



# UNIVERSITÀ DI PARMA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE CHIMICHE, DELLA VITA E DELLA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE

Corso di Laurea Magistrale in Ecologia e Conservazione della Natura

## LA COMUNITÀ DI MICROMAMMIFERI IN UN AMBIENTE CHE CAMBIA: UN CASO STUDIO NELLE ALPI CENTRALI ITALIANE

**Relatore:** Chiar.mo Prof. Donato A. Grasso

**Correlatori:** Chiar.mo Prof. Dino Scaravelli

Dott. Andrea Mustoni

**Candidata:**

Giulia Ferrari

Matr. n. 255616

Anno Accademico: 2015 / 2016





*La montagna è l'espressione di libertà, di vita e del complicato intreccio che è la natura: il profumo della neve, il sole che si infrange sulle vette o le nuvole che avvolgono i versanti. La montagna è una passione intrinseca della mia vita trasmessami dalla mia famiglia fin da bambina, e al suo cospetto ci si rende conto quanto siano estremamente delicati e sensibili gli equilibri degli ecosistemi alpini e quanto l'uomo debba integrarsi in essi. L'importanza di questi ambienti è essenziale per i diversi organismi, dai più piccoli macro invertebrati ai grandi carnivori e di conseguenza pensare che il mio lavoro possa essere anche solo una piccola goccia nell'oceano, con lo scopo di conservare e tutelare questi luoghi, mi rende parte di essi.*

*“Una volta arrivati sulla vetta ci siamo voltati, e ci si è presentata una bellissima vista. L'atmosfera splendidamente chiara; il cielo azzurro intenso; le valli profonde; i profili selvaggiamente frastagliati; i cumuli di detriti ammassati nel corso dei secoli; le rocce dai colori vividi, in contrasto con le quiete montagne innevate; tutto questo insieme creava uno scenario che nessuno avrebbe potuto immaginare.” (Charles Darwin)*



# RIASSUNTO

Gli effetti del cambiamento climatico sugli ecosistemi, riscontrabili a scala globale, si manifestano in maniera evidente in ambienti sensibili come le Alpi. Questa regione, caratterizzata da un notevole gradiente altitudinale, è un laboratorio ideale per studiare l'impatto del cambiamento climatico sugli ecosistemi. Infatti, molte specie animali artico-alpine risentono in maniera evidente e rapida delle modificazioni ambientali e climatiche. Tra queste specie si annoverano i micromammiferi che, a causa del loro ciclo di vita breve e del loro tasso di crescita elevato, rispondono velocemente ai cambiamenti ecosistemici, rappresentando pertanto degli ottimi bioindicatori. Tuttavia, studi recenti che mettano in relazione l'ecologia di queste specie con il cambiamento climatico sono rari, soprattutto nelle Alpi Centrali ed Orientali.

Questo progetto di tesi si inserisce in questo contesto generale, proponendo un monitoraggio di piccoli mammiferi in un ambiente alpino all'interno del Parco Naturale Adamello Brenta (Alpi Centrali), in collaborazione con l'ufficio faunistico del Parco e con l'Università di Bologna.

In particolare, scopo della tesi è stato quello di effettuare uno studio pilota per descrivere la zoocenosi dei piccoli mammiferi in un'area alpina, analizzandone l'*assemblage* ed alcuni parametri demografici, per poi confrontare i risultati con uno studio analogo effettuato dal Parco vent'anni fa, nel 1996-97.

Il monitoraggio è stato svolto in 3 siti di campionamento vicini e posti alla stessa quota, ma caratterizzati da una diversa tipologia ambientale (macereto puro, prateria alpina e un'area mista di macereto consolidato). Tali siti sono i medesimi campionati nello studio del 1996-97. Il monitoraggio è stato svolto durante l'estate del 2016, impiegando la tecnica di cattura-marcatura-ricattura per il monitoraggio dei piccoli mammiferi. Sono state svolte sei sessioni di campionamento nel corso dell'estate e inizio autunno, ognuna caratterizzata da controlli delle

trappole ogni 12 ore (9 controlli per sessione). In particolare, sono state utilizzate trappole di tipo "Ugglan" con esca alimentare, posizionate in 3 griglie di 4x4 trappole, ognuna in una tipologia ambientale diversa. La tecnica di marcatura adottata ha previsto la rasatura del pelo con diverse combinazioni, per poter permettere il riconoscimento individuale all'interno di ogni sessione.

In caso di cattura, il protocollo ha previsto l'identificazione di specie, sesso, classe d'età e stato riproduttivo; in seguito gli individui sono stati pesati e ne sono state rilevate alcune misure morfometriche.

L'*assemblage* dei piccoli mammiferi nei tre siti è stato analizzato mediante Analisi delle Componenti Principali (PCA), e calcolando gli indici di diversità (Shannon e Simpson). Tale analisi ha anche permesso di confrontare l'*assemblage* trovato nel 2016 con quello dello studio precedente (1996-1997). Inoltre, sono stati utilizzati modelli statistici (*Generalized Linear Models* e *Generalized Linear Mixed Models*) per analizzare la variazione della massa corporea delle popolazioni campionate in funzione della tipologia ambientale e del periodo della stagione.

Il monitoraggio ha evidenziato la presenza di quattro specie, arvicola rossastra (*Myodes glareolus*), tipica di ambienti forestali; arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*), specie protetta ben adattata alle zone di alta quota; arvicola campestre (*Microtus arvalis*) e toporagno comune (*Sorex araneus*), specie tipiche di prateria alpina. Più nello specifico, l'analisi dell'*assemblage* dei micro mammiferi ha mostrato come questo sia influenzato dalla tipologia ambientale, con l'arvicola delle nevi confinata all'ambiente di macereto puro, arvicola campestre e toporagno in ambiente di prateria e macereto consolidato, ed infine l'arvicola rossastra presente in tutti e tre i siti campionati. L'analisi della massa corporea degli individui campionati ha evidenziato come le arvicole delle nevi mantengano un peso piuttosto costante nel corso della stagione, mentre sia in arvicola campestre sia in arvicola rossastra è stato riscontrato un calo significativo della

massa corporea tra l'inizio e la fine del campionamento. Infine, il confronto tra l'*assemblage* del 1996-97 e quello del 2016 ha evidenziato che nel 1997 l'arvicola rossastra e l'arvicola delle nevi erano associate in ambiente di macereto sia puro sia consolidato, mentre nel 2016 l'arvicola delle nevi è risultata essere dissociata completamente dalle altre specie, essendo presente solo in ambiente di macereto puro.

Il ritrovamento dell'arvicola rossastra a quote così alte suggerisce che questa specie abbia subito uno shift altitudinale, potenzialmente legato a modificazioni ambientali o climatiche. La colonizzazione da parte di questa specie di habitat già occupati da altre specie, potrebbe dare luogo a fenomeni di competizione interspecifica, con potenziale riduzione dell'habitat a disposizione delle specie già facenti parte della comunità di piccoli mammiferi nell'area di studio. Questa ipotesi speculativa potrebbe essere parzialmente supportata dal risultato dell'analisi delle differenze di *assemblage* dei piccoli mammiferi tra 2016 e 1997, da cui sembrerebbe emergere una tendenza all'isolamento in ambienti ottimali da parte dell'arvicola delle nevi. È possibile che questo presunto isolamento avvenga come conseguenza di un miglior adattamento dell'arvicola rossastra a questi ambienti d'alta quota, sebbene la diminuzione di peso osservata nel corso della stagione (così come nell'arvicola campestre) possa indicare un minor adattamento di questa specie a tali quote rispetto all'arvicola delle nevi. In ogni caso, non mancano spiegazioni alternative per il fenomeno osservato, quale per esempio che le differenze ritrovate siano legate a processi densità-dipendenti di colonizzazione di aree sub ottimali, in conseguenza di variazioni stocastiche che sono tipiche della dinamica di popolazione di queste specie.

Queste considerazioni, nel loro insieme, aprono scenari investigativi interessanti per fare maggior luce sulle dinamiche di popolazione delle specie oggetto di indagine, e per capire quali siano i maggiori determinanti dei processi osservati, aspetti di difficile valutazione con un semplice confronto tra due serie di dati a vent'anni di distanza. Si ritiene che il presente lavoro

possa essere considerato uno studio preliminare (pilota) per poter intraprendere uno studio più approfondito sul medio-lungo termine che vada a valutare i fattori che effettivamente inducono queste modificazioni dell'*assemblage* delle popolazioni di piccoli mammiferi in ambiente alpino.

# ABSTRACT

Small mammals are excellent bioindicators to track habitat shifts affected by fast-occurring climate change. Thus, small mammals monitoring in the Alps, that for the steep elevation gradient are particularly sensitive to climate change, can provide important indications on alpine environment alterations. We performed a capture/mark/recapture pilot study in Central Alps, comparing small mammals assemblages in three close-by open sites above tree line at the same elevation, but with different habitats (rocky scree, grassland and shrubs). We then compared the results with an analogous study performed in the same sites in 1997. For each site, small mammals were identified by fur-clipping over six independent trapping/release sessions during summer/fall 2016, determining species, age, sex, and recording biometric measures. We performed a Redundancy Detrended Analysis (RDA) to analyse small mammals association within a given habitat, both for 1997 and 2016, considering only the first capture event for any individual/site/session. We then adopted a Generalized Linear Model (GLM) approach to model individual weight between habitat sites and over time (i.e. in the six sessions).

We found that within the small mammals zoocenosis the most relevant species were bank vole (*Myodes glareolus*) and snow vole (*Chionomys nivalis*), both in 1997 and 2016. These species in 1997 were sympatric over the three sites, whilst in 2016 they were only associated in the scree habitat. The analysis of weight showed that bank vole significantly lost weight from summer peak to early fall, while snow vole weight stayed constant over time. Lastly, young individuals were sampled in bank vole and common vole, but not in snow vole, and only during the central period of summer (early July to mid August).

These results indicated the presence of bank vole, a typically forest species, in a high alpine environment. This suggests a possible upwards habitat shift of this highly plastic species, that

may modify sympatric species habitat use. We speculate that the association change observed in 2016, with snow vole shrinking in its optimal habitat (scree), may be consequence of bank vole increasing adaptation to these environments, potentially leading to direct or indirect inter-specific competition. At the same time, body mass variation over time and birth rates speculatively indicate a non-optimal adaptation of bank vole and common vole to this environment. Specifically, the observed body mass decrease in bank vole and common vole, compared to the constant trend detected for snow vole, may support a better adaptation of the latter to this environment, and its higher capacity to cope with resource reduction typical of late season in alpine environments. Moreover, the presence of young individuals of bank vole and common vole, but only in the peak of the summer, may indicate the birth periods in these species matches with the peak of summer productivity (because of costs of reproduction and parental cares), whilst for snow vole this time might be anticipated due to the adaptations of this species to such environment.

We conclude that a medium- or long-term monitoring of small mammals assemblage is needed to verify all these hypotheses, in order to disentangle climate change impacts on small mammals community from stochastic demographic fluctuations typically occurring in these species.

# INDICE

<b>Riassunto</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	5
<b>Premessa</b> .....	10
<b>Capitolo1: Introduzione</b> .....	11
1.1 I cambiamenti climatici in montagna.....	11
1.2 I micromammiferi e il loro ruolo come bioindicatori.....	22
1.3 I piccoli mammiferi alpini.....	26
1.3.1 Soricomorfi e erinaceomorfi.....	26
1.3.1.1 Soricidi.....	27
1.3.1.1.1 Il toporagno comune.....	30
1.3.2 Roditori.....	31
1.3.2.1 Microtini.....	32
1.3.2.1.1 L'arvicola rossastra.....	32
1.3.2.1.2 L'arvicola campestre.....	34
1.3.2.1.3 L'arvicola delle nevi.....	36
1.3.2.2 Murini.....	38
1.4 Scopo ed obiettivi.....	40
<b>Capitolo 2: Materiali e Metodi</b> .....	44
2.1 Area di studio.....	44
2.1.1 Cenni storici.....	44
2.1.2 Inquadramento geografico.....	45
2.1.3 Descrizione dell'area e aspetti geo-morfologici.....	46
2.1.3 Inquadramento climatico.....	48
2.1.4 Aspetti vegetazionali.....	51
2.1.5 Lineamenti faunistici.....	54
2.1.6 Area campione: la val Nambrone e i laghi di Cornisello.....	58
2.2 Il Monitoraggio dei piccoli Mammiferi.....	60
2.2.1 Principi base del metodo cattura-marcatura-ricattura (CMR).....	60
2.2.2 Metodologia di trappolaggio.....	62
2.2.3 Metodologia di marcatura.....	64

2.2.4 Raccolta dei dati biometrici .....	66
2.3 Il Monitoraggio dei piccoli Mammiferi nel Parco Naturale Adamello Brenta .....	69
2.3.1 Lo studio del 1996-1997 .....	69
2.3.2 Lo studio del 2016 .....	73
2.4 Analisi statistiche .....	76
2.4.1 Elaborazione e gestione dei dati.....	76
2.4.2 Lo studio dell' <i>assemblage</i> dei micro mammiferi nel 2016 (Obiettivo 1) .....	77
2.4.3 Lo studio dei parametri demografici di popolazione del 2016 (Obiettivo 2) .....	81
2.4.4 Il confronto tra lo studio del 1996/97 e quello del 2016 (Obiettivo 3) .....	86
<b>Capitolo 3: Risultati</b> .....	88
3.1 Catture.....	88
3.2 Lo studio dell' <i>assemblage</i> dei micro mammiferi nel 2016 (Obiettivo 1) .....	89
3.2.1 Analisi delle componenti principali.....	90
3.2.2 Indici di diversità.....	93
3.3 Lo studio dei parametri demografici di popolazione del 2016 (Obiettivo 2) .....	93
3.3.1 Analisi descrittiva dei parametri demografici .....	93
3.3.2 Analisi statistica descrittiva dei parametri demografici .....	100
3.3.3 Analisi descrittiva dei parametri morfometrici .....	102
3.3.3 Analisi statistica dei parametri morfometrici - Modellizzazione .....	107
3.4 Il confronto tra lo studio del 1996/97 e quello del 2016 (Obiettivo 3) .....	110
3.4.1 Analisi delle componenti principali.....	110
3.4.1.1 Anno 1996 .....	110
3.4.1.2 Anno 1997 .....	113
3.4.2 Analisi statistica dei parametri morfometrici – Modellizzazione della variazione tra anni .....	115
<b>Capitolo 4: Discussione</b> .....	118
<b>Considerazioni finali</b> .....	132
<b>Bibliografia</b> .....	134
<b>Appendice A1:</b> Confronto metodologico del successo di cattura tra trappole Ugglan e Sherman .....	153
<b>Appendice A2:</b> Scheda di campo per la raccolta dei dati delle catture .....	156
<b>Appendice A3:</b> Selezione del modello migliore per ogni specie .....	157
Analisi della variazione della massa corporea nel 2016 (Obiettivo 2) .....	157

Analisi della variazione della massa corporea tra 2016, 1996 e 1997 (Obiettivo 3) .....	161
<b><u>Ringraziamenti</u></b> .....	165

# PREMESSA

La ricerca ha avuto come target il popolamento di micromammiferi d'alta quota nel Parco Naturale Adamello Brenta in Provincia di Trento. Nello specifico, attraverso la cattura, marcatura e ricattura di individui, il progetto ha mirato allo studio dell'interazione tra la comunità della popolazione e i fattori ambientali, oltre che l'autoecologia delle specie presenti, ancora poco conosciuta negli ambienti alpini.

In particolare, lo scopo del progetto è stato lo studio della struttura della zoocenosi di micromammiferi in un'area alto-alpina al fine di chiarire le scelte ecologiche operate dalle specie presenti ad alta quota. I dati sono stati poi confrontati con simili indagini compiute nella stessa area nell'ambito più generale di un progetto sull'Ermellino del 1996/97, al fine di verificare analogie e cambiamenti interscorsi. Si è provato ad interpretare speculativamente i risultati ottenuti per capire se questi possano essere legati alle potenziali modifiche paesaggistiche ed ambientali operate col trascorrere del tempo in un'area sensibile al cambiamento climatico. Pertanto questa ricerca può essere considerata a tutti gli effetti come uno studio preliminare della comunità di micromammiferi in quest'area alpina, a partire dalla quale sia possibile porre le basi per un eventuale progetto a lungo termine sulla relazione clima/comunità, tema di notevole rilevanza soprattutto per la salvaguardia delle specie di micromammiferi tutelate a livello europeo.

Il coordinamento di questa tesi è stato operato dal Dott. Andrea Mustoni, responsabile dell'Ufficio Faunistico del Parco Naturale Adamello Brenta e dal Prof. Dino Scaravelli, del Dipartimento di Medicina Veterinaria dell'Università degli Studi di Bologna

# CAPITOLO 1: INTRODUZIONE

## 1.1 I CAMBIAMENTI CLIMATICI IN MONTAGNA

Il sistema climatico della Terra è stato caratterizzato da una ciclicità armonica tra periodi caldi e periodi freddi (con annesse glaciazioni) nel corso dei millenni, come dimostrato da diversi studi paleo climatologici basati su diversi *proxies* paleoclimatici (carote di ghiaccio, anelli degli alberi, corallo). Tali oscillazioni sono regolate da complesse interazioni tra diverse componenti quali l'atmosfera, gli oceani, la copertura di ghiaccio, la biosfera e l'energia proveniente dal Sole. Tuttavia, nel periodo che stiamo vivendo la situazione è in rapido mutamento, almeno in buona parte a causa dell'azione antropica, causando quello che viene comunemente detto "cambiamento climatico globale".

Per spiegare il cambiamento in atto, l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) considera l'azione dei gas serra (anidride carbonica, ossidi di azoto, metano e clorofluorocarburi (CFC)), che catturano il calore e si depositano nella troposfera. Negli ultimi 420000 anni la concentrazione di anidride carbonica nella troposfera è stata pari a 180-280 ppm, mentre al 2001 il livello è stato di 366 ppm (Epstein, 2001). L'incremento dei livelli di anidride carbonica e degli altri gas serra ha provocato un aumento della media delle temperature della superficie globale di 0.74° C dal 1906 al 2005 (IPCC, 2007) con una previsione di un potenziale incremento delle temperature globali da 2.4°C a 6.4°C entro il 2100 (Pachauri *et al.*, 2014). Tale riscaldamento globale non sta avvenendo in maniera uniforme su tutto il pianeta: la sua velocità è molto maggiore alle alte latitudini rispetto ai tropici, e il fenomeno influenza maggiormente il clima invernale rispetto a quello estivo. Oltre a un riscaldamento più o meno diffuso, un altro effetto del cambiamento climatico è legato all'aumento di eventi climatici estremi, quali prolungate siccità o forti alluvioni, che hanno aumentato la loro intensità e la loro frequenza (Epstein, 2001). Questi eventi sono legati a cambiamenti dei cicli idrogeologici oceanici, a loro

volta influenzati dalla presenza di calore che si accumula nelle profondità degli oceani a circa 3 km di profondità. Gli oceani sono più caldi, il ghiaccio marino e le calotte polari si stanno sciogliendo e il vapor d'acqua aumenta nell'atmosfera, portando a instabilità del sistema climatico.

Il cambiamento in atto ha forti ripercussioni sull'ambiente, e quindi sul mantenimento della biodiversità attualmente presente sul nostro pianeta (Chemini & Rizzoli, 2003; Parmesan & Yohe, 2003; Peterson, 2003; Calkins *et al.*, 2012). La biodiversità ha un ruolo essenziale nel mantenimento degli ecosistemi, sia favorendone la resistenza, vale a dire la capacità di mantenere un ecosistema funzionante, sia mantenendone la resilienza, cioè la capacità di ristabilire livelli normali delle funzioni dopo una perturbazione del sistema. Le tipologie, i tassi e la scala spaziale dei cambiamenti stanno aumentando, con una conseguente alterazione del funzionamento degli ecosistemi terrestri ed un'irreversibile perdita di biodiversità (Chemini & Rizzoli, 2003). Infatti, il cambiamento climatico influenza tutti i livelli dell'organizzazione ecologica: la popolazione, la fenologia e la distribuzione geografica, la composizione delle specie nelle comunità, e la struttura e il funzionamento degli ecosistemi (Berteaux *et al.*, 2006). In particolare, la risposta delle specie al cambiamento climatico dipende dal tasso e dalla magnitudine dei cambiamenti ambientali, dall'ambiente nel quale le specie vivono, dalle caratteristiche intrinseche delle specie stesse (ad esempio la capacità di adattamento della specie) e dalla complessità delle interazioni trofiche della comunità in cui una specie vive. L'insieme di questi fattori varia a livello spaziale e temporale, e pertanto non è semplice analizzare gli effetti del cambiamento climatico sulle specie in esame (Guralnick, 2007). Inoltre, la relazione causale tra cambiamento climatico e tendenze biologiche è complicata perché spesso i meccanismi biologici a breve termine dominano, mentre gli effetti del cambiamento climatico sono valutabili su tempi medio-lunghi.

Tuttavia diversi studi (Parmesan & Yohe, 2003; Fernandez, 2001), applicando molteplici analisi su un gran numero di specie, dimostrano che le recenti tendenze biologiche sono effettivamente imputabili ai cambiamenti climatici, evidenziando come il cambiamento climatico stia già colpendo gli ecosistemi. Di fatto, i cambiamenti delle distribuzioni e le estinzioni locali correlate al cambiamento climatico sono stati documentati in diversi *taxa* (inclusi anfibi, uccelli, alberi e piante) (Morueta-Holme *et al.*, 2010) e sono evidenti nei mammiferi studiati in tutto il mondo, a tutti i livelli biologici di organizzazione e in tutti gli habitat, sia a livello teorico che applicato (Berteaux *et al.*, 2006). Inoltre, numerosi studi hanno mostrato evidenze delle risposte delle specie ai cambiamenti climatici in tutto il mondo (Inouye *et al.*, 2000; Stenseth *et al.*, 2002; Parmesan & Yohe 2003; Berteaux *et al.*, 2006; Guralnick, 2007; Yang & Rudolf, 2010; Calkins *et al.*, 2012).

Pertanto, è corretto dire che vi è una notevole alterazione degli equilibri ambientali in atto a causa del cambiamento climatico. Diversi studi hanno provato a identificare quali siano i principali effetti del cambiamento climatico sulle specie sia animali sia vegetali, che ne incrementano la vulnerabilità (Mawdsley *et al.*, 2009). Tra gli effetti principali, troviamo:

- lo spostamento nella distribuzione delle specie, a causa della diminuzione dei territori disponibili ed adatti. La scarsità di habitat a disposizione provoca, laddove è possibile per la specie, una tendenza all'occupazione di nuove aree precedentemente non vocate, per esempio a latitudini e altitudini maggiori;
- modificazioni temporali della fenologia di particolari specie (ad esempio ritardo nella letargia);
- separazione di interazioni coevolute, quali le relazioni pianta-impollinatori (o erbivori) e preda-predatore;

- alterazione di tassi demografici, come la sopravvivenza e fecondità, modifiche della massa corporea, del rapporto tra i sessi, delle dimensioni delle uova e del tempo di riproduzione, oltre che perdita di diversità genetica;
- cambiamento nell'annidamento, nell'ibernazione, nell'abilità di dispersione e nella migrazione;
- riduzione delle dimensioni della popolazione, della densità degli animali, della composizione delle comunità (soprattutto nelle specie boreali o montane);
- estinzione o scomparsa di specie o popolazioni isolate;
- perdita diretta di habitat a causa dell'innalzamento del livello del mare, dell'incremento della frequenza di incendi, dell'aumento di epidemie di parassiti vegetali, della recessione glaciale, e del riscaldamento diretto degli habitat;
- aumento della diffusione di malattie della fauna selvatica, parassiti, e zoonosi (tra cui la borreliosi di Lyme e peste);
- aumento delle popolazioni di specie che sono competitori diretti di specie a rischio estinzione;
- aumento della diffusione di specie invasive o aliene, tra cui piante, animali, e agenti patogeni.

In generale, le specie più vulnerabili di un ecosistema sono quelle poco adatte ad un rapido cambiamento ambientale. In particolare, quelle specie che si riproducono lentamente, che sono poco adattate alla dispersione, che sono isolate o altamente specializzate, sono quindi molto sensibili persino ai cambiamenti che apparentemente non hanno grande rilevanza.

In questo contesto generale, in un'era in cui la perdita e la frammentazione di habitat per cause antropiche sono rapide, comprendere gli effetti dei cambiamenti ambientali sulla biodiversità è una delle più grandi sfide della scienza della conservazione (Rowe, 2007). Per predire l'impatto

dei cambiamenti climatici sulla struttura e le funzioni degli ecosistemi (biodiversità, distribuzione delle specie, cicli biogeochimici) è essenziale integrare varie discipline (climatologia, economia, ecologia e statistica, per citarne sono alcune).

In questo quadro, il monitoraggio a lungo termine dei fenomeni biologici è certamente uno degli aspetti più importanti per comprendere gli effetti del cambiamento climatico sulle specie, potendo fare previsioni a breve e lungo termine sul loro futuro, che possano, in ultima analisi, permettere di adottare misure adeguate per la conservazione della biodiversità e la gestione delle risorse naturali (Szpunar *et al.*, 2008). Una possibile strada per rispondere a questa sfida è quella di considerare la storia di un territorio, il cambiamento climatico ivi presente, e porre in relazione tali cambiamenti con la risposta faunistica nel tempo (Rowe, 2007), come fatto ad esempio nel caso del Leopardo delle nevi (*Panthera uncia*) (Forrest *et al.*, 2012), dove è stato visto che il 30% dell'habitat della specie, nella catena himalayana, potrebbe scomparire a causa dello spostamento verso l'alto della linea degli alberi, con conseguente contrazione della zona alpina.

Spostando la nostra attenzione a livello più locale, la regione del Mediterraneo rappresenta un *hotspot* di biodiversità rilevante. I cambiamenti climatici stanno rendendo l'ambiente mediterraneo particolarmente vulnerabile a causa di diversi fattori (ad esempio modifiche dell'uso del suolo, aumento della concentrazione atmosferica di anidride carbonica, scambi biotici, ecc.) che possono influenzare la conservazione della biodiversità (Szpunar *et al.*, 2008).

All'interno di questa regione si trova la catena montuosa delle Alpi, caratterizzata da specifiche condizioni climatiche e ambientali. Infatti la posizione geografica rende questa regione particolarmente interessante da un punto di vista climatologico ed ambientale, perché contraddistinta da un crocevia di correnti oceaniche, continentali, polari, mediterranee e, a volte, anche sahariane (Beniston, 2006), che ne determina una varietà impressionante di habitat e condizioni climatiche su scale spaziali ridotte. Inoltre, la complessità orografica e

topografica delle Alpi favorisce cambiamenti rapidi e sistematici dei parametri climatici (temperatura e precipitazioni), con conseguenti modifiche delle condizioni climatiche locali e degli ecosistemi presenti. Peraltro, gli ecosistemi stessi sono spesso caratterizzati dalla presenza di endemismi, perché molte specie sono rimaste nel tempo isolate ad altitudini elevate, dando vita a vere e propri fenomeni di speciazione indotta da isolamento geografico (Beniston, 2003). Di norma, il clima delle Alpi è caratterizzato da estati brevi, favorevoli alla crescita della vegetazione, separate da inverni medio-lunghi dove di solito è presente un manto nevoso permanente, a partire dalle quote medie (1000 m circa) (Yoccoz et al., 2010). La copertura e la profondità del manto nevoso, spesso correlati con la media delle temperature e delle precipitazioni, sono alcuni dei fattori climatici chiave dell'ecosistema alpino. Infatti la copertura nevosa fornisce in inverno isolamento termico, mentre in primavera garantisce l'approvvigionamento idrico indirizzato verso numerosi sistemi fluviali (Beniston, 2003). Inoltre questo clima tendenzialmente freddo ha favorito nel tempo la formazione di ghiacciai alpini, vera e propria riserva idrica non soltanto per gli ecosistemi locali ma anche per tutti quegli ecosistemi ben oltre i confini delle montagne (Beniston, 2006).

Per i motivi sopra citati, le Alpi sono una zona fortemente sensibile ai cambiamenti climatici in atto. Ci sono forti evidenze del trend significativo riguardante il riscaldamento climatico sulle Alpi, soprattutto nell'ultimo trentennio (Yoccoz & Ims, 1999), e si prevede che i cambiamenti in futuro saranno ancora più rilevanti (Beniston, 2003). I ghiacciai, elemento caratteristico delle Alpi, sono molto sensibili al cambiamento. Si stima che il 40% della superficie e oltre il 50% del volume dei ghiacciai delle Alpi siano scomparsi a causa del cambiamento climatico. I ghiacciai rischiano di perdere tra il 50 e il 90% della loro massa residua, secondo le previsioni, alla fine del ventunesimo secolo (Fig. 1.1) (Beniston, 2006; Haeberli *et al.*, 2007). Ad altitudini minori, intorno a 1000 m di quota, si è osservato a partire da metà degli anni '80 una riduzione della quantità di neve e della durata della copertura nevosa al suolo, con forte variabilità inter-

annuale ma un marcato aumento delle temperature, iniziato dal 1985 (Beniston, 2006). Le modifiche sostanziali nella copertura nevosa e nella presenza di ghiacciai si riflettono in un significativo impatto su molti bacini idrici, a causa di cambiamenti nella quantità e nei tempi di deflusso (Beniston, 2006). Inoltre, le Alpi risentono in maniera particolarmente evidente degli effetti negativi dettati dall'inquinamento atmosferico, dall'arricchimento di CO<sub>2</sub> e dalla deposizione di azoto.

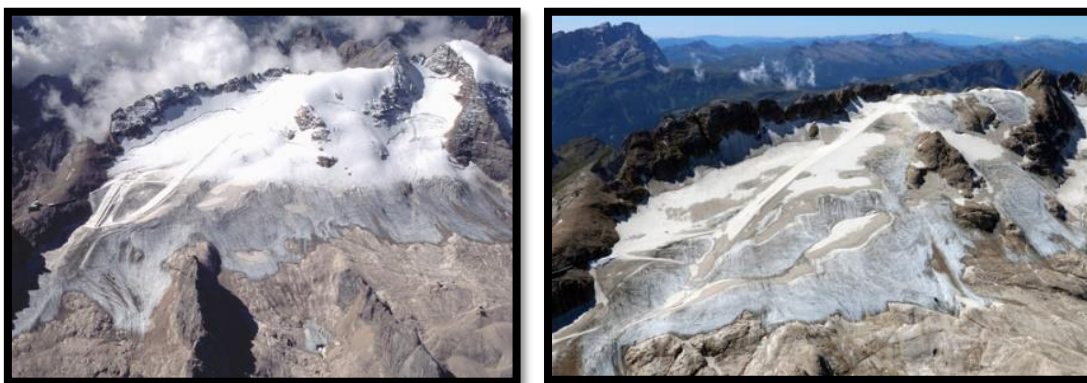


Figura 1.1: IL RITIRO DEL GHIACCIAIO DELLA MARMOLADA (PROVINCIA DI TRENTO) DAL 2002 (SULLA SINISTRA) AL 2016 (SULLA DESTRA). FOTO DA WEB.

