l'uno dall'altro. Individui di *E. serotinus* emettono segnali sia FM-QCF che QCF con frequenze di picco di circa 26 kHz (Russ, 2012), valore molto vicino a *V. murinus* che emette segnali FM-QCF e QCF con frequenze di picco intorno a 24 kHz (Dietz & Kiefer, 2016). Per le specie del genere *Eptesicus* e per *V. murinus* sono stati adottati i valori riportati da Obrist *et al.* (2004).

H. savii

Le frequenze di picco inferiori a 34,5 kHz e superiori a 31 kHz sono indicative di *H. savii*, poiché più alte di *E. nilssonii* e più basse di tutte le specie del genere *Pipistrellus*, rendendo solitamente possibile una chiara identificazione (Dietz & Kiefer, 2016). Anche la frequenza finale può aiutare l'identificazione poiché è spesso diagnostica: essa si sovrappone in minore misura rispetto agli altri parametri con lo spettro delle tre specie del genere *Pipistrellus* considerate (Russo & Jones, 2002).

Per le specie del genere *Pipistrellus* e per *H. savii* sono stati adottati i valori riportati in diverse fonti: Russo & Jones (2002), Obrist *et al.* (2004), Russ (2012).

Genere *Pipistrellus*

I segnali del Pipistrello comune (*P. pipistrellus*) sono per lo più superiori a quelli di *P. kuhlii* e *P. nathusii* (Dietz & Kiefer, 2016): la specie emette segnali FM-QCF in ambienti più chiusi il cui valore di picco può raggiungere i 50 kHz, mentre, in ambienti aperti, emette segnali QCF in cui la frequenza di picco può ridursi a circa 43 kHz. Inoltre, si verificano regolarmente frequenze di picco più basse, intorno a 41–42 kHz, quando molti individui cacciano insieme (Russ, 2012); in tal caso questi valori risultano sovrapponibili con la gamma di *P. kuhlii*. I segnali con una gamma di frequenze di 43–48 kHz sono generalmente sufficienti per identificare la specie (Dietz & Kiefer, 2016).

P. kuhlii emette in ambienti chiusi segnali FM-QCF con frequenze di picco più elevate, fino a 40 kHz, mentre utilizza segnali QCF, con frequenze di picco di 34–38,5 kHz, in ambienti aperti (Dietz & Kiefer, 2016).

P. nathusii produce segnali FM-QCF la cui frequenza di picco è in media di 39 kHz, mentre nei segnali QCF in ambiente aperto la frequenza di picco può diminuire fino a 36 kHz (Russ, 2012).

Le frequenze di picco delle precedenti specie sono solitamente inferiori a quella del Pipistrello pigmeo (*P. pygmaeus*) che si distingue per segnali FM-QCF che possono raggiungere frequenze di picco fino a 65 kHz. In ambienti aperti emette segnali QCF intorno ai 55 kHz (Russ, 2012), ma che possono scendere fino a 52 kHz: il range di 50–52 kHz rappresenta una possibile zona di sovrapposizione con le frequenze più alte di *P. pipistrellus* (Dietz & Kiefer, 2016).

3.4.3.3 Segnali FM

L'utilizzo di molteplici canali di frequenza comporta una notevole sovrapposizione dei segnali FM emessi dalle specie del genere *Myotis* (fig. 3.13). Tutte le specie possono emettere segnali di 10 ms di lunghezza in aree aperte, con frequenze di inizio di 80–90 kHz e frequenze finali di 30–35 kHz. Inoltre, anche la frequenza di picco, parametro spesso indicativo in altre specie, è molto variabile e non si rivela utile per l'identificazione.

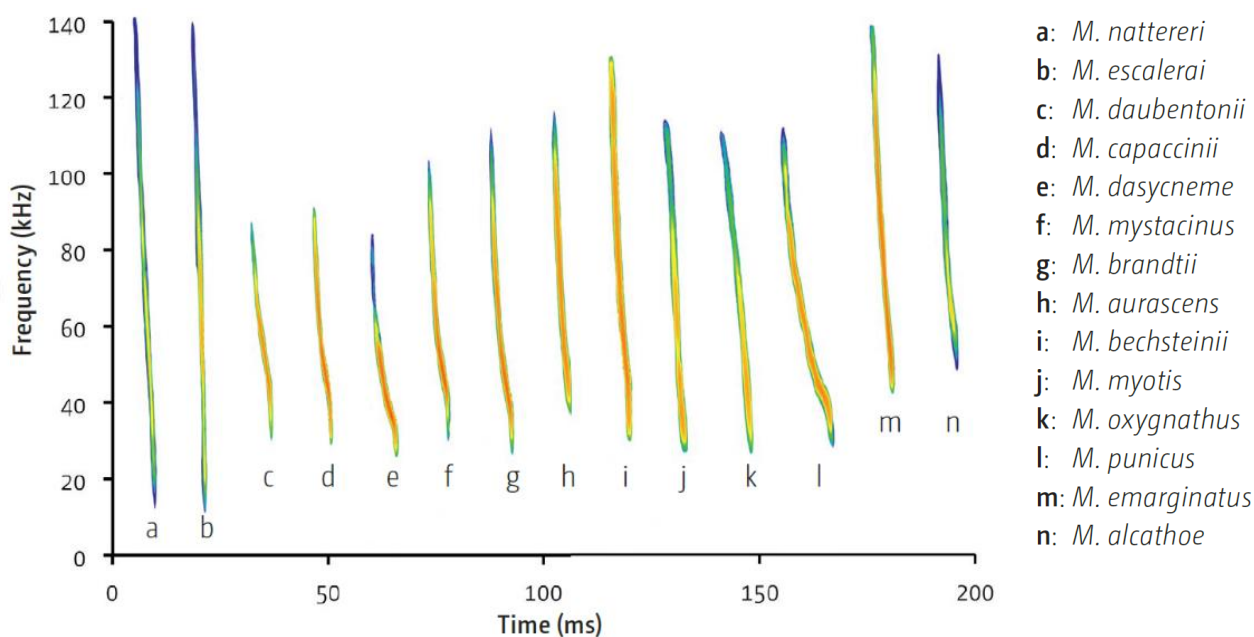


Figura 3.13: segnali di ricerca FM delle diverse specie europee di *Myotis*. La larghezza di banda è significativamente variabile anche all'interno della stessa specie (tratta da Dietz & Kiefer, 2016, modificata).

A causa dell'elevata larghezza di banda, parti diverse dei segnali sono soggette ad un'alterazione differenziale dovuta all'attenuazione atmosferica: le alte frequenze vengono maggiormente indebolite rispetto alle basse, così che spesso risultano mancanti nelle registrazioni.

Solo su alcune specie si riesce a operare un'identificazione certa in determinate situazioni: il Vespertilio di Natterer (*Myotis nattereri*) emette segnali caratteristici molto lunghi che raggiungono la più ampia larghezza di banda, includendo frequenze finali molto basse, che possono estendersi nella gamma udibile (fig. 3.13). L'identificazione di una singola specie solitamente non è possibile: l'analisi acustica deve essere necessariamente affiancata da informazioni aggiuntive provenienti dall'esperienza maturata sul campo quali: numero di specie accertate sul territorio, osservazioni dirette riguardo stile di volo e taglia degli animali, oltre che un set di dati acustici specifico per una data popolazione.

3.4.3.4 Segnali FM con componenti armoniche

I segnali che caratterizzano il genere *Plecotus* hanno una struttura comune con segnali multiarmonici a frequenza modulata composti da due armoniche distinte (fig. 3.10). Le emissioni ultrasoniche del genere *Plecotus* sono estremamente silenziose e possono essere rilevate solo entro circa 5 m dall'individuo, per questo motivo spesso le frequenze iniziali possono risultare parziali nelle registrazioni di scarsa qualità.

In *P. auritus* la prima armonica in media inizia a circa 55 kHz e termina a intorno a 24 kHz mentre la seconda armonica in media inizia a circa 73 kHz e termina a circa 51 kHz (Russ, 2012).

In *P. austriacus* la prima armonica in media inizia a circa 45 kHz e termina a intorno a 21 kHz mentre la seconda armonica in media inizia a circa 59 kHz e termina a circa 44 kHz (Russ, 2012). Per entrambe le specie la frequenza di picco è di circa 33 kHz ma, in ambiente aperto, la durata dei segnali diventa molto lunga e la frequenza di picco scende a circa 20 kHz. In generale, i richiami di ecolocalizzazione di *P. auritus* e *P. austriacus* differiscono nella loro frequenza di inizio. In ambiente chiuso la durata dei segnali e l'intervallo tra impulsi diminuiscono, facendo apparire una sovrapposizione tra le armoniche sullo spettrogramma che può fornire indicazioni sulla specie di appartenenza. Per *P. auritus* la frequenza iniziale è generalmente superiore a 48 kHz e presenta una significativa sovrapposizione delle armoniche, mentre, per *P. austriacus* la frequenza iniziale è generalmente inferiore a 48 kHz, con una sovrapposizione delle due armoniche assente o lieve (Russ, 2012). I segnali emessi da *P. macrobullaris* sono molto simili sia a *P. auritus* che a *P. austriacus* complicando una distinzione unicamente su base bioacustica.

3.4.3.4 Segnali FM alternati di tipo 1 e tipo 2

I segnali di ecolocalizzazione ripetute regolarmente che iniziano con una componente QCF e terminano con una componente FM si verificano solo nel genere *Barbastella* (Denzinger *et al.*, 2001). *B. barbastellus* emette alternativamente due tipi di segnali: "tipo 1" inizia a 33,4–49 kHz, dura un massimo di 5 ms e scende a 24–37 kHz, il "tipo 2" inizia a 37–47 kHz, dura fino a 10 ms e scende a 24–37 kHz apparendo sul sonogramma come una curva convessa (Russ, 2012).

A dispetto dell'unicità dei segnali tipo 1 e tipo 2, spesso solo alcune parti dei segnali sono disponibili nelle registrazioni a causa dei suoni prodotti a bassa intensità.

3.4.4 Analisi statistica

3.4.4.1 Analisi aspecifica

È stata condotta un'analisi della varianza (ANOVA one-way) per indagare le possibili differenze tra le fasce altitudinali e tra ambienti diversi. Per la definizione delle tipologie di ambiente sono state considerate le percentuali relative di habitat Natura 2000 proprie di ogni area di saggio (tabella 2.1) In tal modo sono stati raggruppati i *plot* con caratteristiche ambientali simili rappresentati dalle classi: lariceto rado, prateria alpina, macereto e ambiente rupicolo.

L'analisi della varianza permette di confrontare due o più gruppi di dati confrontando la variabilità interna a questi gruppi con la variabilità tra i gruppi (Fowler & Cohen, 2002).

Nel modello teorico dell'ANOVA, dove Y rappresenta la variante dipendente e X la variabile indipendente, la variabile y_{ij} di un soggetto j nel gruppo i è così scomponibile: $y_{ij} = (\mu + \sigma_i) + \varepsilon_{ij}$, dove μ è la media sul campione totale, σ è la media interna al gruppo i , ed è costante all'interno dello stesso gruppo, ε è una componente residua, o di errore causale, specifica per ogni soggetto ij .

L'analisi "ANOVA" tramite R studio (R Core Team, 2021) opera dei confronti a coppie tra il modello intero: $f = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_nX_n$ e dei modelli semplificati in cui è stata omessa una componente.

Tramite il test dell'analisi della varianza viene misurata la significatività complessiva dei predittori nel modello, tenendo in considerazione anche le influenze reciproche. L'obiettivo è di verificare se la seguente ipotesi nulla (H_0): $\mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k$, le medie in uno stesso gruppo sono uguali, mentre l'ipotesi alternativa (H_1) è che almeno una delle medie è diversa.

I risultati sono espressi mediante la statistica F: definita dal rapporto tra la varianza tra gruppi e la varianza all'interno dei gruppi (Fowler & Cohen, 2002). Per l'ANOVA unidirezionale quando l'ipotesi nulla è vera, tale rapporto segue una distribuzione F con gradi di libertà $k-1$ e $N-k$, dove k è il numero dei campioni e N la numerosità dei campioni.

Per verificare la significatività di tale risultato occorre infine operare un calcolo del valore di probabilità *p-value* con un livello di significatività del 5% ($\alpha = 0,05$).

3.4.4.2 Analisi specifica

Al fine di confermare che le emissioni sonore fossero appartenenti alle singole specie individuate attraverso l'analisi acustica preliminare e per verificare quali variabili rivestano un ruolo primario per separare (discriminare) le categorie stesse, è stata effettuata l'Analisi Discriminante Lineare (LDA, *Linear Discriminant Analysis*).

L'analisi discriminante lineare è stata condotta sul dataset completo mediante Past (Hammer *et al.*, 2001): come gruppi sono stati assunti i nomi delle specie presunte di cui sono stati misurati gli impulsi, cioè gli elementi dei gruppi, mentre le variabili rappresentano i 5 parametri sottoposti a misurazione (tabella 3.6).

Poiché l'analisi è molto sensibile ai valori anomali, le assunzioni per applicare la LDA implicano che le variabili indipendenti abbiano una distribuzione normale all'interno di ciascun gruppo di osservazioni e che la dimensione del campione più piccolo debba essere più grande del numero di variabili predittive.

Tabella 3.6: impulsi analizzati per specie, essi rappresentano gli elementi dei gruppi utilizzati per l'LDA.

Gruppi	Elementi
TADTEN	33
NYCNOC	12
NYCLEI	25
EPTNIL	44
VESMUR	39
HYPHAV	15
PIPKHU	35
PIPIPI	35
PLEAUR	18
Totale	256

Scopo dell'analisi è trovare una o più combinazioni lineari delle variabili che permettano una separazione ottimale fra i vari gruppi. Se l'analisi è effettuata sulla base di variabili standardizzate, essa restituisce delle funzioni discriminanti: $f = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_nX_n$ (Fowler & Cohen, 2002). Le funzioni discriminanti sono spiegate dalle variabili inserite, la stima dei coefficienti b è eseguita massimizzando il rapporto tra la varianza tra gruppi e la varianza entro i gruppi. Sono calcolate $n-1$ funzioni in base all'ammontare di varianza spiegata da ciascuna. L'analisi permette di discernere quali combinazioni lineari delle variabili meglio contribuiscono a definire la funzione stessa e perciò quali parametri hanno il maggior peso nel definire i gruppi a cui appartengono gli elementi analizzati. Successivamente l'LDA utilizza tali variabili come modello predittivo consentendo di riassegnare gli elementi al corretto gruppo di appartenenza.

Per verificare che i campioni fossero distribuiti secondo una curva normale standardizzata è stato utilizzato il test di Kolmogorov-Smirnov in R studio (R Core Team, 2021), considerando un livello di significatività del 5%. Nel caso i campioni non avessero rispettato la normalità si sarebbe applicata una trasformazione mediante logaritmo naturale: $\log_e X$.

L'analisi discriminante ha previsto l'utilizzo dei valori trasformati col logaritmo naturale.