Oltre a ciò, le Alpi sono probabilmente una delle aree montuose al mondo più fortemente antropizzate, a causa di processi economici, sociali e culturali che hanno visto un forte aumento della presenza dell'uomo su queste montagne nell'ultimo secolo. In montagna il degrado ambientale può essere guidato da numerosi fattori, che comprendono la deforestazione, lo sfruttamento del pascolo da parte del bestiame e la coltivazione di terreni marginali (Beniston, 2003). Diverse attività, quali lo sviluppo del turismo di massa, una sempre crescente pressione venatoria, e un insieme di attività silvo-pastorali hanno nel tempo modificato l'ambiente naturale delle Alpi (Chemini & Rizzoli, 2003), causando tra il resto una forte frammentazione degli habitat, l'introduzione o la persecuzione di specie, l'uso e l'inquinamento delle acque. In definitiva, l'attività umana ha modificato il paesaggio e la biodiversità delle Alpi, che è quindi spesso legata ad ambienti semi-naturali, modificati da attività antropiche di vario genere. Negli

ultimi decenni, oltretutto, i cambiamenti globali nella società, nelle forme di turismo, e nei metodi di produzione agricola hanno portato a modifiche sostanziali nei sistemi dell'uso del suolo, tra i quali l'intensificazione di sfruttamento in alcune aree e l'abbandono delle pratiche tradizionali. Queste modifiche hanno portato alla scomparsa di molte zone di pascolo gestito tradizionalmente, con una perdita di diversità del paesaggio. L'abbandono si traduce soprattutto in espansione delle foreste e degli ecotoni arbustivi e secondariamente delle praterie, ma anche in una espansione degli arbusti nani nei pascoli al di sopra della vegetazione arborea. Chiaramente, le modificazioni dei sistemi di uso del suolo influenzano la diversità di vegetazione e in ultima analisi la diversità faunistica di una certa area. Ad esempio, l'abbandono dei campi e dei prati di montagna, e l'espansione di arbusti e di foreste con una riduzione delle radure, nonché l'intensificazione del turismo e la presenza umana hanno causato una diminuzione della distribuzione di specie di praterie, come la Coturnice (*Alectoris graeca*). Invece il rimboschimento dovrebbe fornire habitat idonei per le specie forestali, ma in alcuni casi le foreste sono diventate troppo dense e uniformi per alcune specie, come il gallo cedrone (*Tetrao urogallus*), una specie in via d'estinzione (Chemini & Rizzoli, 2003).

Alla luce di queste considerazioni, è corretto sostenere che l'attività umana rappresenti una vera e propria fonte di estinzione e di pericolo per gli ecosistemi alpini, sia in maniera diretta attraverso l'insieme di attività sopra citate, sia in maniera indiretta attraverso l'emissione continua di gas serra che causano il riscaldamento dell'atmosfera con conseguenze deleterie sul delicato equilibrio delle Alpi (Chemini & Rizzoli, 2003). Pertanto, le Alpi rappresentano un'area dove è fondamentale concentrare l'attenzione degli studi per rilevare gli effetti dei cambiamenti climatici e delle attività umane sugli ecosistemi. Questi sforzi assumono valenza ancora maggiore se si considera l'elevato livello di biodiversità presente sulle Alpi, che ospitano circa 4500 specie di piante, di cui quasi 400 endemiche, e, secondo alcune stime, quasi 30.000 specie di animali (Chemini & Rizzoli, 2003). La presenza di così tante specie è indissolubilmente legata

all'eterogeneità climatica derivante dalla complessità topografica, per cui diversi ecosistemi sono presenti su scala spaziale piuttosto ridotta. Al contempo, la presenza di un livello così alto di biodiversità si riflette in ecosistemi complessi e delicati, sensibili ai fattori climatici e caratterizzati da diverse soglie di vulnerabilità a seconda delle specie che li compongono, dell'ampiezza e della velocità del cambiamento climatico.

Numerosi sono gli effetti del cambiamento climatico sugli ecosistemi alpini. Innanzitutto, le specie tendono a 'seguire' l'innalzamento delle temperature spostando i propri areali di distribuzione verso l'alto (Guralnick, 2007). Questo vale sia per le specie animali, sia per quelle vegetali, dove si prevede che nel corso del 21° secolo la fascia arborea si alzerà di alcune centinaia di metri (Beniston 2006). La grande diversificazione ecologica delle Alpi, e l'adattamento della maggior parte delle specie a un clima variabile, dovrebbe controbilanciare l'aumento di 1-2 °C previsto nello scenario minimo dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC). Ciononostante, con un maggiore aumento della temperatura (3-5 ° C, massimo scenario IPCC), che corrisponde ad un intervallo di temperatura di un'intera fascia vegetazionale, molte specie hanno la necessità di spostarsi verso l'alto (Chemini & Rizzoli, 2003). Tuttavia, ad altitudini sempre più elevate le specie sperimentano condizioni più rigide: maggiori precipitazioni, soprattutto nevose, maggiori radiazioni ultraviolette, e una maggior velocità del vento, così come una temperatura ambientale, una pressione atmosferica e un contenuto di ossigeno più bassi (Calkins *et al.*, 2012). Questi fattori si riflettono soprattutto su specie con una distribuzione tipicamente associata all'alta montagna, con una possibilità di dispersione limitata e sensibili all'incremento di temperatura (Smith, 1974), mentre le specie più opportuniste e generaliste dovrebbero avere maggior tolleranza rispetto ai cambiamenti climatici (IPCC, 2014). In particolare, gli effetti possono essere negativi per quelle specie alto-alpine che occupano un areale già prossimo al limite altitudinale massimo, cioè che in sostanza hanno limitate possibilità di migrare ulteriormente verso l'alto, come ad esempio il caso della

pernice bianca (*Lagopus muta*; AA.VV., 2012). La riduzione dell'habitat disponibile può portare ad una contrazione delle popolazioni, che diventano più vulnerabili alla pressione ambientale e genetica (Beniston, 2003).

Un altro elemento fondamentale, conseguente all'innalzamento della temperatura e alle modificazioni delle precipitazioni, è il cambiamento della fenologia vegetazionale ed animale. Per quanto riguarda la prima, essa si esprime sia in termini temporali (ricrescita vegetativa anticipata) sia in termini spaziali (spostamento verso l'alto o verso nord). In tal senso, ci si attende in ambito alpino una progressiva e sempre maggiore influenza mediterranea. Per esempio, si stima che il 2-5% delle aree attualmente boschive della Svizzera potrebbero subire una transizione stepposa, in particolare sul versante italiano (esposto a sud) delle Alpi e nelle vallate intra-alpine più secche (Beniston, 2003). Anche la fenologia animale cambia, in conseguenza di quella vegetazionale e di altre caratteristiche ambientali quali un calo della copertura nevosa, il tempo di fusione della neve o alterazioni della temperatura (Yoccoz *et al.*, 2010). Ne è un classico esempio il ritardo o l'assenza di letargia dell'orso (*Ursus arctos*) in inverni particolarmente miti (Evans *et al.*, 2016). Oltretutto, vi sono alcuni aspetti fisiologici di certe specie che sono direttamente legati al fotoperiodo (Krol *et al.*, 2005), quali la muta nelle specie che sono relitti artici (esempio: lepre variabile, *Lepus timidus*; pernice bianca) e che utilizzano la muta con funzione antipredatoria, trovandosi di fatto esposte a predazione in assenza di copertura nevosa (Bisi *et al.*, 2013).

Infine, l'aumento della concentrazione di anidride carbonica comporta un aumento del rapporto C/N nei tessuti vegetali, con conseguente diminuzione del valore nutrizionale delle piante, e, in ultima analisi, alterazione delle interazioni trofiche tra comunità vegetali e consumatori primari (Chemini & Rizzoli, 2003).

La forte e rapida sensibilità ai cambiamenti climatici e la presenza di un gradiente altitudinale molto accentuato dove si susseguono in spazi ridotti ecosistemi diversi permettono di studiare

in maniera approfondita la risposta degli ecosistemi al cambiamento in atto (Beniston, 2003). Tali studi, in ogni caso, non sono per nulla semplici e ad oggi non sono molto comuni (Szpunar *et al.*, 2008), perché la complessità delle interazioni a livello ecosistemico e le modificazioni legate al cambiamento in atto richiedono un approccio scientifico olistico dove solo studiando congiuntamente i diversi livelli trofici, dalla vegetazione, agli erbivori e fino ai grandi predatori sarà possibile identificare gli effetti del cambiamento climatico sulle interazioni trofiche tra le specie (Yoccoz *et al.*, 2010). Per questo, vi sono due approcci adottati per effettuare ricerche in questo senso, uno basato sullo studio dei flussi di materia (Carbonio e Azoto), l'altro incentrato sullo studio delle interazioni trofiche (Yoccoz *et al.*, 2010). In particolare, il secondo approccio si basa sullo studio degli effetti dei cambiamenti a livello ambientale sugli equilibri ecosistemici e sulle zoocenosi presenti in determinate aree, con potenziali impatti sulle interazioni intra- e/o interspecifiche, come la competizione, le relazioni mutualistiche o la predazione (Hampe *et al.*, 2005).

Nel caso dei Mammiferi alpini, il cambiamento climatico rappresenta fonte di minaccia per diverse specie, anche attraverso l'interazione con altri fattori negativi per la conservazione delle specie quali la perdita di habitat, l'insorgere di zoonosi, la competizione con specie invasive e la pressione antropica (Fig. 1.2). La capacità di capire e prevedere le conseguenze dei cambiamenti climatici sui Mammiferi alpini comporta, innanzitutto, la comprensione di come le specie possano, o non possano, adattarsi alle mutevoli condizioni ambientali in un intervallo di scale temporali e spaziali. Queste valutazioni, a loro volta, implicano uno studio attento dei fattori limitanti per una certa specie. Alcune specie sono caratterizzate da fattori climatici limitanti (ad esempio, la marmotta alpina (*Marmota marmota*) e la durata della neve), altre da fattori ambientali (ad esempio l'arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*) rispetto alla presenza di ambienti di macereto). Monitorando sia i cambiamenti distributivi delle specie oggetto di indagine sia le modificazioni dei fattori limitanti per una certa specie nel corso degli anni si può

essere in grado di determinare una relazione di causalità tra i secondi e i primi, per meglio comprendere gli effetti dei cambiamenti climatici sulle specie (Yoccoz *et al.*, 2010).



FIGURA 1.2: DIFFICOLTÀ DELLE SPECIE ARTICO-ALPINE CON IL MIMETISMO (PERNICE BIANCA E LEPRE VARIABILE) E LE RISORSE (STAMBECCO). FOTO DA WEB.

## 1.2 I MICROMAMMIFERI E IL LORO RUOLO COME BIOINDICATORI

Ci sono 5.416 specie di mammiferi riconosciute correttamente in tutto il mondo. Di queste, molte sono di taglia “piccola” nella lunghezza totale (testa e corpo), con circa il 90% che pesa meno di 5 kg. Tra questi piccoli mammiferi si annoverano soprattutto Roditori, pipistrelli e toporagni. Sono stati proposti molti criteri per definire i “piccoli mammiferi”. Delany (1974) definisce “piccoli mammiferi” (o micromammiferi, le due dizioni sono equivalenti), gli insettivori e i Roditori di peso non superiore a 120 gr. Altri autori invece hanno posto questo limite a 5 kg (Merritt, 2010). Fino a pochi anni fa, gli insettivori raggruppavano insieme tre ordini distinti, cioè gli Erinaceomorfi, gli Afrosoricidi e i Soricomorfi. Recenti indagini molecolari hanno mostrato che questo raggruppamento non è corretto, e che pertanto i tre ordini andrebbero considerati in maniera indipendente (Merritt, 2010). Tuttavia in questo lavoro si manterrà per semplicità la dizione “insettivori” riferendosi ai membri dei 3 ordini. Gli insettivori e i Roditori sono costituiti per lo più da specie di piccole dimensioni. Al mondo ci sono più di 1800 specie di Roditori e più di 350 di insettivori. Le specie che non superano il chilo di peso, che sono rispettivamente il 92,5% e il 99% del totale dei due gruppi, costituiscono nel loro insieme i micro mammiferi, che

rappresentano il 65% dei mammiferi terrestri esistenti e circa il 54% di quelli presenti in Italia (esclusi Chiroteri, Pinnipedi e Cetacei). L'elevato numero di specie è il risultato del successo in termini evolutivi di queste specie. Grazie alle piccole dimensioni, i micromammiferi sono in grado di nascondersi facilmente ai predatori e di sfruttare molti microhabitat e fonti alimentari poco utilizzate da altri animali. Inoltre, questi animali sono caratterizzati da un ciclo di vita breve e tassi di crescita elevati, con una dinamica di popolazione tipicamente ciclica ove sono presenti fluttuazioni pluriennali delle popolazioni, che agiscono come stimolatore temporale e spaziale per diversi processi ecosistemici, al cui interno giocano molteplici ruoli: i Roditori sono dei forti consumatori vegetali; gli insettivori sono attivi predatori di invertebrati; attraverso l'attività di scavo per la costruzione delle tane e per la ricerca di cibo i micromammiferi favoriscono un rimescolamento del terreno (come ad esempio nella talpa, nei topi selvatici e nelle arvicole); molti Roditori favoriscono la formazione di nuovi nuclei di vegetazione grazie alla loro abitudine di nascondere scorte di sementi; la brucatura selettiva svolta dalle specie erbivore (come la marmotta e le arvicole campestri) può favorire alcune specie erbacee piuttosto di altre intervenendo sulla composizione floristica di una zona; infine la maggior parte dei Roditori costituisce un'importante fonte di cibo per numerosi altri animali (Fig. 1.3) (Locatelli & Paolucci, 1998a; Merritt, 2010).



FIGURA 1.3: ALCUNI RUOLI ESSENZIALI DEI PICCOLI MAMMIFERI: DIETA CARNIVORA (TOPORAGNO), LO SCAVO DI TANE (TALPE) E IL RINNOVAMENTO FORESTALE (ARVICOLE E TOPI SELVATICI). FOTO DA WEB.

Se tra i micromammiferi da un lato vi sono animali con alta capacità di adattamento al cambiamento, dall'altra vi sono anche specie specialiste non in grado di fronteggiare le continue alterazioni dei loro habitat, e quindi particolarmente vulnerabili, se non addirittura in pericolo d'estinzione (Locatelli & Paolucci, 1998a). L'instabilità nei parametri climatici interessa direttamente i piccoli mammiferi, inducendo problemi a livello ecologico (sollecitazioni della termoregolazione e problemi nell'ibernazione, stress da siccità, inondazioni o gelo, problemi di localizzazione, scomparsa dei cicli stagionali) (Aars & Ims, 2002; Bierman *et al.*, 2006; Guralnick, 2007; Newman & Macdonald, 2015). Inoltre, tra gli effetti indiretti del cambiamento climatico, si annoverano l'impatto sull'ecologia dei Carnivori predatori dei micromammiferi (rapaci, mustelidi), che può portare a modifiche nel successo di caccia, oltre a provocare una diminuzione della biomassa dei Roditori dal quale dipendono gli stessi predatori (Gliwicz & Jancewicz, 2016). Ancora, il cambiamento climatico può provocare variazioni dell'habitat e della produttività primaria che condizionano la disponibilità di risorse trofiche e la fenologia dei piccoli mammiferi (Korpela *et al.*, 2013; Newman & Macdonald, 2015). In effetti, del riscaldamento climatico si sono osservati ormai da tempo anche nelle comunità di piccoli mammiferi in diversi ecosistemi, dove sono state accertate modificazioni nella distribuzione altitudinale e nella fenologia di diverse specie (Moritz *et al.*, 2008; Lanier *et al.*, 2015). Ad esempio, è emerso che i cicli di popolazione dei Roditori, in precedenza regolari, sono ora crollati contemporaneamente in molte aree (Hörnfeldt, 2004; Bierman *et al.*, 2006; Ims *et al.*, 2008; Kausrud *et al.*, 2008; Korpela *et al.*, 2013). Il possibile collasso dei cicli dei piccoli mammiferi a partire dal 1980 ha sollevato preoccupazioni riguardo la perdita di queste specie e conseguentemente della loro funzionalità ecosistemica. Non è chiaro se tali fenomeni ciclici derivino da cambiamenti estrinseci ambientali o da processi intrinseci stocastici. Tuttavia, a supporto di un possibile effetto legato al cambiamento climatico, recenti scoperte hanno dimostrato come in Europa i cicli demografici di arvicole erbivore seguano trend comuni,

influenzati da una componente climatica (Hansson & Henttonen, 1985; Cornulier *et al.*, 2013). Tali studi evidenziano una riduzione nell'ampiezza delle fluttuazioni demografiche di crescita, con una possibile scomparsa della ciclicità nei piccoli mammiferi in futuro e potenziali effetti a cascata sulle reti trofiche di tutti gli ecosistemi (Fig. 1.4) (Cornulier *et al.*, 2013). Un legame tra gradiente climatico e ciclicità della dinamica di popolazione dei piccoli mammiferi è stato osservato anche ad Hokkaido, in Giappone (Stenseth *et al.*, 2003). In quest'area, i lunghi inverni e una copertura nevosa profonda proteggono le popolazioni di arvicole e di piccoli mustelidi dai grandi predatori generalisti e dalle temperature basse. A causa del riscaldamento in atto, e della conseguente diminuzione del manto nevoso, i piccoli mammiferi di quest'area sono esposti ai grandi predatori, alle temperature basse e alla malnutrizione. Questi fattori porteranno ad un aumento di mortalità densità-indipendente, indeboliranno la regolazione ritardata e densità-dipendente delle popolazioni, e quindi porteranno ad una perdita dei cicli pluriennali (Aars & Ims, 2002; Hörnfeldt, 2004; Bierman *et al.*, 2006; Korslund & Steen, 2006; Kausrud *et al.*, 2008; Korpela *et al.*, 2013).

Al netto del loro importante ruolo ecologico e della loro esposizione ai cambiamenti climatici, i micromammiferi sono una categoria di vertebrati molto spesso sottovalutata o addirittura completamente ignorata nell'analisi globale degli ecosistemi terrestri. Eppure, i piccoli mammiferi, avendo un ciclo di vita breve e tassi di crescita elevati, rappresentano degli ottimi modelli per poter valutare gli effetti del cambiamento climatico sulle specie (Leslie *et al.*, 1953; Krebs, 1966; Yoccoz *et al.*, 1993; Ims & Yoccoz, 1997). Inoltre, a causa del loro ruolo chiave negli ecosistemi terrestri (grande biomassa, consumatori primari e secondari, base trofica per diversi predatori, rinnovatori del legno e vettori di patologie zoonotiche) e della loro sensibilità alle variazioni climatiche (aumento temperature, diminuzione precipitazioni, aumento aridità), i piccoli mammiferi sono considerati ottimi bioindicatori del territorio (Yoccoz & Ims, 1999; Fernandez, 2001; Mercheva *et al.*, 2008, Korpela *et al.*, 2013), in quanto la loro presenza in una

determinata area fornisce informazioni importanti sullo stato di salute dell'ambiente e sui cambiamenti climatici in atto. Infine i micromammiferi sono utilizzati con successo nelle ricostruzioni paleoclimatiche quantitative e qualitative grazie alla loro capacità discriminante bioclimatica (Fernandez, 2001; Szpunar *et al.*, 2008).

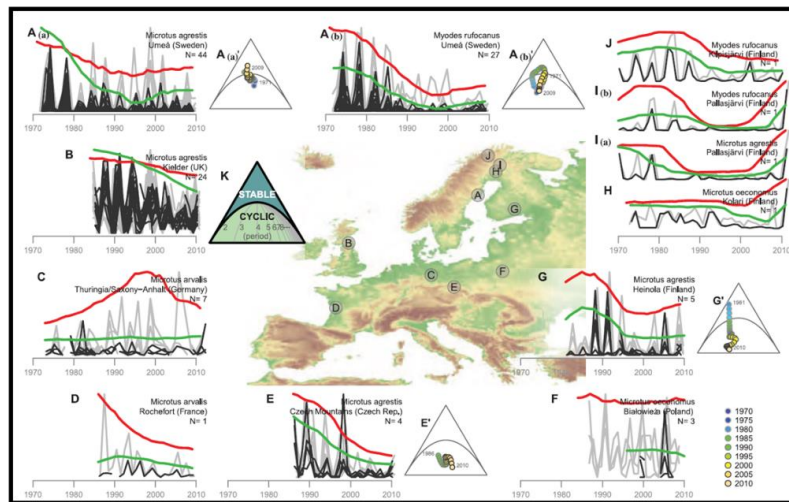


FIGURA 1.4: CAMBIAMENTI NELLA DINAMICA DELLE POPOLAZIONI ARVICOLA ERBIVORI IN EUROPA. (DA A A J) SERIE STORICHE DEGLI INDICI DI ABBONDANZA DI ARVICOLE PER LA PRIMAVERA (GRIGIO SCURO) E L'AUTUNNO (GRIGIO CHIARO). L'ORIGINE DELLA SERIE VIENE VISUALIZZATA SULLA CARTINA CENTRALE. LE CURVE MOSTRANO LE VARIAZIONI DELL'AMPIEZZA DELLE OSCILLAZIONI IN VERDE (PRIMAVERA) E IN ROSSO (AUTUNNO). IL TRIANGOLO (K) DEFINISCE LE REGIONI CHE PRODUCONO DINAMICHE STAZIONARIE, SIA STABILE (IN ALTO) O CON CICLI PLURIENNALI (IN BASSO). A', E' E G' ILLUSTRANO ESEMPI DEI CAMBIAMENTI TEMPORALI NELLE TRAIETTORIE DIPENDENTI DAI PARAMETRI DENSITÀ DIPENDENTI. CORNUЛИER ET AL., 2013.

## 1.3 I PICCOLI MAMMIFERI ALPINI

Tra i piccoli mammiferi presenti sul territorio del Trentino si annoverano 3 ordini principali: Soricomorfi e Erinaceomorfi (globalmente raggruppati negli Insettivori) e Roditori. In questa sessione vengono descritte le caratteristiche generali di ogni gruppo, focalizzandosi maggiormente sulle specie oggetto del presente studio.

### 1.3.1 SORICOMORFI E ERINACEOMORFI

Nelle regioni alpine sono presenti 3 famiglie appartenenti a questi 2 ordini: Erinaceidi, Talpidi e Soricidi. La prima comprende i ricci, presenti in Europa, nell'Asia temperata e in Africa e ben noti per la presenza degli aculei sul dorso. La famiglia dei Talpidi, diffusa in Eurasia e nel Nord

America, comprende sia specie adattate alle condizioni di vita ipogea, sia tipicamente acquatiche. Infine la famiglia dei Soricidi è quella più ricca di specie e i suoi rappresentanti sono largamente diffusi in zone temperate e tropicali dell'Eurasia, dell'Africa e dell'America settentrionale e centrale. Questa famiglia è distinta in due gruppi: i toporagni dai denti rossi e le crocidure dai denti completamente bianchi (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Gli insettivori conservano alcune caratteristiche primitive degli euplacentati, ad esempio l'anatomia del cervello, la dentizione, la morfologia craniale, strutture post-craniali e la cloaca (un orifizio comune per i tratti urinari e riproduttivi). Per tali motivi, sono considerati ancestrali rispetto agli altri ordini dei mammiferi. In contrasto con le loro caratteristiche primitive, molti insettivori hanno sviluppato molte caratteristiche altamente specializzate, come l'ecolocalizzazione (talpe e tenrecidi) e tossine nella saliva (solenodontidi e alcuni toporagni) (Merritt, 2010). Gli insettivori hanno dimensioni modeste. Una delle caratteristiche più evidenti è il muso allungato terminante con un prolungamento carnoso ricco di terminazioni nervose con funzione tattile. La vista è molto ridotta e i sensi maggiormente sviluppati sono l'olfatto e l'udito, in grado di percepire gli ultrasuoni. La dieta è basata su insetti, crostacei e altri invertebrati terrestri e acquatici. Alcune specie posseggono regimi alimentari specializzati, come le talpe; altri sono praticamente onnivori, ad esempio i ricci.

#### 1.3.1.1 SORICIDI

Tra tutti gli insettivori i Soricidi costituiscono il gruppo che ha avuto il maggiore successo, sia per il numero di specie, sia per la loro distribuzione geografica. Sono infatti diffusi in tutto il mondo con esclusione dell'America meridionale e dell'Australia. In Trentino vivono 8 specie appartenenti a 4 generi diversi: i toporagni appartenenti al genere *Sorex*, i toporagni acquaioli del genere *Neomys*, le crocidure del genere *Crocidura* e il mustiolo etrusco appartenente al genere *Suncus*. I toporagni dei generi *Sorex* e *Neomys* sono facilmente riconoscibili per il colore scuro della pelliccia e soprattutto per avere le cuspidi dei denti colorate di rosso scuro. Le

crocidure e mustiolo invece sono generalmente di colore chiaro, con padiglioni auricolari molto visibili e peli più lunghi e radi lungo la coda, e soprattutto hanno i denti completamente bianchi.

Sia le crocidure sia il mustiolo sono animali di climi caldi, tipicamente termofili o addirittura xerothermofili; invece i toporagni preferiscono i climi più freschi (Locatelli & Paolucci, 1998a).

In generale, i Soricidi hanno dimensioni molto piccole (tra essi si annoverano i mammiferi più piccoli al mondo), e sono caratterizzati da muso lungo e appuntito, occhi piccoli e orecchie minute e arrotondate, spesso nascoste dal pelo. Proprio per le dimensioni così modeste, i Soricidi hanno un elevato rapporto superficie corporea/volume che si traduce con una forte dispersione di calore corporeo. Per compensare tali perdite sono costretti a mangiare in continuazione. Infatti, sono animali molto resistenti sia al freddo sia al caldo ma che non sopportano il digiuno, con alcune specie obbligate a cibarsi ogni 2 o 3 ore. Ritmi di vita così elevati hanno come conseguenza un esaurimento precoce dell'interno organismo, e pertanto questi animali sono poco longevi: i toporagni per esempio non superano in media i 15 mesi di vita, mentre le crocidure possono raggiungere i 2 anni. Tale differenza è dovuto al diverso ritmo di attività che caratterizza le specie (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Il periodo riproduttivo va dalla primavera sino alla metà dell'autunno, con il maggior numero delle nascite compreso tra giugno e agosto. Dopo una gestazione di 25 giorni circa, la femmina partorisce dai 3 ai 7 piccoli, a seconda della specie: i toporagni hanno in genere cucciolate più numerose (5-7 e in rari casi sino a 11 cuccioli) mentre le cucciolate delle crocidure sono composte soltanto da 3-4 individui. I piccoli rimangono al nido per circa 3 settimane e a 25 giorni di vita sono completamente indipendenti.

I toporagni hanno una dentatura minuta e ricca di cuspidi, perfettamente costruite per frantumare il duro esoscheletro dei coleotteri e degli altri artropodi. I toporagni d'acqua producono una secrezione tossica che viene inoculata attraverso la saliva che serve loro per immobilizzare le prede più grandi come rane e avannotti, agendo sul sistema nervoso. Invece

grazie alla grande mobilità del loro lungo muso cartilagineo, i toporagni terrestri grufolano tra le foglie e nel terreno alla ricerca di larve e pupe di insetti. Per le specie terrestri, la ricerca di prede avviene soprattutto utilizzando l'odorato, anche se le prede più mobili vengono individuate tramite l'udito e persino attraverso eco localizzazione. Nelle specie acquatiche il fiuto ha minore importanza e le prede vengono individuate grazie alle vibrisse del muso riccamente innervate. Ogni specie possiede un preciso regime alimentare nonché dei periodi di attività ben definiti e diversificati: ciò consente a varie specie di vivere in perfetta simpatria spartendosi le nicchie ecologiche. In alcuni ambienti, come ad esempio lungo le sponde dei ruscelli montani, dove una rigogliosa vegetazione e la presenza di rocce, radici affioranti e cumuli di vegetali morti sostengono una ricca comunità di invertebrati, non è raro che convivano tutte le specie di *Sorex* e i toporagni acquaioli (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Nelle comunità di toporagni comunque si nota sempre la dominanza di una specie sulle altre. Negli habitat di montagna, ad esempio, il toporagno comune (*Sorex araneus*) è quasi sempre la specie dominante, mentre sia il toporagno nano, sia quello alpino sono più rari; negli ambienti di fondovalle la specie dominante invece è la crocidura minore (*Crocidura suaveolens*). L'abilità a sfruttare le risorse di un ambiente è alla base della colonizzazione di certe località da parte di alcune specie piuttosto che altre. Per esempio, il toporagno comune è una specie euriecia, al contrario del toporagno alpino che è stenoecio, ha una distribuzione molto limitata e occupa soltanto gli habitat rocciosi di montagna (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Per poter sopravvivere agli inverni i toporagni terrestri hanno sviluppato un'interessante strategia che consente di ridurre il loro fabbisogno alimentare. In questo periodo non solo la crescita si arresta ma addirittura diminuiscono le dimensioni corporee. Tale fenomeno, noto come "fenomeno di Dehel", consiste nella diminuzione del volume e del peso di alcuni organi importanti e delle dimensioni della scatola cranica. Esso è tipico delle specie che vivono in ambienti freddi, come Europa, Asia e America settentrionale ed è noto in tutte le specie

presenti sul territorio trentino. Un'altra peculiarità dei toporagni è la presenza di ghiandole sparse su tutto il corpo che secernono sostanze con evidenti funzioni sociali. L'odore pungente di queste secrezioni serve infatti a marcare i territori, a segnalare lo stato d'animo o la disponibilità di accoppiamento. I toporagni inoltre comunicano attraverso numerosi suoni, alcuni dei quali molto acuti, o addirittura con gli ultrasuoni. Generalmente sono animali solitari. L'incontro tra due individui della stessa specie scatena una serie di comportamenti stereotipati costituiti da attacchi, presentazione della dentatura e tentativi di morsi, accompagnati da sonori squittii (Locatelli & Paolucci, 1998a).

#### **1.3.1.1.1 Il toporagno comune**

In Trentino vivono tre specie del genere *Sorex*: il toporagno comune (*Sorex araneus*), il toporagno nano (*Sorex minutus*) e il toporagno alpino (*Sorex alpinus*). Come detto, negli habitat di montagna, la comunità è dominata dal toporagno comune (*Sorex araneus*). Questa specie (Fig. 1.5) è presente in una grande varietà di habitat, dal fondovalle sino oltre il limite della vegetazione arborea. Vive sia in ambienti forestali, sia in zone aperte. Questa specie non sembra avere grandi preferenze per quanto riguarda la quota e in alcuni monitoraggi è stato addirittura trovato come l'unico micro mammifero presente nelle praterie alpine e nelle brughiere oltre i 2000 m di quota (Locatelli & Paolucci, 1998a). Vive frequentemente anche lungo i torrenti e nei boschetti ripari mentre nelle paludi e nelle torbiere non è mai molto comune. In questi ultimi ambienti infatti la forte acidità del terreno limita fortemente la presenza dei lombrichi, sue prede principali; inoltre il toporagno comune trascorre molto del suo tempo ispezionando le gallerie sotterranee e questa attività gli viene evidentemente impedita dal terreno fortemente intriso di acqua (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Questa specie risulta abbastanza comune nelle regioni settentrionali, mentre sembra divenire più rara in quelle centro-meridionali. Non esistono dati sulla consistenza numerica delle popolazioni italiane. Popolazioni locali possono subire un decremento a causa di alterazioni

ambientali e dell'uso indiscriminato di pesticidi, ma la specie non sembra essere in particolare pericolo (Spagnesi *et al.*, 2002).



FIGURA 1.5: TOPORAGNO COMUNE (*SOEX ARANEUS*). FOTO DA WEB.