Al fine di verificare che non ci fosse un'effettiva ridondanza tra le variabili è stato verificato che le variabili stesse non fossero eccessivamente correlate tra loro.

Mediante un confronto a coppie si sono calcolati i coefficienti di correlazione di Pearson: $r(X, Y) = Cov(X, Y) / (s_X \cdot s_Y)$, dove al numeratore è indicata la covarianza della coppia di variabili considerate: $Cov(X, Y) = \sum (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y}) / (n - 1)$ e al denominatore le deviazioni standard dei campioni: $s_X = \sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 / (n - 1)}$ (Whitlock & Schluter, 2010). Il coefficiente di correlazione è un parametro adimensionale ed è compreso in una scala tra -1 e +1: $-1 \leq r(X, Y) \leq 1$; quando la correlazione è massima le variabili sono dette colineari, graficamente i valori di entrambe le variabili giacciono su una stessa retta. Il valore del coefficiente tenderà a $r = |\pm 1|$ quanto più forte è il grado di associazione.

Si è verificato che tali coefficienti non fossero al di sopra del valore soglia stabilito: ($r > |0.8|$).

È stato condotto un test t di Student (t-test) per campione singolo con lo scopo di determinare se ci fossero differenze tra le medie dei campioni e i valori medi dei medesimi parametri adottati da letteratura (allegato 2). La formula del t-test è la seguente: $t = (\bar{X} - \mu) / se_X$ dove al numeratore è presente lo scostamento tra la media del campione e un valore medio di riferimento, mentre al denominatore è indicato l'errore standard del campione: $se_X = s_X / \sqrt{n}$

Il t-test si applica a dati con distribuzione normale in cui la media è l'indicatore di tendenza centrale e restituisce un valore di probabilità (*p-value*) che determina se accettare o meno l'ipotesi nulla (H_0): le due medie sono uguali tra loro. Il test permette di stimare la probabilità di ottenere una differenza tra i valori delle due medie ampia almeno quanto quella osservata nel campione quando l'ipotesi nulla è vera. Se tale probabilità è al di sotto del livello di significatività del 5% ($\alpha = 0,05$) si può concludere che la differenza osservata tra le medie dei due gruppi è statisticamente significativa, al contrario, se la probabilità è al di sopra, viene falsificata l'ipotesi nulla e si accetta l'ipotesi alternativa (H_1): le due medie non sono uguali tra loro.

È stata condotta dapprima una valutazione della tipologia di struttura dei segnali analizzati: FM, FM/QCF e QCF, attribuendo a quest'ultimi i segnali con una larghezza di banda ≤ 5 kHz (Caprio *et al.*, 2020). Sono stati poi calcolati i valori di media e di deviazione standard per ogni parametro sottoposto a misurazione (tabella 3.7).

Tabella 3.7: valori di media e deviazione standard riportati sopra al range (valori di minimo – massimo) per ogni gruppo indagato.

Gruppo	Struttura	F start [kHz]	F end [kHz]	F peak [kHz]	D [ms]	IPI [ms]
TADTEN	FM/QCF	15.7 ± 2.8	11 ± 0.8	12.7 ± 1.4	16.9 ± 2.2	729.2 ± 215.2
		11 – 20.4	9.4 – 12.1	10.3 – 16.3	11.8 – 22.4	444.8 – 1388.7
NYCNOC	QCF	22.9 ± 1.8	21 ± 0.6	21.3 ± 0.9	20.8 ± 2.3	387.6 ± 171.1
		21 – 27	21.4 – 21.8	20.3 – 22.8	16.7 – 25.1	207.5 – 632.7
NYCLEI	QCF	27 ± 2	22.5 ± 0.7	23.5 ± 0.7	14.2 ± 1.7	478.2 ± 107
		23 – 31	21.4 – 23.8	22.2 – 24.5	11.6 – 17.4	297.5 – 686.8
EPTNIL	FM/QCF	40 ± 3	26.8 ± 0.6	28.7 ± 0.5	13 ± 2.5	203.6 ± 13.2
		35.6 – 45.5	25.5 – 28	27.3 – 30	10.7 – 20	166 – 255
VESMUR	FM/QCF	26 ± 2	22.4 ± 0.6	23.2 ± 0.6	18.6 ± 1.7	354.7 ± 105.5
		22 – 34	21.2 – 23.6	21.8 – 24.5	13.0 – 21.5	188.7 – 642.8
HYPSAV	QCF	33.1 ± 0.9	31.3 ± 0.7	31 ± 0.4	12.5 ± 1.1	274.8 ± 106.2
		31.3 – 34.5	30 – 32.6	30.1 – 31.4	10.4 – 15	124.8 – 455
PIPKHU	FM/QCF	49.5 ± 2	35.5 ± 0.7	37.4 ± 0.9	3.8 ± 0.9	127.8 ± 49.4
		44.6 – 53.3	34.5 – 37.5	36 – 38.7	2.5 – 6.6	66.2 – 257.2
PIPIPI	FM/QCF	59.3 ± 5.3	47.7 ± 0.6	48.5 ± 0.6	5.6 ± 0.7	106.2 ± 16.4
		52.2 – 69	46.5 – 48.5	47.1 – 49.7	4.5 – 7.4	83.9 – 140.2
PLEAUR	FM	39.5 ± 4.5	9.6 ± 1	21 ± 1.5	8.3 ± 1.1	265.7 ± 85.8
		31.3 – 46.4	8.5 – 12	16.8 – 22.1	6.3 – 9.3	119.4 – 431.4

4. RISULTATI

4.1 Risultati analisi aspecifica

Dall'analisi della varianza (ANOVA) emerge che il numero di passaggi delle diverse specie di Chirotteri non è significativamente correlato all'ambiente ($F_{3,45} = 1,81$, $p = 0,16$) e alle quote di campionamento ($F_{4,44} = 0,42$, $p = 0,80$).

Il risultato può essere maggiormente apprezzato mediante una rappresentazione tramite grafici *error bar*, mostrando sia la variabilità del numero di passaggi entro i tipi di habitat o le quote indagate, che la variabilità tra habitat o tra quote relativi (fig. 3.14).

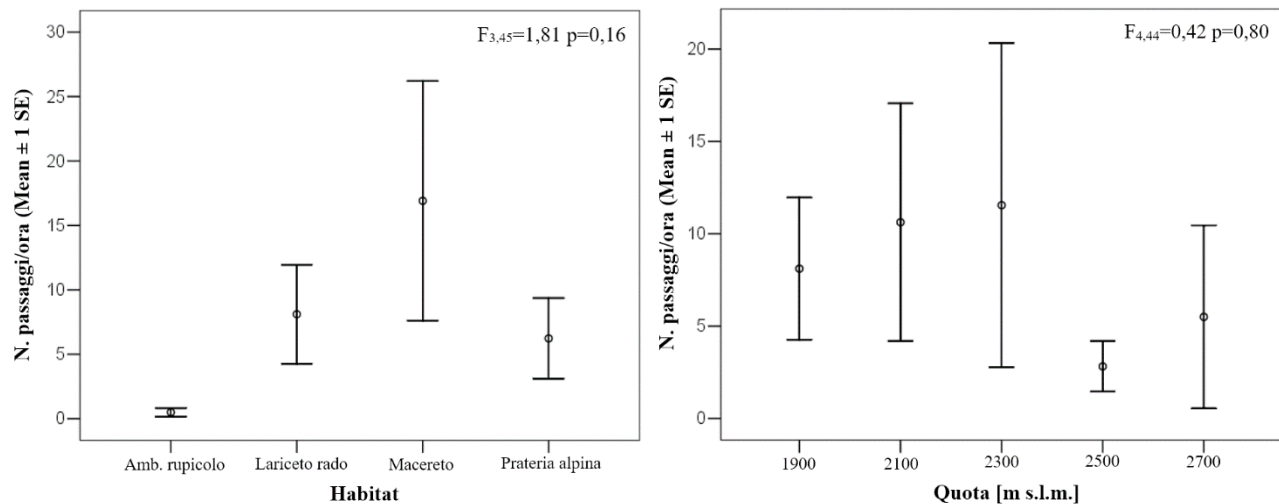


Figura 3.14: grafici *error bar* risultanti dall'analisi della varianza (ANOVA), in cui sono rappresentati i valori di media e intervalli di confidenza (pari all'errore standard), del numero di passaggi/ora per habitat (a sinistra) e per quota (a destra).

4.2 Risultati analisi aspecifica

La distribuzione di tutti i campioni non rispettava pienamente la normalità, perciò si è preferito trasformare i valori al logaritmo naturale: $\log_e X$. Sono stati costruiti dei grafici *boxplot* per evidenziare la presenza di *outliers* (allegato 1). In tal modo tutte le variabili risultato rispettate la normalità (tabella 3.8).

Tabella 3.8: valori di *p-value* dei gruppi indagati restituiti dal test di Kolmogorov-Smirnov.

Gruppo	Fstart	Fend	Fpeak	D	IPi	log Fstart	log Fend	log Fpeak	log D	log IPi
TADTEN	0.4599	0.2873	0.5796	0.9810	0.0328	0.5149	0.2364	0.6450	0.9202	0.1927
NYCNOC	0.6942	0.1500	0.6702	0.9778	0.5578	0.7667	0.1497	0.6719	0.9732	0.5781
NYCLEI	0.1717	0.8508	0.5321	0.7414	0.8116	0.1332	0.8485	0.5284	0.8865	0.6584
EPTNIL	0.1124	0.1706	0.2132	0.1560	0.1229	0.0937	0.1579	0.1938	0.2976	0.1219
VESMUR	0.1478	0.8142	0.9550	0.2485	0.2352	0.2277	0.8472	0.9669	0.1290	0.7042
HYPsAV	0.9939	0.6989	0.8024	0.9343	0.4872	0.9902	0.7269	0.7884	0.9574	0.6951
PIPKUH	0.6877	0.5221	0.4329	0.4117	0.0736	0.6660	0.5265	0.4229	0.7752	0.1792
PIPIPI	0.4364	0.6444	0.2450	0.9310	0.0523	0.4207	0.6266	0.2319	0.9058	0.1234
PLEAUR	0.9535	0.5197	0.0848	0.7687	0.6297	0.9021	0.6878	0.0643	0.6660	0.7639

Il risultato del test di correlazione di Pearson ha mostrato che nessuna delle suddette variabili considerate eccedeva il valore soglia considerato.

L'analisi discriminante lineare (LDA) ha restituito 4 funzioni discriminanti, ognuna con una diversa capacità di separare i gruppi spiegata dalla tabella degli autovalori, *eigenvalues* (tabella 3.9): per ogni funzione è riportata la percentuale di varianza esplicata e il valore di varianza cumulativo dato dalla somma progressiva delle funzioni. Gli autovalori consentono di valutare quali sono le funzioni con il più alto potere discriminante: più alto è tale valore, più i gruppi sono stati separati efficacemente dalla funzione considerata.

Tabella 3.9: la tabella degli autovalori consente di valutare il potere discriminante, individuale o cumulato, delle funzioni considerate.

Funzione	Eigenvalues	Varianza %	Varianza cumulativa %
1	106,66	82,47	82,47
2	17,29	13,37	95,84
3	4,21	3,26	99,1
4	0,99	0,90	100

Per analizzare quali variabili hanno un peso maggiore all'interno della LDA occorre considerare i valori relativi all'interno delle funzioni discriminanti mediante una matrice di struttura (tabella 3.10). L'analisi è stata ristretta alle prime due funzioni, in quanto sufficienti a spiegare più dell'80% della varianza. I valori all'interno della matrice devono essere intesi come assoluti e dimostrano come la frequenza finale (Fend) e la frequenza di picco (Fpeak) rappresentano le variabili maggiormente correlate alle due funzioni discriminanti principali.

Tabella 3.10: matrice di struttura che rappresenta la correlazione tra le funzioni discriminanti individuate dall' LDA e le variabili.

		Funzioni discriminanti			
		1	2	3	4
Parametri	Fstart	-1,73	-2,50	2,93	5,51
	Fend	14,55	12,88	-7,83	2,07
	Fpeak	9,91	-9,91	11,42	-3,24
	D	5,20	5,20	5,38	-0,51
	IPI	-0,79	-0,25	-0,55	3,44

La capacità di predizione dell'analisi discriminante permette di riassegnare gli elementi ai gruppi di appartenenza definiti precedentemente. I risultati sono stati rappresentati tramite una matrice di confusione (tabella 3.11) da cui è possibile constatare come 8 impulsi sono stati riassegnati tra i gruppi VESMUR, NYNOC e NYCLEI, confermando la sovrapposizione tra specie descritte in precedenza.

Tabella 3.11: matrice di confusione dei gruppi dati e dei gruppi predetti dal modello di analisi discriminante lineare (LDA).

		Gruppi predetti									
		TADTEN	NYCNOC	NYCLEI	EPTNIL	VESMUR	HYPYSAV	PIPKHU	PIPPIP	PLEAUR	Totale
Gruppi dati	TADTEN	15	0	0	0	0	0	0	0	0	15
	NYCNOC	0	9	0	0	0	2	0	1	0	12
	NYCLEI	0	0	18	0	0	0	0	0	0	18
	EPTNIL	0	0	0	33	0	0	0	0	0	33
	VESMUR	0	0	0	0	35	0	0	0	0	35
	HYPYSAV	0	1	0	0	0	37	0	1	0	39
	PIPKHU	0	0	0	0	0	0	44	0	0	44
	PIPPIP	0	0	0	0	0	3	0	22	0	25
	PLEAUR	0	0	0	0	0	0	0	0	35	35
	Totale	15	10	18	33	35	42	44	24	35	256

I risultati possono essere rappresentati mediante un grafico di dispersione *scatter-plot* in cui l'insieme degli elementi appartenenti al medesimo gruppo forma una nuvola di punti, consentendo di apprezzare la separazione degli impulsi acustici attribuibili alle diverse specie (fig. 3.15).