### 1.3.2 RODITORI

L'ordine dei Roditori è quello che ha avuto il maggior successo evolutivo tra i Mammiferi, essendo costituito da approssimativamente 2.300 specie (Carleton *et al.*, 2005). I Roditori rappresentano il 42% delle specie viventi di mammiferi sulla Terra. Ad eccezione della famiglia dei Castoridi (castori), tutte le famiglie dei roditori pesano meno di 5 kg. I roditori sono mammiferi plantigradi a regime alimentare prevalentemente vegetariano. Una caratteristica peculiare è la dentatura, contraddistinta da incisivi privi di radice e a crescita continua, per cui è necessaria un'azione di "limatura" per impedire un eccessivo allungamento (Locatelli & Paolucci, 1998a).

I Roditori mostrano una distribuzione cosmopolita, adattandosi con successo ad una vasta gamma di habitat terrestri, arboricoli, scansori, fossori e semiacquatici. Dato l'ampio numero di specie di roditori, non sorprende il fatto che le relazioni di molte famiglie e sottofamiglie siano complesse per il loro grado di diversità, di adattabilità e per il loro trend evolutivo di convergenza (Merritt, 2010). Secondo gli attuali sistemi di classificazione l'ordine dei Roditori viene diviso in 32 famiglie. Tra queste in Italia e in Trentino si annoverano *Sciuridae*

(comprendenti marmotte e scoiattoli), *Myoxidae* (moscardino, ghiro, topo quercino e driomio), *Microtidae* (diverse specie di arvicole), *Muridae* (varie specie di topi selvatici e ratti), *Hystriidae* (istrici) e *Myocastoridae* (nutrie) (Locatelli & Paolucci, 1998a).

#### 1.3.2.1 MICROTINI

Le arvicole costituiscono un gruppo ben definito di Roditori, appartenenti alla sottofamiglia dei Microtini. Il loro aspetto è simile a quello dei criceti, mentre differisce da topi e ratti per la coda corta e per la struttura del corpo meno slanciata e più tondeggiante. Nelle arvicole la testa è poco distinta dal corpo, caratterizzata da un muso più arrotondato, con occhi e padiglioni auricolari piccoli e poco evidenti (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Alla fauna italiana appartengono 5 generi (*Myodes*, *Arvicola*, *Microtus*, *Chionomys*, *Ondatra*) per un totale di 10 specie, di cui 6 sono presenti in Trentino: arvicola rossastra (*Myodes glareolus*), arvicola agreste (*Microtus agrestis*), arvicola campestre (*Microtus arvalis*), arvicola sotterranea (*Microtus subterraneus*), arvicola di Fatio (*Microtus multiplex*) e arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*) (Locatelli & Paolucci, 1998a).

##### 1.3.2.1.1 L'arvicola rossastra

In Trentino l'arvicola rossastra è la specie più diffusa, e anche quella più facilmente riconoscibile per la vivace colorazione bruno-rossastra della pelliccia (Fig. 1.6). La specie è presente in tutta l'Europa e nell'Italia peninsulare, limitatamente alle zone boschive collinari e montane fino oltre i 2000 m di altezza. In Trentino il rinvenimento più elevato di questa specie si localizza sul massiccio dell'Adamello a poco più di 2500 m. È tuttavia un animale tipicamente forestale, presente con popolazioni numerose nei boschi dal piano montano al piano alpino, meno frequenti nei fondivalle. Colonizza anche le brughiere e le alnete ad ontano verde, così come le comunità a megaforbie che si sviluppano nei pressi delle malghe. L'arvicola rossastra è diffusa nelle foreste di latifoglie, di conifere e in quelle miste, purchè sia presente al suolo una discreta copertura erbacea (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Come le altre arvicole vive in gallerie sotterranee scavate appena sotto la superficie del suolo. Nelle zone rocciose essa sfrutta gli interstizi e le fessure tra le rocce. Colloca il nido tra la vegetazione, sotto le radici delle ceppaie o i tronchi abbattuti. Si nutre principalmente di sostanze vegetali, come parti verdi di piante, frutti, semi, funghi e cortecce, ma non disdegna neppure alimenti di origine animale come larve di insetti, che scova sul terreno e tra il fogliame. In alta montagna alla fine dell'inverno l'arvicola rossastra si nutre di fiori e fronde delle piante erbacee d'alta quota, mentre in estate predilige le bacche di mirtillo. Si ciba anche di faggiole, semi di abete rosso, pinoli di cembro e nocciole, aprendone con facilità i gusci grazie all'azione di potenti incisivi. All'interno delle tane sotterranee questo roditore immagazzina scorte di cibo, soprattutto semi, favorendo così la dispersione e la germinazione di quelli che non vengono consumati.

Il periodo riproduttivo si protrae dalla fine dell'inverno all'autunno, con tempistiche variabili in funzione dell'andamento climatico e della quota. Come nelle altre arvicole, la gestazione dura una ventina di giorni e i piccoli, generalmente da 1 a 6, vengono svezzati dopo circa un mese. In seguito al reclutamento dei nuovi nati, le popolazioni aumentano numericamente durante l'estate per raggiungere il massimo nel tardo autunno. Durante l'inverno la mortalità non è compensata da nuove nascite e all'inizio della primavera le popolazioni sono caratterizzate dal numero minimo di individui. La densità delle popolazioni varia normalmente tra i 10 e i 60 esemplari per ettaro. Questa specie sulle Alpi fa registrare occasionali proliferazioni, che sembrano essere susseguenti ad annate di abbondante produzione di semi da parte delle piante forestali, in particolare dell'abete rosso. Un episodio documentato di esplosione demografica registrato per questa specie in Trentino risale al 1993 (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Sebbene questa arvicola non presenti particolari problemi di conservazione, ricerche dettagliate hanno messo in evidenza la vulnerabilità delle popolazioni locali, che risentono della riduzione di siepi e del progressivo isolamento dei frammenti di bosco, fenomeni che provocano la

scomparsa della specie in numerosi contesti rurali ad agricoltura intensiva. È forse questa la spiegazione dell'attuale assenza dell'arvicola rossastra dalla maggior parte della Pianura Padana (Spagnesi *et al.*, 2002), mentre la sua presenza sull'arco alpino non risente di tali problematiche.



FIGURA 1.6: ARVICOLA ROSSASTRA (*MYODES GLAREOLUS*). FOTO DA WEB.

#### 1.3.2.1.2 L'arvicola campestre

L'arvicola campestre ha una distribuzione che comprende buona parte dell'Eurasia centro-settentrionale, dalla Spagna alla Mongolia orientale, attraverso l'Europa centrale e settentrionale, tuttavia non supera mai il 60° parallelo ed è quindi assente nella regione Scandinava. In Italia il suo areale di diffusione è limitato alle regioni nord-orientali, e non oltrepassa il Po a sud e le Alpi centrali ad occidente. La specie è probabilmente presente in tutto il Trentino, sebbene la maggior parte delle segnalazioni provengano dal settore occidentale. L'arvicola campestre colonizza prati e pascoli sia nei fondivalle, dove è la specie di arvicola più diffusa, sia in quota, purchè sia presente una fitta copertura erbacea, predilige terreni freschi, profondi e ben drenati. La segnalazione più alta per la Provincia di Trento è localizzata sulla Presanella a 2100 m (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Questo roditore pesa mediamente una trentina di grammi e ha una pelliccia marrone giallastra sul dorso e tendente al grigio nella parte ventrale. Gli individui vivono in colonie numerose e scavano intricate reti di gallerie nei prati, nei campi e nelle radure. La presenza di piste tra l'erba

e fori sul terreno indica chiaramente l'attività di una colonia. La terra smossa durante gli scavi viene portata all'esterno e dispersa ai bordi delle imboccature delle gallerie. Gli ingressi di queste ultime sono tondeggianti, del diametro di un paio di centimetri, facilmente identificabili anche per la frequente presenza di steli d'erba sminuzzata o piccoli escrementi di forma allungata e colore verde brunastro. Le gallerie sono generalmente piuttosto superficiali, provviste di una camera nido scavata in profondità e imbottita con frammenti di steli d'erba o nascosta tra i cespi delle graminacee. Altre camere possono essere adibite a magazzini per le riserve di cibo. Durante l'inverno le arvicole sfruttano maggiormente gli spostamenti sulla superficie del suolo, al di sotto dello strato nevoso. In primavera, con lo scioglimento della neve, si possono facilmente individuare le piste utilizzate dagli animali durante la stagione fredda (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Le popolazioni di arvicola campestre sono soggette a forti fluttuazioni demografiche, che nelle regioni più settentrionali dell'areale di distribuzione della specie presentano un andamento ciclico, della durata media di 3-4 anni, mentre nelle nostre regioni risultano occasionali e difficilmente prevedibili, influenzate principalmente dalle disponibilità trofiche. Quando queste sono favorevoli le arvicole possono riprodursi al massimo delle loro potenzialità: dopo una gestazione di soli 20 giorni, che porta alla nascita mediamente di 4-10 piccoli, le femmine possono accoppiarsi nuovamente, mentre i nati in primavera durante l'estate possono già riprodursi. Per questi motivi in alcuni casi sono state registrate densità maggiori di 2500 individui per ettaro (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Nel nostro Paese l'arvicola campestre è abbondante e non presenta problemi di conservazione. Come le altre specie di arvicole può rendersi responsabile di danni di varia entità alle colture agricole e in particolare agli arboreti da frutto ed alle colture cerealicole (Spagnesi *et al.*, 2002).

### 1.3.2.1.3 L'arvicola delle nevi

L'arvicola che si spinge più in quota è senza dubbio l'arvicola delle nevi, che deve questo nome alla localizzazione del suo habitat più tipico: i macereti dei circhi glaciali, le morene e le frane oltre il limite del bosco. L'arvicola delle nevi presenta un areale frammentato, esteso dalla Spagna all'Asia Occidentale, ma limitato alle regioni montuose dei Pirenei, delle Alpi, degli Appennini, dei Carpazi, dei Balcani, del Libano, dell'Iran e del Caucaso (Locatelli & Paolucci, 1998a).

È un animale rupicolo (Fig. 1.7) che necessita della presenza di cumuli di pietre o di un litosuolo frammentato, ricco di fessure e di gallerie. Si arrampica agilmente, sfruttando le più piccole rugosità della roccia, e non è raro avvistarla anche durante scalate in parete, mentre corre lungo le cenge. Il limite altitudinale superiore per questa specie sulle Alpi è probabilmente determinato dall'altezza delle cime e dal limite inferiore dei ghiacciai: sul Monte Bianco ad esempio è stata osservata a 4700 m d'altitudine. Sebbene l'arvicola delle nevi sia più frequente negli ambienti aperti d'alta quota, negli arbusteti e nelle brughiere alpine, essa è in grado di colonizzare anche i boschi sviluppatasi su terreni rocciosi e di spingersi fino al fondovalle, limitatamente alle zone caratterizzate dalla presenza di ammassi detritici o di muretti a secco; si riscontra talvolta anche in prossimità di torrenti con sponde rocciose. Pertanto, l'arvicola delle nevi non è una specie esclusivamente d'alta montagna, anche se nella fascia alpina risulta particolarmente diffusa per la ricchezza di habitat idonei (Locatelli & Paolucci, 1998a).

È facilmente riconoscibile per la colorazione grigia o grigio bruno della folta pelliccia. Il ventre è assai più chiaro del dorso, e in alcuni esemplare tende al grigio bianco. Le sue dimensioni sono maggiori di quelle delle altre arvicole: il peso degli adulti è in media di circa 40 gr, anche se alcuni esemplari possono raggiungere e superare i 50 gr. Il muso tondo e i lunghi baffi, che misurano fino a 6 cm, conferiscono a questo animale un aspetto particolarmente simpatico. Vivendo tra gli interstizi delle rocce, a differenza delle altre arvicole, quella delle nevi raramente

scava gallerie. Il nido è nascosto tra le rocce e imbottito di materiale vegetale. L'arvicola delle nevi si ciba prevalentemente delle parti verdi delle piante e delle loro radici. Rientrano nella sua dieta i fiori dello zafferano alpino, della pulsatilla, del tarassaco, le foglie e i fiori dell'orminio dei Pirenei, del rododendro e delle sassifraghe, nonché le fronde e le inflorescenze dell'erica e i giovani germogli di pino mugo e di altre conifere. Questo microtino è attivo prevalentemente dopo il crepuscolo, ma può essere avvistato anche di giorno: è un animale piuttosto confidente, facile da avvistare quando esce allo scoperto alla ricerca di cibo (Locatelli & Paolucci, 1998a).

Il periodo riproduttivo si estende dalla primavera alla fine dell'estate, ma a quote basse può protrarsi fino all'autunno. Il tasso di riproduzione è basso: generalmente hanno luogo due parti all'anno, con un numero di piccoli variabile da 1 a 5. Il tempo necessario per lo svezzamento è più lungo che nelle altre arvicole, e dura una quarantina di giorni. Le popolazioni di arvicole delle nevi non sono mai particolarmente numerose. Alcuni studi condotti sulle Dolomiti trentine hanno evidenziato che la densità varia tra i 4 e gli 8 esemplari per ettaro. Le popolazioni sono piuttosto stabili negli anni, non soggette alle fluttuazioni demografiche che caratterizzano le arvicole dei campi. Esistono delle lievi variazioni stagionali: le popolazioni raggiungono un picco di densità nella stagione autunnale; il numero di esemplari cala poi progressivamente per toccare il minimo a cavallo tra la fine dell'inverno e l'inizio della primavera, in conseguenza dell'alta mortalità invernale non compensata da nuove nascite. In natura l'arvicola delle nevi sopravvive mediamente per poco più di un anno; alcuni esemplari sopravvivono al secondo inverno e partecipano a due stagioni riproduttive. L'*homerange* di un esemplare varia da metà a poco più di un ettaro. Raramente gli *homeranges* di esemplari adulti dello stesso sesso si sovrappongono, dimostrando una spiccata territorialità (Locatelli & Paolucci, 1998a).

La specie, inserita nell'Allegato III della Convenzione di Berna, è localmente abbondante nelle aree di sicura presenza. Tuttavia, il livello delle conoscenze attuali sulla distribuzione di questa arvicola non consente di stabilire il reale status delle sue popolazioni, soprattutto per quanto

riguarda le regioni dell'Italia Centro-meridionale (Spagnesi *et al.*, 2002). L'arvicola delle nevi è un ottimo bioindicatore grazie alla sua posizione basilare nella catena alimentare, al rapido raggiungimento della maturità sessuale, alle densità di popolazione relativamente stabili ed infine alle sue reazioni ai cambiamenti ambientali. Mercheva (2007) valutò, attraverso indici citogenetici, ematologici, ecotossicologici, radiometrici, ecofisiologici e morfologici, che l'arvicola delle nevi è una delle specie più appropriate da usare come bioindicatore per la valutazione ambientale delle zone di montagna (Locatelli & Paolucci, 1998a).



FIGURA 1.7: ARVICOLA DELLE NEVI (*CHIONOMYS NIVALIS*). FOTO DA WEB.

### 1.3.2.2 MURINI

Ratti e topi sono roditori appartenenti alla sottofamiglia dei Murini. Sono caratterizzati da un corpo slanciato con muso allungato, padiglioni auricolari ben evidenti e sporgenti dalla pelliccia, occhi grandi e lunga coda nuda e anulata. In Italia sono presenti 8 specie, appartenenti ai generi *Apodemus*, *Micromys*, *Rattus* e *Mus*, di cui 5 sono sicuramente presenti in Trentino: topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*), topo selvatico dal collo giallo (*Apodemus flavicollis*), ratto norvegico (*Rattus norvegicus*), ratto nero (*Rattus rattus*) e topolino domestico (*Mus domesticus*). Restano dei dubbi per quanto concerne la presenza del topolino delle risaie (*Micromys minutus*), per il quale esiste un solo dato di presenza, riferito ad un esemplare trovato nei pressi di Mattarello negli anni '20 (Locatelli & Paolucci, 1998a).

I topi selvatici presentano una distribuzione molto ampia: sono comuni nei boschi, tra le siepi, negli incolti così come nei coltivi e nei giardini. Tuttavia il topo selvatico dal collo giallo è legato all'ambiente forestale e solo raramente lo si rinviene nelle zone aperte, colonizzate invece dal topo selvatico. Inoltre il primo è presente a quote elevate (occasionalmente lo si rinviene al di sopra dei 2000 m), mentre il secondo è più comune nei fondivalle. Sebbene questi roditori colonizzino principalmente gli ambienti naturali, occasionalmente possono intrufolarsi all'interno di malghe e abitazioni, dove cercano cibo e riparo durante l'inverno. Le tane vengono generalmente scavate sotto le rocce o tra le radici degli alberi e imbottite di muschio o foglie secche. I topi selvatici si arrampicano agilmente su alberi e arbusti, sfruttando la lunga coda come bilanciere e non di rado utilizzano anche cavità degli alberi o nidi abbandonati dagli uccelli. Il topo selvatico e il topo selvatico dal collo giallo sono animali dalle abitudini prevalentemente notturne, ma occasionalmente possono essere avvistati anche di giorno. Durante la notte si muovono rapidi sulla superficie del terreno, con un'andatura saltellante dovuta alle zampe posteriori particolarmente sviluppate. Hanno un'alimentazione molto varia, estremamente adattabile alle diverse disponibilità degli ambienti colonizzati. Essenzialmente granivori, si nutrono di semi e di frutta. I robusti incisivi permettono loro di aprire facilmente nocchie e faggioli e di strappare le brattee delle pigne per asportare i semi in esse contenuti. Non disdegnano anche le prede animali, e gli insetti rappresentano una parte importante della loro alimentazione (Locatelli & Paolucci, 1998a).

## 1.4 SCOPO ED OBIETTIVI

Gli ambienti d'alta quota alpini sono considerati importanti *hotspot* di biodiversità e sono caratterizzati da ecosistemi molto sensibili agli effetti del cambiamento climatico. Le ripercussioni maggiori del riscaldamento globale vengono osservate su endemismi e specie artico-alpine rare a distribuzione ristretta, tra le quali si annoverano alcuni micromammiferi alpini. Questo è legato al fatto che i micromammiferi hanno un ciclo di vita breve e una dinamica di popolazione soggetta a importanti variazioni numeriche, in relazione a fattori stocastici e alla variazione di alcuni fattori ecologici (temperatura, vegetazione, precipitazioni) (Mercheva *et al.*, 2008). Nonostante la loro rilevanza ecologica, la loro esposizione agli effetti di cambiamenti ambientali, e la loro conseguente importanza come bioindicatori del territorio, gli studi sull'ecologia dei micromammiferi in ambiente alpino sono, a mia conoscenza, relativamente scarsi.

Il mio lavoro di tesi si inserisce in questo contesto, mirando al monitoraggio e alla descrizione della comunità di micromammiferi (e del suo stato di salute) presenti in un'area d'alta quota nelle Alpi centrali italiane, con un confronto rispetto ad un monitoraggio analogo effettuato vent'anni fa nella stessa area, alla ricerca di eventuali analogie e differenze che possano suggerire in che direzione sta andando la comunità di micromammiferi esaminata.

Nello specifico, in questo studio ho effettuato dapprima uno studio della struttura dell'*assemblage* di micromammiferi presenti nell'area di studio, confrontando tre siti ubicati in tipologie ambientali differenti (prateria alpina, macereto puro e macereto consolidato). Le conoscenze pregresse sulla biologia e distribuzione dei micromammiferi presenti nell'area di studio (descritte in dettaglio nella sezione "I piccoli mammiferi alpini") indicano che nelle diverse tipologie ambientali si dovrebbero riscontrare differenze nella presenza ed abbondanza di ogni specie. Infatti ogni tipologia ambientale presa in esame si configura come ottimale per una determinata specie e meno per le altre, che tuttavia potrebbero essere presenti in aree per

esse sub ottimali a causa di esplosioni demografiche che ne hanno causato l'espansione dell'areale (Calhoun & Casby, 1958). Il fatto che questi siti siano relativamente vicini l'uno con l'altro alla stessa quota permette di controllare per alcuni fattori potenzialmente confondenti che possono influenzare la presenza ed abbondanza di micromammiferi (piovosità, vento, temperatura, predazione, disturbo antropico). In questo scenario, ipotizzo che ogni tipologia ambientale sia caratterizzata da una diversa comunità di piccoli mammiferi. In particolare, mi aspetto di trovare una predominanza di arvicola delle nevi in ambiente di macereto (**P1a**) e una proporzione maggiore di arvicola campestre in ambienti di prateria alpina o misti (**P1b**). Mi attendo invece che l'arvicola rossastra sia scarsamente o per nulla presente nell'area di studio, in quanto specie tipica di ambienti forestali (**P1c**).

Oltre alla valutazione dell'abbondanza relativa delle specie, un altro aspetto di fondamentale importanza è l'analisi della condizione di salute della popolazione delle specie considerate nell'area di studio (Sullivan *et al.*, 1999). Indicazioni in questo senso possono derivare dall'analisi di alcuni parametri demografici della struttura della popolazione dei piccoli mammiferi (massa corporea; misure morfometriche; rapporto tra i sessi; rapporto tra le classi di età; stato riproduttivo). La massa corporea viene comunemente considerata come indice della qualità fenotipica degli individui (Inchausti & Ginzburg, 1998), che varia in relazione al fotoperiodo (Krol *et al.*, 2005) e alla disponibilità e qualità di risorse che caratterizzano un determinato ambiente (Speakman *et al.*, 2003). Inoltre, un equilibrato rapporto tra classi di età e tra i sessi, nonché la presenza di individui in fase riproduttiva, rappresentano altri indici di benessere di una certa popolazione (Oli & Dobson, 1999). Per esempio, il fabbisogno energetico legato alla riproduzione, soprattutto nelle femmine allattanti, richiede che un individuo sia in buono stato di salute per potersi riprodurre. In questo contesto, ipotizzo che sia le qualità fenotipiche individuali sia il successo riproduttivo differiscano, per ogni specie, nelle diverse tipologie ambientali in cui si trova. In particolare, predico che, per ogni specie, i parametri demografici

considerati siano migliori nelle aree più idonee per quella specie (P2a). Inoltre, per ogni specie, mi aspetto di osservare un miglioramento delle qualità fenotipiche individuali nei momenti della stagione più produttivi (cioè la parte centrale dell'estate) (P2b). In questi stessi momenti mi attendo anche di riscontrare un maggior successo riproduttivo, per ognuna delle specie esaminate in questo studio (P2c).

Il terzo ed ultimo obiettivo di questo lavoro di tesi è il confronto della struttura di comunità di micromammiferi presente nei tre siti monitorati rispetto ad uno studio analogo condotto nel 1996-1997 negli stessi siti. I possibili cambiamenti a livello ambientale ampiamente documentati in ambiente alpino possono causare nell'arco del tempo modificazioni degli equilibri ecosistemici e delle zoocenosi presenti in determinate aree. Queste modificazioni sono state osservate a diverse altitudini e latitudini (Europa, Scandinavia, Nord America), come conseguenza dei cambiamenti nella selezione dell'habitat di determinate specie (Yang *et al.*, 2010). Per quanto sia noto che tali modificazioni sono in atto su alcune specie in ambiente alpino (ad esempio: gallo cedrone e gallo forcello, Virkkala & Lehikoinen, 2014), le evidenze empiriche in questo senso sulle comunità di micromammiferi in ambiente alpino sono, a mia conoscenza, estremamente limitate. Pur essendo noto che studi in questa direzione richiedono monitoraggi a lungo termine (Henttonen *et al.*, 1977; Szpunar *et al.*, 2008), a causa delle variazioni del numero ed abbondanza di micromammiferi che sono spesso soggette a fluttuazioni stocastiche su base annuale (Lima *et al.*, 2002; Senseth *et al.*, 2002; Bierman *et al.*, 2006), ritengo che un confronto tra la situazione attuale e quella di 20 anni fa potrebbe iniziare a fornire qualche indicazione speculativa sull'occorrenza di tali modificazioni. In merito a ciò, ipotizzo che vi siano alcune differenze a livello di struttura di comunità tra la zoocenosi monitorata 20 anni fa e quella studiata nell'estate del 2016, nei tre siti di campionamento. Mi aspetto di osservare, in generale per ogni ambiente, un aumento dell'eterogeneità della

comunità di micromammiferi (**P3a**). Invece, mi attendo di non osservare particolari differenze a livello intraspecifico nei parametri morfometrici tra 20 anni fa e il 2016 (**P3b**).

# CAPITOLO 2: MATERIALI E METODI

## 2.1 AREA DI STUDIO

### 2.1.1 CENNI STORICI

I due maggiori parchi naturali del Trentino, il Parco Adamello Brenta e il Parco di Paneveggio – Pale di San Martino, furono individuati nel primo Piano Urbanistico della Provincia Autonoma di Trento nel 1967 in un momento in cui alle problematiche di salvaguardia ambientale si anteponeva l'interesse per un forte sviluppo economico. Tali aree, delimitate in considerazione alla conformazione naturale del territorio, si vollero mantenere integre e incontaminate da opere dell'uomo: pertanto venne vietata l'edificazione e vennero dettati dei criteri ai quali doveva uniformarsi la pianificazione comprensoriale. Alla delimitazione dei confini non seguirono però politiche e normative specifiche per la gestione del Parco, e oltretutto si provocò allarme fra le popolazioni locali perché il Parco venne interpretato come un'imposizione che comportava una serie di vincoli e divieti con un conseguente freno allo sviluppo economico. Servirono venti anni (Legge Provinciale n. 18 del 1988), prima che la gestione del territorio per la tutela e la valorizzazione delle caratteristiche ambientali, naturalistiche, storiche ed economiche venisse affidata all'Ente Parco Adamello Brenta (Flaim, 1992; Fronza *et al.*, 1997). In questo contesto si incominciò a comprendere l'importanza del territorio e l'esigenza diffusa della protezione dell'ambiente, inteso non solo come paesaggio, ma come un insieme di complessi equilibri e di rapporti tra flora, fauna, acqua, aria, suolo e uomo (Ferrari, 2013).

Il Parco Naturale Adamello Brenta diventò dunque un Ente di diritto pubblico al quale vennero affidati i seguenti compiti (Art.33, LP 23/07): a) la conservazione, il recupero e la valorizzazione delle caratteristiche naturali e ambientali, con particolare riferimento agli habitat, alle specie, alle emergenze naturali e alla biodiversità; b) l'applicazione di metodi di gestione idonei a

realizzare un'integrazione tra uomo e ambiente naturale, anche mediante la salvaguardia e la valorizzazione dei valori antropologici, archeologici, storici e architettonici; c) la promozione e la divulgazione dello studio scientifico; d) l'uso sociale dei beni ambientali in modo compatibile con la loro conservazione; e) l'educazione e la formazione in materia di tutela e di valorizzazione ambientale e naturalistica. Il perseguimento delle suddette finalità e la gestione dell'area protetta avviene per mezzo di un importante strumento, il Piano del Parco (Art.43, LP 23/07). Ad esso è affidata la tutela dei valori naturali ed ambientali, da cui consegue una suddivisione dell'intero territorio in quattro zone in base al livello di protezione necessario: 1) riserve integrali, 2) riserve guidate, 3) riserve controllate e 4) riserve speciali (Galluzzi, 2014).

### 2.1.2 INQUADRAMENTO GEOGRAFICO

Il Parco Naturale Adamello Brenta è la più vasta area protetta del Trentino, situata nel settore occidentale della Provincia Autonoma di Trento, nel cuore delle Alpi Centrali (Fig. 2.1).

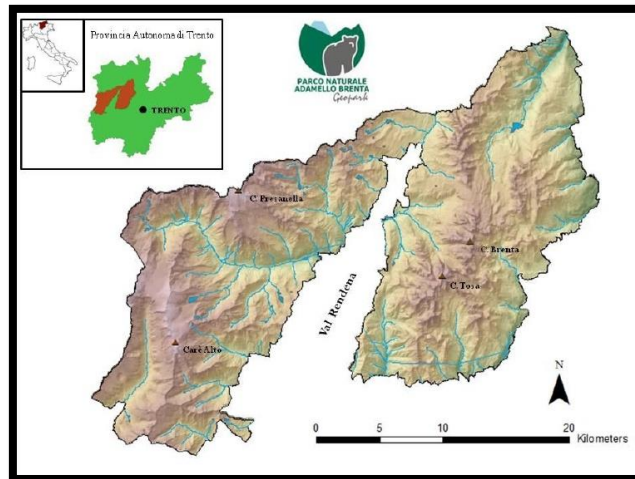


FIGURA 2.1: INQUADRAMENTO GEOGRAFICO DEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA. GALLUZZI, 2014.

Nello specifico, esso è racchiuso tra la Val di Sole a nord, la Val di Non a est e le Valli Giudicarie a sud e sud-est. Il suo confine orientale coincide con quello tra il Trentino e la Lombardia (Zibordi, 1998). Dall'iniziale superficie di 50.400 ha del 1967, anno della sua prima perimetrazione, si è

passati, dal 2003, ad una superficie di 62.052 ha. L'area Parco copre, ricalcandone l'estensione, due gruppi montuosi contraddistinti da diversi ambiti geomorfologici: il gruppo calcareo delle Dolomiti di Brenta ed il Massiccio granitico dell'Adamello-Presanella, caratterizzato dal più vasto sistema glaciale di tipo scandinavo delle Alpi. Le due ali dell'area protetta, pur essendo separate dal solco vallivo della Rendena, percorsa dal Fiume Sarca, principale affluente del Lago di Garda (Armanini, 2011), sono collegate da una fascia territoriale situata presso Passo Carlo Magno per consentire la continuità dei limiti amministrativi e una connessione ecologica (Tomasi, 1990);

### 2.1.3 DESCRIZIONE DELL'AREA E ASPETTI GEO-MORFOLOGICI

Il massiccio Adamello-Presanella e le Dolomiti di Brenta sono conosciuti in modo particolare per la marcata ricchezza e diversità del patrimonio geologico e per le differenze orografiche.

L'Adamello Presanella è sito ad ovest del solco vallivo della Rendena, costituendo pertanto la porzione occidentale del Parco. Il gruppo dell'Adamello è un acrocoro montuoso, tra i più imponenti dell'Arco Alpino per le quote raggiunte, per le lunghe vallate e per il sistema glaciale. Tra le cime più importanti ricordiamo: il Monte Adamello (3539 m), il Crozzon di Lares (3364 m) ed il Monte Carè Alto (3463 m). Il gruppo della Presanella è situato più a nord, separato dall'Adamello dalla profonda incisione della Val di Genova. Le vette più importanti sono: Cima Presanella (3588 m), il più alto rilievo interamente in territorio Trentino, Cima Vermiglio (3488 m) e Monte Gabbiolo (3488 m).

Da un punto di vista geologico, il Gruppo Adamello-Presanella (Fig. 2.2) è costituito da rocce magmatiche di origine intrusiva e caratterizzato dalla presenza della tonalite, una roccia di tipo granitico originatasi circa 40 milioni di anni fa dalla cristallizzazione di roccia fusa o magma. In alcuni settori dell'Adamello è possibile individuare anche un'altra tipologia di roccia, la granodiorite, che si differenzia dalla tonalite per una maggiore abbondanza di quarzo (Sarzo, 2012). L'impareggiabile durezza delle rocce tonalitiche e la loro recente formazione conferisce

al Massiccio dell'Adamello forme spigolose, cime aguzze e creste affilate. Il paesaggio e la morfologia di questa area sono caratterizzati anche dalla presenza di numerosi ghiacciai, relitti delle glaciazioni dell'Era del Quaternario. Oggi i ghiacciai sono sempre più in fase di marcato ritiro, tuttavia continuano ad essere elementi caratterizzanti le alte quote. In questo settore è presente il complesso glaciale più esteso di tutte le Alpi (18 km<sup>2</sup>), che comprende le Vedrette del Mandrone, dell'Adamè, della Lobbia e di Salarno (Smiraglia, 1992). A causa della cospicua presenza di ghiacci perenni e all'impermeabilità della tonalite, il Massiccio Adamello-Presanella è ricco di laghi, torrenti e cascate, rendendo l'acqua la protagonista di queste montagne.

Le Dolomiti di Brenta (Fig. 2.3), a est della Val Rendena, delimitate a nord dalle Valli di Non e di Sole a sud dalle Valli Giudicarie, orograficamente si dispongono in direzione nord-sud per una lunghezza di circa 42 Km e si estendono su di una superficie di 400 Km<sup>2</sup>. Catena montuosa compatta, delimitata da versanti strapiombanti, il Brenta è anche solcato da numerose valli laterali e può essere diviso idealmente in tre settori: un settore settentrionale, facente capo al Monte Peller (2320 m) e delimitato a sud dalla Pietra Grande (2937 m); un settore centrale, tra il Passo del Grostè e l'incisione della Busa degli Sfulmini, che comprende il Massiccio della Cima Brenta (3150 m); un settore meridionale, caratterizzato dalle vette più famose del Gruppo, tra le quali la Cima Tosa (3171 m), il Crozzon di Brenta (3135 m) e la catena degli Sfulmini con il noto Campanile Basso (2883 m);

Geologicamente, il Massiccio delle Dolomiti di Brenta è completamente diverso dal Massiccio Adamello-Presanella, essendo formato da un basamento cristallino coperto da rocce sedimentarie, come calcari e dolomie (Armanini, 2011). La Dolomia Principale è la roccia che compone queste dolomiti, originatasi in seguito al susseguirsi di molti cicli sedimentari fondomarini risalenti a circa 200 milioni di anni fa. Il Massiccio delle Dolomiti di Brenta è dominato dal fenomeno del carsismo per cui l'acqua scompare in cunicoli sotterranei e profondi per riemergere in prossimità delle zone basali del massiccio, per cui è raro osservarla in

situazioni di alta quota (Tomasi, 1990). I ghiacciai, di modeste dimensioni e limitati quasi solamente alla parte centrale del Gruppo, alimentano pochi laghi; tra questi si ricordano quelli di Tovel, Valagola e Molveno.

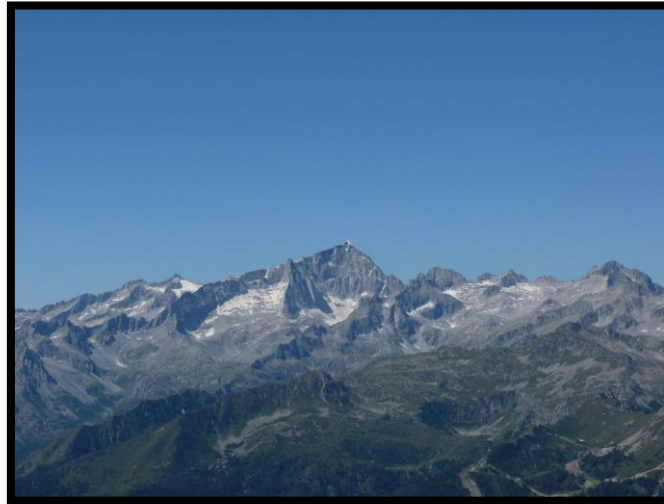


FIGURA 2.2: GRUPPO DELL'ADAMELLO-PRESANELLA (CIMA PRESANELLA). FOTO GIULIA FERRARI.



FIGURA 2.3: GRUPPO DELLE DOLOMITI DI BRENTA (CROZZON DI BRENTA). FOTO GIULIA FERRARI.

### 2.1.3 INQUADRAMENTO CLIMATICO

Il tipo di clima del Parco è di transizione tra quello prealpino e quello endoalpino (Arrighetti, 1973). A causa delle notevoli differenze altitudinali (oltre 2700 m di dislivello), alla complessità morfologica delle valli e all'esposizioni che interessano questo territorio, troviamo condizioni

climatiche locali estremamente diversificate (Gandolfo & Sulli, 1993). Infatti il clima del Parco Adamello Brenta, così come quello di molte zone montane, è governato da diversi fattori, tra i quali i più importanti sono l'altitudine e l'orografia del territorio.

In particolare, il forte gradiente altitudinale è sicuramente la caratteristica più importante per determinare il clima del Parco Adamello Brenta. In generale, le montagne spesso hanno temperature diurne superiori rispetto a quote simili nell'atmosfera libera, a causa del riscaldamento del suolo. La temperatura tende a diminuire con l'altitudine a causa della capacità termica inferiore dell'atmosfera in quota, con un decremento regolare tra 0,5°C e 0,6°C per ogni 100 m di quota (gradiente termico verticale) (Dorst *et al.*, 1973). Sebbene quindi le temperature a valle siano di solito superiori di quelle sui monti, questa legge presenta delle eccezioni locali e temporanee dovute alle inversioni di temperatura causate dalle masse d'aria più fredde e pesanti che tendono a depositarsi sul fondo delle valli (Zibordi, 1998). Queste peculiari condizioni si verificano solitamente nelle ore notturne durante i periodi persistenti di alta pressione stabile, a causa della perdita elevata di energia infrarossa della radiazione terrestre, con una tendenza al ristagno dell'aria fredda sul fondovalle.

Oltre alla spiccata orografia, un altro elemento da tenere in considerazione è la topografia, che gioca un ruolo chiave nel determinare i microclimi locali. Fattori quali la pendenza e l'orientamento dei pendii montuosi influenzano la quantità di radiazione solare assorbita localmente. I pendii orientati a sud ricevono una maggior energia per unità di superficie e di conseguenza hanno una capacità termica maggiore rispetto pendii con un orientamento diverso. Questi fattori tendono a governare la ridistribuzione di energia solare intercettata dalla superficie, come anche le distribuzioni locali delle precipitazioni che sono molto sensibili alle caratteristiche orografiche del sito (Beniston, 2006). Infatti il meccanismo di precipitazione è legato alla dinamica atmosferica e alla termodinamica: quando una massa di aria umida viene forzata a salire sopra il livello di condensazione, il vapore in eccesso converte in sottili particelle

di acqua liquida che diventano visibili sotto forma di foschia, nebbia o nubi. Se l'ascensione di aria continua, ad un certo punto il processo di precipitazione sarà attivato (Beniston, 2006).

Per questi motivi, un'area come quella del Parco Adamello Brenta presenta un livello medio di precipitazioni piuttosto alto, superiore ai 1100mm/anno. Infatti i massicci Adamello-Presanella e Dolomiti di Brenta rappresentano una barriera orografica alle correnti umide provenienti da sud (Arrighetti, 1973). Fanno eccezioni la Val di Sole e la Val di Non che rimangono isolate da tale fenomeno (Arrighetti, 1973) e che registrano dati pluviometrici inferiori (massimo 900 mm/anno). Le precipitazioni aumentano con la quota e hanno la tendenza a presentare un massimo in estate e un minimo in inverno, raggiungendo quantità superiori ai 1800 mm sulle elevazioni (Farneti *et al.*, 1971); anche elementi topografici modesti possono esercitare un'influenza spesso sproporzionata sulla quantità delle precipitazioni. A seconda delle condizioni di temperatura ed umidità dell'aria, le precipitazioni possono cadere sotto forma di neve. Nell'area del Parco, la copertura nevosa, influenzata dall'esposizione e da fattori locali, in generale dura da novembre fino ad aprile intorno ai 1500 m di quota e dalla fine di ottobre agli inizi di giugno intorno ai 2000 m. L'altitudine influisce non solo provocando un progressivo abbassamento della temperatura, ma anche nel determinare un aumento delle precipitazioni: il manto nevoso, infatti, raggiunge il massimo spessore alle quote intermedie fino ai 2000-2500 m, dove le piogge sono più abbondanti. Ad una altitudine oscillante in media tra i 2500 e i 3000 m si trova il limite delle nevi, al di sopra del quale si estende la regione delle nevi permanenti (Zibordi, 1998).

Un'ulteriore componente da tenere in considerazione è il vento. I rilievi alpini esercitano sul vento un'azione determinante che si riflette sulla sua direzione e forza, sulla sua frequenza e anche sulla sua origine. In Val Rendena, come nelle maggiori vallate alpine, spirano venti da incanalamento, legati alla configurazione del territorio. Se i rilievi montuosi portano delle modificazioni alle correnti aeree, essi danno al contempo origine a venti locali, cioè alle brezze

di monte e di valle, dovute rispettivamente al raffreddamento notturno e al riscaldamento diurno dei versanti (Dorst *et al.*, 1973).

Infine degni di nota, soprattutto per la frequenza con cui avvengono (poco meno di 30 giorni all'anno), sono i temporali orografici che si originano a quote elevate a causa dell'innalzamento di masse d'aria calda lungo i versanti dei rilievi, spesso associati a grandine, che possono avere una durata ben più lunga dei temporali di pianura (Zibordi, 1998).

In questo contesto, è evidente come l'insieme dei processi meteorologici e climatici abbia forti implicazioni per la distribuzione della vegetazione, della neve e dei ghiacciai (Beniston, 2006), determinando di fatto i sistemi ambientali che si trovano nell'area del Parco, e l'elevata diversità biologica dell'area. Ad esempio, l'importanza dell'altitudine sul clima montano esercita un'influenza significativa sulla distribuzione degli ecosistemi, con un legame stretto tra la vegetazione d'alta quota (e le zoocenosi di conseguenza) e il clima; per questo le fasce vegetazionali sono state ampiamente utilizzate per definire le zone climatiche e la loro transizione altitudinale e latitudinale (Beniston, 2006).

#### 2.1.4 ASPETTI VEGETAZIONALI

La varietà degli aspetti morfologici, edafici e climatici all'interno del Parco, genera differenziate cenosi vegetali in termini di struttura, composizione e distribuzione (Arrighetti, 1973 bis). La roccia madre del Massiccio Adamello-Presanella di natura cristallino-silicea origina suoli acidi (Arrighetti, 1973 bis), mentre i suoli del settore delle Dolomiti di Brenta, originatisi da rocce carbonatiche, mostrano una reazione neutra o basica (Arrighetti, 1973 bis). Prova dell'importanza del substrato è la differente caratterizzazione floristica tra i due gruppi montuosi, che risulta più evidente al di sopra del limite della vegetazione arborea (Zanghellini & Da Trieste, 1990).

Suddividendo il territorio del Parco in piani di vegetazione secondo il gradiente altitudinale possiamo individuare le seguenti fasce: collinare, montana inferiore e superiore, subalpina,

alpina e nivale, alle quali corrispondono più tipologie fitosociologiche. Il piano collinare interessa superfici comprese tra il fondovalle e gli 800-900m s.l.m., ed è caratterizzato da boschi di latifoglie caducifoglie (Pedrotti, 2005). In particolare il settore delle Dolomiti di Brenta, caratterizzato da una minore presenza di acqua, è interessato principalmente da specie a carattere xerofilo quali roverella (*Quercus pubescens*), orniello (*Fraxinus ornus*), e carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) (Odasso, 2002; Pedrotti, 2005). Quest'ultimi sono particolarmente abbondanti nei versanti meridionali dove le condizioni climatiche sono mitigate dall'influenza "mediterranea" del Lago di Garda. Le aree collinari del Massiccio Adamello-Presanella sono invece interessate da boschi di frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*), tiglio (*Tilia cordata*) e in misura minore carpino bianco () a temperamento mesofilo (Odasso, 2002; Pedrotti, 2005; Galluzzi, 2014).

La fascia montana si estende tra 800-900m e 1600m s.l.m. e può essere suddivisa in due sottofasce: inferiore (tra 800-900m e 1300m s.l.m.) e superiore (1300-1600m s.l.m.). In entrambi i settori del Parco le specie arboree dominanti sono l'abete rosso (*Picea abies*), faggio (*Fagus sylvatica*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*) e abete bianco (*Abies alba*), ma le associazioni che vi troviamo sono eterogenee, a causa delle differenti condizioni edafico-ambientali. Nel piano montano inferiore delle Dolomiti di Brenta, in situazioni climatiche più aride, sono presenti boschi di pino silvestre a temperamento eliofilo, pioniero e xerotollerante, in modo particolare nelle valli interne con andamento est-ovest (Pignatti, 1998). In aree caratterizzate da maggior piovosità, sono presenti boschi a dominanza di faggio, vegetazione climax di questa fascia vegetazionale in condizioni subatlantiche con elevata umidità atmosferica (Pignatti, 1998; Odasso, 2002). In situazioni di maggiore continentalità e in concomitanza con azione antropica (utilizzazioni forestali), sono presenti altresì piceo-faggete e abio-piceo-faggete (Odasso, 2002). Nel piano montano superiore l'abete rosso è la specie più diffusa, seguito dal faggio e, in zone limitate, da piccoli popolamenti artificiali di abete bianco (Pignatti, 1998; Odasso, 2002). Nella

fascia montana inferiore del settore Adamello-Presanella, in condizioni di maggiore umidità troviamo il faggio e l'abete bianco come specie dominanti, mentre in situazioni più fresche e fertili sono diffusi boschi misti di latifoglie mesofile quali acero montano (*Acer pseudoplatanus*), frassino maggiore, tiglio e rovere (*Quercus petraea*) (Pedrotti, 2005). In questa fascia sono numerosi gli impianti di sostituzione di abete rosso. Nelle zone a carattere continentale e nella fascia montana superiore l'abete rosso è la specie dominante (Odasso, 2002; Pedrotti, 2005; Galluzzi, 2014).

La fascia subalpina comprende boschi di conifere microterme e arbusteti. Essa abbraccia un intervallo altitudinale ampio compreso tra i 1600m e i 2250m s.l.m., e può essere suddivisa in tre sottofasce. In entrambi i settori del Parco la sottofascia inferiore è caratterizzata da peccete, che però sono riunite in associazioni diverse nelle due aree; nelle soprastanti sottofasce possiamo osservare differenze ancora più evidenti riguardo alla struttura e composizione della vegetazione. Nelle Dolomiti di Brenta, al di sopra delle peccete, sono presenti comunità a dominanza di pino mugo (*Pinus mugo*) con ericacee tra cui il rododendro peloso (*Rhododendron hirsutum*), caratteristico dei suoli calcarei, mentre passando alla sottofascia superiore la partecipazione del larice (*Larix decidua*) si fa via via più consistente. Nel settore Adamello-Presanella le rare mughete sono accompagnate da ginepri ed ericacee, quest'ultime rappresentate dal rododendro ferrugineo (*Rhododendron ferrugineum*), caratteristico di substrati acidi o neutri. Questa sottofascia è anche caratterizzata dalla presenza di boschi igrofilo pionieri di ontano verde (*Alnus viridis*), tipici di pendii umidi e ai margini di torrenti, legati a substrati silicei e pertanto assenti nel settore del Brenta (Pignatti, 1998; Odasso, 2002; Pedrotti, 2005). Compiono poi i lariceti (*Larix decidua*), via via sostituiti nel sovrastante piano alpino con associazioni a dominanza di mirtillo (*Vaccinium sp.*) (Pignatti, 1998; Pedrotti, 2005). Per quanto riguarda il pino cembro (*Pinus cembra*) si tratta di una specie marginale in queste aree, rappresentato da pochi individui nelle zone più endalpiche (Galluzzi, 2014).

La fascia alpina si estende da 2200 m e 3000m s.l.m. circa, e comprende praterie e pascoli di alta quota. Nelle Dolomiti di Brenta le praterie alpine sono rappresentate da associazioni a dominanza di *Carex firma*, *Carex sempervirens* e *Sesleria caerulea* (Zanghellini & Trieste, 1990; Pedrotti, 2005). Nel settore siliceo dell'Adamello Presanella prevalgono invece associazioni a dominanza di *Carex curvula* e *Nardus stricta* (Zanghellini & Trieste, 1990; Pedrotti, 2005). Il piano alpino è caratterizzato da importanti particolarità floristiche ed endemismi che contribuiscono a conferire al Parco un elevato valore naturalistico (Festie & Prosser, 2008). Nelle Dolomiti di Brenta si distinguono, a titolo di esempio, il camedrio alpino (*Dryas octopetala*), la genziana maggiore (*Gentiana lutea*), la sassifraga sempreviva (*Saxifraga aizzon*), la stella alpina (*Leontopodium alpinum*) ed infine la *Nigritella buschmanniae* esclusiva di questo gruppo montuoso (Festie & Prosser, 2008). Altre specie rappresentative della flora alpina sono il ranuncolo dei ghiacciai (*Ranunculus glacialis*), il crisantemo alpino (*Chrysanthemum alpinum*) e l'androsace (*Androsace alpina*) (Festie & Prosser, 2008). Infine la fascia nivale si estende lungo il settore Adamello-Presanella, oltre i 3000m s.l.m. e abbraccia popolamenti discontinui prevalentemente a crittogame (Pignatti 1998; Pedrotti, 2005; Galluzzi, 2014).

#### 2.1.5 LINEAMENTI FAUNISTICI

Alla varietà del territorio, alle caratteristiche climatiche, all'eterogeneità delle cenosi vegetali, non può che corrispondere un'elevata diversità faunistica. Tale ricchezza faunistica è un fattore importante e significativo, in quanto la complessità degli ambienti, delle specie e delle relazioni tra esse è sinonimo di salute degli ecosistemi e dell'ambiente, che fondano la loro funzionalità, efficienza e bellezza, proprio su tali elementi e relazioni. In un'area complessa come quella del Parco sono molte le specie che trovano condizioni idonee per vivere, e la capacità di talune entità di vivere in situazioni estreme e difficili è un elemento di grande fascino e interesse. Per tali motivi, in questa sezione, non è possibile descrivere in modo esaustivo e approfondito tutte le entità faunistiche che interessano il Parco. Di seguito verranno descritte in linea generale le

zoocenosi caratteristiche dell'area e di maggior rilievo ad esclusione dell'ordine degli invertebrati e dell'ittiofauna (Galluzzi, 2014).

Il Parco Naturale Adamello Brenta ospita un elevato numero di specie ornitiche, sia stanziali che migratorie, molte delle quali di interesse conservazionistico (Caldonazzi *et al.*, 1994). Proprio per questo i due settori del Parco sono stati designati Zone Speciali di Protezione (ZPS) dalla Direttiva 79/409/CEE "Uccelli": ZPS IT3120158 "Adamello Presanella" e ZPS IT3120158 "Brenta". Protagonisti di questa classe sono i rapaci, sia diurni che notturni. Un esempio è rappresentato dall'aquila reale (*Aquila chrysaetos*) e dal gufo reale (*Bubo bubo*) (Caldonazzi *et al.*, 1994), che esercitano la loro attività predatoria su ampi spazi. Sono altresì presenti l'astore (*Accipiter gentilis*) e la civetta nana (*Glaucidium passerinum*) (Caldonazzi *et al.*, 1994), legate a popolamenti forestali maturi, ma anche specie legate ad ambienti ecotonali come l'assiolo (*Athene noctua*) (Caldonazzi *et al.*, 1994). Nell'ambito della famiglia dei tetraonidi nel Parco sono rappresentate tutte e quattro le specie caratteristiche dell'Arco Alpino: pernice bianca (*Lagopus mutus*), francolino di monte (*Bonasa bonasia*), gallo cedrone (*Tetrao urugallus*) e gallo forcello (*Lyrurus tetrix*), tutte considerate "reliquie glaciali" (Caldonazzi *et al.*, 1994). Si tratta di specie in forte diminuzione probabilmente a causa dei cambiamenti ambientali indotti dal riscaldamento climatico, dalla pressione venatoria e turistica (Galluzzi, 2014).

Per quanto concerne la classe dei Mammiferi, questa comprende numerose specie di diversi ordini. Innanzitutto, sebbene poco visibili ma di notevole importanza, troviamo gli insettivori e i roditori che popolano l'area protetta. La loro importanza nelle relazioni ecologiche è sempre più riconosciuta a livello scientifico, tuttavia nel Parco (ma anche in Italia) sono ancora scarse le conoscenze riguardo a questi ordini (AA.VV., 2007). Tra gli insettivori si distingue il toporagno alpino (*Sorex alpinus*), la meno nota e diffusa specie del genere *Sorex* (Locatelli & Paolucci, 1998). Tra i roditori emerge la specie simbolo dell'ambiente alpino: la marmotta alpina (*Marmota marmota*). Meno conosciuti e diffusi sono altre specie appartenenti a quest'ultimo

gruppo tra cui l'arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*), l'arvicola sotterranea (*Microtus subterraneus*) e il moscardino (*Muscardinus avellanarius*) (Locatelli & Paolucci, 1998; AA.VV., 2007). Nell'ambito dell'ordine dei lagomorfi nel Parco sono presenti la lepre comune (*Lepus europaeus*) e la lepre variabile (*Lepus timidus*), che hanno mostrato un declino sempre più spinto negli ultimi anni (AA.VV., 2007). Entrambe le specie non sono attualmente cacciabili nel territorio del Parco e l'eventuale attività venatoria è subordinata a opportune verifiche della rispettiva consistenza (PAT, 2010). Di particolare interesse è l'ordine dei carnivori. Tra i mustelidi sono presenti la faina (*Martes foina*), la martora (*Martes martes*), la donnola (*Mustela nivalis*), il Tasso (*Meles meles*) e l'ermellino (*Mustela erminea*) (AA.VV., 2007). Tra i canidi la volpe (*Vulpes vulpes*) è ampiamente diffusa sul territorio del Parco. Mentre seppur ancora sporadica, è di notevole interesse la presenza del lupo (*Canis lupus*). La sua presenza è stata accertata per la prima volta nel 2010, dopo oltre 150 anni di assenza dal territorio trentino. Ad oggi tuttavia non sono noti branchi o individui in dispersione all'interno del Parco. La situazione, che appare estremamente dinamica ed in rapida evoluzione, è monitorata in collaborazione con la PAT sulla base del protocollo definito nell'ambito del progetto Life WolfAlps (PROGETTO LIFE12 NAT/IT/000807) che mira a promuovere una gestione e una conservazione integrata e condivisa della specie su tutto l'Arco Alpino.

La lince (*Lynx lynx*) è scomparsa in epoca storica e non è stata più segnalata (Osti, 1988) fino al 2008 quando è stata accertata nelle Dolomiti di Brenta la presenza di un maschio radiocollato di lince euroasiatica (B132) proveniente dalla Svizzera (Groff *et al.*, 2009). Un'altra entità faunistica di particolare rilievo è lo sciacallo dorato (*Canis aureus moreoticus*). La sua presenza è stata riconosciuta all'interno del Parco nel 2013, ma sono ancora poche le conoscenze in merito al suo status nel Parco ed in Trentino (Groff *et al.*, 2014).

Strettamente legato alla storia e alla vita del Parco Naturale Adamello Brenta è l'orso bruno (*Ursus arctos*). Nel 1996 il Parco, in collaborazione con la Provincia Autonoma di Trento e

l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica ha avviato il progetto di reintroduzione, passato alla storia come "Progetto Life Ursus" con l'obiettivo di favorire l'affermazione di una popolazione vitale di orsi nelle Alpi Centrali (Mustoni, 2004). Ad oggi con una consistenza di giovani e adulti stimata in 38-48 esemplari (Groff et al., 2017), la popolazione non può ancora essere considerata al sicuro dal pericolo di estinzione e necessita di mirate e attente misure gestionali. Per quanto riguarda il sottordine degli ungulati esso è rappresentato da cinque specie. Oltre al cervo (*Cervus elaphus*) e al capriolo (*Capreolus capreolus*), tipici di ambienti boscati, ritroviamo le due specie alto-alpine per eccellenza, cioè il camoscio (*Rupicapra rupicapra*) e lo stambecco (*Capra ibex*), di particolare interesse naturalistico, presente nel Parco dal 1995 in seguito ad un progetto di reintroduzione. Il muflone, alloctono, è stato introdotto Parco per fini venatori negli anni '70 e oggi è presente all'interno del Parco con due colonie in Brenta Meridionale ed in Val Nambrone. Tra i Mammiferi sono importanti anche i chiroteri di cui il Parco ospita tre specie di interesse comunitario: vespertillo di Blith (*Myotis blithy*), rinolofo maggiore (*Rhinolophus ferrum-equinum*), e rinolofo minore (*Rhinolophus hipposideros*) (Martinoli et al., 2001; Galluzzi, 2014).

Anche gli anfibi rappresentano un'emergenza faunistica non trascurabile all'interno del Parco. Tra le specie che popolano i boschi di alta montagna e zone al di sopra del limite della vegetazione ritroviamo la salamandra alpina (*Salamandra atra*) presente solo in poche aree del Parco secondo Barbieri (1994) ma della quale non viene accertata la presenza da molti anni. Le specie più minacciate sono quelle che vivono nelle aree maggiormente antropizzate di fondovalle e collina tra cui il tritone alpestre (*Triturus alpestris*) e l'ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*) (Barbieri et al., 1994), la cui presenza è accertata solo in un'area del Comune di Cles, poco distante dai confini del Parco (Galluzzi, 2014).

### 2.1.6 AREA CAMPIONE: LA VAL NAMBRONE E I LAGHI DI CORNISELLO

Ricca di acque e di boschi, la Val Nambrone si sviluppa per circa 9 chilometri nel settore sud-orientale del Gruppo della Presanella, tra il massiccio della Presanella e la cresta Monte Nambrone – Monte Serodoli, che la separa dalla Valle di Campiglio. Di origine glaciale, la Val Nambrone è percorsa dal Sarca di Nambrone che ha origine dall'omonimo lago situato alla testata della valle sotto la Cima Baselga; per un tratto queste acque scorrono occultate sotto una fascia di morene per poi emergere più a valle.

Il Passo di Nambrone mette la valle in comunicazione con la Conca di Nambino. Una evidente asimmetria caratterizza i due versanti orografici della valle: quello di sinistra è ripido e poco esteso, mentre quello di destra si addentra fino al cuore del Gruppo della Presanella con le due valli di Amola e Cornisello.



FIGURA 2.4: ALTA VAL NAMBRONE CON I LAGHI DI CORNISELLO INFERIORE E SUPERIORE, SULLO SFONDO CIMA CORNISELLO. FOTO CHIARA FERRARI.

Aspro e selvaggio nella parte superiore e nelle convali, nel tratto inferiore della Val Nambrone l'ambiente si caratterizza per la vegetazione rigogliosa e la ricchezza di acque, la presenza di insediamenti (come quello rurale di Pimont all'imbocco della valle) e numerose malghe. Nel tratto inferiore della valle si nota una zona di acquitrini e laghetti alla confluenza tra il Sarca d'Amola e quello di Nambrone e, più sopra, i dintorni della Mandra dell'Ors. Principale valle

laterale, la Val d'Amola è una valle pensile che si spinge per 6 chilometri in direzione ovest fino al cuore del massiccio della Presanella e alle sue cime più alte. Oltre ad accogliere nella parte superiore numerosi ghiacciai (Camosci, Nero, Quattro Cantoni e il grande ghiacciaio d'Amola alla testata della valle omonima) la valle è ricca di morfologie di origine glaciale come morene, pozze lacustri, massi erratici e formazioni di rocce montonate. Parallelamente alla Val d'Amola si trova la Val Cornisello, un'altra valle pensile laterale della Val Nambrone, sita ai piedi del massiccio della Cima Presanella e sotto i due ghiacciai di Cornisello che originano l'omonimo tratto del torrente Sarca, ad altitudini comprese tra i 1800 e i 2400 m. Molti piccoli laghi costellano l'alta valle (Lago di Vedretta, Lago di Bon, Lago di Scarpacò) racchiusa dalle cime Giner, Scarpacò, Bon, Amola e Cornisello.

L'area di studio è sita nella Val Cornisello, e specificatamente nella conca glaciale dei Laghi di Cornisello, un'ampia conca quasi priva di vegetazione (Fig. 2.4). Attorno ai laghi si possono osservare i segni evidenti dei lavori per la creazione di un grande bacino idroelettrico iniziati negli anni Sessanta e mai terminati. L'area su cui sono state concentrate le ricerche si estende tra il bacino del Lago di Cornisello superiore (altitudine: 2112 m, superficie: 59260 m<sup>2</sup>, volume: 847400 m<sup>3</sup>, lunghezza: 370 m, larghezza: 210 m, profondità massima: 21,5 m) e quello del Lago di Cornisello inferiore (altitudine: 2086 m, superficie: 33900 m<sup>2</sup>, volume: 101700 m<sup>3</sup>, lunghezza: 208 m, larghezza: 150 m, profondità massima: 5 m) (Tomasi, 1963) ed è delimitata dalla curva altimetrica dei 2200 m e dalla strada che dal Rifugio Cornisello porta al Lago Inferiore (al di sotto della Costiera di Cornisello, della scarpata della Valletta e del Pian delle Marmotte). La sua superficie, esclusa l'area occupata dai due laghi, è di 85,0422 ha (Zibordi, 1998).

## 2.2 IL MONITORAGGIO DEI PICCOLI MAMMIFERI

### 2.2.1 PRINCIPI BASE DEL METODO CATTURA-MARCATURA-RICATTURA (CMR)

Alcune tipologie di monitoraggio faunistico prevedono la cattura degli animali e, almeno in alcuni casi, la loro marcatura. In questo modo è possibile indagare diversi aspetti dell'ecologia di una specie, quali la dimensione delle popolazioni, la selezione dell'habitat, il movimento (per esempio la migrazione), o alcuni indici di dinamica di popolazione (tassi di sopravvivenza, successo riproduttivo). In altri casi le finalità sono più gestionali, per esempio per disporre di animali da reintrodurre in altre zone, per la loro rimozione, o ancora per un accertamento delle condizioni sanitarie.

Per quanto concerne il conteggio degli individui e la stima delle dimensioni delle popolazioni di una determinata specie oggetto di studio, le metodologie che prevedono la cattura di individui possono essere suddivise, fondamentalmente, in due categorie: il metodo di cattura-marcatura-ricattura (CMR) e la cattura per unità di sforzo. La prima metodologia prevede che gli individui vengano catturati, marcati (con marche individuali o di gruppo) e rilasciati, supponendo che una parte degli animali marcati venga successivamente ricatturata o semplicemente riconosciuta mediante osservazione diretta ("ricattura visiva") (Gagliardi & Tosi, 2012). Questa metodologia è quella che è stata applicata per il presente studio.

Tale scelta è legata soprattutto al fatto che il metodo CMR si presta bene per il monitoraggio di popolazioni di animali difficilmente osservabili in maniera diretta, tipicamente il caso dei piccoli mammiferi terrestri. Inoltre i protocolli per il CMR permettono, se il numero di individui catturati è sufficientemente alto e si ha a disposizione un numero adeguato di trappole, di valutare l'*assemblage* di micro mammiferi in una determinata area (Smith *et al.*, 1975; Caughley, 1977; Krebs, 1989), ovvero l'insieme delle frequenze di distribuzione in gruppi discreti di piccoli mammiferi nei siti di campionamento (Vaniscotte *et al.*, 2009). Lo studio

dell'*assemblage* si differenzia dallo studio della comunità perché quest'ultimo implica anche un'analisi delle interazioni biologiche tra le specie presenti.