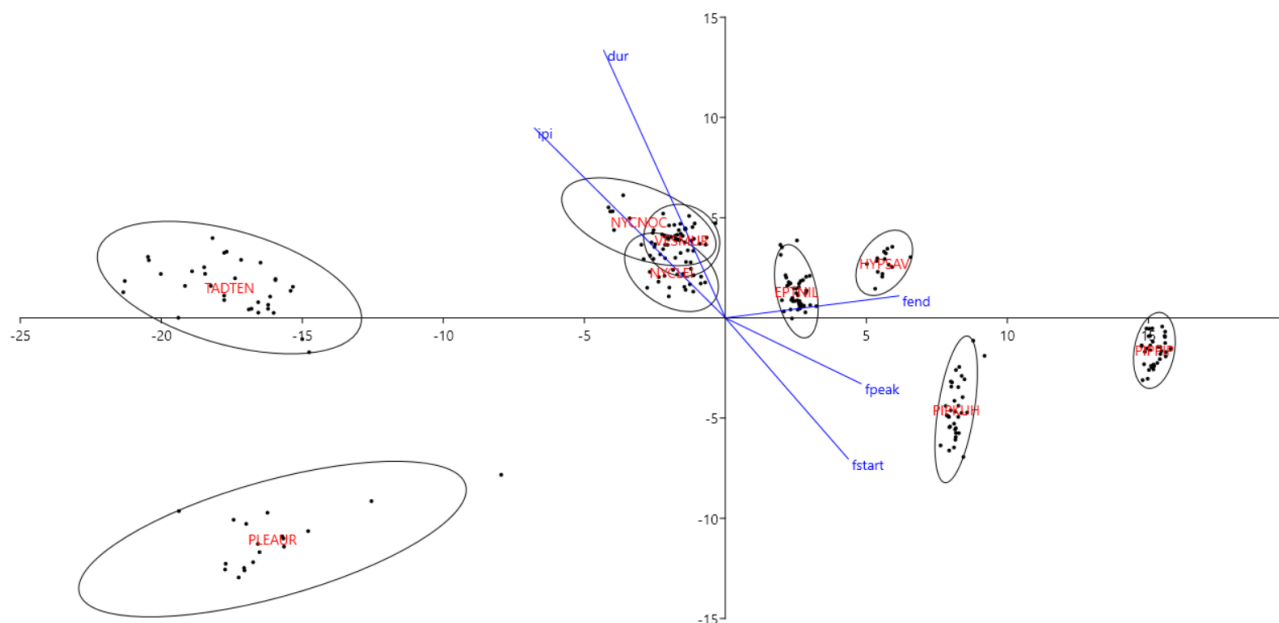


Figura 3.15: grafico di dispersione *scatter-plot* delle variabili acustiche generato con Past (Hammer et al., 2001) notare la sovrapposizione tra i gruppi NYCNO, NYCLEI e VESMUR.

È possibile constatare come i gruppi corrispondenti a *T. teniotis* (TADTEN), *E. nilssonii* (EPTNIL), *H. savii* (HYPSAV), *P. kuhlii* (PIPKHU), *P. pipistrellus* (PIPPIP) e *P. auritus* (PLEAUR), siano ben separati e distinguibili tra loro, a differenza di *N. noctula* (NYCNO), *N. leisleri* (NYCLEI) e *V. murinus* (VESMUR) che risultano sovrapposti all'interno di un unico gruppo, confermando la sovrapposizione tra specie descritte in precedenza.

Per tali ragioni i confronti t-test hanno tenuto in considerazione il raggruppamento tra specie evidenziato, i risultati sono riportati di seguito.

Come campioni per i t-test sono stati utilizzati i parametri di frequenza di picco (Fpeak) e di frequenza di fine (Fend) in quanto rappresentano le variabili più significative individuate dall' LDA. In tal modo è stato possibile verificare se gli impulsi registrati per le specie indagate sono significativamente correlati ad impulsi appartenenti alle specie accertate negli studi adottati da riferimento.

T. teniotis: t-test parametro Fpeak: p-value = 0.1936; t-test parametro Fend: p-value = 3.044e-08.

Genere *Nyctalus*, *Eptesicus* e *V. murinus*: la sovrapposizione nella forma dei segnali emessi oltre che nelle gamme di frequenza utilizzate dalle specie ha determinato un confronto incrociato dei gruppi di impulsi misurati con tutti i parametri specifici di riferimento (fig. 3.16 e 3.17).

		Fpeak di riferimento				
		NYCNO	NYCLEI	EPTSER	EPTNIL	VESMUR
Gruppi	NYCNO	1.088e-05	3.247e-05	2.562e-09	3.353e-12	8.461e-08
	NYCLEI	2.2e-16	0.01293	1.672e-14	2.2e-16	9.608e-08
	EPTNIL	2.2e-16	2.2e-16	2.2e-16	2.2e-16	2.2e-16
	VESMUR	2.2e-16	0.1582	2.2e-16	2.2e-16	3.337e-16

Figure 3.16: valori di p-value dei t-test eseguiti per i parametri frequenza di picco (Fpeak) tra le specie appartenenti ai generi *Nyctalus*, *Eptesicus* e *V. murinus*

		Fend di riferimento				
		NYCNOC	NYCLEI	EPTSER	EPTNIL	VESMUR
Gruppi	NYCNOC	7.765e-08	0.0002831	7.922e-13	4.573e-10	0.001341
	NYCLEI	0.0001212	0.01293	1.672e-14	2.2e-16	9.608e-08
	EPTNIL	2.2e-16	2.2e-16	7.189e-10	2.2e-16	2.2e-16
	VESMUR	6.014e-11	1.173e-05	2.2e-16	2.2e-16	2.2e-16

Figure 3.17: valori di p-value dei t-test eseguiti per i parametri frequenza di fine (Fend) tra le specie appartenenti ai generi *Nyctalus*, *Eptesicus* e *V. murinus*.

Genere *Pipistrellus* e *H. savii*: la sovrapposizione nella forma dei segnali emessi oltre che nelle gamme di frequenza utilizzate dalle specie ha determinato un confronto incrociato dei gruppi di impulsi misurati con tutti i parametri specifici di riferimento (fig. 3.18 e 3.19).

		Fpeak di riferimento		
		HYPSAV	PIPKUH	PIP NAT
Gruppi	HYPSAV	1.447e-15	2.2e-16	2.2e-16
	PIPKUH	2.2e-16	2.2e-16	1.009e-14

		Fpeak di riferimento		
		HYPSAV	PIPKUH	PIP NAT
Gruppi	HYPSAV	1.361e-06	2.2e-16	5.049e-14
	PIPKUH	2.2e-16	2.2e-16	1.827e-12

Figure 3.18 e 3.19: valori di p-value dei t-test eseguiti per i parametri frequenza di picco (Fpeak) e frequenza di fine (Fend) tra le specie appartenenti al genere *Pipistrellus* e *H. savii*.

P. pipistrellus: t-test parametro Fpeak: p-value = 2.2e-16; t-test parametro Fend: p-value = 2.2e-16.

5. DISCUSSIONE

In presente lavoro di tesi ha previsto quale obiettivo una prima valutazione della comunità di Chiroterri nell'area di studio BioMiti all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta.

I risultati raggiunti saranno discussi seguendo l'ordine degli obbiettivi prefissati sui cui è stata impostata l'analisi dei dati.

Analisi aspecifica

L'attività delle specie di Chiroterri in relazione alle temperature presenta un andamento che cresce all'aumentare della temperatura dell'aria, con un picco in cui si sono registrati la maggior parte dei passaggi attorno ai 10 °C. Tuttavia, è possibile constatare come diversi individui risultino essere attivi anche in condizioni più proibitive con temperature medie di 3 °C. Considerando l'intero set di dati delle temperature si segnala come sono stati registrati individui in attività fino a un minimo di 2 °C. Analizzando come l'attività dei Chiroterri è distribuita all'interno dei singoli *plot* è possibile constatare come i valori di passaggi/ora risultino talvolta superiori nei *plot* posti alle quote maggiori (*plot* 2), rispetto ai *plot* posti alle quote più basse (*plot* 6 e 12). Le differenze nell'attività complessiva dei Chiroterri tra i punti di campionamento possono essere attribuibili a differenze locali nella composizione di habitat, nella struttura del territorio circostante e nell'andamento microclimatico all'interno dell'area di indagine. In tal modo per evidenziare delle differenze significative è stato necessario considerare l'attività complessiva lungo l'intero gradiente altitudinale.

Dall'analisi della varianza (ANOVA) emerge che il numero di passaggi delle diverse specie di Chiroterri non è significativamente correlato alle classi di ambienti considerate: lariceto rado, prateria alpina e ambiente rupicolo ($F_{3,45} = 1,81$, $p = 0,16$).

Allo stesso modo l'attività dei pipistrelli non è influenzata significativamente dall'altitudine relativa dei punti di campionamento ($F_{4,44} = 0,42$, $p = 0,80$).

L'analisi della curva di attività oraria evidenzia come i pipistrelli entrino rapidamente in attività nelle prime ore dopo il tramonto, raggiungendo il picco di attività registrato tra le ore 21:00 e 23:00. Dai dati ottenuti l'attività di foraggiamento appare mantenuta, seppur a livelli più bassi, fino alle ore 1:00 per poi decrescere rapidamente, interrompendosi all'alba del giorno successivo. La selezione del tempo di foraggiamento dei Chiroterri costituisce un compromesso tra disponibilità di prede e rischio di predazione, in tal modo il pattern di attività analizzato può essere correlato alla disponibilità di prede alle quote indagate.

Tali risultati potrebbero essere influenzati da un campionamento particolarmente "fortunato" al *plot* 4: svolto in data 28/08/2019, in 90 minuti, dalle ore 21:00 alle 23:00, sono stati registrati ben 255 passaggi di Chiroterri appartenenti principalmente al genere *Myotis*. Una tale concentrazione di individui potrebbe rappresentare un caso di aggregazione durante il foraggiamento; da notare come tale campionamento sia stato svolto non in concomitanza con i monitoraggi dei Lepidotteri notturni, così escludendo la possibile influenza delle lampade UV sul singolo campionamento. Tuttavia, non è possibile escludere che l'utilizzo delle lampade abbia potuto influire sull'attività di foraggiamento, determinando risposte aggregative negli animali o inducendoli a insistere ripetutamente su uno stesso punto. Per dimostrare una tendenza significativa si renderebbe necessario predisporre confronti sulle stesse aree campione, in cui l'unica variabile rappresenti l'utilizzo o meno delle lampade UV escludendo altri fattori di influenza come le condizioni ambientali (in primis temperatura dell'aria), differenze temporali (campionamenti separati nel tempo) e differenze spaziali (utilizzando le medesime aree campione). Ai fini del presente studio l'influenza della strumentazione luminosa non può essere esclusa, ma considerando gli obbiettivi prefissati è considerata come trascurabile.

Analisi specifica

L'analisi discriminante lineare (LDA) sui gruppi di impulsi associati alle specie indagate evidenzia come le variabili frequenza di picco e frequenza finale corrispondano ai parametri maggiormente indicativi, sufficienti a spiegare più dell'80% della varianza del modello.

I gruppi corrispondenti a *T. teniotis*, *E. nilssonii*, *H. savii*, *P. kuhlii*, *P. pipistrellus* e *P. auritus*, sono ben separati e distinguibili tra loro, mentre gli impulsi attribuiti a *N. noctula*, *N. leisleri* e *V. murinus* risultano sovrapposti all'interno di un unico gruppo.

Le registrazioni acquisite durante i rilievi bioacustici nei *plot* campionati nell'anno 2019 sono state separatamente analizzate dall'Ente Parco in collaborazione con il gruppo di ricerca del Prof. Martinoli presso l'Università degli Studi dell'Insubria (Chirichella, 2019).

I risultati ottenuti includono parte delle registrazioni non considerate nell'analisi specifica, ossia quelle che hanno previsto l'impiego della strumentazione manuale (Pettersson D-240X).

Le conclusioni raggiunte dal presente lavoro di tesi sono state perciò affiancate dai risultati ottenuti dal suddetto studio. In tal modo è stato possibile colmare le lacune nell'analisi, aprendosi ad un confronto rispetto alle specie accertate nella medesima area di studio.

Ulteriori informazioni sono state considerate dal lavoro effettuato nel periodo 1998–2000 da Istituto Oikos: “Presenza e distribuzione dei pipistrelli (*Chiroptera*) nel territorio del Parco Naturale Adamello Brenta” (Martinoli *et al.*, 2001; Chirichella *et al.*, 2003). Tale studio ha previsto la cattura e la manipolazione diretta degli animali, oltre che l'ispezione dei siti rifugio, fornendo dati di presenza certa delle diverse specie all'interno dell'area Parco.

Dai risultati ottenuti è stata composta una *checklist* delle specie appartenenti alla comunità di Chiroteri presenti nell'area BioMiti. Le singole specie individuate mediante il procedimento statistico impostato sono state discusse tenendo in considerazione le informazioni di distribuzione all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta.

Tadarida teniotis

La correlazione significativa della frequenza di picco con i valori di riferimento, unitamente alle caratteristiche dei segnali emessi dalla specie, consente di segnalare la presenza del Molosso di Cestoni fino alla quota di 2500 m s.l.m. (*plot* 9).

La specie non è stata accertata nello studio di confronto per l'area BioMiti (Chirichella, 2019), inoltre la presenza di *T. teniotis* non era ancora stata confermata all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta (Martinoli *et al.*, 2001).

In Trentino *T. teniotis* è segnalato nei settori meridionali della Provincia dove individui sono stati catturati presso le stazioni di inanellamento Bocca di Caset (1608 m s.l.m.) e Passo del Broccon (1750 m s.l.m.) (Deflorian *et al.*, 2018), oltre che nel vicino Alto Adige (Niederfriniger, 2001).

Specie strettamente legata agli ambienti rupestri può essere difficoltosa da contattare mediante i metodi classici (cattura diretta e ispezione dei rifugi), al contrario le tecniche di rilevamento acustico si dimostrano più efficaci perché in grado di registrare segnali ultrasonici indicativi della specie, con impulsi aventi forma e larghezza di banda caratteristici, talvolta udibili direttamente in campo.

Il dato di presenza individuato dal presente lavoro di tesi rappresenta un primo indizio volto ad approfondire l'effettiva presenza di una popolazione all'interno del Parco Adamello Brenta. Le medesime tecniche adottate possono in tal modo dimostrarsi efficaci al fine di individuare le zone rifugio presenti nell'area di studio BioMiti, con l'obiettivo ultimo di identificare una colonia riproduttiva. In questo caso sarebbe possibile la conferma definitiva della specie, contribuendo a migliorare la scarsa conoscenza del Molosso di Cestoni sul territorio provinciale.

Generi *Nyctalus*, *Eptesicus* e *V. murinus*

Sebbene gli impulsi attribuiti a *N. noctula* possiedano frequenze di picco e di fine più basse rispetto a *N. leisleri*, ciò non ha consentito di distinguere statisticamente la specie dal gruppo composto da *N. leisleri*, *N. noctula*, *E. serotinus* e *V. murinus*.

La specie *N. noctula* non è stata segnalata nell'area di BioMiti dallo studio condotto in collaborazione con l'Università dell'Insubria (Chirichella, 2019) e più in generale nell'intero territorio del Parco (Martinoli *et al.*, 2001). Nonostante la sua presenza sia confermata in varie località del Trentino anche ad alte quote, al momento la specie deve essere esclusa dalla *checklist* BioMiti.

Gli impulsi associati a *E. nilssonii* presentano valori medi dei parametri analizzati apparentemente maggiori rispetto a *E. serotinum*. Si è notato come le sequenze di ecolocalizzazione comprendano terzine di segnali, caratteristici della specie, ma non sufficienti a giustificare una separazione significativa rispetto al gruppo di specie indicato.