La tecnica del CMR si basa sul presupposto che, se una frazione della popolazione della specie oggetto di studio viene catturata e marcata ( $C_1$ ), una volta rilasciata essa si ricongiunga al resto della popolazione, mescolandosi con gli individui non marcati in maniera uniforme. Pertanto, effettuando a distanza di qualche tempo una nuova sessione di cattura, alcuni animali marcati verranno ricatturati. Si presuppone che il numero di individui marcati che vengono ricatturati nella seconda sessione di cattura ( $M_2$ ) rappresenti una frazione del numero totale di individui catturati nella seconda sessione ( $C_2$ ), che è uguale alla frazione di individui catturati e marcati nella prima sessione di catture ( $C_1$ ) rispetto alla popolazione complessiva ( $T$ ) (Gagliardi & Tosi, 2012). Il concetto è espresso, in termini matematici, dalla seguente equazione:

$$M_2 \div C_2 = C_1 \div T$$

da cui è possibile ricavare la dimensione della popolazione complessiva:

$$T = \frac{C_2 C_1}{M_2}$$

Tale presupposto ha valore solo se la cattura e la marcatura degli individui non influenzano in alcun modo la sopravvivenza degli stessi. Per questo motivo è necessario che la metodologia di cattura impiegata non provochi *stress* eccessivo che si può manifestare con squilibri dal punto di vista ormonale e immunitario a volte anche a distanza di settimane (Simonetta & Martini, 1998), e non determini modificazioni nel comportamento degli animali catturati, così come è indispensabile che la marcatura applicata sia quanto più possibile neutra, ovvero non aumenti la visibilità dell'animale, rendendolo più facilmente oggetto di predazione, né causi limitazioni dei suoi naturali movimenti. La metodologia presuppone, inoltre, che tutti gli individui di una popolazione possano essere catturati con uguale probabilità. Anche l'effetto della cattura deve

essere tenuto in considerazione: alcuni animali, una volta catturati, possono ad esempio evitare la zona in cui sono posizionate le trappole dove sono stati catturati o, al contrario, possono esserne attratti, in particolare se le trappole sono innescate con esche alimentari. La diversa reazione degli individui alla cattura si può tradurre, in termini di risultati dello studio, in una sovrastima nel primo caso (evitamento) e in una sottostima nel secondo caso (attrazione) della popolazione complessiva (Greenwood, 1996).

## 2.2.2 METODOLOGIA DI TRAPPOLAGGIO

Nei micromammiferi, la cattura viene effettuata mediante l'utilizzo di trappole "a vivo" o *live traps*, che si differenziano dalle trappole "a morto" o *snap-traps* (le tradizionali trappole per topi). Esistono diversi modelli di trappole a vivo (*Sherman*, *Ugglan*, *Pitfall* o trappole a caduta, *Longworth*, *Havahart*), caratterizzate dal fatto di non uccidere gli individui catturati e di consentire catture multiple. Queste trappole sono attive, cioè presentano differenti tipologie di dispositivi (sportelli basculanti, fermi, sportelli a scatto, ecc.) che entrano in azione una volta entrati gli individui, impedendone l'uscita. Tali trappole hanno un impatto sulla popolazione quasi nullo, ma un costo piuttosto elevato, ed una efficienza di cattura media. In particolare, le trappole a caduta selezionano principalmente gli Arvicolidi, mentre le trappole del modello *Sherman* sono utili anche a catturare i Muridi; in ambiente boschivo è invece sconsigliato l'utilizzo di trappole *Pitfall*, perché i topi selvatici possono facilmente uscirne con un salto (Fig. 2.5).



FIGURA 2.5: ESEMPIO DI TRAPPOLA ATTIVA A VICO MODELLO SHERMAN (A SINISTRA), TRAPPOLA ATTIVA A MORTO O SNAP-TRAP (AL CENTRO) E DI TRAPPOLA PASSIVA MODELLO PITFALL (A DESTRA). GAGLIARDI & TOSI, 2012.

Prima di effettuare le catture, è quasi sempre necessario abituare gli individui della specie che si intende catturare alla presenza della trappola; alcune specie tendono, infatti, ad evitare le trappole poste all'interno del loro territorio (neofobia). Per questo motivo la fase di cattura viene anticipata, generalmente, dalla posa delle trappole con il meccanismo di scatto disattivato (*prebaiting*), in modo da abituare gli individui alla trappola e all'esca contenuta al suo interno, facendone percepire l'innocuità. L'esca, che serve per attrarre gli individui in trappola, viene scelta a seconda dei casi per stimolare l'appetito (esche alimentari) o il desiderio sessuale (l'utilizzo, come esca viva, di una femmina) (Simonetta & Martini, 1998). Nel caso di piccoli mammiferi l'esca deve attrarre sia specie granivore che insettivore, non alterarsi in tempi brevi e soddisfare il fabbisogno idrico dell'animale catturato. Come esche vengono comunemente utilizzate granaglie (semi di girasole, muesli), frutta fresca (mela), frutta secca, carne (pancetta, alimenti secchi per cani e gatti), additivi in polvere (farina lattea). L'aggiunta di cotone idrofilo sul fondo della trappola è necessario per limitare la dispersione di calore in specie con metabolismo molto elevato, come i piccoli Insettivori.

La disposizione delle trappole, così come anche la distribuzione temporale delle catture e la tecnica di stima della densità, sono fattori che devono essere definiti in funzione del tipo di studio da realizzare, e in funzione del tipo di informazione finale che si intende ottenere (Fig. 2.6). Per quanto concerne la disposizione, il sistema di cattura è di solito costituito da numerose trappole che possono essere disposte, indipendentemente dalla specie che si intende catturare, in tre maniere: disposizione in griglia, lungo transetto e posizionamento mirato (Gagliardi & Tosi, 2012).

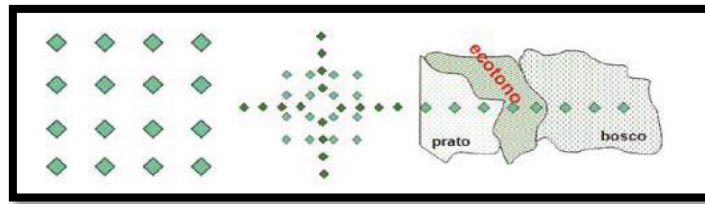


FIGURA 2.6: ESEMPIO DI DISPOSIZIONE DELLE TRAPPOLE IN GRIGLIA (A SINISTRA E AL CENTRO) E SU TRANSETTO (A DESTRA). NEL PRIMO CASO SI TRATTA DI UNA GRIGLIA 4x4 TRAPPOLE SENZA TRANSETTI DI SAGGIO; NELLA SECONDA IMMAGINE È MOSTRATA LA DISPOSIZIONE DELLA STESSA GRIGLIA (4x4) CON AGGIUNTA DI TRANSETTI DI SAGGIO (TRAPPOLE INDICATE CON COLORE VERDE SCURO), PER UNA STIMA PIÙ ACCURATA DELLA DENSITÀ. L'ULTIMA IMMAGINE MOSTRA LA DISPOSIZIONE DELLE TRAPPOLE LUNGO UN TRANSETTO CHE ATTRAVERSA DIFFERENTI TIPOLOGIE AMBIENTALI. GAGLIARDI & TOSI, 2012.

In questo studio è stata adottata la tipologia a griglia, dove le trappole hanno una disposizione regolare (distanza intertrappola e lunghezza del lato della griglia definite), riferibile ad una superficie e indipendente dalla natura del terreno. Questa tipologia di disposizione delle trappole è la sola che permetta di effettuare valutazioni sulla densità delle popolazioni in esame secondo i protocolli adottati e le tecniche di elaborazione dei dati impiegate.

Anche la cadenza temporale delle campagne di cattura, così come la durata di una singola campagna, varia in funzione del protocollo adottato. Lo sforzo di cattura per i piccoli mammiferi si esprime comunemente in “trappole per notte”, cioè il prodotto tra il numero di trappole e i giorni di cattura di una certa sessione (Hoffmann *et al.*, 2010). Il numero minimo di giorni necessari per realizzare un campionamento su griglia per la stima della densità, è di 3 giorni di cattura. Per realizzare studi di dinamica di popolazione i campionamenti su griglia hanno una durata di 4-5 giorni di cattura, e devono essere ripetuti con cadenza bimestrale (Gagliardi & Tosi, 2012).

### 2.2.3 METODOLOGIA DI MARCATURA

Una volta catturati mediante l'uso delle trappole, gli individui vengono marcati per favorirne il riconoscimento in caso di seconda cattura (principio su cui si basa il metodo del CMR), o semplicemente per essere identificati. La scelta del sistema di marcatura dipende

principalmente dalle dimensioni e dalle caratteristiche eco-etologiche della specie (ad esempio radio collari possono essere posti solo su specie di una certa dimensione a causa del loro ingombro) e dalle finalità principali del riconoscimento, che può essere individuale o di gruppo. Nel primo caso la marcatura consente il riconoscimento di un singolo individuo da tutti gli altri, nel secondo invece una frazione di individui possiede la stessa marcatura, che ne permette il riconoscimento rispetto a tutti gli altri individui della popolazione, non marcati. A seconda della durata della marcatura si distinguono marcature temporanee (ad esempio la rasatura del pelo nei piccoli mammiferi, la colorazione/ decolorazione delle penne negli uccelli), marcature semipermanenti (come, ad esempio, collari per grossi mammiferi) e permanenti (ad esempio: tatuaggi, taglio della falange, inserimento di microchip sottocutanei). Alcune tipologie di marcatura servono per un riconoscimento a distanza degli individui (ad esempio: collari, placche alari, anelli colorati), mentre in altri casi la marcatura è visibile solo con la ricattura dell'animale (anelli metallici per Passeriformi, marcature temporanee o permanenti sui piccoli mammiferi, microchip). Indipendentemente dalla tipologia di marcatura scelta per un determinato studio, è fondamentale che questa non influenzi né la sopravvivenza degli animali, né il loro comportamento, né quello dei conspecifici nei loro confronti. Poiché l'applicazione di sistemi di marcatura presuppone la cattura e la manipolazione degli individui, è necessario, inoltre, che queste due azioni vengano realizzate da persone esperte e autorizzate, ai sensi della normativa vigente, cercando di minimizzare lo stress nei soggetti catturati (Gagliardi & Tosi, 2012).

Nel presente studio è stata selezionata come metodologia di marcatura quella della rasatura del pelo. Questa procedura permette di rendere identificabile un individuo catturato per tempi relativamente brevi (ad esempio pochi giorni), attraverso tagli selettivi del pelo in specifiche aree cutanee. Poiché ogni sessione di cattura è stata pianificata per durare alcuni giorni, questa marcatura è stata scelta perché garantiva la possibilità di riconoscimento dell'individuo in caso di ricattura, minimizzando lo stress per l'animale stesso che potrebbe occorrere in caso di

utilizzo di altre metodologie (ad esempio il taglio delle falangi). La combinazione di tagli su diverse aree del corpo, eseguita con una forbicina, consente di realizzare una piccola serie di marcature individuali (Gurnell & Flowerdew, 1982; Barlow, 1999) (Fig. 2.7). L'apposizione di microchip non è stata presa in considerazione per la difficoltà di apposizione degli stessi, e per questioni economiche.

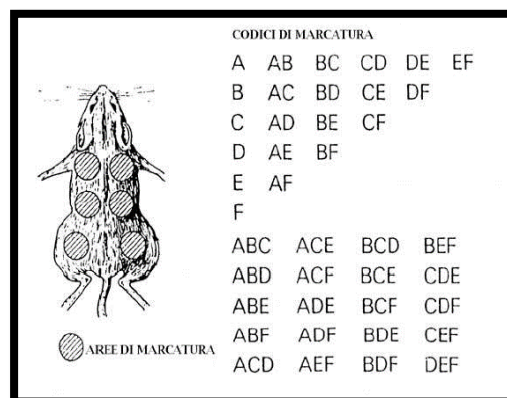


FIGURA 2.7: SCHEMA DELLE AREE DI MARCATURA TRAMITE RASATURA DEL PELO NEI PICCOLI MAMMIFERI. A DESTRA LE POSSIBILI COMBINAZIONI DI MARCATURA CHE SI POSSONO REALIZZARE. GAGLIARDI & TOSI, 2012.

#### 2.2.4 RACCOLTA DEI DATI BIOMETRICI

A seconda della fattibilità delle operazioni (che dipendono dallo stato dell'animale al momento della cattura), vengono solitamente raccolti alcuni dati biometrici caratteristici dei micromammiferi.

- **Sesso:** la determinazione accurata del sesso richiede una certa conoscenza della storia naturale e della morfologia delle singole specie (Fig. 2.8). A seconda della specie, vi sono alcune caratteristiche relative al dimorfismo sessuale che possono essere utilizzate per distinguere i maschi dalle femmine, tra cui le differenze negli organi genitali, dimensioni del corpo, mantello, ghiandole odorifere, e comportamento. Inoltre, i maschi sono contraddistinti dalla presenza di testicoli e un pene, mentre le femmine dalla presenza di una apertura vaginale e da capezzoli. Tuttavia la visibilità e la localizzazione dei

genitali dipendono dall'età, dalla condizione riproduttiva e dal *taxon*. Ad esempio, in molti roditori il clitoride assomiglia superficialmente alla papilla urinaria maschile, ma la distanza uro-genitale aiuta per l'identificazione, essendo più breve nelle femmine che nei maschi (Hoffman *et al.*, 2010).



FIGURA 2.8: DIFFERENZA GENITALI IN MASCHIO DI ARVICOLA DELLE NEVI (A DESTRA) E FEMMINA DI ARVICOLA ROSSASTRA (A SINISTRA). FOTO GIULIA FERRARI.

- **Stato riproduttivo:** nel genere maschile, i maschi con testicoli scrotali (a volte solo durante la stagione riproduttiva) sono facili da identificare, ma i maschi con i testicoli addominali (o inguinali) sono comuni, in particolare nei Soricidi (toporagni, talpe, crocidure). Il pene in alcune specie può essere ritratto in una cloaca (Soricidae) e ci possono essere altri cambiamenti anatomici come la pseudo-cloaca in Ochotona. Nelle femmine, l'attività riproduttiva è rappresentata dalla gestazione e dall'allattamento (capezzoli ingrossati). La condizione esterna della vagina può indicare l'attività riproduttiva nelle femmine, ad esempio la presenza di una vagina perforata denota la maturità sessuale di un individuo, mentre la presenza di un tappo vaginale indica che la femmina è gravida (Hoffman *et al.*, 2010). Di conseguenza i maschi riproduttori sono individui con testicoli scrotali, mentre le femmine riproduttrici sono gravide (e/o con tappo vaginale) e con la vagina perforata. Invece i maschi non riproduttori hanno

testicoli addominali, mentre le femmine non riproduttive hanno la vagina non perforata.

- **Classe d'età:** Una combinazione di misure morfometriche e di stato riproduttivo offre la discriminazione migliore per determinare l'età di piccoli mammiferi. Vengono distinte solitamente tre classi di età:
  - Giovane: piccolo animale con un mantello giovanile grigio e morbido, più piccolo di un subadulto e non sessualmente maturo. Generalmente si riferisce a individui di età inferiore a 3 mesi.
  - Subadulto: giovane animale che non sia pienamente sviluppato e che spesso non ha un mantello da adulto. Può essere o meno sessualmente maturo.
  - Adulto: animale completamente sviluppato con mantello da adulto, e sessualmente maturo (Hoffman *et al.*, 2010).
- **Misure morfometriche:** Tra le misure morfometriche (Fig. 2.9) principali si annoverano:
  - Massa Corporea (BM): viene misurata all'ordine di grandezza del grammo mediante dinamometro.
  - Lunghezza totale (TOL): è la distanza dalla punta del naso fino alla fine della parte carnosa della coda (non è compreso il ciuffo di peli alla fine della coda).
  - Lunghezza della coda (TL): è la distanza dalla base della coda (dopo l'ano) fino alla punta della coda. Non includere il ciuffo di peli alla fine.
  - Lunghezza testa-corpo (HBL): è ottenuta come sottrazione tra TOL e TL (Hoffman *et al.*, 2010).

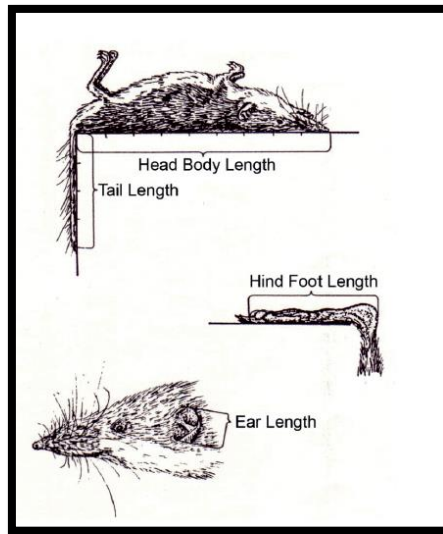


FIGURA 2.9: MISURE MORFOMETRICHE PRINCIPALI: LUNGHEZZA DEL CORPO E DELLA CODA (IN ALTO), LUNGHEZZA DEL PIEDE POSTERIORE (NEL CENTRO) E AMPIEZZA DEL PADIGLIONE AURICOLARE (IN BASSO). HOFFMAN ET AL., 2010.

## 2.3 IL MONITORAGGIO DEI PICCOLI MAMMIFERI NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA

### 2.3.1 LO STUDIO DEL 1996-1997

Nel periodo 1996-1997 nel Parco Naturale Adamello Brenta è stato effettuato uno studio sull'ermellino, nell'ambito del quale sono stati altresì monitorati i micromammiferi presenti nella stessa area. In particolare, lo studio ha permesso di valutare, in 3 tipologie ambientali differenti, l'*assemblage* di piccoli mammiferi alpini (non si parla di analisi di comunità perché non sono state esaminate le interazioni biologiche tra le specie monitorate).

Nello specifico, lo studio si è articolato su due anni (1996 e 1997), con sessioni di cattura della durata di alcuni giorni (durata variabile da 3 a 6 giorni) durante il periodo estivo e autunnale. Più precisamente, nel 1996 sono state effettuate quattro sessioni di campionamento (25-28/06; 12-14/07; 28-31/08; 21-24/09), mentre nel 1997 ne sono state fatte tre (1-6/08; 28/08 – 02/09; 28/09 – 3/10). In tutti i casi le giornate di cattura sono state precedute da due notti di *prebaiting* per abituare gli animali alla loro presenza, e le trappole sono state controllate due

volte al giorno (alba e tramonto), per minimizzare il tempo in trappola per gli individui catturati, secondo i miglior principi del metodo del CMR.

Come trappole sono state utilizzate le “*Sherman*”, parallelepipedi di alluminio (30 x 9 x 8 cm) con una estremità aperta munita di uno sportello, la cui chiusura è determinata dalla pressione di un animale su di un predellino a scatto collocato all'interno della trappola stessa. Il meccanismo di scatto è stato regolato per poter scattare in caso di cattura di individui di massa superiore ai 10 g (Zibordi, 1998). Le trappole sono state disposte in griglie di 4 x 4, distanti 4 m l'una dall'altra. In ogni trappola è stata inserita un'esca specifica, amalgamata per coprire un ampio spettro alimentare (frutta, granaglie, cereali, pane, carne) insieme a materiale coibente (cotone idrofilo).

Le griglie sono state disposte in tre siti, caratterizzati da una tipologia ambientale molto diversa, sebbene posti ad una quota analoga (circa 2100 m), distanziati tra loro 250-300 m (Fig. 2.10a):

- **Macereto puro:** si tratta di ghiaioni d'alta quota che si trovano nei pressi dei ghiacciai o nei canali situati lungo pendii al di sotto delle pareti rocciose (Fig. 2.10b). L'elevata pendenza in cui si sviluppano e le aspre condizioni climatiche che li caratterizzano producono solo localmente ambienti sufficientemente adatti alla vegetazione delle piante di montagna. Si tratta di terreni poveri, con scarsa presenza di humus, la cui evoluzione è condizionata e limitata dall'instabilità del pendio, che rallenta e molte volte impedisce il raggiungimento di un'associazione climax, cioè di una condizione di equilibrio stabile acquisita durante la successione vegetale. Sono inclusi in questo habitat i popolamenti vegetali che colonizzano e caratterizzano i detriti silicatici, di varia granulometria, dalla fascia altimontana al limite delle nevi permanenti, più o meno soggetti a movimenti crioclastici. Al macereto sono associate anche le comunità più termofile che si sviluppano sui

detriti della fascia montana, anche se di origine secondaria. Queste comunità possono essere ricche di briofite, licheni e talvolta anche felci. Il ritiro dei fronti glaciali ha lasciato, negli ultimi decenni, notevoli spazi aperti alla colonizzazione da parte di comunità di macereti (Rete Natura 2000).

- **Prateria alpina:** le estese praterie alpine che si collocano al di sopra del limite della vegetazione arborea, malgrado presentino ancora condizioni di vita difficili, sono caratterizzate da una maggiore diversificazione d'ambienti rispetto alle aree di alta quota (Fig. 2.10b). Le differenti peculiarità degli habitat sono legate al tipo di roccia, al clima e all'esposizione. In questa fascia altitudinale, si possono trovare prati a festuca, prati a nardo o prati a carice. Ciascuna di queste associazioni è costituita da aree dominate dalla cospicua presenza di una singola specie di pianta erbacea, e solo dove le condizioni lo permettono compaiono le prime piante con fusto legnoso. Si tratta di piccoli arbusti che troviamo nelle brughiere ventose e nelle vallette nivali. L'esercizio del pascolo non influisce in modo determinante sull'evoluzione della prateria alpina, sebbene un eccesso di pascolo possa favorire le specie nitrofile (Rete Natura 2000).
- **Macereto consolidato:** si tratta di una brughiera costituito da arbusti e piante con fusto legnoso (ginepro, rododendro, ontano, pino mugo) ai quali sono intervallate zone di prateria alpina e accumuli detritici con conformazione più o meno rilevante (Fig. 2.10b). Inoltre possono essere presenti alcune piante d'alto fusto, come abeti o larici. In questo ambiente, assai eterogeneo, confluiscono numerose cenosi che svolgono un ruolo essenziale sia per l'impronta che conferiscono al paesaggio, sia per il ruolo di protezione dei suoli e dei versanti. Le formazioni sono stabili, talvolta prossime al climax e, quindi, poco vulnerabili. La pastorizia marginale non incide

sostanzialmente a meno che non si prospetti un suo consistente aumento (Rete Natura 2000).

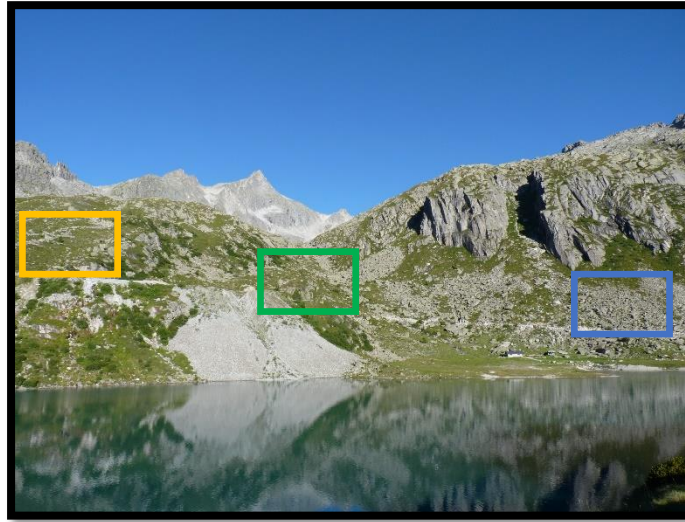


FIGURA 2.10A: AREA DI CAMPIONAMENTO IN ALTA VAL NAMBRONE. FOTO GIULIA FERRARI.



FIGURA 2.10B: TRE AREE CAMPIONE: MACERETO PURO (A SINISTRA), MACERETO CONSOLIDATO (AL CENTRO) E PRATERIA ALPINA (A DESTRA). FOTO GIULIA FERRARI.

Gli individui catturati sono stati marcati mediante amputazione delle falangi. Per ogni animale catturato, sono stati rilevati ed inseriti in una scheda di campo (Appendice A2) i seguenti dati:

- Specie di appartenenza
- Presenza di eventuale marcatura pregressa
- Età (giovane, subadulto, adulto), stimata sulla base delle dimensioni e dello sviluppo degli organi sessuali

- Sesso, valutato mediante l'osservazione di caratteri sessuali (discesa dei testicoli nei maschi, apertura vaginale e capezzoli nelle femmine)
- Stato riproduttivo, indicando per i maschi la posizione dei testicoli (addominale o scrotale) e per le femmine lo stato della vagina (chiusa o perforata) e la eventuale presenza di capezzoli ingrossati, indice di gravidanza o allattamento
- Massa corporea, rilevata mediante dinamometro da 100 g
- Lunghezza della coda, lunghezza del piede posteriore, lunghezza del padiglione auricolare (quest'ultima solo relativamente al campionamento effettuato nel 1997)
- Presenza di ectoparassiti e di ninfe di acari Trombiculidi sull'addome e ventre, nel padiglione auricolare e nell'area genitale (Zibordi, 1998).

### 2.3.2 LO STUDIO DEL 2016

A distanza di vent'anni dallo studio precedente, nell'estate del 2016 è stato effettuato un nuovo monitoraggio dell'*assemblage* dei micromammiferi nell'area di studio, previa comunicazione al Comitato Faunistico della Provincia Autonoma di Trento della programmazione e delle finalità dello studio. Volendo analizzare eventuali differenze nell'*assemblage* a distanza di vent'anni (vedi sezione "Obiettivi"), il campionamento è stato effettuato nei medesimi siti selezionati per lo studio precedente e sopra descritti. La cattura e la manipolazione dei roditori sono state effettuate seguendo le indicazioni "*Guidelines of the American Society of Mammalogists*", elaborate da *Animal Care and Use Committee* (Sikes *et al.*, 2011).

Lo studio, basato sulla tecnica di monitoraggio del CMR, si è protratto per 6 sessioni, durante l'estate e autunno del 2016 (3-8/07; 17-22/07; 7-12/08; 21-26/08; 4-9/09; 28/09 – 3/10). Ogni sessione ha avuto durata di 5 giorni, per un totale di 9 controlli (alba e tramonto dal primo al quarto giorno, e alba del quinto giorno), ed è stata preceduta da 2 notti di *prebaiting* per abituare gli animali alla presenza di trappole estranee e far prender loro confidenza all'esca e al meccanismo di cattura.

Sono state utilizzate trappole “*Ugglan*”, per la loro disponibilità in numero adeguato (64), requisito non ottenibile con le trappole “*Sherman*” usate nel 1996/97. Le trappole *Ugglan* per topi sono trappole multiple a vivo, che misurano 24 x 8 x 6 cm, costituite da una lamiera di rete zincata con una base rimovibile in plastica per permetterne una facile pulizia. Le trappole hanno un tetto in alluminio che aiuta a proteggere gli animali catturati dal sole o dalla pioggia. Gli animali entrano in un vano d’ingresso privo di esca e salgono su una piccola porta di metallo che viene controbilanciata da un peso di circa 5 gr. Gli animali più pesanti rispetto al contrappeso provocano l’apertura della porta, causando la caduta dell’animale in un vano di cattura provvisto di esca alimentare. In quel momento, il meccanismo a pedale si richiude nella sua posizione originale, ripristinando la trappola e bloccando l’animale nel compartimento di cattura con l’esca. Una porta bloccabile in fondo al vano di cattura è presente per permettere la rimozione degli animali dalla trappola (Lambin & MacKinnon, 1997). Le eventuali differenze nel successo di cattura imputabili all’utilizzo dell’una o dell’altra tipologia di trappola vengono discusse nell’Appendice A1.

Come descritto in precedenza, sono state predisposte 3 griglie, ognuna all’interno di una tipologia ambientale differente, composte da 16 trappole disposte su 4 file (4 x 4) e distanziate 4 m le une dalle altre. In ogni trappola è stata deposta dell’esca alimentare (mela, erba fresca, burro di noccioline e semi), controllata ed eventualmente sostituita ogni 12 ore, in concomitanza con i controlli all’alba e al tramonto (Fig. 2.11).



FIGURA 2.11: LA POSIZIONE DELLA TRAPPOLE IN SITI IDONEI (A SINISTRA) E IL CONTROLLO DELLA TRAPPOLA (NEL CENTRO) E LA CATTURA DI UN ESEMPLARE DI ARVICOLA ROSSASTRA (A SINISTRA). FOTO GIULIA FERRARI.



FIGURA 2.12: PRELIEVO DELLE MISURE MORFOMETRICHE (A SINISTRA E NEL CENTRO) E MARCATURA ATTRAVERSO LA RASATURA DEL PELO (A SINISTRA). FOTO GIULIA FERRARI.

In caso di cattura di un individuo, è stato intrapreso un protocollo analogo a quanto descritto per lo studio del 1996/1997, sebbene la marcatura degli animali sia stata effettuata mediante rasatura del pelo (e non taglio delle falangi). Per ogni individuo catturato, veniva osservata con cura la presenza o meno di marca del pelo. In caso di nuova cattura (marca assente), veniva effettuata la marcatura attraverso il taglio del pelo con diverse combinazioni. In questo modo l'individuo era identificabile ed era contraddistinto da un'unica marca di identificazione. In seguito, venivano prese le diverse misure biometriche come nel 1996/1997, con l'aggiunta, tra le misure morfometriche, della lunghezza testa-corpo (Fig. 2.12). Se invece l'individuo catturato mostrava già la presenza di una marca, l'esemplare veniva solamente pesato, per osservare la variazione della massa corporea entro la sessione di catture in corso.

I dati raccolti sono stati di volta in volta riportati su di una apposita scheda, unitamente a data, ora, identificativo della griglia di trappole e della trappola in cui l'animale è stato catturato (Appendice A2).

## 2.4 ANALISI STATISTICHE

### 2.4.1 ELABORAZIONE E GESTIONE DEI DATI

I dati raccolti su campo sono stati raccolti all'interno di un unico database, riportando gli eventi di cattura (e i relativi dati biometrici) nelle tipologie ambientali e nelle sessioni di campionamento. In questo database sono stati riportati sia i dati relativi al lavoro svolto nell'estate del 2016, sia quelli dello studio del 1996/1997, rielaborati a partire da un database originale a disposizione.

I dati raccolti nel database sono stati utilizzati innanzitutto per elaborare tabelle di contingenza, attraverso l'utilizzo delle *Pivot Tables* che sono tabelle di contingenza flessibili e modificabili. Le tabelle Pivot consentono in maniera abbastanza immediata di applicare determinati criteri di conteggio, a partire dalle informazioni raccolte nel database di origine (Dierenfeld & Merceron, 2012). Per esempio, è possibile in questo modo calcolare il numero di individui delle diverse specie campionate nei diversi siti, eventualmente suddividendoli in base alla classe di età o al sesso.

In queste analisi, le tabelle di contingenza sono servite inizialmente per ottenere alcune informazioni in merito alla distribuzione del campionamento effettuato. I dati raccolti ed elaborati sono stati visualizzati mediante strumenti grafici come gli istogrammi che permettono una immediata comprensione generale dei dati.

L'elaborazione dei dati, la loro gestione e la creazione di tabelle di contingenza sono state effettuate avvalendosi del software Microsoft Excel (2007) e di del software open-source R, versione 3.1.1 (*R Foundation for Statistical Computing*, 2006).

#### 2.4.2 LO STUDIO DELL'ASSEMBLAGE DEI MICRO MAMMIFERI NEL 2016 (OBIETTIVO 1)

L'analisi dell'*assemblage* dei micromammiferi presenti nell'area di studio nel 2016 è stata effettuata mediante Analisi delle componenti principali (PCA).

Le procedure di ordinamento, tra le quali la PCA, hanno come scopo principale di sostituire le dimensioni originali con pochi assi artificiali, in modo da rappresentare la struttura dei dati il più efficacemente e fedelmente possibile (Podani, 2007).

L'idea centrale dell'Analisi delle componenti principali (PCA) è di ridurre la dimensione di un insieme di dati costituito da un gran numero di variabili correlate, pur conservando il più possibile della variazione presente nel dataset. Più precisamente, la PCA è una tecnica statistica multivariata che utilizza la trasformazione ortogonale per convertire un insieme di variabili correlate in una serie di assi ortogonali non correlati chiamati componenti principali (James & McCulloch, 1990; Robertson *et al.*, 2001; Legendre & Gallagher, 1998; Gotelli & Ellison, 2004), che sono ordinate in modo che le prime conservino la maggior parte della varianza presente in tutte le variabili originali (Jolliffe, 2002). Se le prime componenti principali (PCs) spiegano un'alta percentuale della varianza, le altre variabili che non sono correlate con le prime PCs possono essere trascurate dall'analisi (Toepfer *et al.*, 1998).

Questo approccio è particolarmente applicabile nel campo dell'ecologia: infatti la PCA consente di condensare i dati riguardanti un fenomeno multivariato nelle sue caratteristiche principali più rappresentative attraverso la proiezione dei dati in una forma bidimensionale (Janžekovič & Novak, 2012), permettendo pertanto di evidenziare le caratteristiche principali del fenomeno oggetto di studio. In particolare, la PCA è stata ampiamente utilizzata per diversi studi che riguardano sia i cambiamenti ambientali (ad esempio, Kelt *et al.*, 1999; Johnson *et al.*, 2006; Rissler & Apodaca, 2007; Glor & Warren, 2010; Novak *et al.*, 2010a; Faucon *et al.*, 2011; Grenouillet *et al.*, 2011), sia le caratteristiche di specie e/o comunità indagate (Kingston *et al.*, 2000; Pearman, 2002; Youlatos, 2004; Kitahara & Fujii, 2005); inoltre la PCA a volte è impiegata

in combinazione con altri metodi di ordinamento, come la *Detrended Correspondence Analysis*, DCA; o la *Canonical Correspondence Analysis*, CCA (Warner *et al.*, 2007; González-Cabello & Bellwood, 2009; Marmion *et al.*, 2009; Mezger & Pfeiffer, 2011).

Lo studio delle comunità attraverso la PCA può perseguire due procedure principali, una attraverso un ordinamento vincolato degli assi della comunità, l'altra attraverso un ordinamento libero degli assi. Il termine "ordinamento" descrive, in maniera collettiva, le tecniche multivariate che organizzano le variabili ambientali lungo gli assi, confrontandole con i dati relativi alla composizione delle specie oggetto di studio (Jongman *et al.*, 1995) cerca di rappresentare più fedelmente possibile i campioni e le variabili in uno spazio dimensionale ridotto (Gauch, 1982).

Nell'analisi delle componenti principali, tutte le variabili vengono trattate assumendo che rappresentino un singolo gruppo logico, ad esempio quando tutte le variabili sono punteggi di copertura di specie, oppure sono tutti caratteri morfologici. Ci sono situazioni, tuttavia, in cui questa pratica è meno accettabile, poiché le variabili formano due gruppi logicamente separati. Il campionamento in ecologia spesso porta a un insieme di dati in cui le unità di rilevamento vengono descritte sia in termini di abbondanza di specie, che attraverso alcune misurazioni di variabili ambientali. Per quanto queste variabili possano essere trattate congiuntamente in una PCA semplice, un simile ordinamento non sarebbe in grado di svelare le relazioni tra gruppi di variabili, ad esempio tra variabili biologiche e ambientali separate (Podani, 2007).

Questo tipo di esplorazione dei dati può essere facilitato utilizzando una tecnica che deriva dalla PCA, la cosiddetta Analisi della correlazione canonica (*Canonical Correlation Analysis* (CCA)). L'idea principale è che le combinazioni lineari delle variabili originali siano ricercate nei gruppi separatamente, con il vincolo che queste combinazioni lineari siano massimamente correlate. Tuttavia, in molte ricerche di ecologie, la simmetria presente nella CCA non è plausibile, poiché le specie rispondono a variabili ambientali, mentre non è vero il contrario. Infatti è illogico

determinare variabili canoniche tali, che le combinazioni lineari di variabili originali siano massimizzate in funzione delle correlazioni fra gruppi (come nelle CCA) (Podani, 2007).

Di conseguenza, per le variabili ambientali e le specie, è più ragionevole estrarre assi di ordinamento che riflettano le variabili ambientali, poiché influenzano i valori di risposta delle specie (copertura, biomassa, ecc). Così gli assi di ordinamento sono combinazioni di variabili ambientali che, allo stesso tempo spiegano il più possibile della varianza nell'ordinamento basato su specie di oggetti (siti, aree di campionamento). Quindi, gli oggetti vengono ordinati come nella PCA, purché le componenti interpretino massimamente anche le variabili ambientali. Questa è la strategia seguita nel metodo dell'Analisi della Ridondanza (*Redundance Analysis* (RDA)) (Podani, 2007).

La RDA è stata introdotta nell'analisi dei dati ecologici da Ter Braak & Prentice (1988), come un caso di analisi diretta dei gradienti. Poiché gli assi non derivano solamente dalla composizione in specie nelle aree di campionamento, ma anche da determinati dallo stato delle variabili ambientali, Ter Braak e Prentice hanno suggerito il termine di ordinamento "vincolato" (Podani, 2007), in contrapposizione con l'ordinamento "libero" in cui viene considerata la maggior parte della varianza della composizione in specie, e quindi viene correlata questa varianza con la variazione ambientale osservata (Oksanen, 2015).

Di conseguenza, questo studio è stata utilizzata la RDA. Per effettuare questa analisi, sono stati innanzitutto creati due datasets, il primo relativo alle tipologie ambientali e il secondo riguardante le specie. Le settimane di campionamento sono state utilizzate come ripetizioni, per ogni sito. Il dataset riguardante le variabili ambientali registra la presenza o l'assenza di una specie in un certo sito, in ogni ripetizione; il dataset sulle specie indica il numero di individui catturati per ogni specie in un certo sito, in ogni ripetizione.

Nello specifico, in questo studio la struttura dell'*assemblage* della popolazione di piccoli mammiferi è stata esaminata inizialmente attraverso la *Detrended Correspondence Analysis*

(DCA), che testa quale sia il metodo migliore da utilizzare (Michel *et al.*, 2007) tra quelli sopra elencati. La scelta è ricaduta su PCA e RDA per analizzare i dati. Le analisi RDA sono state quindi condotte utilizzando le tre tipologie ambientali: (1) macereto puro, (2) macereto consolidato, (3) prateria alpina. Gradualmente la RDA (Jongman *et al.*, 1995) è stata eseguita per determinare il miglior modello di variazione nell'*assemblage* dei piccoli mammiferi spiegato dalle variabili ambientali. Nell'RDA, l'ordine degli assi per mostrare la matrice delle specie sono vincolati ad essere una combinazione lineare rispetto alle colonne della matrice ambientale (Jongman *et al.*, 1995). Il test di permutazione di Monte Carlo e la funzione ANOVA sono stati usati per valutare l'importanza dei vincoli (999 permutazioni; Jongman *et al.*, 1995).

Un metodo per ottenere una rappresentazione congiunta di oggetti e variabili, cioè specie e tipologie ambientali, utilizza tutte le informazioni essenziali sulla struttura di dati in un singolo diagramma, chiamato *biplot* (il prefisso *-bi* si riferisce al numero di ordinamenti combinati e non al numero delle dimensioni). Poiché le coordinate di oggetti e variabili sono espresse su differenti scale, i punteggi delle variabili devono essere moltiplicate per un fattore appropriato per consentire la sovrapposizione dei due ordinamenti (Podani, 2007).

Oltre alla RDA, un buon metodo per valutare alcuni aspetti dell'*assemblage* dei piccoli mammiferi è dato dall'utilizzo di indici di ricchezza specifica e uniformità di specie all'interno di una certa area. In questo studio, ho calcolato l'indice di Shannon e di Simpson nei tre siti campionati nel 2016, che quantificano rispettivamente la ricchezza e l'uniformità. In particolare, la ricchezza è il numero di diverse specie in un sistema. L'uniformità indica invece l'equità delle abbondanze proporzionali delle diverse specie in un sistema (Tuomisto, 2012). Gli indici di Shannon e di Simpson possono mostrare una notevole variazione in risposta ai cambiamenti della ricchezza e dell'uniformità di una comunità (Negendra, 2002).

Nello specifico, l'indice di Shannon della diversità (SHDI, Shannon & Weaver, 1949) considera sia il numero di specie presenti, sia la distribuzione degli individui tra le specie presenti:

$$SHDI = 1 - \sum_{i=1}^N p_i \times \ln p_i$$

dove “ $N$ ” è il numero di specie e “ $p_i$ ” l'abbondanza proporzionale della specie  $i$ -esima. L'indice misura la probabilità che un individuo preso a caso dalla popolazione appartenga ad una specie differente da una specie estratta in un precedente prelievo ipotetico. Maggiore è il valore di SHDI, maggiore è la diversità. Il suo valore risulta compreso tra 0 e, teoricamente, infinito ( $+\infty$ ).

L'indice di Simpson (SIDI, Simpson, 1949), è definito come:

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^N p_i \times p_i$$

L'indice di Simpson, compreso tra 0 e 1, definisce la probabilità che due individui equivalenti di un gruppo, selezionati casualmente, appartengano a diverse specie.

Entrambi questi indici quindi aumentano in situazioni in cui il numero di specie aumenta (ricchezza), l'equità della distribuzione degli individui tra le varie specie aumenta (uniformità), o una combinazione di entrambi.

Tutte le analisi statistiche e le visualizzazioni sono state condotte con l'uso del software open-source R, versione 3.1.1 (*R Foundation for Statistical Computing*, 2006), usando la funzione “*rda*” del pacchetto “*vegan*” per il calcolo della PCA e RDA (Oksanen *et al.*, 2007), mentre gli indici di Shannon e di Simpson sono stati calcolati mediante utilizzo dei pacchetti “*vegan*” e “*Hotelling*”.

#### 2.4.3 LO STUDIO DEI PARAMETRI DEMOGRAFICI DI POPOLAZIONE DEL 2016 (OBIETTIVO 2)

Per valutare come variano alcuni parametri demografici (età, sesso e stato riproduttivo) in relazione alle settimane e ai siti di campionamento, sono stati effettuati dei test statistici non parametrici, selezionati perché il campione a disposizione era di piccole dimensioni e i dati non erano distribuiti normalmente. In particolare la scelta è ricaduta sul test Binomiale (*prop.test*) per confrontare delle proporzioni (Crawley, 2007). Attraverso questa analisi è stato possibile

confrontare per ogni parametro demografico il rapporto tra varie classi in dipendenza dalla tipologia ambientale e dalla settimana di campionamento. In particolare, per ogni specie sono stati calcolati diversi indici di proporzione, e nello specifico:

- 1) per l'età, il rapporto tra i maschi e il totale degli individui;
- 2) per il sesso, il rapporto tra la somma dei giovani e dei subadulti (dopo aver verificato che questa somma fosse correlata con il numero di soli giovani) e il totale degli individui;
- 3) per il periodo riproduttivo sia maschile che femminile, il rapporto tra i riproduttori e il totale degli individui, senza considerare gli individui non in grado di riprodursi (cioè i giovani).

Questi indici sono stati calcolati per ogni settimana di campionamento e per ogni tipologia ambientale.

Oltre a questo approccio descrittivo, è stato scelto di analizzare statisticamente la variazione dei parametri morfometrici delle specie in relazione alle tipologie ambientali e alle settimane di campionamento. Uno dei metodi statistici più comunemente utilizzati per analizzare la variazione di determinati parametri in funzione di altri è quello offerto dalla modellizzazione lineare generalizzata (Nelder & Baker, 1972; McCullagh & Nelder, 1989; Crawley, 1993; Rushton *et al.*, 2004). Nei modelli lineari generalizzati (GLM), una determinata variabile dipendente (*response variable*) viene modellizzata in funzione di una (modelli univariati) o più (modelli multivariati) covariate tra loro indipendenti (*explanatory variables*), o anche effetti fissi (*fixed effects*). In altri termini, in questi modelli si valuta l'effetto delle caratteristiche misurate dalle variabili indipendenti sulla caratteristica misurata dalla variabile dipendente (esempio: l'effetto dell'altezza di un individuo (variabile indipendente) rispetto al suo peso (variabile dipendente)). Pertanto, lo scopo di questi modelli è quello di 'spiegare' attraverso una scelta accurata delle

variabili indipendenti la maggior percentuale possibile della varianza totale osservata nella variabile dipendente.

Una delle caratteristiche migliori dei GLM è la loro adattabilità a diverse tipologie di dati che possono essere raccolte. Infatti, all'interno del modello è possibile indicare la famiglia di distribuzione dei dati che si ritiene (basandosi su un'analisi esplorativa) che meglio rappresenti la distribuzione osservata della variabile dipendente. Se questa è costituita da dati continui distribuiti normalmente si utilizza la famiglia Gaussiana, se invece i dati continui non seguono la distribuzione normale si può provare la loro normalizzazione mediante opportune trasformazioni (logaritmica, ...) oppure si utilizza la famiglia Gamma. Se invece i dati non sono continui ma discreti, come nel caso dei conteggi, si adotta la famiglia di Poisson, mentre in caso di dati di presenza/assenza (0/1) si usa la famiglia binomiale (Nelder *et al.*, 1972). Attraverso l'applicazione della distribuzione più idonea è così possibile massimizzare la verosimiglianza della stima dei parametri del modello.

In questo studio sono stati applicati i GLM per analizzare la variazione intraspecifica dei parametri demografici di popolazione dei piccoli mammiferi registrati durante il campionamento del 2016. Prima di effettuare la modellizzazione è sempre opportuno identificare quali parametri demografici utilizzare per le analisi. Per questo, è necessario innanzitutto effettuare un'analisi di correlazione tra i diversi candidati. Nel caso di questo studio, le misure morfometriche a disposizione erano la massa corporea, la lunghezza corpo-testa, la lunghezza del padiglione auricolare, la lunghezza del piede posteriore e quella della coda. È stata effettuata un'analisi di correlazione tra queste misure, per ogni specie separatamente, mediante il calcolo dell'indice di correlazione di Pearson. Inoltre, per ognuna di queste misure è stata altresì effettuata un'analisi della varianza, finalizzata all'esclusione di quelle misure che variando troppo poco tra individui non permettono una modellizzazione accurata. La combinazione di queste due analisi (vedi Tab.2.1 e Tab.2.2) ha permesso di

identificare la massa corporea come il miglior parametro morfometrico da utilizzare come variabile dipendente nei modelli.

Indice correlazione	Peso-testa/corpo	Peso-coda	Peso-pad. auricolare	Peso-piede post.
<i>M. arvalis</i> (N=27)	<b>0.86</b>	0.24	<b>0.67</b>	-0.13
<i>C. nivalis</i> (N=26)	<b>0.72</b>	<b>0.74</b>	0.48	0.27
<i>M. glareolus</i> (N=67)	<b>0.67</b>	0.39	0.36	-0.08
<i>S. araneus</i> (N=10)	<b>0.54</b>	-0.10	<b>0.59</b>	0.17

TABELLA 2.1: CORRELAZIONE TRA LE MISURE MORFOMETRICHE E LA MASSA CORPOREA. IN GRASSETTO SI EVIDENZIANO LE CORRELAZIONI MAGGIORI DI 0.6.

Varianza	Peso (gr)	Testa-corpo (mm)	Coda (mm)	Pad. auricolare (mm)	Piede post. (mm)
<i>M. arvalis</i> (N=27)	34.85	139.49	36.83	1.56	2.70
<i>C. nivalis</i> (N=26)	75.14	60.70	134.87	1.51	5.85
<i>M. glareolus</i> (N=67)	31.19	127.59	86.08	2.51	3.81
<i>S. araneus</i> (N=10)	5.78	45.75	3.61	0.25	0.75

TABELLA 2.2: VARIANZA DELLE MISURE MORFOMETRICHE E DELLA MASSA CORPOREA.

Dopo aver identificato la massa corporea come *response variable*, sono state effettuate le analisi separatamente per ciascuna delle specie identificate (*M. glareolus*, *C. nivalis*, *M. arvalis* e *S. araneus*). Innanzitutto sono state svolte alcune analisi esplorative sui dati. Nello specifico, è stata analizzata la distribuzione della *response variable* (massa corporea) al fine di selezionare la famiglia distributiva che spiegasse meglio i dati raccolti. Per fare ciò è stato utilizzato il test Shapiro – Wilk (Shapiro *et al.*, 1965) per verificare la normalità della distribuzione dei dati osservati, provando trasformazioni logaritmiche dei dati qualora questi non fossero distribuiti normalmente. In seguito, sono state effettuate analisi di correlazione tra le covariate potenzialmente considerabili come variabili indipendenti, che erano state selezionate precedentemente in base all’obiettivo di lavoro. Tali variabili includevano la tipologia

ambientale e la settimana di campionamento, con alcuni fattori di controllo (sesso, età, stato riproduttivo). Per escludere possibili problemi di collinearità sono stati calcolati i coefficienti di correlazione tra queste covariate, mantenendo una sola variabile nel modello per ogni gruppo di variabili collineari (soglia decisionale: 0.6) (Zuur *et al.*, 2010).

In relazione al secondo obiettivo, è stata effettuata un'analisi multivariata mediante GLM dove la massa corporea è stata modellizzata in funzione della tipologia ambientale e della settimana di campionamento, controllando per gli altri parametri demografici. Innanzitutto, è stato costruito un "*full model*" che comprendesse tutte le covariate non correlate tra loro selezionate durante la fase esplorativa delle analisi. A questo punto, è stata condotta la selezione del modello, al fine di determinare quale combinazione di covariate spiegasse meglio la variazione della massa corporea tra le settimane e all'interno delle tipologie ambientali. In particolare, la selezione del modello può essere utilizzata per identificare il modello che è più supportato dai dati (denominato "modello migliore") a partire da un set di modelli candidati (Johnson & Omland, 2004) L'insieme di modelli include tutte le combinazioni possibili di covariate, dal "*full model*" fino al modello nullo (con nessuna covariata), utilizzando come criterio di selezione il criterio di informazione di Akaike (AIC; Burnham & Anderson, 2003; Arnold, 2010). AIC è definito come  $-2\log L(\theta|y) + 2K$ , dove  $2\log L(\theta|y)$  è la massimizzazione del logaritmo della verosimiglianza (*log-likelihood*) dei parametri del modello sulla base dei dati e  $K$  è il numero di parametri stimabili. Il modello con il valore più basso di AIC è considerato il migliore. Tuttavia, i modelli con  $\Delta AIC < 2$  non possono essere distinti tra loro. È comunque possibile applicare un'ulteriore procedura di selezione del modello più parsimonioso tra quelli con  $\Delta AIC < 2$ . Per fare ciò, è stata applicata un'analisi di varianza (ANOVA) basata sulla devianza (Skalski *et al.*, 1993) per valutare se le covariate presenti nel modello fossero significativamente rilevanti per la bontà di *fitting* del modello (Ossi *et al.*, 2015). Tale procedura ha permesso di identificare in maniera definitiva il modello migliore, per il quale è stato calcolato il coefficiente di

determinazione della regressione lineare ( $R^2$ ) per valutare la bontà del *fitting* del modello (Faraway, 2006):

Tutte le analisi statistiche sono state condotte mediante software R, versione 3.1.1 (R Foundation for Statistical Computing 2006), usando i pacchetti “lme4”, “MASS” e “car” (Bates *et al.*, 2014).

#### 2.4.4 IL CONFRONTO TRA LO STUDIO DEL 1996/97 E QUELLO DEL 2016 (OBIETTIVO 3)

Per studiare eventuali differenze nell'*assemblage* dei piccoli mammiferi nelle tre tipologie ambientali campionate nei tre anni di studio, sono state effettuate RDA per i tre anni, in maniera analoga a quanto descritto in precedenza. In tal modo è stato possibile confrontare i *biplots* risultanti dalla RDA per l'*assemblage* dei piccoli mammiferi nei tre anni presi in considerazione, evidenziandone similitudini e differenze.

Oltre a ciò, lo studio era interessato a capire se la variazione della massa corporea degli individui fosse costante o meno tra gli anni di campionamento (1996, 1997, 2016). Pertanto è stata effettuata un'analisi multivariata mediante *Generalized linear mixed models* (GLMM: i modelli sono detti a effetti ‘misti’ poiché contengono effetti casuali e effetti fissi; Bolker *et al.*, 2009), perché questi modelli sono applicabili a studi sulla variazione di parametri demografici nel tempo (Sergio *et al.*, 2007). Infatti, è possibile che parte della varianza osservata sia legata a fattori casuali (stocastici) cui non si è particolarmente interessati ma dei quali si vuole comunque tenere conto. In questo caso, si possono applicare i GLMM. Questi effetti casuali vengono applicati ampiamente per studi sulle coorti, sulla sopravvivenza e in generale quando gli individui o i gruppi sono campionati più volte. Gli effetti random possono anche accomunare gruppi dipendenti tra loro, come i campioni all'interno di individui o individui all'interno di popolazioni (Gillies *et al.* 2006). Inoltre, gli effetti random possono anche essere utilizzati per valutare se un determinato fattore abbia ‘casualmente’ importanza nel determinare un certo

andamento che si sta studiando, per poi decidere – eventualmente – di considerare più approfonditamente l'effetto di questo fattore rispetto alla variabile dipendente, inserendolo nel modello come variabile indipendente.

Nello specifico, sono stati elaborati modelli GLMM seguendo una procedura analoga a quanto descritto per i modelli GLM del secondo obiettivo, includendo l'anno come effetto random. L'importanza dell'effetto random nel modello è stato valutato osservando la percentuale di varianza spiegata dall'effetto random (che viene visualizzata tra i risultati del modello) e confrontando il GLMM con un GLM analogo dove l'anno è stato inserito come effetto fisso, mediante *Akaike Information Criterion* (AIC).

In seguito è stato comunque selezionato il GLM per analizzare la direzione della varianza tra i 3 anni (non spiegabile dall'effetto random). La procedura di selezione del modello è stata effettuata in maniera analoga a quanto descritto per il secondo obiettivo.

Tutte le analisi statistiche e le visualizzazioni sono state condotte con l'uso del programma *open-source* R, versione 3.1.1 (*R Foundation for Statistical Computing*, 2006), usando i pacchetti "lme4", "MASS" e "car".

# CAPITOLO 3: RISULTATI

## 3.1 CATTURE

Le catture di piccoli mammiferi sono state effettuate in 6 periodi diversi, ognuno composto da 5 notti in cui il meccanismo di cattura è rimasto attivo, per un totale di 30 notti. Il campionamento realizzato nell'ambito di questo studio ha portato al riconoscimento di 128 individui, appartenenti a 4 specie: arvicola rossastra (*M. glareolus*) (n = 67), arvicola campestre (*M. arvalis*) (n = 27), arvicola delle nevi (*C. nivalis*) (n = 24) e toporagno comune (*S. araneus*) (n = 10). Considerando l'abbondanza delle 4 specie nei 3 siti di campionamento separatamente, la specie più abbondante nel macereto è l'arvicola delle nevi (n = 24), mentre l'arvicola rossastra è presente meno (n = 21). Le altre due specie non sono state rinvenute. Nel macereto consolidato è stata ritrovata una maggior presenza di arvicola rossastra (n = 23), invece toporagno comune (n = 3) e arvicola campestre (n = 8) sono presenti in minor misura. Infine, nella prateria alpina sono state catturate principalmente Arvicole rossastre (n = 23), tuttavia è stata registrata una presenza notevole di arvicola campestre (n = 19), mentre il toporagno comune è stato registrato sporadicamente (n = 7). L'arvicola delle nevi non è stata rinvenuta né nel macereto consolidato né nella prateria alpina (Tab. 3.1). Nell'area di studio è accertata la presenza di piccoli mammiferi carnivori, come l'ermellino (*Mustela erminea*) e la donnola (*Mustela nivalis*), grazie al ritrovamento di escrementi e di tracce di predazione sulle arvicole catturate. Tuttavia si ritiene che la presenza di questi mustelidi non abbia influenzato il campionamento.

	Macereto puro	Macereto consolidato	Prateria alpina
<i>M. glareolus</i>	21	23	23
<i>C. nivalis</i>	24	/	/
<i>M. arvalis</i>	/	8	19
<i>S. araneus</i>	/	3	7

TABELLA 3.1: ABBONDANZA DELLE SPECIE NEI TRE SITI CAMPIONE (/ = NELL'AREA NON È STATA CAMPIONATA LA SPECIE).

### 3.2 LO STUDIO DELL'ASSEMBLAGE DEI MICRO MAMMIFERI NEL 2016 (OBIETTIVO 1)

Nel 2016, gli *assemblage* di piccoli mammiferi presenti nell'area di studio sono costituiti da 4 specie, caratterizzate da densità diverse in ogni tipologia ambientale considerata.

Un primo risultato importante è aver registrato la presenza dell'arvicola rossastra in un ambiente d'alta quota oltre i 2000 m, sia in zone rocciose di macereto sia in zone più aperte di prateria alpina.

La zoocenosi dei micro mammiferi in relazione alla tipologia ambientale è stata innanzitutto descritta attraverso il calcolo di percentuali di presenza delle specie in ogni sito di cattura (Fig. 3.1).

Emerge che in prateria alpina è stata riscontrata la presenza di tutte le specie descritte precedentemente ad eccezione dell'arvicola delle nevi. In particolare, arvicola campestre e arvicola rossastra predominano, con percentuali abbastanza simili (30% e 40%), mentre il toporagno comune è meno presente (circa il 12%).

Nel sito di macereto puro invece sono presenti solo arvicola rossastra e arvicola delle nevi, in percentuali quasi uguali (arvicola rossastra poco sotto al 50%; arvicola delle nevi poco oltre il 50%). Di conseguenza è possibile affermare che l'*assemblage* nel macereto puro è composto

per metà da arvicola rossastra e per metà da arvicola delle nevi. Quest'ultima specie, in particolare, è stata campionata esclusivamente in questa tipologia ambientale.

Infine nell'area di macereto consolidato, l'*assemblage* è dominato dall'arvicola rossastra (quasi 70%), seguita dall'arvicola campestre (23%) e infine dal toporagno comune (9%).

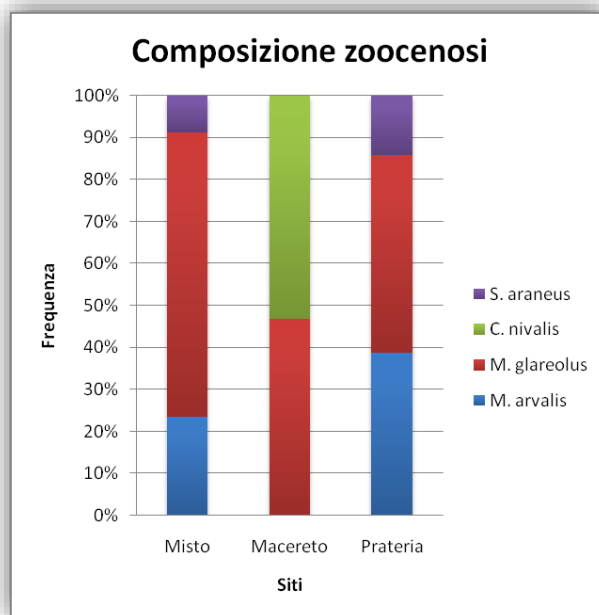


FIGURA 3.1: RIPARTIZIONE IN PERCENTUALE DELLE SPECIE NELLE TRE TIPOLOGIE AMBIENTALI.

### 3.2.1 ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI

L'analisi statistica dell'*assemblage* di piccoli mammiferi nell'area di studio è stata effettuata mediante Analisi delle componenti principali (PCA).

La lunghezza relativa al primo asse, secondo la *Detrended Correspondence Analysis* (DCA), misura 2.06. Siccome questo valore è inferiore a 3 unità (Leps & Smilauer, 2003), è stato scelto un approccio lineare, cioè è stata effettuata l'analisi RDA, considerando come ripetizioni le diverse settimane di campionamento (Ter Braak, 1995). Le variabili ambientali coinvolte nell'analisi RDA (macereto puro, macereto consolidato e prateria alpina) spiegano il 37% della varianza delle specie di piccoli mammiferi. Le relazioni tra le specie e i siti sono ben

rappresentate dai grafici biplots (Fig. 3.2) dove si nota che non è il primo asse a spiegare la maggior parte della varianza globale osservata, sebbene spieghi il 90% di varianza relativa rispetto al secondo asse.

Si osserva che il primo asse è fortemente correlato negativamente con la prateria (-0.6332), mentre il secondo asse è dominato dall'ambiente di misto (macereto consolidato) (0.9256), con una forte influenza positiva (Tab. 3.2 e Fig. 3.2).

Considerando i punteggi delle specie in relazione agli assi, si riscontra che al primo asse sono associate, in ordine decrescente di varianza, l'arvicola delle nevi positivamente (1.8595), seguita da tutte le altre specie associate negativamente (arvicola campestre: -1.2754; toporagno comune: -0.4718; arvicola rossastra: -0.3003).

Nel secondo asse invece sono associate per ordine di importanza arvicola campestre nella sua componente negativa (-0.5130), arvicola rossastra (0.3520) positivamente, arvicola delle nevi con influenza negativa (-0.3418) ed infine toporagno comune negativamente (-0.1844) sebbene in maniera meno determinante.

A conferma di questi dati, osservando il grafico relativo alla RDA (Fig. 3.2) si osserva che il primo asse separa nettamente l'arvicola delle nevi dalle altre specie presenti in prateria, associandola di fatto al macereto puro, mentre le altre tre specie sono associate all'ambiente di prateria. Il secondo asse invece dissocia l'arvicola rossastra, specie presente in ambienti più arbustivi (macereto consolidato), rispetto all'arvicola campestre, e in minor misura al toporagno comune.

RDA						
Total variance	Constrained	Unconstrained	Explained variation			
15.838	5.905	9.933	37.28%			
Eigen values						
	RDA1	RDA2	PC1	PC2	PC3	PC4
	5.370	0.535	6.727	1.496	1.337	0.372
Constraining variables		Biplot scores				
	RDA1	RDA2				
Misto	-0.378	0.926				
Prateria	-0.633	-0.774				
Species scores						
	RDA1	RDA2	PC1	PC2	PC3	PC4
<i>C. nivalis</i>	1.859	-0.342	-0.388	-1.093	0.496	0.0113
<i>M. arvalis</i>	-1.275	-0.513	-0.138	-0.521	-1.045	-0.041
<i>M. glareolus</i>	-0.300	0.352	-2.567	0.193	-0.019	0.004
<i>S. araneus</i>	-0.471	-0.184	0.016	-0.016	-0.080	0.610

TABELLA 3.2: RDA RELATIVA AL CAMPIONAMENTO DEL 2016.

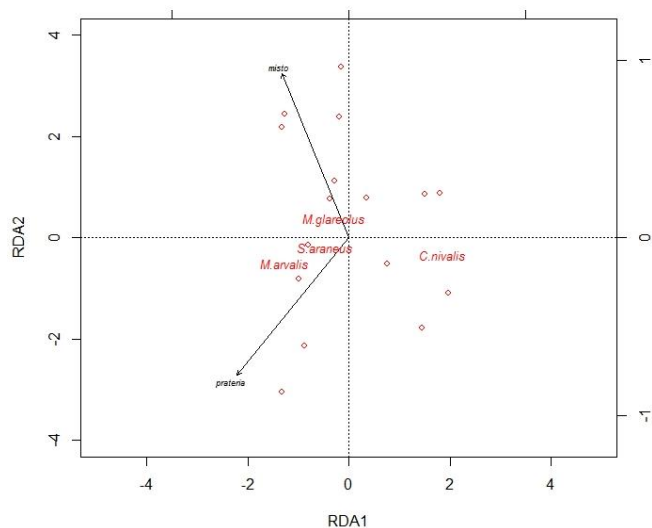


FIGURA 3.2: BIPLLOT DELL'ASSEMBLAGE DI MICRO MAMMIFERI NELL'AREA DI STUDIO. I NOMI DELLE SPECIE SONO INDICATI NELLA LORO DIZIONE SCIENTIFICA.