Tuttavia, la specie sembrerebbe ben rappresentata per l'alto numero di registrazioni associate dal classificatore automatico, tale considerazione è in accordo con i risultati dello studio svolto in parallelo (Chirichella, 2019) dove *E. nilssonii* è stato riconosciuto fino a 2700 m s.l.m. (*plot* 2).

Al contrario, il congenerico *E. serotinum* non è stato individuato durante il procedimento analitico adottato, ma è stato riconosciuto fino a 2300 m s.l.m. (*plot* 4) dallo studio in collaborazione con l'Università dell'Insubria (Chirichella, 2019). Per tali ragioni entrambe le specie del genere *Eptesicus* possono essere incluse nella *checklist* BioMiti.

Per quanto riguarda *N. leisleri* l'analisi statistica confermerebbe la presenza della specie a 2500 m s.l.m. (*plot* 3) in quanto i parametri misurati sono significativamente correlati alle frequenze di picco e di fine adottate da riferimento. Tuttavia, tale risultato deve essere interpretato con cautela dato che la gamma di frequenze è fortemente sovrapponibile con *V. murinus*. A conferma di questo, i segnali attribuiti a *V. murinus* sono stati identificati per la frequenza di picco come appartenenti a *N. leisleri*. Per tali ragioni non si è potuto operare una separazione coerente tra *N. leisleri* e *V. murinus*, concludendo che entrambe le specie possano essere presenti fino alla quota di 2500 m s.l.m. (*plot* 3). In accordo con lo studio condotto in collaborazione con l'Università dell'Insubria la presenza di *N. leisleri* è ben rappresentata fino alle quote più alte, sono stati riconosciuti individui fino a 2700 m s.l.m. (*plot* 2), mentre *V. murinus* pare prediligere quote inferiori, fino a 2100 m s.l.m. (*plot* 5) (Chirichella, 2019). Entrambe le specie possono perciò essere incluse nella *checklist* BioMiti.

Genere *Pipistrellus* e *H. savii*

Il procedimento di identificazione non ha consentito di identificare definitivamente *H. savii*, *P. kuhlii* e *P. nathusii* ed è stato quindi interrotto con l'identificazione di gruppo di specie con caratteristiche di ecolocalizzazione simili. Sebbene le frequenze di picco inferiori a 34,5 kHz e superiori a 31 kHz siano indicative di *H. savii*, poiché più alte di *E. nilssonii* e più basse di tutte le specie del genere *Pipistrellus*, l'identificazione statistica non ha restituito tale risultato.

La specie *H. savii* non è stata individuata dallo studio di confronto (Chirichella, 2019), ma la sua presenza è stata accertata all'interno del territorio del Parco: la specie risultata essere rara, è noto un solo sito di foraggiamento (in località Cunevo), ma è stata attestata l'avvenuta riproduzione (Martinoli *et al.*, 2001). Come risultato *H. savii* non può essere pienamente inserito nella *checklist* BioMiti, ma la presenza della specie può comunque considerarsi come possibile.

Allo stesso modo la forte sovrapposizione tra *P. kuhlii* e *P. nathusii* non ha consentito una distinzione affidabile basandosi sulle caratteristiche dei segnali di ecolocalizzazione considerati, concludendo come le entrambe le specie possano essere equamente presenti nel contesto di studio.

La presenza di *P. kuhlii* è stata confermata dallo studio condotto in collaborazione con l'Università dell'Insubria unicamente a 1900 m s.l.m. (*plot* 6) (Chirichella, 2019), perciò la specie può essere inclusa nella *checklist* BioMiti. Ciò non è accaduto per *P. nathusii* che non è stato rilevato dallo studio di confronto (Chirichella, 2019).

La specie è considerata come estremamente rara sia all'interno del Parco (Martinoli *et al.*, 2001) che in Trentino (Deflorian *et al.*, 2018). Sebbene storicamente sia stata accertata la riproduzione all'interno dell'area naturale (Martinoli *et al.*, 2001), *P. nathusii* è un migratore su lunghe distanze ed utilizza le presenti latitudini come zone di svernamento o di soggiorno temporaneo, mentre la riproduzione avviene nelle regioni dell'Europa nord-orientale. La specie è stata considerata come sporadica ma non può essere al momento inclusa nella *checklist* BioMiti.

Diverse considerazioni possono essere fatte riguardo la specie nominale *P. pipistrellus*: i test statistici non confermano una correlazione significativa con i valori adottati da riferimento, la forma dei segnali e il range di frequenze misurate permettono di riconoscere la specie. Solo considerando la frequenza di picco è possibile constatare come i valori di riferimento possano variare notevolmente in letteratura con valori medi quali: 46,6 (Russ, 2012), $46,9 \pm 1,81$ (Russo & Jones, 2002), $47,4 \pm 2,0$ (Obrist *et al.*, 2004) fino a $50,5 \pm 4,7$ (Preatoni *et al.*, 2005). Come molte specie FM-QCF, *P. pipistrellus* emette segnali a frequenze più alte o più basse in funzione dell'ambiente, frequenze che però rientrano in un intervallo indicativo della specie poiché significativamente superiore rispetto a *H. savii*, *P. kuhlii* e *P. nathusii*. I segnali misurati hanno un valore medio di $48,5 \pm 0,6$ rientrando pienamente in questo intervallo, che, in accordo con la valutazione della forma dei segnali, permette di riconoscere la specie considerandone la presenza come possibile fino a 2900 m s.l.m. (*plot 2*).

A supporto delle precedenti considerazioni la presenza di *P. pipistrellus* è stata accertata fino a 2100 m s.l.m. (*plot 5*) dallo studio adottato da confronto (Chirichella, 2019).

Non sono stati registrati individui di *P. pygmaeus*, riconoscibili dai segnali FM-QCF con *range* di frequenze particolarmente elevati, tuttavia la presenza della specie è stata confermata nello studio svolto in collaborazione con l'Università dell'Insubria alle quote più basse: 1900 m s.l.m. (*plot 6*) (Chirichella, 2019).

Per tali ragioni sia *P. pipistrellus* che *P. pygmaeus* possono essere incluse nella *checklist* BioMiti.

La specie *P. pygmaeus* non era ancora stata identificata con certezza all'interno del Parco Adamello Brenta in relazione all'assenza di un quadro di riferimento causato dalla recente definizione della specie (Martinoli *et al.*, 2001). I risultati ottenuti hanno perciò consentito di aumentare le informazioni relative alla presenza e alla distribuzione di *P. pygmaeus* nell'area naturale, considerate necessarie dopo la separazione da *P. pipistrellus*.

Generi *Myotis* e *Plecotus*

Le sequenze attribuibili con certezza al genere *Myotis* (che mostrano ripidi segnali FM) e al genere *Plecotus* (segnali FM con evidenti armoniche) sono state identificate dalla valutazione della forma dei segnali.

L'analisi preliminare in Kaleidoscope ha riconosciuto principalmente 3 specie: *Myotis myotis*, *Myotis daubentonii* e *Myotis nattereri*, ma non si è cercato di identificare ulteriormente le specie considerando i limiti nel raggiungimento di un'identificazione specifica.

Nonostante questo, l'analisi della forma dei segnali consente di confermare il dato di presenza del genere *Myotis* fino a 2300 m s.l.m. (*plot 4*).

Allo stesso modo, la procedura di identificazione è stata interrotta a livello di genere per *Plecotus spp.*, dovuta dalla mancanza di segnali di sufficiente quantità e qualità. La presenza di individui del genere è confermata a 2100 m s.l.m. (*plot 11*).

Rinolophus spp. e *B. barbastellus*,

Non sono state contattate specie appartenenti alla famiglia *Rinolophidae* e *B. barbastellus*, sebbene nell'area di studio fossero inclusi punti di campionamento con ambiente sufficientemente adatto a giustificare la presenza (*plot 12* e *6*). La presenza di tali specie è comunque rara all'interno del territorio del Parco, di cui sono noti pochi siti riproduttivi in edifici ed un solo sito in grotta presso località S. Giacomo (Martinoli *et al.*, 2001).

La specie *B. barbastellus* è stata confermata dalle analisi condotte in collaborazione con l'Università degli Studi dell'Insubria nei punti di campionamento posti alle minor quota: 1900 m s.l.m. (*plot 6*)

(Chirichella, 2019). La caratteristica forma dei segnali emessi (Denzinger *et al.*, 2001), rende possibile un'identificazione efficace anche con pochi segnali disponibili, in tal modo la specie può essere inclusa nella *checklist* BioMiti.

Come riepilogo sono di seguito riportate, le specie inserite nella *checklist* BioMiti a cui sono associate le quote massime di rilevamento: *Tadarida teniotis* (2500 m), *Nyctalus leisleri* (2700 m), *Eptesicus serotinum* (2300 m), *Eptesicus nilssonii* (2700 m), *Vespertilio murinus* (2100), *Pipistrellus kuhlii* (1900 m), *Pipistrellus pipistrellus* (2700 m), *Pipistrellus pigmaeus* (1900 m), *Myotis spp.* (2300 m), *Plecotus spp.* (2100 m), *Barbastella barbastellus* (1900 m).

Si evidenzia come le specie *Nyctalus leisleri*, *Eptesicus nilssonii* e *Pipistrellus pipistrellus* rappresentino le specie maggiormente rilevate, in termini di registrazioni attribuite dal software di classificazione automatico, oltre che le specie segnalate fino agli ambienti rupestri alle maggiori quote (2700 m s.l.m.). Al contrario tutte le restanti specie sono state individuate in poche registrazioni (ad eccezione di *Myotis spp.*), distribuendosi principalmente tra gli ambienti di prateria alpina e macereto consolidato alle quote comprese tra 2100–2300 m s.l.m.

Confrontando i risultati ottenuti dall'analisi aspecifica è possibile constatare come la ricchezza specifica mostri una tendenza che decresce all'aumentare dell'altitudine: la presenza di specie negli ambienti forestali e in prossimità del limite del bosco, è ben rappresentata e include specie tipicamente forestali: *Plecotus spp.*, *Myotis spp.* e *Barbastella barbastellus* adattate a cacciare nella vegetazione o nello spazio ai bordi di boschi e prati. Salendo in quota la struttura dell'ambiente cambia rapidamente, diventano favorevole alle specie adatte alla caccia in ambiente aperto come *Nyctalus spp.* e *Tadarida teniotis*.

Un interessante considerazione può essere fatta nella fascia compresa tra 2100–2300 m in cui è stata registrata la maggiore presenza di Chiroteri nei due anni di indagine. Esse corrispondono ad ambienti di prateria alpina e di macereto consolidato, estremamente ricchi in composizione e struttura di specie erbacee; in questi ambienti specie di diverse Chiroteri, con differenti preferenze ambientali e strategie di caccia, possono trovare siti utili di foraggiamento o corridoio di volo per spostarsi tra ambienti differenti. Si osserva come la quasi totalità delle specie individuate si concentri principalmente in questa fascia altitudinale, mentre soltanto 3 specie si spingono fino alle quote di campionamento più elevate.

Il periodo di monitoraggio nei due anni di indagine compreso tra la fine di giugno e la fine agosto, include parte del periodo di migrazione. In tal modo, un'ulteriore considerazione può essere fatta per le specie individuate, note migratrici a lunga distanza: *Nyctalus leisleri* e *Vespertilio murinus*.

Il Gruppo di Brenta può rappresentare un importante massiccio di riposo per le specie di Chiroteri migratori, oltre che un rifugio glaciale per le specie alpine maggiormente legate a climi freddi, tipici delle foreste boreali centro-nordeuropee.

Valutazione del metodo

La strumentazione automatica (Song Meter SM4BAT-FS) si è dimostrata avere un'elevata potenzialità nel monitoraggio dei Chiroteri in ambienti alto montani difficilmente raggiungibili. L'indipendenza dello strumento ha permesso di svolgere sessioni di campionamento prolungate, consentendo di ottenere informazioni sulla diversità delle specie presenti, dei periodi di attività e dell'uso di differenti habitat.

Come indicazioni operative da adottare durante la raccolta dei dati con operatore, si sottolinea l'importanza di ottenere registrazioni di buona qualità, ponendo maggiore attenzione alle condizioni di campionamento durante l'utilizzo della strumentazione manuale (Pettersson D-240X).

Molte identificazioni errate sono certamente riferibili a sequenze di cattura e doppi passaggi, ma includono anche segnali alterati dalle condizioni ambientali di registrazione. I segnali più deboli, in cui parte delle frequenze sono attenuate, determinano la registrazione di impulsi parziali che non rispettando interamente le caratteristiche di forma, durata e spettro in frequenza, sono classificati erroneamente. Per tali ragioni si consiglia di introdurre nella scheda di campionamento una scala di

disturbo riferita alle ventosità nel punto di indagine, così facendo sarà possibile tenere in considerazione la variabilità introdotta dalle condizioni di registrazione.

È stato accertato come la classificazione automatica del software Kaleidoscope processi in modo coerente gli impulsi analizzati: l'analisi preliminare mediante la matrice informativa conferma le sovrapposizioni tra le specie note da letteratura, per le quali occorre necessariamente ricorrere all'interpretazione dei segnali e alla misurazione dei singoli impulsi.

Dall'analisi visiva delle registrazioni classificate come "NoID" emerge come esse corrispondano per buona parte a passaggi riferiti a *Myotis* spp, mentre in alcuni casi le registrazioni contengono ripetute sequenze di caccia oppure passaggi multipli di più individui che non consentono un'attribuzione precisa ad una specie principale.

Sebbene non sia possibile un'identificazione automatica certa, è opportuno sottolineare come il software di analisi automatico abbia agevolato l'elaborazione di un numero elevato di registrazioni, consentendo di visualizzare velocemente i sonogrammi e di selezionare con precisione le serie di impulsi migliori per la misurazione dei parametri.

L'approccio di *screening* automatico seguito da un'analisi approfondita sulle registrazioni di maggior rilievo ha consentito di ottenere risultati accettabili se paragonati allo sforzo di elaborazione.

6. RINGRAZIAMENTI

Ai miei genitori, che mi hanno sempre sostenuto nel percorso di vita che ho scelto.

Al prof. Gianni Pavan, per avermi seguito nel lavoro di tesi e grazie a cui ho scoperto il mondo della bioacustica.

A Roberta Chirichella, per tutto il tempo speso nella stesura dell'elaborato e per avermi sostenuto durante lo studio dei Chiroteri.

A Marco Armanini, che ha coordinato e seguito la mia esperienza al Parco, un sincero grazie per tutti i consigli e i bei momenti spesi in campo.

Ad Andrea Mustoni, per essere stato un punto di riferimento nella mia formazione faunistica e alpinistica (“infondo sono qui per imparare”).

A Federico Romani per avermi pazientemente supportato durante l'analisi statistica.

Un pensiero di affetto è rivolto a tutti gli operatori del settore ricerca scientifica e educazione ambientale del Parco Naturale Adamello Brenta, tutti voi avete reso possibile queste emozionante avventura durata due anni. Porterò con me il ricordo di tutte le esperienze che abbiamo condiviso.