### 3.2.2 INDICI DI DIVERSITÀ

Gli indici di diversità (Shannon e Simpson) sono stati elaborati per avere un'indicazione della diversità specifica nelle tre tipologie ambientali.

L'indice di Shannon, che esprime un'indicazione sul grado di ricchezza specifica, nei siti è risultato rispettivamente 0.82 nel macereto consolidato, 0.69 nel macereto puro e 1.13 nella prateria alpina. Per quanto concerne l'indice di Simpson invece, che misura il grado di uniformità delle specie, sono stati trovati valori piuttosto simili nei tre siti, e precisamente 0.48 nel macereto consolidato, 0.50 nel macereto puro e 0.64 nella prateria alpina (Tab. 3.3).

Indice	Macereto consolidato	Macereto puro	Prateria alpina
Ricchezza specie	3	2	3
Shannon	0.82	0.69	1.13
Simpson	0.48	0.50	0.64

TABELLA 3.3: INDICI DI SIMPSON E SHANNON NELLE TRE TIPOLOGIE AMBIENTALI.

## 3.3 LO STUDIO DEI PARAMETRI DEMOGRAFICI DI POPOLAZIONE DEL 2016 (OBIETTIVO 2)

### 3.3.1 ANALISI DESCRITTIVA DEI PARAMETRI DEMOGRAFICI

Questa sezione analizza in maniera descrittiva la variazione dei parametri demografici età, sesso e stato riproduttivo dapprima in generale, e in seguito in relazione ai tre siti campione e alle settimane di campionamento.

Riguardo l'età, è stato osservato in primo luogo che i giovani sono presenti solo nell'arvicola rossastra (n = 2) e nell'arvicola campestre (n = 12), mentre nelle restanti specie non sono stati catturati piccoli. Inoltre, è stata riscontrata in tutte le specie una presenza maggiore di adulti rispetto ai subadulti, in maniera più evidente in arvicola delle nevi e arvicola rossastra (Fig. 3.3).

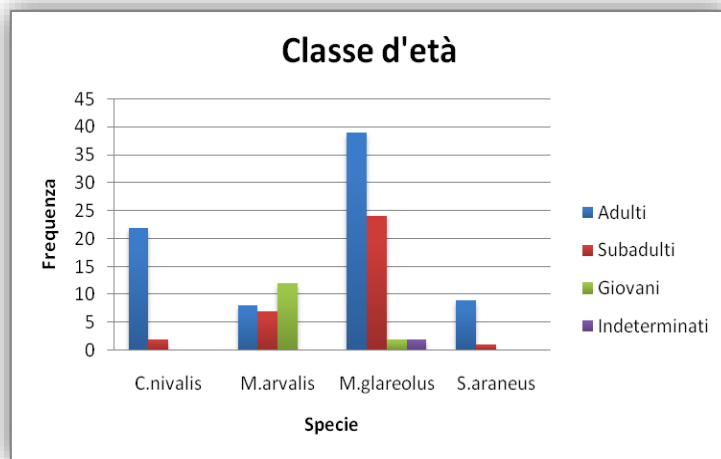


FIGURA 3.3: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI INDIVIDUI SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E PER SPECIE.

Considerando l'età degli animali catturati nei tre siti, si nota come nel macereto puro si abbia una prevalenza di adulti, mentre i subadulti sono stati catturati unicamente all'inizio e alla fine del periodo di campionamento. In questa tipologia ambientale non sono stati catturati piccoli (Fig. 3.4).

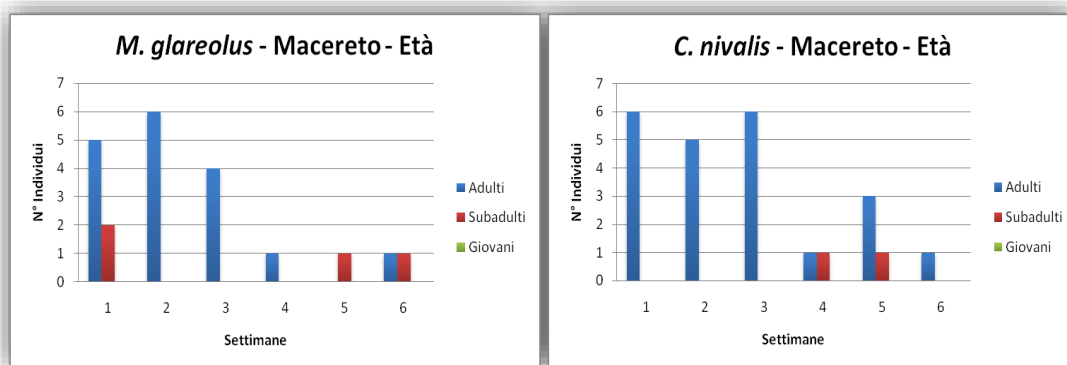


FIGURA 3.4: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA ROSSASTRA (SINISTRA) E ARVICOLA DELLE NEVI (DESTRA) IN MACERETO PURO, SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

Nel macereto consolidato sono presenti l'arvicola campestre, rossastra e il toporagno comune. Sia nell'arvicola rossastra sia nell'arvicola campestre sono stati trovati dei giovani. In entrambe

le specie i piccoli sono stati catturati nel periodo centrale di campionamento; nello specifico, per l'arvicola campestre i piccoli sono stati catturati in agosto, mentre per l'arvicola rossastra tra fine agosto e inizio settembre. Per le altre classi d'età, è stata osservata una presenza equivalente di adulti e subadulti nell'arvicola campestre; invece nell'arvicola rossastra si nota che in un primo periodo sono presenti solo adulti, mentre da fine agosto si trovano anche i subadulti. Per quanto concerne il toporagno, nel macereto consolidato sono stati catturati solo adulti (Fig. 3.5).

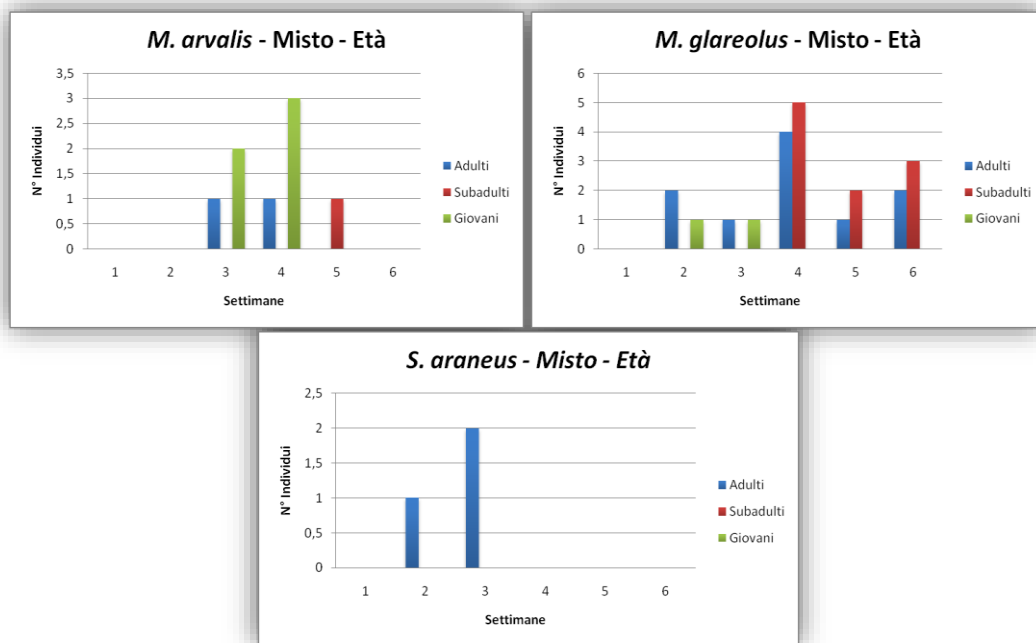


FIGURA 3.5: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA CAMPESTRE (SINISTRA IN ALTO), ARVICOLA ROSSASTRA (DESTRA IN ALTO) E TOPORAGNO COMUNE (SOTTO) IN MACERETO CONSOLIDATO, SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

In prateria alpina le classi d'età sono più equilibrate. Sono stati riscontrati picchi di giovani solo in arvicola campestre, durante il medesimo periodo evidenziato nel macereto consolidato (agosto-settembre). In arvicola campestre e arvicola rossastra sono state osservate frequenze simili nei vari periodi tra le classi di adulti e subadulti. Invece il toporagno mostra un andamento

oscillatorio delle densità di individui, quasi totalmente adulti (Fig. 3.6), e comunque pochi rispetto alle altre specie.

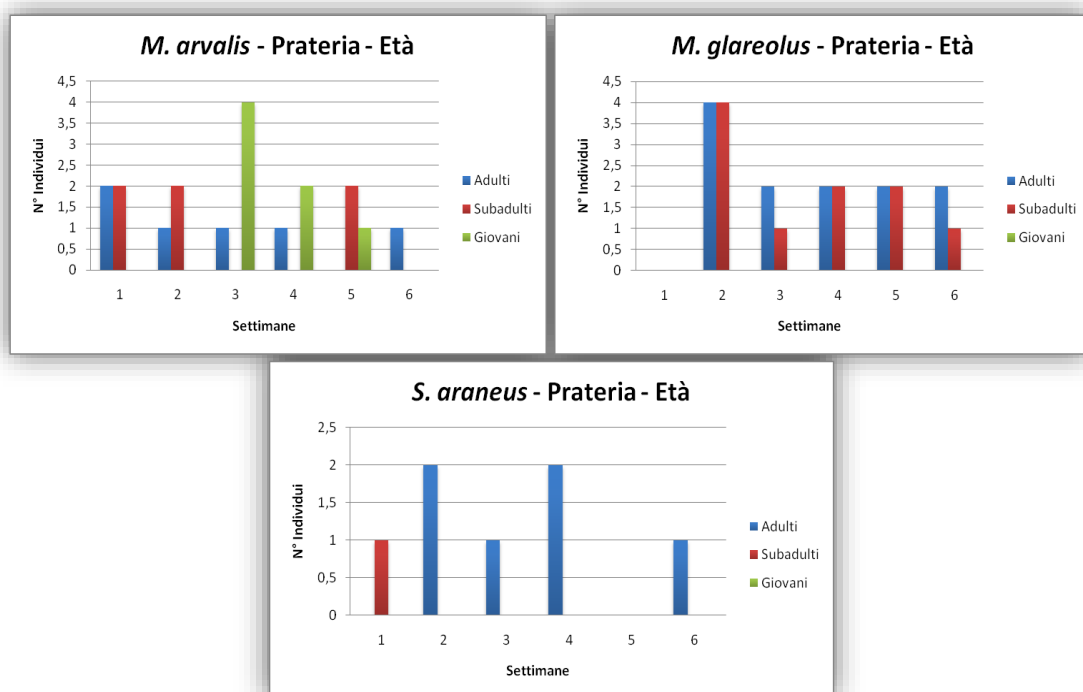


FIGURA 3.6: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA CAMPESTRE (SINISTRA IN ALTO), ARVICOLA ROSSASTRA (DESTRA IN ALTO) E TOPORAGNO COMUNE (SOTTO) IN PRATERIA ALPINA, SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

Prendendo in considerazione le differenze di sesso tra individui catturati, è stato possibile evidenziare in tutte le specie una predominanza di maschi rispetto alle femmine, con differenze molto ampie tra femmine e maschi in tutte e tre le specie di Arvicolini (arvicola campestre, rossastra e delle nevi). Nello specifico in arvicola delle nevi sono state catturate 5 femmine e 18 maschi, mentre in arvicola campestre 4 femmine e 11 maschi; per quanto concerne l'arvicola rossastra sono state campionate 16 femmine e 43 maschi. Infine in toporagno comune questa forbice si assottiglia, con 3 femmine e 4 maschi catturati (Fig. 3.7).

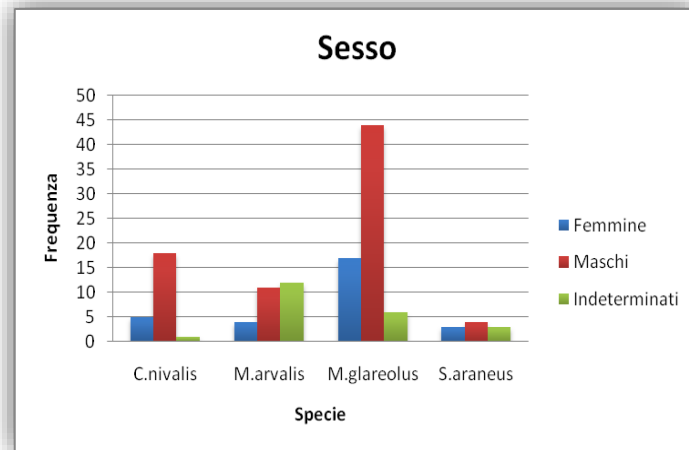


FIGURA 3.7: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI INDIVIDUI SUDDIVISE PER SESSO E PER SPECIE.

Analizzando le differenze di sesso degli individui catturati in macereto puro, sono stati catturati prevalentemente maschi, durante tutto il periodo di campionamento, anche se non mancano fasi in cui sono state rinvenute femmine. Nello specifico, nell'arvicola delle nevi sono state trovate femmine da metà luglio a metà agosto, mentre nell'arvicola rossastra il tasso di femmine si è mantenuto costante durante i mesi di luglio e agosto, con una diminuzione della frequenza alla fine di agosto (Fig. 3.8).

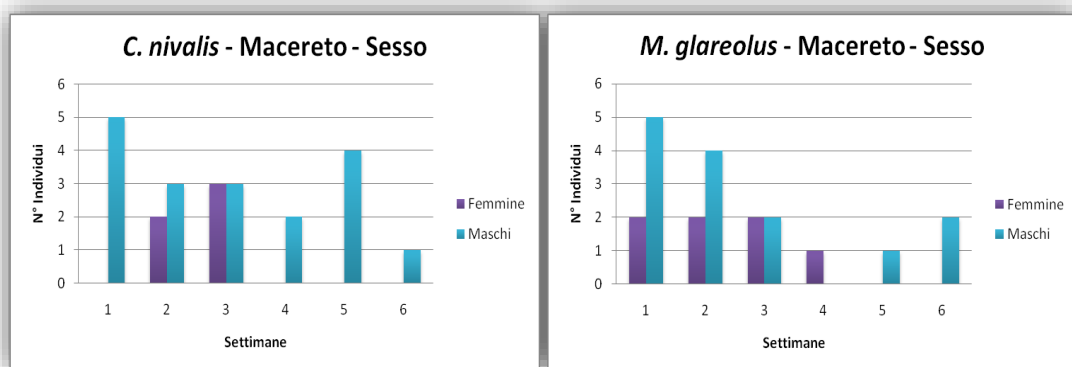


FIGURA 3.8: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA DELLE NEVI (SINISTRA) E ARVICOLA ROSSASTRA (DESTRA) IN MACERETO PURO, SUDDIVISE PER SESSO E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

Invece, nel sito di macereto consolidato il rapporto tra i sessi sembra essere più costante nei diversi periodi in arvicola rossastra, con una quota di femmine costante durante tutta la stagione estivo-autunnale (1 femmina in ogni sessione di cattura). In arvicola campestre è stata campionata un'unica femmina ad inizio settembre, e similmente in toporagno comune è stata catturata un'unica femmina a fine luglio (Fig. 3.9).

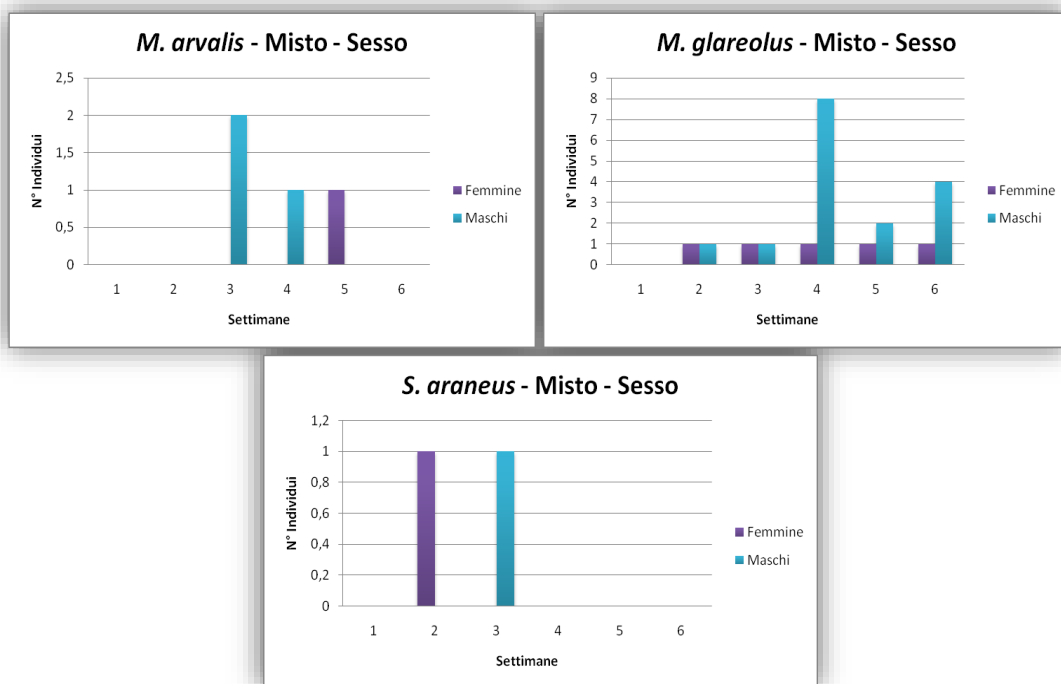


FIGURA 3.9: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA CAMPESTRE (SINISTRA IN ALTO), ARVICOLA ROSSASTRA (DESTRA IN ALTO) E TOPORAGNO COMUNE (SOTTO) IN MACERETO CONSOLIDATO, SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

Infine nella prateria alpina il rapporto tra i sessi è meno facile da descrivere. In arvicola campestre le femmine sono state catturate solo nel periodo centrale dell'estate (fine luglio-inizio agosto); invece in arvicola rossastra si è riscontrato un andamento diverso, con le femmine ritrovate a fine luglio e alla fine di settembre-inizio ottobre. Infine nel toporagno comune sono state catturate femmine solo a fine luglio, mentre per il resto sono stati catturati

solo maschi, con un gap di circa un mese (da metà agosto alla metà settembre) durante il quale non sono stati catturati Soricomorfi identificabili sessualmente (Fig. 3.10).

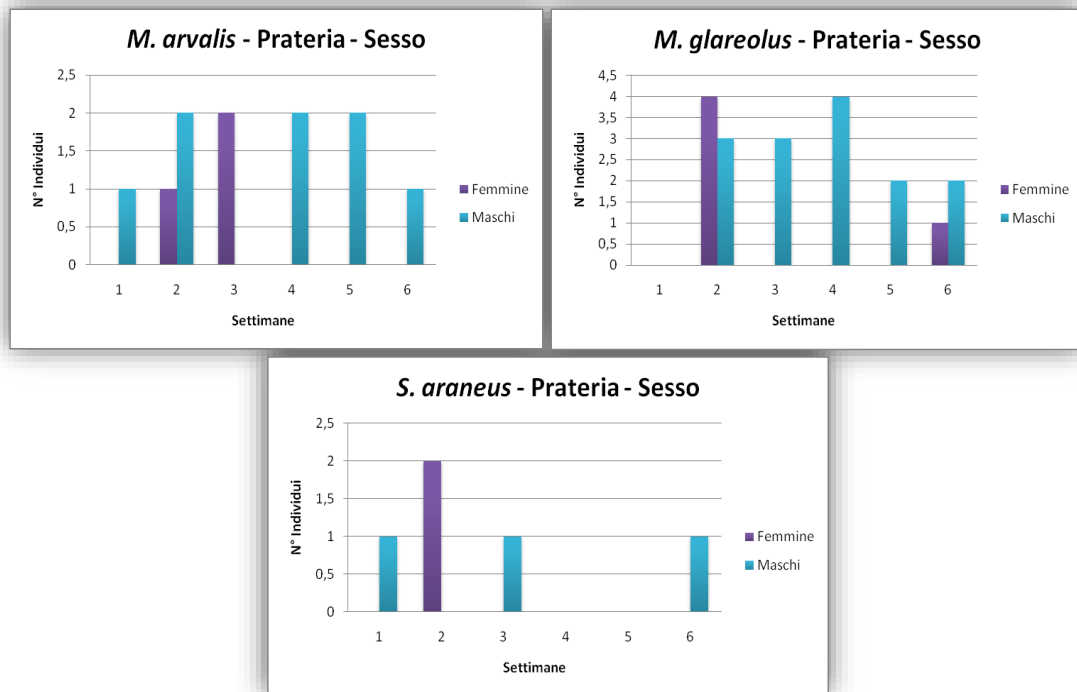


FIGURA 3.10: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI ARVICOLA CAMPESTRE (SINISTRA IN ALTO), ARVICOLA ROSSASTRA (DESTRA IN ALTO) E TOPORAGNO COMUNE (SOTTO) IN PRATERIA ALPINA, SUDDIVISE PER CLASSE D'ETÀ E SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO.

Per quanto concerne lo stato riproduttivo, gli individui sono stati raggruppati in due classi, riproduttori e non riproduttori. È stato osservato che le femmine riproduttive sono più numerose rispetto alle non riproduttive, tranne che in arvicola campestre. Per quanto concerne i maschi, è stato riscontrato che quelli riproduttivi sono molto più frequenti rispetto a quelli non riproduttivi, sia in arvicola rossastra sia in arvicola delle nevi; nuovamente solo in arvicola campestre si denota una similitudine tra le due classi maschili. In toporagno comune invece è stata identificata una sola femmina riproduttiva, mentre non è stato possibile identificare lo stato riproduttivo degli altri sei individui catturati (Fig. 3.11).

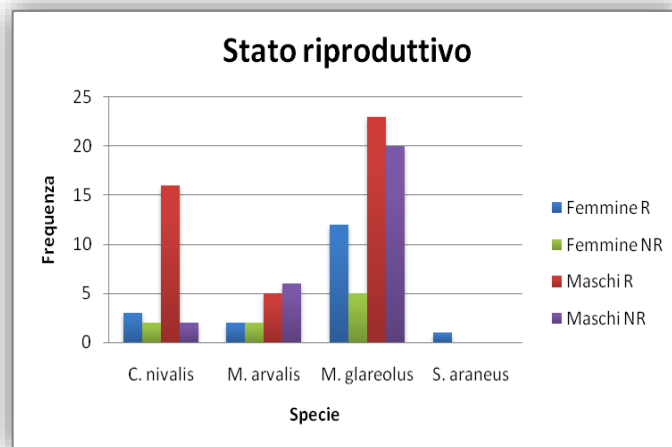


FIGURA 3.11: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLE OCCORRENZE DI INDIVIDUI SUDDIVISE PER STATO RIPRODUTTIVO, SESSO E SPECIE.

### 3.3.2 ANALISI STATISTICA DESCRITTIVA DEI PARAMETRI DEMOGRAFICI

Gli indici statistici descrittivi non parametrici per valutare come variano i parametri demografici (sesso, età e stato riproduttivo) nell'arco temporale delle sei settimane e nelle tre tipologie ambientali sono:

- 4) per l'età, il rapporto tra i maschi e il totale degli individui;
- 5) per il sesso, il rapporto tra la somma dei giovani e dei subadulti e il totale degli individui, avendo verificato che questo indice ha forte correlazione ( $\rho=0.548$ ) con il rapporto tra i soli giovani e gli adulti;
- 6) per lo stato riproduttivo, il rapporto tra i riproduttori e il totale degli individui (sia nei maschi sia nelle femmine), escludendo a priori i giovani dalle analisi in quanti fisiologicamente non in grado di riprodursi.

Per quanto riguarda le aree di campionamento, in arvicola campestre e in toporagno comune non emergono differenze significative dei parametri demografici tra le due aree dove la specie è stata campionata. Invece in arvicola rossastra si riscontra una differenza significativa tra classi di età nelle aree, con una percentuale significativamente minore di giovani in macereto ( $\beta =$

0.048), ed una differenza nella percentuale di femmine riproduttive in prateria rispetto alle altre aree ( $\beta = 0.014$ ) (Tab. 3.4).

	SESSO				RIPR. FF				RIPR. MM				ETÀ			
	Macereto	Misto	Prateria	$\beta$	Macereto	Misto	Prateria	B	Macereto	Misto	Prateria	$\beta$	Macereto	Misto	Prateria	$\beta$
<i>M. arvalis</i>	NA	0.75	0.73	1.00	NA	NA	1.00	NA	NA	0.67	0.50	1.00	NA	0.75	0.68	1.00
<i>M. glareolus</i>	0.67	0.76	0.74	0.78	1.00	1.00	0.33	<b>0.014*</b>	0.83	0.40	0.58	0.08	0.19	0.55	0.45	<b>0.048*</b>
<i>S. araneus</i>	NA	0.50	0.60	1.00	NA	1.00	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	NA	0.00	0.14	1.00

TABELLA 3.4: TEST BINOMIALE NON PARAMETRICO RELATIVO A VARIAZIONI DI SESSO, STATO RIPRODUTTIVO (SEPARATO PER MASCHI E FEMMINE) ED ETÀ PER OGNI SPECIE NELLE TRE TIPOLOGIE AMBIENTALI. I RISULTATI SIGNIFICATIVI SONO EVIDENZIATI IN GRASSETTO.

Per ciò che concerne le differenze dei parametri considerati tra le 6 settimane di campionamento, si nota che non emergono differenze significative nella maggior parte dei confronti statistici. Tuttavia in arvicola campestre si riscontrano differenze nel rapporto tra classi di età durante il periodo di campionamento ( $\hat{\alpha} = 0.033$ ), causato da un picco di giovani catturati nelle 2 settimane centrali (3° e 4°), seguito da una diminuzione nella 5° settimana (Tab. 3.5). Inoltre in arvicola rossastra è possibile notare una differenza significativa nella percentuale di maschi riproduttori, che è maggiore durante le settimane iniziali (parte centrale dell'estate) per poi diminuire gradualmente ( $\beta = 0.008$ ) (Tab. 3.6).

	SESSO								ETÀ							
	1° sett	2° sett	3° sett	4° sett	5° sett	6° sett	$\beta$	1° sett	2° sett	3° sett	4° sett	5° sett	6° sett	$\beta$		
<i>M. arvalis</i>	1.00	0.67	0.50	1.00	0.67	1.00	0.69	0.00	0.00	0.75	0.71	0.25	0.00	<b>0.033*</b>		
<i>C. nivalis</i>	1.00	0.60	0.50	1.00	1.00	1.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NA		
<i>M. glareolus</i>	0.71	0.53	0.67	0.86	0.83	0.80	0.45	0.00	0.06	0.11	0.00	0.00	0.00	0.60		
<i>S. araneus</i>	1.00	0.00	1.00	NA	NA	1.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.00	NA		

TABELLA 3.5: TEST BINOMIALE NON PARAMETRICO RELATIVO A VARIAZIONI DI SESSO ED ETÀ DURANTE LE SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO, PER OGNI SPECIE. I RISULTATI SIGNIFICATIVI SONO EVIDENZIATI IN GRASSETTO.

	RIPR. FF							RIPR. MM						
	1° sett	2° sett	3° sett	4° sett	5° sett	6° sett	$\beta$	1° sett	2° sett	3° sett	4° sett	5° sett	6° sett	$\beta$
<i>M. arvalis</i>	NA	1.00	1.00	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.50	1.00	0.50	1.00	0.42
<i>C. nivalis</i>	NA	1.00	0.33	NA	NA	NA	0.58	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	1.00	0.16
<i>M. glareolus</i>	1.00	0.80	1.00	1.00	1.00	0.50	0.64	1.00	1.00	0.83	0.50	0.20	0.25	<b>0.0077*</b>
<i>S. araneus</i>	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

TABELLA 3.6: TEST BINOMIALE NON PARAMETRICO RELATIVO A VARIAZIONI DI STATO RIPRODUTTIVO (SEPARATO PER MASCHI E FEMMINE) DURANTE LE SETTIMANE DI CAMPIONAMENTO, PER OGNI SPECIE. I RISULTATI SIGNIFICATIVI SONO EVIDENZIATI IN GRASSETTO.

### 3.3.3 ANALISI DESCRITTIVA DEI PARAMETRI MORFOMETRICI

Per l'analisi dei parametri morfometrici di popolazione è stata selezionata la massa corporea come miglior variabile per esprimere le qualità fenotipiche degli individui (vedi Materiali e Metodi, pag. 84 e Tabella 2.1 e 2.2). Di conseguenza, le analisi statistiche e i risultati riportati sono stati elaborati prendendo in considerazione la massa corporea come *response variable*.

Nella Figura 3.12 si nota come la massa corporea in arvicola campestre ed arvicola rossastra sia simile, oscillando mediamente tra i 20 e i 30 gr. Invece l'arvicola delle nevi ha dimensioni molto maggiori rispetto alle due specie precedenti, con peso compreso tra 25 e 60 gr. Infine il toporagno comune, appartenendo ad un altro ordine, ha caratteristiche morfologiche molto diverse dalle altre tre specie di roditori, con peso compreso tra 5 e 15 gr.

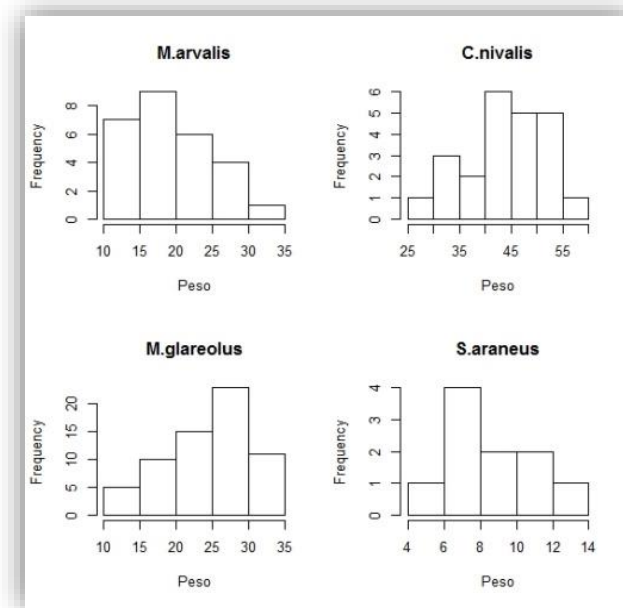


FIGURA 3.12: ISTOGRAMMA RELATIVO ALLA DISTRIBUZIONE DELLA MASSA CORPOREA NELLE QUATTRO SPECIE CAMPIONATE (NELL'ORDINE, DA SINISTRA IN ALTO A DESTRA IN BASSO: ARVICOLA CAMPESTRE, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA ROSSASTRA E TOPORAGNO COMUNE).

Analizzando la variazione della massa corporea rispetto al sesso, è stato riscontrato che nei Roditori i maschi hanno oscillazioni maggiori, mentre le femmine mostrano molte meno variazioni. In quasi tutte le specie il valore della massa corporea tra maschi e femmine non differisce in maniera evidente; in arvicola campestre e arvicola delle nevi si osservano masse corporee maggiori nei maschi, mentre in arvicola rossastra sono le femmine a pesare di più. Nel toporagno entrambi i sessi hanno ampie variazioni di massa corporea, tuttavia le femmine sembrano pesare mediamente di più (Fig. 3.13).