Alla foresteria di Mavignola, a tutte le risate e ai bei momenti trascorsi con i diversi tirocinanti incontrati durante la formazione al Parco.

Un grazie in particolare è dedicato a Enrico Noro e Elisa Ricci per essere stati il “branco” con cui ho condiviso tutte le mie passioni.

Ai miei compagni di corso naturalisti, senza i quali l'università sarebbe stata molto meno movimentata.

Un ringraziamento a tutti gli amici, colleghi e appassionati di natura incontrati in questi anni di studio.

Alle mie nonne, Carla e Ester, vi voglio bene.

A mia sorella Alice, ti sarò sempre vicino in ogni scelta che ti riserverà il futuro.

Infine, dedico un pensiero ai pipistrelli, animali tanto affascinanti quanto sconosciuti e incompresi, studiarvi è stata una costante fonte di sorpresa ed è valso ogni minuto speso in silenzio, al buio, sotto le stelle, in cima al Grostè.

7. OPERE CITATE

Agnelli P., Russo D., Martinoli M. (a cura di), (2008). Linee guida per la conservazione dei Chiroteri nelle costruzioni antropiche e la risoluzione degli aspetti conflittuali connessi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Ministero per i Beni e le Attività Culturali, Gruppo Italiano Ricerca Chiroteri e Università degli Studi dell'Insubria.

Altringham, J. D. (2011). *Bats: From evolution to conservation*. Oxford: Oxford University Press.

Amorim, F., Mata, V. A., Beja, P., & Rebelo, H. (2015). Effects of a drought episode on the reproductive success of European free-tailed bats (*Tadarida teniotis*). *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 80(3), 228–236. doi:10.1016/j.mambio.2015.01.005

Arlettaz, R., Christe, P., Lugon, A., Perrin, N., & Vogel, P. (2001). Food availability dictates the timing of parturition in insectivorous mouse-eared bats. *Oikos*, 95(1), 105–111. doi:10.1034/j.1600-0706.2001.950112.x

Ashrafi, S., Rutishauser, M., Ecker, K., Obrist, M. K., Arlettaz, R., & Bontadina, F. (2013). Habitat selection of three cryptic *Plecotus* bat species in the European Alps reveals contrasting implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2751–2766. doi:10.1007/s10531-013-0551-z

Barataud M (2015) *Acoustic ecology of European bats. Species Identification and Studies of Their Habitats and Foraging Behaviour*, Biotope Ed. National Museum of Natural History, Paris

Bartonička, T., and Gaisler, J. (2007). Seasonal dynamics in the numbers of parasitic bugs (Heteroptera, Cimicidae): a possible cause of roost switching in bats (Chiroptera, Vespertilionidae). *Parasitol. Res.* 100, 1323–1330. doi: 10.1007/s00436-006-0414-6

Barova S., Streit A., (2018). Action Plan for the Conservation of All Bat Species in the European Union. European Commission and UNEP/EUROBATS. Available from https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/action_plans/index_en.htm [28October 2019]

Battersby, J. (comp.) (2010): *Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats*. EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 95 pp.

Beniston M. (2003) *Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts*. In: Diaz H.F. (eds) *Climate Variability and Change in High Elevation Regions: Past, Present & Future*. *Advances in Global Change Research*, vol 15. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-015-1252-7_2

Bioacoustics. *Springer Handbook of Auditory Research*, vol 54. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3527-7_9

Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. A., & Dolman, P. M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144(6), 1790–1798. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.017

Britton ARC, Jones G (1999) Echolocation behaviour and preycapture success in foraging bats: laboratory and field experiments on *Myotis daubentonii*. *J Exp Biol* 202:1793–1801

Brusa G., Cerabolini B.E.L., Dalle Fratte M., De Molli C., (2017). Protocollo operativo per il monitoraggio regionale degli habitat di interesse comunitario in Lombardia. Versione 1.1. Università degli Studi dell'Insubria - Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Osservatorio Regionale per la Biodiversità di Regione Lombardia.

Buckley, D., Puechmaille, S., Roche, N. & Teeling, E. (2011) A critical assessment of the presence of *Barbastella barbastellus* and *Nyctalus noctula* in Ireland with a description of *N. leisleri* echolocation calls from Ireland. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 22, 111–127.

Burger, J. (2006). Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators*, 1(1), 22–39. doi:10.1080/15555270590966483.

Buscaini G. & Castiglioni E., 1977. Dolomiti di Brenta. Club Alpino Italiano e Touring club Italiano. pag:24-32.

Caprio, E., Patriarca, E., & Debernardi, P. (2020). Bat activity and evidence of bat migration at two high elevation passes in the Western Alps. *European Journal of Wildlife Research*, 66(4). doi:10.1007/s10344-020-01402-0

Carpentari S., Scaravelli D., & Pedrini P., (2017). Quelli che non vediamo e non sentiamo; analisi della presenza dei chiroterteri durante la migrazione degli uccelli tramite l'utilizzo del bat-detector. Indagine svolta presso le stazioni di inanellamento Bocca di Caset e Passo del Brocon. MUSE – Museo delle Scienze, documento interno.

Chirichella, R., Mattioli, S., Nodari, M., Preatoni, D., Wauters, L., Tosi, G., and Martinoli, A. (2003). The Adamello-Brenta Natural Park bat community (Mammalia, Chiroptera): distribution and population status. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 14(1-2). <https://doi.org/10.4404/hystrix-14.1-2-4314>

Chirichella R., Armanini M. (2018). Progetto BioMiti: alla ricerca della Vita sulle Dolomiti di Brenta. Settore Ricerca Scientifica ed Educazione Ambientale del Parco Naturale Adamello Brenta. Documento interno n° 44.04

Chirichella R. (2019). Chiroterteri. In: A. Mustoni (a cura di), BioMiti – Alla ricerca della vita sulle Dolomiti di Brenta, Atti dell'incontro collegiale del 30 novembre 2019 (Carisolo - Casa Geopark) (pp. 33-34). <https://www.pnab.it/il-parco/ricerca-e-biodiversita/progetto-biomiti/>

Cistrone, L., Altea, T., Matteucci, G., Posillico, M., De Cinti, B., Russo, D. (2015). The effect of thinning on bat activity in Italian high forests: the LIFE+ "ManFor C.BD." experience. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 26(2), 125-131. <https://doi.org/10.4404/hystrix-26.2-11477>

Cleland, E., Chuine, I., Menzel, A., Mooney, H., & Schwartz, M. (2007). Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(7), 357–365. doi:10.1016/j.tree.2007.04.003

Davidson-Watts, I., Walls, S., & Jones, G. (2006). Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bats. *Biological Conservation*, 133(1), 118–127. doi:10.1016/j.biocon.2006.05.027

- Davies W. H., (1964). Fall swarming of bats at Dixon cave, Kentucky. *The National Speleological Society Bulletin*, 26: 82-83.
- Davis, W.H. (1970). Hibernation: ecology and physiological ecology. In *Biology of bats*: 265–300. Wimsatt, W.A. (Ed.). New York and London: Academic Press.
- Deflorian M. C., Caldonazzi M., Zanghellini S. & Pedrini P. (2018). *Atlante dei Mammiferi della Provincia di Trento*. Monografie del Museo delle Scienze, Trento, 317 pp.
- Denzinger, A., Siemers, B., Schaub, A., & Schnitzler, H.-U. (2001). Echolocation by the barbastelle bat, *Barbastella barbastellus*. *Journal of Comparative Physiology A: Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 187(7), 521–528. doi:10.1007/s003590100223
- Del Moro A., Ferrara G., Pescia A., Callegari E. (1985) A geochemical study on the acid and basic rocks of the Adamello batholith. *Mem. Soc. Geol. It.*, 26: 261-284.
- Denzinger, A., & Schnitzler, H.-U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4. doi:10.3389/fphys.2013.00164
- Denzinger, A., Kalko, E. K. V., Tschapka, M., Grinnell, A. D., & Schnitzler, H.-U. (2016). Guild Structure and Niche Differentiation in Echolocating Bats. *Springer Handbook of Auditory Research*, 141–166. doi:10.1007/978-1-4939-3527-7_6
- Di Piazza A. & Eccel E. (2012). Analisi di serie giornaliere di temperatura e precipitazione in trentino nel periodo 1958-2010. Provincia autonoma di Trento - Dipartimento Protezione Civile e Fondazione Edmund Mach - 2012
- Diaz, H.F., Grosjean, M. & Graumlich, L. (2003). Climate Variability and Change in High Elevation Regions: Past, Present and Future. *Climatic Change* 59, 1–4. <https://doi.org/10.1023/A:1024416227887>
- Dietz, C., Dietz, I., & Siemers, B. M. (2006). Wing measurement variations in the five European horseshoe bat species (Chiroptera: Rhinolophidae). *Journal of Mammalogy*, 87(6), 1241–1251. doi:10.1644/05-mamm-a-299r2.1
- Dietz, M., and Hörig, A. (2011). Thermoregulation of tree-dwelling temperate bats – a behavioural adaptation to force live history strategy. *Folia Zool.* 60, 5–16.
- Dietz, C. & Keifer, A. (2016). *Bats of Britain and Europe*, London, Bloomsbury.
- Eklöf, J., & Jones, G. (2003). Use of vision in prey detection by brown long-eared bats, *Plecotus auritus*. *Animal Behaviour*, 66(5), 949–953. doi:10.1006/anbe.2003.2272
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR), Hernández-Jerez, A., Adriaanse, P., Aldrich, A., Berny, P., Coja, T., Duquesne, S., Gimsing, A. L., Marina, M., Millet, M., Pelkonen, O., Pieper, S., Tiktak, A., Tzoulaki, I., Widenfalk, A., Wolterink, G., Russo, D., Streissl, F., & Topping, C. (2019). Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *EFSA journal*. European Food Safety Authority, 17(7), e05758. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758>

- Ezard, T. H. G., & Travis, J. M. J. (2006). The impact of habitat loss and fragmentation on genetic drift and fixation time. *Oikos*, 114(2), 367–375. doi:10.1111/j.2006.0030-1299.14778.x
- Fenton M. B., 1969. Summer activity of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae) at hibernacula in Ontario and Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 252: 11-17.
- Fenton, M. B., Audet, D., Obrist, M. K., & Rydell, J. (1995). Signal strength, timing, and self-deafening: the evolution of echolocation in bats. *Paleobiology*, 21(02), 229–242. doi:10.1017/s0094837300013221
- Fenton, M. B., Faure, P. A., & Ratcliffe, J. M. (2012). Evolution of high duty cycle echolocation in bats. *Journal of Experimental Biology*, 215(17), 2935–2944. doi:10.1242/jeb.073171
- Fenton, M. B., Grinnell, A. D., Popper, A. N., & Fay, R. R. (Eds.). (2016). *Bat Bioacoustics*. Springer Handbook of Auditory Research. doi:10.1007/978-1-4939-3527-7
- Ferretti P. e Borsato A., (2006) - Studio idrogeologico della Valle e del Lago di Tovel. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, 81, Suppl. 2: 189-203.
- Flaquer, C., Torre, I., & Arrizabalaga, A. (2007). Comparison of Sampling Methods for Inventory of Bat Communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2), 526–533. doi:10.1644/06-mamm-a-135r1.1
- Fleming, T.H., Eby, P., (2003). Ecology of bat migration. In: Kunz, T.H., Fenton, M.B. (Eds.), *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 156–208.
- Foley, N. M., Hughes, G. M., Huang, Z., Clarke, M., Jebb, D., Whelan, C. V., ... Teeling, E. C. (2018). Growing old, yet staying young: The role of telomeres in bats' exceptional longevity. *Science Advances*, 4(2), eaao0926. doi:10.1126/sciadv.aao0926
- Fowler, J. & Cohen, L. (2002). *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Padova: Muzzio.
- Forti Alessandro, (2014). Studio sul confronto di due metodologie di monitoraggio per la pernice bianca (*Lagopus muta*) nel Parco Naturale Adamello Brenta. Tesi di Laurea in Scienze Naturali. Università di Bologna (A.A. 2013-2014)
- Franco, A. M. A., Hill, J. K., Kitschke, C., Collingham, Y. C., Roy, D. B., Fox, R., Thomas, C. D., et al. (2006). Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8), 1545–1553. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01180.x
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., & Obrist, M. K. (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 252–261. doi:10.1111/1365-2664.12034
- Fritsch, G., & Bruckner, A. (2014). Operator bias in software-aided bat call identification. *Ecology and Evolution*, 4(13), 2703–2713. doi:10.1002/ece3.1122
- Gager, Y. (2018). Information transfer about food as a reason for sociality in bats. *Mammal Review*. doi:10.1111/mam.12146

- Geiser, F., & Ruf, T. (1995). Hibernation versus Daily Torpor in Mammals and Birds: Physiological Variables and Classification of Torpor Patterns. *Physiological Zoology*, 68(6), 935–966. doi:10.1086/physzool.68.6.30163788
- Gillam E., Fenton M.B. (2016) Roles of Acoustic Social Communication in the Lives of Bats. In: Fenton M., Grinnell A., Popper A., Fay R. (eds) *Bat Bioacoustics*. Springer Handbook of Auditory Research, vol 54. Springer, New York, NY. doi:10.1007/978-1-4939-3527-7_5
- Glover, A. M., & Altringham, J. D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141(6), 1493–1504. doi:10.1016/j.biocon.2008.03.012
- Goerlitz, H. R., Greif, S., & Siemers, B. M. (2008). Cues for acoustic detection of prey: insect rustling sounds and the influence of walking substrate. *Journal of Experimental Biology*, 211(17), 2799–2806. doi:10.1242/jeb.019596.
- Griffin, D. R. (1944). How Bats Guide Their Flight by Supersonic Echoes. *American Journal of Physics*, 12(6), 342–345. doi:10.1119/1.1990634
- Griffin, D. R. (1958). *Listening in the dark: The acoustic orientation of bats and men*. New Haven, CT: Yale University Press.
- Gunnell, G. F., & Simmons, N. B. (2005). Fossil Evidence and the Origin of Bats. *Journal of Mammalian Evolution*, 12(1-2), 209–246. doi:10.1007/s10914-005-6945-2
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hansen J, Sato M, Ruedy R, Lo K, Lea DW et al. (2006) Global temperature change. *PNAS* 103:14288–14293
- Heim, O., Treitler, J.T., Tschapka, M., Knörnschild, M., Jung, K., (2015). The importance of landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. *PLOS ONE* 10, e0134443, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0134443>
- Hiryu S., Mora E.C., Riquimaroux H. (2016) Behavioral and Physiological Bases for Doppler Shift Compensation by Echolocating Bats. In: Fenton M., Grinnell A., Popper A., Fay R. (eds) *Bat*
- Holderied, M. W., & von Helversen, O. (2003). Echolocation range and wingbeat period match in aerial-hawking bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1530), 2293–2299. doi:10.1098/rspb.2003.2487
- Holland, R. A. (2004). Echolocation signal structure in the Megachiropteran bat *Rousettus aegyptiacus* Geoffroy 1810. *Journal of Experimental Biology*, 207(25), 4361–4369. doi:10.1242/jeb.01288
- Humphries, M. M., Thomas, D. W., & Speakman, J. R. (2002). Climate-mediated energetic constraints on the distribution of hibernating mammals. *Nature*, 418(6895), 313–316. doi:10.1038/nature00828

- Hutson A. M., Mickleburgh S. P., & Racey P. A. (2001) *Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*, IUCN/SSC chiroptera specialist group, IUCN, Gland, Switzerland.
- Ibáñez C (1997) Winter reproduction in the greater mouse-eared bat (*Myotis myotis*) in South Iberia. *J Zool* 243:836–840.
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Jensen, M. E., & Miller, L. A. (1999). Echolocation signals of the bat *Eptesicus serotinus* recorded using a vertical microphone array: effect of flight altitude on searching signals. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 47(1-2), 60–69. doi:10.1007/s002650050650
- Jonasson, K. A., & Willis, C. K. R. (2011). Changes in Body Condition of Hibernating Bats Support the Thrifty Female Hypothesis and Predict Consequences for Populations with White-Nose Syndrome. *PLoS ONE*, 6(6), e21061. doi:10.1371/journal.pone.0021061
- Jones G., Barratt E.M., (1999). *Vespertilio pipistrellus* Schreber, 1774 and *V. pygmaeus* Leach, 1825 (currently *Pipistrellus pipistrellus* and *P. pygmaeus*; Mammalia, Chiroptera): proposed designation of neotypes. *Bull. Zool. Nomencl.* 56: 182-186.
- Jones, G., & Teeling, E. (2006). The evolution of echolocation in bats. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(3), 149–156. doi:10.1016/j.tree.2006.01.001
- Jones G, Jacobs DS, Kunz TH, Willig MR, Racey PA. (2009) Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endanger Species Res* 8:93–115
- Jones G. e Rebelo H. (2013) Responses of Bats to Climate Change: Learning from the Past and Predicting the Future. In: Adams R., Pedersen S. (eds) *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7397-8_22
- Kalko, E. K. V., & Schnitzler, H.-U. (1989). The echolocation and hunting behavior of Daubenton's bat, *Myotis daubentoni*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 24(4), 225–238. doi:10.1007/bf00295202
- Kalko, E. V., & Schnitzler, H.-U. (1993). Plasticity in echolocation signals of European pipistrelle bats in search flight: implications for habitat use and prey detection. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 33(6). doi:10.1007/bf00170257
- Kerth G., Kiefer A., Trappmann C., Weishaar M., (2003). High gene diversity at swarming sites suggest hot spots for gene flow in the endangered Bechstein's bat. *Conservation Genetics*, 4: 491-499.
- Kerth, G., Ebert, C., & Schmidtke, C. (2006). Group decision making in fission-fusion societies: evidence from two-field experiments in Bechstein's bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1602), 2785–2790. doi:10.1098/rspb.2006.3647
- Kerth, G. (2008). Causes and Consequences of Sociality in Bats. *BioScience*, 58(8), 737–746. doi:10.1641/b580810

- Kerth, G., Perony, N., and Schweitzer, F. (2011). Bats are able to maintain longterm social relationships despite the high fission–fusion dynamics of their groups. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 2761–2767. doi: 10.1098/rspb.2010. 2718
- Koteja, P., Jurczyszyn, M. & Wołoszyn, B.W. (2001). Energy balance of hibernating mouse-eared bat *Myotis myotis*: a study with a TOBEC instrument. *Acta Theriol.* 46, 1–12.
- Krauel, J. J., & McCracken, G. F. (2013). Recent Advances in Bat Migration Research. *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*, 293–313. doi:10.1007/978-1-4614-7397-8_15
- Kunz T. H. (1982). Roosting ecology. Pp. 1-55. In: Kunz T. H. (Ed.), *Ecology of Bats*. Plenum Press, New York: pp. 450.
- Kunz, T. H., and Lumsden, L. F. (2003). “Ecology of cavity and foliage roosting bats,” in *Bat Ecology*, eds T. H. Kunz and M. B. Fenton (Chicago, IL: University of Chicago Press), 3–89.
- Kunz, T.H., Hodgkinson, R. & Weise, C. (2009). Methods of capturing and handling bats. *Ecological and Behavioural Methods for the Study of Bats*, 2nd edn (eds T.H. Kunz & S. Parsons), pp. 3–35. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Kusch J, Idelberger S (2005) Spatial and temporal variability of bat foraging in a western European low mountain range forest. *Mammalia* 69:21–33. <https://doi.org/10.1515/mamm.2005.003>
- Lacki, M. J., Amelon, S. K., and Baker, M. D. (2007). “Foraging ecology of bats in forests,” in *Bats in Forests: Conservation and Management*, eds M. J. Lacki, J. P. Hayes, and A. Kurta (Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press), 83–127.
- Law B., Park K. J., Lacki M. J., (2016) *Insectivorous Bats and Silviculture: Balancing Timber Production and Bat Conservation in: Voigt, C.C. & T. Kingston. 2016. Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer International Publishing*
- Lawrence, B. D., & Simmons, J. A. (1982). Measurements of atmospheric attenuation at ultrasonic frequencies and the significance for echolocation by bats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 71(3), 585–590. doi:10.1121/1.387529
- Lima, S. L., & O’Keefe, J. M. (2013). Do predators influence the behaviour of bats? *Biological Reviews*, 88(3), 626–644. doi:10.1111/brv.12021
- López-Baucells, A., Torrent, L., Rocha, R., Bobrowiec, P. E. D., Palmeirim, J. M., & Meyer, C. F. J. (2018). Stronger together: Combining automated classifiers with manual post-validation optimizes the workload vs reliability trade-off of species identification in bat acoustic surveys. *Ecological Informatics*. doi:10.1016/j.ecoinf.2018.11.004
- Loy, A., Aloise, G., Ancillotto, L., Angelici, F. M., Bertolino, S., Capizzi, D., Castiglia, R., Colangelo, P., Contoli, L., Cozzi, B., Fontaneto, D., Lapini, L., Maio, N., Monaco, A., Mori, E., Nappi, A., Podestà, M., Russo, D., Sarà, M., Scandura, M., and Amori, G. (2019). *Mammals of Italy: an annotated checklist*. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 30(2), pp.87-106. <https://doi.org/10.4404/hystrix-00196-2019>

- Lyman, C.P. (1970). Thermoregulation and metabolism in bats. Hibernation: ecology and physiological ecology. In *Biology of bats*: 301–330. Wimsatt, W.A. (Ed.). New York and London: Academic Press.
- Martin S., Zattin M., Del Moro A., Macera P. (1996) Chronologic constraints for the evolution of the Giudicarie belt (Eastern Alps, NE Italy). *Annales Tectonicae*, 10: 175-189.
- Martinoli, A., Preatoni, D. G., & Tosi, G. (2000). Does Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839) breed in northern Italy? *Journal of Zoology*, 250(2), 217–220. doi:10.1111/j.1469-7998.2000.tb01071.x
- Martinoli A., Preatoni D.G.& Tosi G. (2001). Presenza e distribuzione dei pipistrelli (Chiroptera) nel territorio del Parco Naturale Adamello Brenta, documento interno.
- Masè V., Avanzini M., Tomasoni R., Zampedri G. (2007). Application dossier for the nomination of the territory of the Adamello Brenta Natural Park as European and Global Unesco Geopark, Strembo (TN)
- Masing, M., & Lutsar, L. (2007). Hibernation Temperatures In Seven Species Of Sedentary Bats (Chiroptera) In Northeastern Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 17(1), 47–55. doi:10.1080/13921657.2007.10512815
- Mayr, E. (1948). The Bearing of the New Systematics on Genetical Problems The Nature of Species. *Advances in Genetics*, 205–237. doi:10.1016/s0065-2660(08)60469-1
- McLoughlin, A (2013). Man fined for destroying bat roost. Bat Conservation Trust. [Online] 07 02, 2013. <https://www.bats.org.uk/news/2013/07/man-fined-for-destroying-bat-roost> .
- Menzel M.A., Carter T.C., Menzel J.M., Ford W.M., Chapman B.R., 2002. Effects of group selection silviculture in bottomland hardwoods on the spatial activity patterns of bats. *Forest Ecology and Management* 162: 209–218
- Michaelsen, T. C., Jensen, K. H., & Högstedt, G. (2014). Roost Site Selection in Pregnant and Lactating Soprano Pipistrelles (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825) at the Species Northern Extreme: The Importance of Warm and Safe Roosts. *Acta Chiropterologica*, 16(2), 349–357. doi:10.3161/150811014x687305
- Middleton, N., Froud, A., French, K., (2014). *Social calls of the Bats of Britain and Ireland*. Pelagic Publishing Ltd.
- Mitchell-Jones, A. J., Bihari, Z., Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Protecting and managing underground sites for bats. EUROBATS Publication Series No. 2 (English version). UNEP / EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 38 pp.
- Moussy, C., Hosken, D. J., Mathews, F., Smith, G. C., Aegerter, J. N., & Bearhop, S. (2012). Migration and dispersal patterns of bats and their influence on genetic structure. *Mammal Review*, 43(3), 183–195. doi:10.1111/j.1365-2907.2012.00218.x
- Mugion, L. G. (1996). Vegetational aspects of Calluna heathlands in the western Po plain (Turin, NW Piedmont, Italy). *Allionia*, 34, 343-348.

- Müller, J., Mehr, M., Bässler, C., Fenton, M. B., Hothorn, T., Pretzsch, H., ... Brandl, R. (2012). Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia*, 169(3), 673–684. doi:10.1007/s00442-011-2247-y
- Mustoni A., Chiozzini S. (2007). Piano Faunistico del Parco Naturale Adamello Brenta. Parco Naturale Adamello Brenta ed., Strembo (TN).
- Neil M. Furey & Paul A. Racey (2016) Conservation Ecology of Cave Bats in: Voigt, C.C. & T. Kingston. 2016. Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer International Publishing
- Neuweiler, G. (1989). Foraging ecology and audition in echolocating bats. *Trends in Ecology & Evolution*, 4(6), 160–166. doi:10.1016/0169-5347(89)90120-1
- Newson SE, Mendes S, Crick HQP, Dulvy NK, Houghton JDR. et al. (2009) Indicators of the impact of climate change on migratory species. *Endanger Species Res* 7:101–113
- Niederfriniger O., (2001). I pipistrelli in Alto Adige. Museo Scienze Naturali Alto Adige, 58 pp.
- Obrist, M. K. (1995). Flexible bat echolocation: the influence of individual, habitat and conspecifics on sonar signal design. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 36(3), 207–219. doi:10.1007/bf00177798
- Obrist M. K., Boesch R. & Flückiger P. F. (2004). Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia* 68 (4): 307-322.
- Obrist M.K., Pavan G., Sueur J., Riede K., Llusia D. and Márquez R., (2010). Bioacoustic approaches in biodiversity inventories. In: *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories*, Abc Taxa, Vol. 8: 68-99. ISSN 1784-1283 (hard copy) ISSN 1784-1291 (on-line pdf) Available at: <http://www.abctaxa.be/volumes/volume-8-manual-atbi/chapter-5/>
- Odasso, M., Miori, M., Gandolfo, C., (2018). I tipi forestali del Trentino: descrizione e aspetti dinamici. Provincia autonoma di Trento. Servizio foreste e fauna, Trento, Italy.
- Ortega, J. (Ed.). (2016). *Sociality in Bats*. doi:10.1007/978-3-319-38953-0
- Parsons, K. N., Jones, G., & Greenaway, F. (2003). Swarming activity of temperate zone microchiropteran bats: effects of season, time of night and weather conditions. *Journal of Zoology*, 261(3), 257–264. doi:10.1017/s0952836903004199
- Park, K. J. (2015). Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 80(3), 191–204. doi:10.1016/j.mambio.2014.10.004
- Pavan G. (2015). Bioacustica e Ecologia acustica. In “ACUSTICA. Fondamenti e applicazioni”, Renato Spagnolo (a cura di), UTET Università, Torino (2015), pp. 803-828

- Perazza G. & Decarli Perazza M., (2005) Cartografia delle orchidee tridentine (COT): mappatura delle orchidee spontanee in Provincia di Trento (Italia settentrionale), aggiornamento generale – Annali Museo Civico di Rovereto, 20/2004. In: Festi F. & Prosser F., 2008. Flora del Parco Naturale Adamello Brenta. Collana Documenti del Parco n.17. museo civico di Rovereto, edizioni osiride. pp.60
- Pfalzer, G., & Kusch, J. (2003). Structure and variability of bat social calls: implications for specificity and individual recognition. *Journal of Zoology*, 261(1), 21–33. doi:10.1017/s0952836903003935
- Podlutzky A. J., Khritankov A. M., Ovodov N. D., Austad S. N. (2005). A new field record for bat longevity. *J. Gerontol. A Biol. Sci. Med. Sci.* 60, 1366–1368.
- Preatoni, D. G., Nodari, M., Chirichella, R., Tosi, G., Wauters, L. A., & Martinoli, A. (2005). Identifying Bats From Time-Expanded Recordings Of Search Calls: Comparing Classification Methods. *Journal of Wildlife Management*, 69(4), 1601–1614. doi:10.2193/0022-541x(2005)69[1601:ibftro]2.0.co;2
- Pretzlaff, I., Kerth, G., & Dausmann, K. H. (2010). Communally breeding bats use physiological and behavioural adjustments to optimise daily energy expenditure. *Naturwissenschaften*, 97(4), 353–363. doi:10.1007/s00114-010-0647-1
- Prosser F., Bertolli A., (2008). A new species of *Gentiana* sect. *Calathianae* (*Gentianaceae*) from the Brenta Group, European Alps, Italy. *Willdenowia*, 38: 423.431.
- Puechmaille, S. J., Borissov, I. M., Zebok, S., Allegrini, B., Hizem, M., Kuenzel, S., Siemers, B. M. et al. (2014). Female Mate Choice Can Drive the Evolution of High Frequency Echolocation in Bats: A Case Study with *Rhinolophus mehelyi*. *PLoS ONE*, 9(7), e103452. doi:10.1371/journal.pone.0103452
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Racey, P. A. (1982). Ecology of Bat Reproduction. *Ecology of Bats*, 57–104. doi:10.1007/978-1-4613-3421-7_2
- Racey, P. A., & Entwistle, A. C. (2000). Life-history and Reproductive Strategies of Bats. *Reproductive Biology of Bats*, 363–414. doi:10.1016/b978-012195670-7/50010-2
- Ransome, R. D., & Mcowat, T. P. (1994). Birth timing and population changes in greater horseshoe bat colonies (*Rhinolophus ferrumequinum*) are synchronized by climatic temperature. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 112(3), 337–351. doi:10.1111/j.1096-3642.1994.tb00324.x
- Rebelo, H., Tarroso, P., & Jones, G. (2010). Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology*, 16(2), 561–576. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02021.x
- Rebelo, H., Froufe, E., Brito, J. C., Russo, D., Cistrone, L., Ferrand, N., & Jones, G. (2012). Postglacial colonization of Europe by the barbastelle bat: agreement between molecular data and past predictive modelling. *Molecular Ecology*, 21(11), 2761–2774. doi:10.1111/j.1365-294x.2012.05566.x

- Rivers, N. M., Butlin, R. K., & Altringham, J. D. (2006). Autumn swarming behaviour of Natterer's bats in the UK: Population size, catchment area and dispersal. *Biological Conservation*, 127(2), 215–226. doi:10.1016/j.biocon.2005.08.010
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 157–176. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x
- Rondini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (a cura di), (2013) – Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato italiano IUCN, Min. Ambiente, Roma, 54 pp.
- Root, R. B. (1967). The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317–350. doi:10.2307/1942327
- Ruczyński, I., Nicholls, B., MacLeod, C. D., and Racey, P. A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest - adaptive response to forest management? *For. Ecol. Manage.* 259, 1633–1641. doi: 10.1016/j.foreco.2010.01.041
- Russ, J., (2012). *British Bat Calls. A Guide to Species Identification*. Pelagic Publishing, Exeter.
- Russo, D., Jones, G., Mucedda, M., 2001. Influence of age, sex and body size on echolocation calls of Mediterranean (*Rhinolophus euryale*) and Mehely's (*Rhinolophus mehelyi*) horseshoe bats (Chiroptera: Rhinolophidae). *Mammalia* 65,429–436.
- Russo, D., & Jones, G. (2002). Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology*, 258(1), 91–103. doi:10.1017/s0952836902001231
- Russo, D., Cistrone, L., and Jones, G. (2005). Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats, *Barbastella barbastellus*. *Ecography* 28, 769–776. doi: 10.1111/j.2005.0906-7590.04343.x
- Russo, D., Mucedda, M., Bello, M., Biscardi, S., Pidinchedda, E., & Jones, G. (2007). Divergent echolocation call frequencies in insular rhinolophids (Chiroptera): a case of character displacement? *Journal of Biogeography*, 34(12), 2129–2138. doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01762.x
- Russo, D., & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 80(3), 205–212. doi:10.1016/j.mambio.2014.10.003
- Russo, D., & Voigt, C. C. (2016). The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: A cautionary note for a sound analysis. *Ecological Indicators*, 66, 598–602. doi:10.1016/j.ecolind.2016.02.036
- Russo, D., Cistrone, L., Budinski, I., Console, G., Della Corte, M., Milighetti, C., Ancillotto, L. et al. (2017). Sociality influences thermoregulation and roost switching in a forest bat using ephemeral roosts. *Ecology and Evolution*, 7(14), 5310–5321. doi:10.1002/ece3.3111
- Rydell, J. (2010). Variation in the Sonar of an Aerial-hawking Bat (*Eptesicus nilssonii*). *Ethology*, 93(4), 275–284. doi:10.1111/j.1439-0310.1993.tb01209.x

- Rydell, J., Nyman, S., Eklöf, J., Jones, G., & Russo, D. (2017). Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: A request for prudence. *Ecological Indicators*, 78, 416–420. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.023
- Sachanowicz K, Wower A, Bashta A-T. (2006) Further range extension of *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) in central and eastern Europe. *Acta Chiropterol* 8:543–548.
- Safi, K., & Kerth, G. (2004). A Comparative Analysis of Specialization and Extinction Risk in Temperate-Zone Bats. *Conservation Biology*, 18(5), 1293–1303. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00155.x
- Schnitzler, H.-U., & Kalko, E. K. V. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats. *BioScience*, 51(7), 557. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0557:ebieb]2.0.co;2
- Schnitzler, H.-U., Moss, C. F., & Denzinger, A. (2003). From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(8), 386–394. doi:10.1016/s0169-5347(03)00185-x
- Schnitzler, H.-U., & Denzinger, A. (2010). Auditory fovea and Doppler shift compensation: adaptations for flutter detection in echolocating bats using CF-FM signals. *Journal of Comparative Physiology A*, 197(5), 541–559. doi:10.1007/s00359-010-0569-6
- Schnitzler, H.-U., Kalko, E. K. V., & Denzinger, A. (2004). Evolution of echolocation and foraging behavior in bats. In J. A. Thomas, C. F. Moss, & M. Vater (Eds.), *Echolocation in bats and dolphins* (pp. 331–339). Chicago: The University of Chicago Press
- Schuller, G., & Pollak, G. (1979). Disproportionate frequency representation in the inferior colliculus of doppler-compensating Greater Horseshoe bats: Evidence for an acoustic fovea. *Journal of Comparative Physiology ? A*, 132(1), 47–54. doi:10.1007/bf00617731
- Siemers, B. M., & Schnitzler, H.-U. (2004). Echolocation signals reflect niche differentiation in five sympatric congeneric bat species. *Nature*, 429(6992), 657–661. doi:10.1038/nature02547
- Siemers, B. M., Beedholm, K., Dietz, C., Dietz, I., & Ivanova, T. (2005). Is species identity, sex, age or individual quality conveyed by echolocation call frequency in European horseshoe bats? *Acta Chiropterologica*, 7(2), 259–274. doi:10.3161/1733-5329(2005)7[259:isisao]2.0.co;2
- Siemers, B. M., & Swift, S. M. (2005). Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59(3), 373–380. doi:10.1007/s00265-005-0060-5
- Simmons, J. A. (1973). The resolution of target range by echolocating bats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 54(1), 157–173. doi:10.1121/1.1913559
- Simmons, J. A., & Stein, R. A. (1980). Acoustic imaging in bat sonar: Echolocation signals and the evolution of echolocation. *Journal of Comparative Physiology ? A*, 135(1), 61–84. doi:10.1007/bf00660182

- Smeraldo, S., Bosso, L., Salinas-Ramos, B. V., Ancillotto, L., Sanchez-Cordero, V., Gazaryan, Suren., Russo, D. (2021). Generalists yet different: distributional responses to climate change may vary in opportunistic bat species sharing similar ecological traits. *Mammal review*. <https://doi.org/10.1111/mam.12247>
- Smiraglia C. & Diolaiuti G. (Editors) (2015) - The New Italian Glacier Inventory. Ev-K2-CNR, Bergamo Publ., 400 pp
- Speakman, J.R. & Racey, P.A. (1989). Hibernation ecology of the pipistrelle bat: energy expenditure, water requirements and mass loss, implications for survival and the function of winter emergence flights. *J. Anim. Ecol.* 58, 797–813.
- Speakman, J. R., Webb, P. I., & Racey, P. A. (1991). Effects of Disturbance on the Energy Expenditure of Hibernating Bats. *The Journal of Applied Ecology*, 28(3), 1087. doi:10.2307/2404227
- Speakman, J. R., & Rowland, A. (1999). Preparing for inactivity: How insectivorous bats deposit a fat store for hibernation. *Proceedings of the Nutrition Society*, 58(01), 123–131. doi:10.1079/pns19990017
- Stahlschmidt, P., & Brühl, C. A. (2012). Bats as bioindicators - the need of a standardized method for acoustic bat activity surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 503–508. doi:10.1111/j.2041-210x.2012.00188.x
- Stawski, C., Willis, C. K. R., & Geiser, F. (2014). The importance of temporal heterothermy in bats. *Journal of Zoology*, 292(2), 86–100. doi:10.1111/jzo.12105
- Stilz, W.-P., & Schnitzler, H.-U. (2012). Estimation of the acoustic range of bat echolocation for extended targets. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 132(3), 1765–1775. doi:10.1121/1.4733537
- Stone, E. L., Harris, S., & Jones, G. (2015). Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 80(3), 213–219. doi:10.1016/j.mambio.2015.02.004
- Surlykke, A., & Kalko, E. K. V. (2008). Echolocating Bats Cry Out Loud to Detect Their Prey. *PLoS ONE*, 3(4), e2036. doi:10.1371/journal.pone.0002036
- Thomas, C. D., Bodsworth, E. J., Wilson, R. J., Simmons, A. D., Davies, Z. G., Musche, M., & Conradt, L. (2001). Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411(6837), 577–581. doi:10.1038/35079066
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Williams, S. E. et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148. doi:10.1038/nature02121
- Thuiller, W., Lavorel, S., & Araujo, M. B. (2005). Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14(4), 347–357. doi:10.1111/j.1466-822x.2005.00162.x

- Titchenell, M. A., Williams, R. A., & Gehrt, S. D. (2011). Bat response to shelterwood harvests and forest structure in oak-hickory forests. *Forest Ecology and Management*, 262(6), 980–988. doi:10.1016/j.foreco.2011.05.032
- Toffoli R, Culasso P, Locatelli AG, Giraud L (2016) Bats of Alpi Marittime Nature Park (North West Italy) and Site of Community Importance IT1160056: distribution and status. *Atti Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. Nat. Milano* 3(1):3-13. <http://dx.doi.org/10.4081/nhs.2016.254>
- Tomasi, G. (1990). Aspetti naturalistici. In: Flaim S. (a cura di), *Incontri col Parco*. Edizioni Arca, Trento, 31-40.
- Tuttle, M.D. and Stevenson, D. (1982). Growth and survival of bats. In *Ecology of Bats* (T.H. Kunz, ed.). Plenum Press, New York.
- Ulanovsky, N., Fenton, M. B., Tsoar, A., & Korine, C. (2004). Dynamics of jamming avoidance in echolocating bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271(1547), 1467–1475. doi:10.1098/rspb.2004.2750
- UNEP/EUROBATS 8th Session of the Meeting of the Parties, Monte Carlo, Principality of Monaco, 8 - 10 October 2018
- Van Swaay, Chris A.M. et al. (2016). *The European Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2015* Wageningen, NL: De Vlinderstichting.
- Veith M., Beer N., Kiefer A., Johannesen J., Seitz A., 2004. The role of swarming sites for maintaining gene flow in the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*). *Heredity*, 93: 342-349.
- Voigt C. C., Phelps K. L., Aguirre L. F., Schoeman C. M., Vanitharani J., Zubaid A., (2016) *Bats and Buildings: The Conservation of Synanthropic Bats in: Voigt, C.C. & T. Kingston. 2016. Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer International Publishing.*
- Von der Emde, G., & Schnitzler, H.-U. (1990). Classification of insects by echolocating greater horseshoe bats. *Journal of Comparative Physiology A*, 167(3), 423–430. doi:10.1007/bf00192577
- Wahlberg, M., & Surlykke, A. (2014). Sound Intensities of Biosonar Signals from Bats and Toothed Whales. *Springer Handbook of Auditory Research*, 107–141. doi:10.1007/978-1-4614-9146-0_4
- Walters, C. L., Freeman, R., Collen, A., Dietz, C., Brock Fenton, M., Jones, G., Jones, K. E. et al. (2012). A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1064–1074. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02182.x
- Walters, C. L., Collen, A., Lucas, T., Mroz, K., Sayer, C. A., & Jones, K. E. (2013). Challenges of Using Bioacoustics to Globally Monitor Bats. *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*, 479–499. doi:10.1007/978-1-4614-7397-8_23
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Bairlein, F., et al. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389–395. doi:10.1038/416389a

Webb, P. I., Speakman, J. R., & Racey, P. A. (2009). Evaporative water loss in two sympatric species of vespertilionid bat, *Plecotus auritus* and *Myotis daubentoni*: relation to foraging mode and implications for roost site selection. *Journal of Zoology*, 235(2), 269–278. doi:10.1111/j.1469-7998.1995.tb05143.x

Whitlock M. C. & Schluter D. (2010) *Analisi statistica dei dati biologici*, Bologna, Zanichelli.

Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., & Vaughan, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 984–993. doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wojciechowski, M. S., Jefimow, M., & Tęgowska, E. (2007). Environmental conditions, rather than season, determine torpor use and temperature selection in large mouse-eared bats (*Myotis myotis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 147(4), 828–840. doi:10.1016/j.cbpa.2006.06.039

Zukal, J., Pikula, J., & Bandouchova, H. (2015). Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 80(3), 220–227. doi:10.1016/j.mambio.2015.01.001

SITOGRAFIA

<https://forestefauna.provincia.tn.it/>

<https://www.iucnredlist.org/>

www.eurobats.org

www.iucnredlist.org

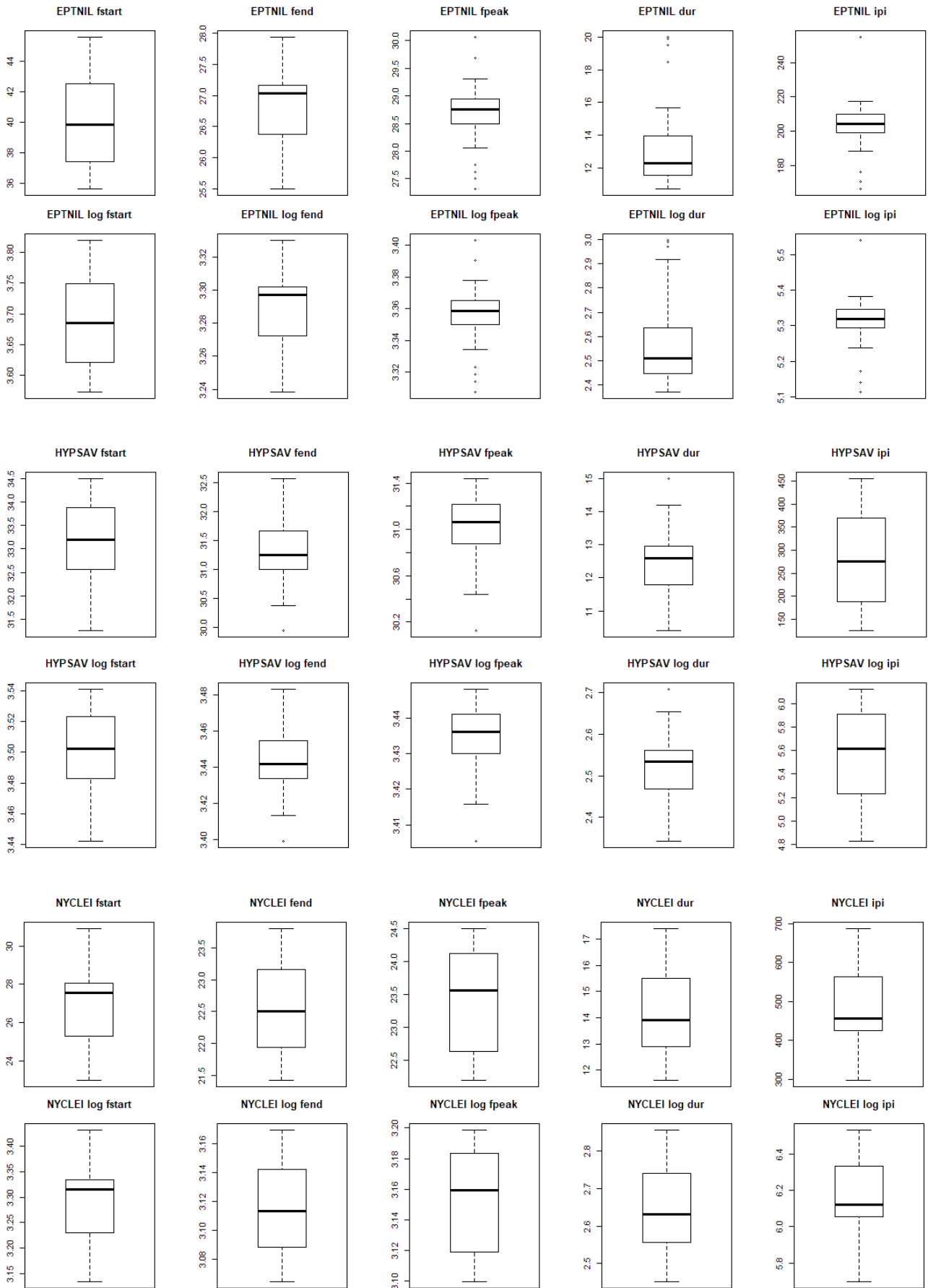
www.meteo.fmach.it

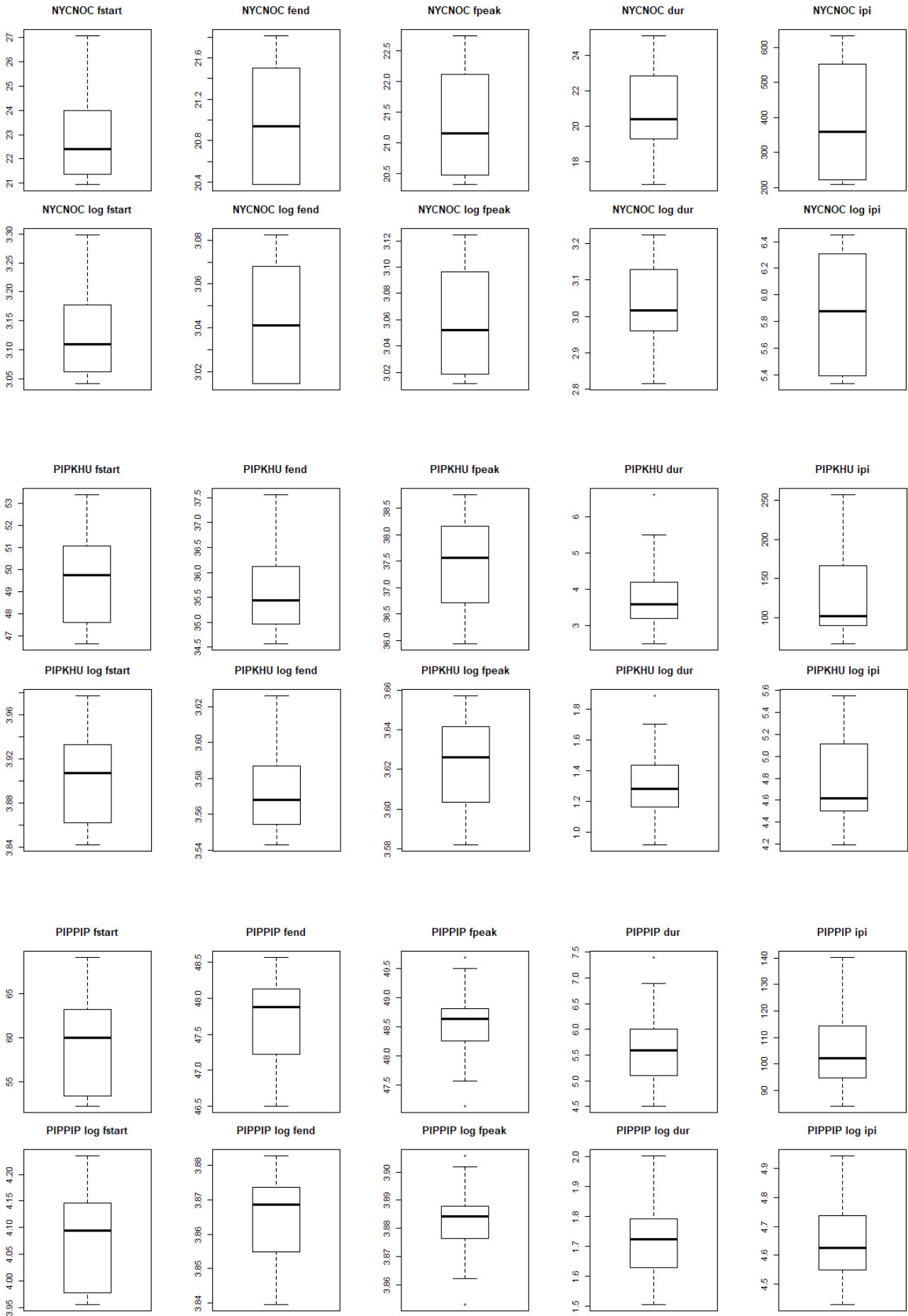
www.meteotrentino.it

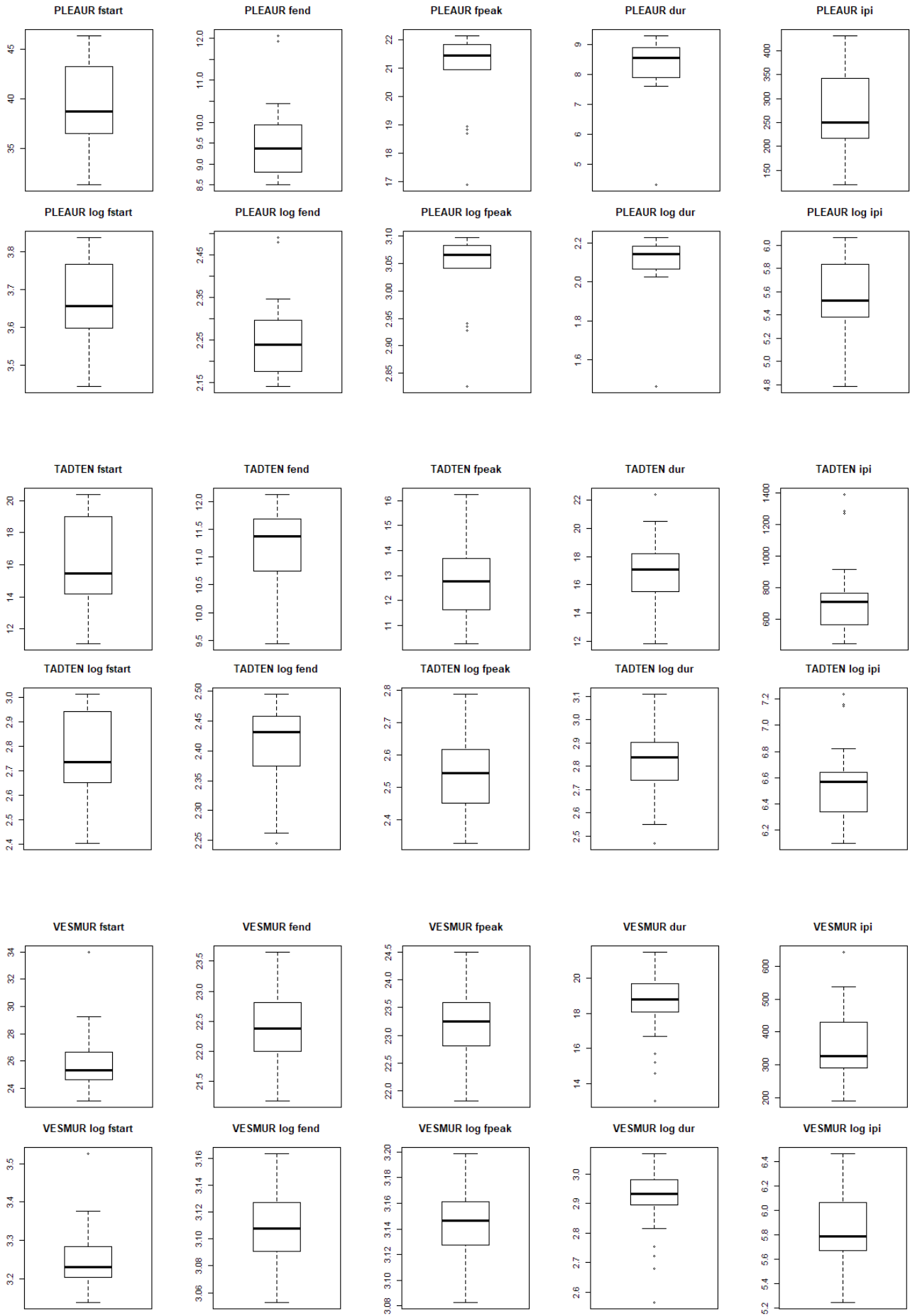
www.wildlifeacoustics.com

8. APPENDICI

Allegato 1: grafici boxplot della distribuzione dei dati analizzati per ogni gruppo, con variabili originali (sopra) e al logaritmo (sotto).







Allegato 2: parametri selezionati per 17 specie: Fstart: frequenza di inizio; Fend: frequenza di fine; Fpeak: frequenza di picco; Dur: durata; IPI: intervallo tra impulsi; media \pm deviazione standard sono riportati sopra al range (i valori riportati appaiono diversi a seconda dei criteri adottati dai 3 studi utilizzati come riferimento).

Specie	Struttura dei segnali	Fstart [kHz]	Fend[kHz]	Fpeak [kHz]	Dur [ms]	IPI [ms]	Articolo
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	FM/CF/FM	70.2 (62.2 – 158.3)	67.3 (58.1 – 80.9)	81.3 (77.8–83.8)	50.5 (16.3–73.8)	90.2 (24.9–186.6)	Russ, 2012
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	FM/CF/FM	99.0 (92.3 – 107.8)	96.6 (83.4 – 110.3)	111.1 (107.3 – 114.0)	43.6 (11.9 – 61.4)	70.4 (14.1 – 113.7)	Russ, 2012
<i>Rhinolophus euryale</i>	FM/CF/FM	93.8 (87.4 – 102.9)	89.1 (84.2 – 100.5)	102.4 (100.2 – 104.0)	40.6 (11.9 – 81.1)	75.1 (17.0 – 62.0)	Russo & Jones, 2002
<i>Tadarida teniotis</i>	FM/QCF	17.0 \pm 4.6 (13.3 – 31.2)	12.1 \pm 1.2 (10.9 – 15.0)	13.0 \pm 1.5 (11.5 – 18.1)	16.6 \pm 3.5 (10.5 – 25.5)	622.1 \pm 191.9 (176.0 – 1000,0)	Russo & Jones, 2002
<i>Nyctalus noctula</i>	FM/QCF	37.9 (23.8 – 52.2)	23.7 (21.4 – 32.2)	24.5 (22.4 – 33.6)	14.7 (8.8 – 23.4)	216.9 (120.3 – 413.1)	Russ, 2012
	QCF	18.3 (17.1 – 23.0)	23.2 (18.2 – 30.4)	19.3 (17.5 – 23.6)	22.1 (13.2 – 29.9)	372.2 (120.2 – 807.2)	Russ, 2012
<i>Nyctalus leisleri</i>	FM/QCF	42.9 (29.8 – 61.7)	26.5 (24.2 – 30.7)	27.1 (25.0 – 32.1)	8.3 (6.1 – 18.4)	118.9 (107.3 – 313.1)	Russ, 2012
	QCF	26.2 (23.5 – 29.9)	21.9 (20.9 – 24.1)	23.1 (21.9 – 24.6)	17.1 (10.5 – 25.1)	312.2 (100.2 – 801.2)	Russ, 2012
<i>Eptesicus serotinus</i>	FM/QCF e QCF	58.4 (39.1 – 78.0)	27.5 (22.4 – 32.0)	25.9 (24.1 – 32.2)	5.1 (1.6 – 12.3)	126.0 (65.1 – 159.0)	Russ, 2012
<i>Eptesicus nilssonii</i>	FM/QCF	48.2 \pm 8.8	24.6 \pm 1.1	29.8 \pm 1.6	10.7 \pm 1.6		Obrist et al., 2004
<i>Vespertilio murinus</i>	FM/QCF e QCF	35.8 \pm 10.5	20.2 \pm 1.4	24.6 \pm 2.2	15 \pm 3.8		Obrist et al., 2004
<i>Hypsugo savii</i>	FM/QCF	47.3 \pm 11.7 (32.0 – 79.8)	32.8 \pm 1.7 (29.5 – 36.0)	34.6 \pm 1.8 (30.8 – 37.9)	8.1 \pm 3.2 (3.8 – 15.3)	170.7 \pm 79.0 (85.7 – 433.0)	Russo & Jones, 2002
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	FM/QCF	72.0 \pm 12.8 (41.8 – 97.2)	39.6 \pm 1.7 (35.3 – 45.2)	41.4 \pm 1.9 (36.7 – 46.2)	5.7 \pm 1.5 (2.9 – 9.5)	109.8 \pm 40.4 (45.6 – 284.7)	Russo & Jones, 2002
<i>Pipistrellus nathusii</i>	FM/QCF e QCF	51.1 (40.0 – 66.8)	36.9 (35.2 – 38.9)	39.3 (35.5 – 41.9)	5.88 (3.0 – 7.9)	129.0 (88.6 – 237.0)	Russ, 2012
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	FM/QCF e QCF	68.8 (50.8 – 95.2)	45.9 (41.2 – 50.6)	46.6 (43.3 – 49.9)	5.9 (3.2 – 8.6)	102.5 (59.9 – 211.0)	Russ, 2012
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	FM/QCF e QCF	79.6 (63.8 – 108.6)	56.8 (53.2 – 60.6)	55.1 (50.2 – 64.1)	5.5 (2.1 – 8.2)	89.1 (51.0 – 217.1)	Russ, 2012
<i>Plecotus austriacus</i>	FM	50.0 (31.9 – 63.8)	25.0 (19.1 – 30.9)	33.1 (25.5 – 42.1)	2.3 (1.2 – 3.8)	76.8 (21.8 – 172.4)	Russ, 2012
<i>Plecotus austriacus</i>	FM	43.4 (35.4–55.9)	23.6 (17.0–31.7)	32.6 (26.3–60.5)	3.8 (1.4–7.0)	105.0 (35.8–194.0)	Russ, 2012
<i>Barbastella barbastellus</i>	FM (tipo 1)	39.4 (35.2 – 49.0)	28.0 (23.8 – 36.8)	32.9 (29.2 – 44.7)	3.4 (2.5 – 5.1)	108.4 (41.8 – 229.0)	Russ, 2012
	QCF/FM (tipo 2)	44.1 (36.8 – 47.3)	28.9 (25.4 – 31.9)	41.6 (33.5 – 43.8)	4.3 (2.0 – 6.6)	72.4 (43.2 – 144.9)	Russ, 2012