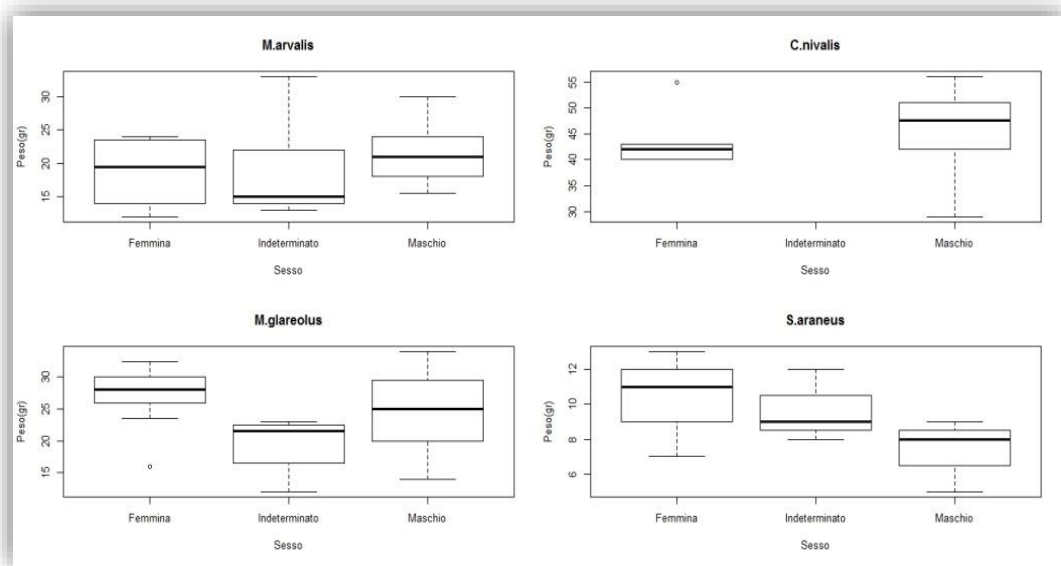


FIGURA 3.13: BOXPLOT RELATIVO ALLA MASSA CORPOREA IN RELAZIONE AL SESSO, NELLE QUATTRO SPECIE CAMPIONATE (NELL'ORDINE, DA SINISTRA IN ALTO A DESTRA IN BASSO: ARVICOLA CAMPESTRE, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA ROSSASTRA E TOPORAGNO COMUNE).

La massa corporea varia molto entro le classi d'età (adulti, subadulti e giovani), con valori nettamente inferiori nei giovani. Tra subadulti ed adulti la differenza è minima, con subadulti che occupano le classi di peso intermedie. In particolare, in arvicola campestre i giovani pesano mediamente meno di 15 gr, i subadulti intorno ai 20 gr, e gli adulti circa 25 gr. In arvicola rossastra i valori sono molto simili (giovani: circa 10-15 gr; subadulti: meno di 20 gr; adulti: quasi 30 gr). Nel toporagno comune è stata osservata una differenza di pochi grammi tra adulti e subadulti. Invece in arvicola delle nevi la massa corporea tra adulti e subadulti si discosta in maniera evidente, con gli adulti che pesano mediamente più di 45 gr mentre i subadulti risultano pesare molto meno (25 gr) (Fig. 3.14).

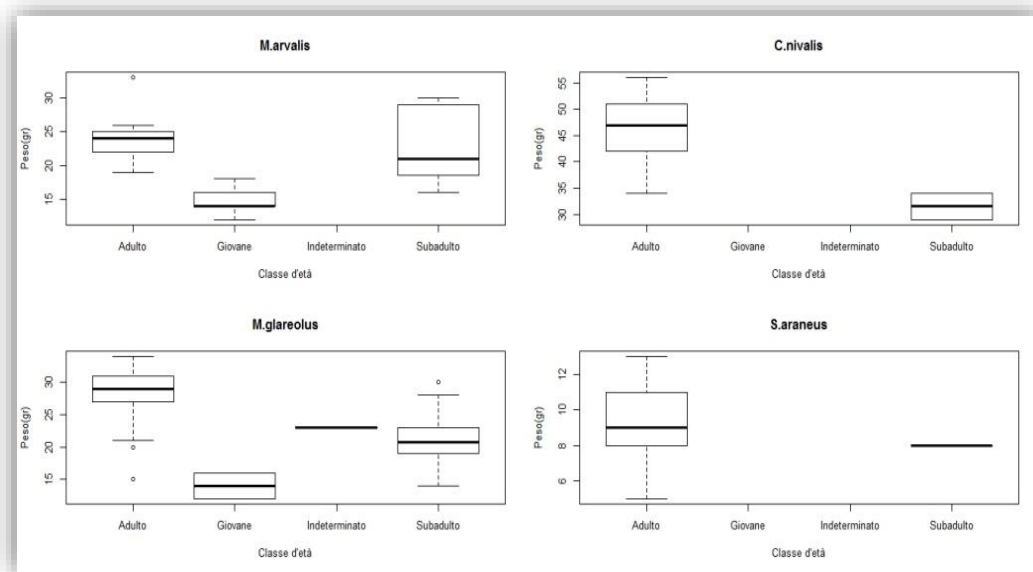


FIGURA 3.14: BOXPLOT RELATIVO ALLA MASSA CORPOREA IN RELAZIONE ALL'ETÀ, NELLE QUATTRO SPECIE CAMPIONATE (NELL'ORDINE, DA SINISTRA IN ALTO A DESTRA IN BASSO: ARVICOLA CAMPESTRE, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA ROSSASTRA E TOPORAGNO COMUNE).

Al di là di queste osservazioni, sono state considerate eventuali variazioni di massa corporea tra tipologie ambientali e durante le sei settimane di periodo di campionamento. Osservando la Figura 3.15 emerge in maniera evidente la variazione della massa corporea nel tempo sia in arvicola campestre sia in arvicola rossastra, con una diminuzione graduale verso l'autunno. Invece in arvicola delle nevi la massa corporea tende a rimanere piuttosto stabile nel corso del tempo, sebbene con lievi fluttuazioni periodiche. Nello specifico, si nota che, dall'inizio del campionamento, la massa corporea cala fino a fine luglio (2° settimana), poi tende a crescere con un picco a metà agosto (3° settimana), per poi calare nuovamente tra fine agosto ed inizio settembre (4° e 5° settimana), per crescere nuovamente tra fine settembre ed inizio ottobre (6° settimana). Lo stesso andamento di tipo sinusoidale si osserva anche in toporagno comune, sebbene il range di variazione sia decisamente più ristretto che in arvicola delle nevi a causa delle ridotte dimensioni di questo micro mammifero.

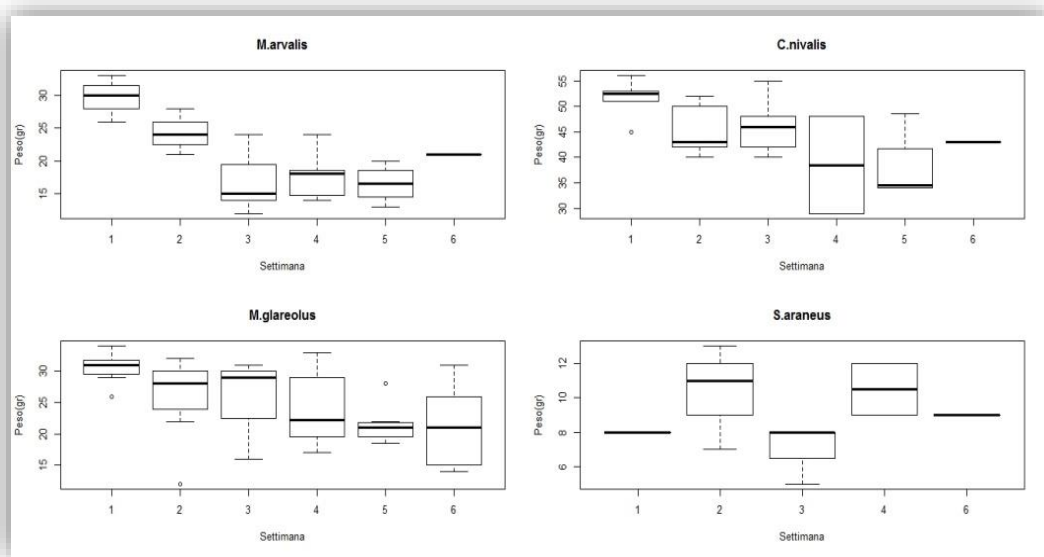


FIGURA 3.15: BOXPLOT RELATIVO ALLA MASSA CORPOREA IN RELAZIONE ALLA SETTIMANA DI CAMPIONAMENTO, NELLE QUATTRO SPECIE CAMPIONATE (NELL'ORDINE, DA SINISTRA IN ALTO A DESTRA IN BASSO: ARVICOLA CAMPESTRE, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA ROSSASTRA E TOPORAGNO COMUNE).

Per quanto riguarda la relazione tra massa corporea e tipologia ambientale, emerge come le Arvicole campestri in prateria alpina pesino mediamente leggermente di più che in ambiente di macereto consolidato. In arvicola rossastra è stato osservato che gli individui nel macereto puro pesano di più che nelle altre due aree, soprattutto rispetto al macereto consolidato. Infine nel toporagno non emergono differenze tra i due siti dove la specie è stata campionata.

(Fig. 3.16).

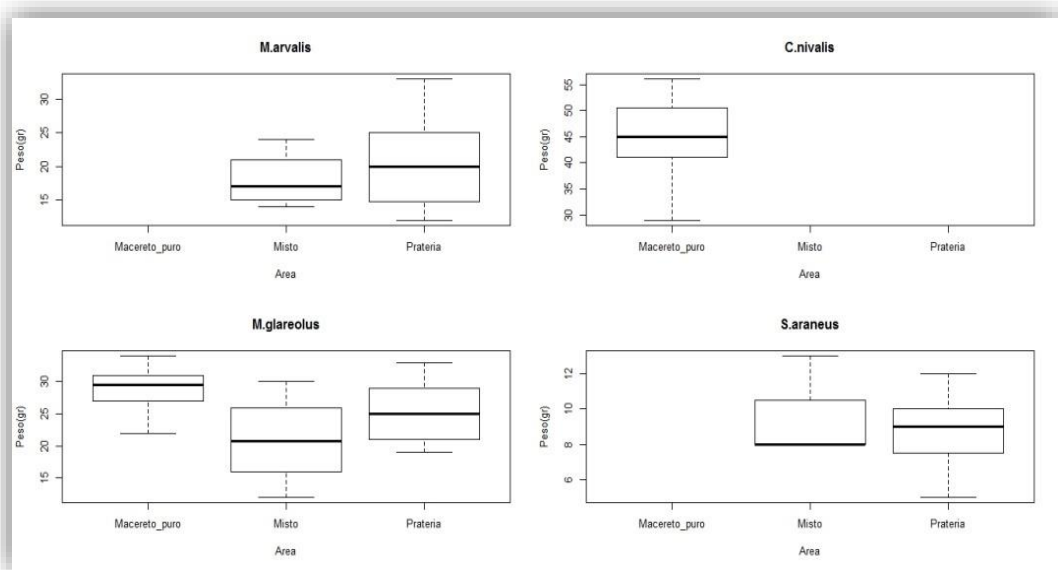


FIGURA 3.16: BOXPLOT RELATIVO ALLA MASSA CORPOREA IN RELAZIONE ALLA TIPOLOGIA AMBIENTALE, NELLE QUATTRO SPECIE CAMPIONATE (NELL'ORDINE, DA SINISTRA IN ALTO A DESTRA IN BASSO: ARVICOLA CAMPESTRE, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA ROSSASTRA E TOPORAGNO COMUNE).

### 3.3.3 ANALISI STATISTICA DEI PARAMETRI MORFOMETRICI - MODELLIZZAZIONE

Prima di iniziare a descrivere i risultati relativi alla modellizzazione della massa corporea, è opportuno ribadire che i modelli sono stati elaborati prendendo in considerazione le specie separatamente, quindi effettuando un'analisi intra-specifica. Questa analisi non è stata effettuata per il toporagno comune a causa della scarsità di dati a disposizione che non permettono di stimare i parametri del modello stesso. Si ricorda inoltre che le variabili utilizzate in questa analisi per spiegare la variazione di massa corporea osservata sono:

- AREA: si riferisce ai siti di campionamento, cioè macereto puro, macereto consolidato e prateria;
- SESSO: maschi, e femmine;
- ETA': adulti, subadulti, e giovani;
- ST.RIPR: stato riproduttivo con tutte le classi (vedi materiali e metodi per dettagli)

- ST.RIPR2: riclassificazione dello stato riproduttivo in riproduttori (1) e non riproduttori (0)
- WEEK\_FACT: settimane di campionamento (1-6) fattorizzate.

L'analisi di correlazione tra le covariate (Tab. 3.7) ha evidenziato in arvicola rossastra una forte correlazione tra lo stato riproduttivo e l'età ( $\rho=-0.886$ ). Di conseguenza lo stato riproduttivo è stato eliminato tra il set di covariate da inserire nel modello. Anche nell'arvicola campestre sono emerse correlazioni tra le due covariate inerenti lo stato riproduttivo e l'età, e pertanto solo quest'ultima è stata ritenuta nei modelli. Infine, anche in arvicola delle nevi, sebbene non si noti una correlazione tra stato riproduttivo ed età, si è scelto di tenere solo quest'ultima covariata perché biologicamente correlata con lo stato riproduttivo.

Correlazione arvicola rossastra							Correlazione arvicola delle nevi					
	Area	Sesso	Età	St.Ripr	week_fact	St.Ripr2		Sesso	Età	St.Ripr	week_fact	St.Ripr2
Area	1.00	0.02	0.23	-0.15	0.25	-0.35	Sesso	1.00	0.17	0.01	0.14	0.31
Sesso	0.02	1.00	0.26	0.18	0.19	-0.16	Età	0.17	1.00	-0.05	0.33	-0.26
Età	0.23	0.26	1.00	-0.45	0.23	<b>-0.886</b>	St.Ripr	0.01	-0.05	1.00	0.19	-0.32
St.Ripr	-0.15	0.18	-0.45	1.00	0.26	0.35	week_fact	0.14	0.33	0.19	1.00	-0.33
week_fact	0.25	0.19	0.23	0.26	1.00	-0.38	St.Ripr2	0.31	-0.26	-0.32	-0.33	1.00
St.Ripr2	-0.35	-0.16	-0.89	0.35	-0.38	1.00						

Correlazione arvicola campestre						
	Area	Sesso	Età	St.Ripr	week_fact	St.Ripr2
Area	1.00	0.01	0.13	-0.01	-0.24	-0.04
Sesso	0.01	1.00	0.21	0.60	0.12	-0.04
Età	0.13	0.21	1.00	<b>0.630</b>	-0.04	-0.67
St.Ripr	-0.01	0.60	<b>0.630</b>	1.00	0.24	0.55
week_fact	-0.24	0.12	-0.04	0.24	1.00	0.27
St.Ripr2	-0.04	-0.04	<b>-0.670</b>	0.550	0.27	1.00

TABELLA 3.7: CORRELAZIONE TRA COVARIATE, PER OGNI SPECIE. LE CORRELAZIONI IMPORTANTI SONO EVIDENZIATE IN GRASSETTO .

A questo punto, per ogni specie è stata effettuata la selezione del modello migliore, dapprima identificando la famiglia che meglio spiega la distribuzione, poi attraverso la costruzione di diversi modelli a partire da un *full model* contenente le covariate sopra identificate, ed infine mediante selezione del modello tramite AIC seguita da una semplificazione mediante ANOVA (vedi Appendice xx e Materiali e Metodi per dettagli). In tal modo, è stato possibile identificare come modello migliore per descrivere la varianza osservata di massa corporea in arvicola rossastra quello includente area, età e settimana di campionamento ( $R^2 = 0.74$ ), mentre per l'arvicola delle nevi il modello ottimale include settimana di campionamento ed età ( $R^2 = 0.56$ ). Infine, nell'arvicola campestre il modello migliore è descritto dalle covariate età e settimana di campionamento ( $R^2=0.87$ ) (Tab. 3.8).

Specie	Best model	R <sup>2</sup>
<i>M. glareolus</i>	Peso ~ Area + Età + week_fact	0.74
<i>C. nivalis</i>	Peso ~ Età + week_fact	0.56
<i>M. arvalis</i>	Logpeso ~ Età + week_fact	0.87

TABELLA 3.8: MODELLO MIGLIORE SELEZIONATO MEDIANTE AIC E SUCCESSIVA SEMPLIFICAZIONE TRAMITE ANOVA, E RELATIVO R<sup>2</sup>, PER OGNI SPECIE CONSIDERATA (DALL'ALTO, IN ORDINE: ARVICOLA ROSSASTRA, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA CAMPESTRE).

L'analisi dei modelli mostra alcune interessanti significatività (Tab. 3.9). Innanzitutto, in arvicola rossastra gli individui pesano significativamente di meno in macereto consolidato (misto) rispetto a prateria e soprattutto macereto. Inoltre, anche i modelli confermano le differenze significative tra settimane in termini di massa corporea, con un calo dall'inizio del campionamento all'autunno. Tali differenze sono state riscontrate anche in arvicola campestre, mentre non sono state ritrovate in arvicola delle nevi ad eccezione di una diminuzione significativa della massa corporea verso la fine del monitoraggio (5° settimana). Infine, per tutte le specie i giovani e/o i subadulti pesano significativamente meno degli adulti.

	ETÀ				AREA						SETTIMANE						R <sup>2</sup>				
	Giovane vs Adulto		Subadulto vs Adulto		Misto vs Macereto		Prateria vs Macereto		Prateria vs Misto		Sett2 vs Sett1		Sett3 vs Sett1		Sett4 vs Sett1			Sett5 vs Sett1		Sett6 vs Sett1	
	β	α	β	α	B	α	B	α	β	α	β	α	β	α	β	α		β	α	B	α
<i>M. glareolus</i>	-12.55	***	-5.93	***	-3.20	*	-0.57	NS	NS	NS	-2.26	NS	-2.62	NS	-3.15	.	-4.91	*	-6.35	***	0.74
<i>C. nivalis</i>	NS	NS	-10.70	*	/	/	/	/	/	/	-6.10	NS	-5.33	NS	-7.65	NS	-10.95	*	-8.50	NS	0.56
<i>M. arvalis</i>	-0.17	***	-0.01	NS	/	/	/	/	NS	NS	-0.09	*	-0.14	**	-0.12	**	-0.22	***	-0.15	*	0.87

TABELLA 3.9: SINTESI DEI RISULTATI DEI MODELLI MIGLIORI, PER LE TRE SPECIE CONSIDERATE (DALL'ALTO, IN ORDINE: ARVICOLA ROSSASTRA, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA CAMPESTRE). OGNUNA DELLE COVARIATE ESSENDO CATEGORICA È COSTITUITA DA DIVERSE CLASSI; I GLM CONFRONTANO OGNUNA DELLE CLASSI CON LA PRIMA CLASSE IN ORDINE ALFABETICO, ATTRAVERSO UNA SERIE DI CONFRONTI A COPPIE CHE VENGONO RIPORTATI IN TABELLA. PER OGNI COMBINAZIONE, VENGONO RIPORTATI IL VALORE DEL COEFFICIENTE B E LA SUA SIGNIFICATIVITÀ A ('.' SE P-VALUE <0.1; '\*' SE P-VALUE <0.05; '\*\*' SE P-VALUE <0.01; '\*\*\*' SE P-VALUE <0.001; NS = NON SIGNIFICATIVO; / = CONFRONTO NON POSSIBILE PER MANCANZA DI DATI).

### 3.4 IL CONFRONTO TRA LO STUDIO DEL 1996/97 E QUELLO DEL 2016 (OBIETTIVO 3)

Il confronto tra i dati dei 3 campionamenti è stato effettuato dapprima mediante un'analisi interspecifica, analizzando gli *assemblage* dei piccoli mammiferi di ogni anno tramite l'Analisi delle componenti principali. In seguito è stata svolta un'analisi a livello intraspecifico, analizzando se la massa corporea, oltre ai fattori descritti in precedenza (obb. 2b), vari anche tra anni di campionamento.

#### 3.4.1 ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI

Come già descritto per l'obiettivo 1, è stata utilizzata la *Redundancy Analysis* per effettuare tale analisi, separatamente per 1996 e 1997.

##### 3.4.1.1 ANNO 1996

La lunghezza relativa al primo asse, secondo la *Detrended Correspondence Analysis* (DCA), misura 3.31. Siccome questo valore è compreso tra 3 e 4 unità (Oksanen, 2015; Leps & Smilauer, 2003) è stato scelto un approccio lineare, cioè è stata effettuata l'analisi RDA, considerando come ripetizioni delle settimane di cattura (Ter Braak, 1995). In questo anno non

sono stati effettuati campionamenti nel sito di macereto puro, di conseguenza le variabili ambientali sono limitate a prateria e macereto consolidato. Le tipologie ambientali considerate spiegano il 46.88% della varianza della presenza dei piccoli mammiferi.

Il primo e unico asse (dovuto al fatto che ci sono solo due siti di campionamento) spiega la maggior parte della varianza delle specie (10.05). Si osserva che il primo asse è fortemente correlato alla prateria (-1) nella sua componente negativa (Tab. 3.10). Riguardo l'associazione tra specie e tipologia ambientale, si nota come al primo asse sono associate, in ordine di varianza, l'arvicola rossastra (1.818) nella sua componente positiva, l'arvicola campestre (-1.313) con influenza negativa e l'arvicola delle nevi (0.808) positivamente. In questo senso osservando il grafico relativo alla RDA (Fig. 3.17) si osserva che il primo asse separa l'arvicola delle nevi e l'arvicola rossastra, le quali occupano la nicchia ecologica distinta di macereto consolidato, dall'arvicola campestre presente in prateria. Le altre specie appartenenti al genere *Sorex* e *Apodemus* (non ritrovate nel 2016 e dunque non trattate in questo lavoro) sono piuttosto sovrapposte in posizione centrale, non associandosi ad una tipologia ambientale specifica, presumibilmente a causa delle loro abitudini generaliste e opportuniste.

RDA							
Total variance	Constrained	Unconstrained	Explained variation				
21.45	10.05	11.39	46.88%				
Eigen values							
RDA1	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	
10.0536	6.3283	3.5671	1.12643	0.29578	0.04341	0.03179	
Constraining variables		Biplot scores					
RDA1							
Prateria	-1						
Species scores							
RDA1	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5		
<i>M. arvalis</i>	-1.313	0.52347	1.35155	-0.01805	0.01099	-0.015649	
<i>C. nivalis</i>	0.808	-0.55481	0.08571	-0.70080	-0.09511	0.026370	
<i>M. glareolus</i>	1.818	1.72122	-0.39837	-0.24797	0.01105	0.003785	
<i>A. sylvaticus</i>	0.000	-0.02414	0.14172	-0.22532	0.20290	0.008492	
<i>A. flavicollis</i>	0.101	0.24056	0.09366	0.19433	-0.16030	0.088704	
<i>S. alpinus</i>	-0.101	0.07481	0.12384	-0.01575	-0.19036	0.059477	
<i>S. araneus</i>	-0.202	-0.08343	0.03166	0.04270	0.23790	0.111206	

TABELLA 3.10: RDA RELATIVA AL CAMPIONAMENTO DEL 1996.

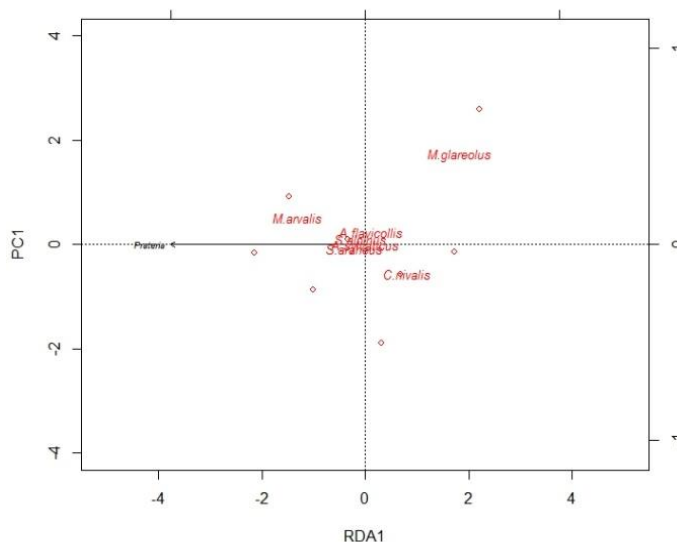


FIGURA 3.17: BILOT DELL'ASSEMBLAGE DI MICRO MAMMIFERI NELL'AREA DI STUDIO NEL 1996. I NOMI DELLE SPECIE SONO INDICATI NELLA LORO DIZIONE SCIENTIFICA.

#### 3.4.1.2 ANNO 1997

Il gradiente relativo alla lunghezza del primo asse, secondo la *Detrended Correspondence Analysis* (DCA), è di 2.4291. Siccome questo valore è minore di 3 unità (Oksanen, 2015; Leps & Smilauer, 2003), così come nel 2016, è stata utilizzata come approccio lineare l'analisi RDA usando le settimane di campionamento come ripetizioni (Ter Braak, 1995). A differenza che nel 1996, nel 1997 sono presenti le tre tipologie ambientali (macereto puro, macereto consolidato e prateria alpina), che nel complesso spiegano il 39.94% della varianza riguardante la presenza dei piccoli mammiferi.

Non è il primo asse della RDA a spiegare la maggior parte della varianza (9.83), bensì il primo asse della PCA (11.1942). Tuttavia rispetto al secondo asse dell'RDA, il primo dell'RDA descrive il 90% della varianza (RD1 = 9.835 e RD2 = 1.414) (Tab. 3.11). La RDA mostra che il primo asse è quello relativo alla prateria nella sua componente negativa (-0.95), mentre il secondo asse è relativo al macereto consolidato (misto), nuovamente nella sua componente negativa (-0.98). Rispetto al primo asse le specie sono associate, in ordine di varianza, a partire da arvicola delle nevi (1.5998) nella componente positiva, arvicola rossastra positivamente (1.5283) e arvicola campestre negativamente (-0.5531). Le altre specie (toporagno comune e toporagno alpino) sono solo debolmente associate con il primo asse rispettivamente in maniera leggermente negativa (-0.0906) e positiva (0.1812).

Nel secondo asse invece sono associate per ordine di rilevanza secondo il valore assoluto, arvicola rossastra (-0.61111) nella sua componente negativa, arvicola delle nevi (0.58508) positivamente e arvicola campestre (0.07018) positivamente, mentre il genere *Sorex* è scarsamente associato.

Il biplot (Fig. 3.18) mostra che il primo asse separa nettamente l'arvicola delle nevi e l'arvicola rossastra dalle altre specie rispetto all'habitat di prateria. Le altre 3 specie invece non sono associate ad una particolare tipologia ambientale in quanto si sovrappongono nel centro del

grafico. Il secondo asse invece separa l'arvicola rossastra, specie presente in ambienti più arbustivi (macereto consolidato), rispetto all'arvicola delle nevi che risulta quindi di conseguenza più associata al macereto puro.

RDA		Constrained	Unconstrained	Explained variation			
Total variance		11.25	16.92	39.94%			
28.17							
Eigen values	RDA1	RDA2	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
	9.8358	1.41419	11.1942	4.9608	0.69445	0.06038	0.006789
Constraining variables	Biplot scores						
	RDA1	RDA2					
prateria	-0.9504	0.3111					
misto	0.2058	-0.9786					
Species scores	RDA1	RDA2	PC1	PC2	PC3	PC4	
<i>M. arvalis</i>	-0.5531	0.07018	0.06213	0.0321	-0.590435	0.04222	
<i>C. nivalis</i>	1.5998	0.58508	-0.81221	1.5217	-0.003770	-0.01474	
<i>M. glareolus</i>	1.5283	-0.61111	2.29377	0.5383	0.006357	-0.01400	
<i>S. alpinus</i>	0.1812	0.16243	0.16307	-0.1176	0.009667	-0.01877	
<i>S. araneus</i>	-0.0906	-0.08122	-0.11955	-0.1534	-0.146081	-0.17213	

TABELLA 3.11: RDA RELATIVA AL CAMPIONAMENTO DEL 1997.

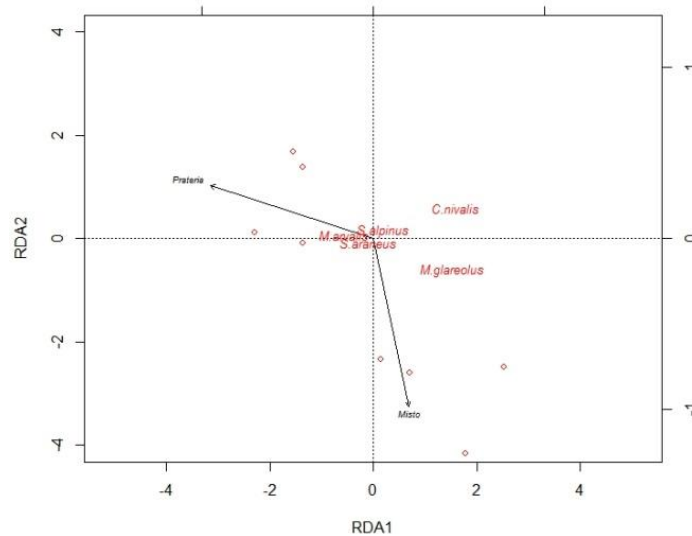


FIGURA 3.18: BIPLLOT DELL'ASSEMBLAGE DI MICRO MAMMIFERI NELL'AREA DI STUDIO NEL 1997. I NOMI DELLE SPECIE SONO INDICATI NELLA LORO DIZIONE SCIENTIFICA.

### 3.4.2 ANALISI STATISTICA DEI PARAMETRI MORFOMETRICI – MODELLIZZAZIONE DELLA VARIAZIONE TRA ANNI

L'analisi della variazione della massa corporea tra anni per ogni specie è stata effettuata considerando l'anno dapprima come effetto random (con modelli GLMM) e in seguito come effetto fisso (utilizzando i modelli GLM). Le covariate considerate in questa analisi sono area, sesso, età, stato riproduttivo e l'anno di campionamento (1996, 1997 e 2016). Come per l'obiettivo 2, l'analisi non è stata effettuata sul toporagno comune per la scarsità dei dati a disposizione.

L'analisi di correlazione tra le covariate (Tab. 3.12) ha evidenziato una correlazione tra stato riproduttivo ed età nell'arvicola rossastra. Tuttavia, poiché lo stato riproduttivo di un animale è biologicamente correlato con l'età (giovani e, in alcuni casi, subadulti non sono riproduttivi) lo stato riproduttivo è stato escluso dai modelli anche nelle altre due specie.

Correlazione arvicola rossastra							Correlazione arvicola delle nevi						
	Area	Sesso	Età	St.Ripr	St.Ripr2	anno_fact		Area	Sesso	Età	St.Ripr	St.Ripr2	anno_fact
<b>Area</b>	1.00	0.05	0.10	-0.042	-0.156	0.00	<b>Area</b>	1.00	-0.09	0.33	-0.28	-0.35	-0.42
<b>Sesso</b>	0.05	1.00	0.20	0.12	-0.17	0.18	<b>Sesso</b>	-0.09	1.00	0.15	-0.14	0.23	0.31
<b>Età</b>	0.10	0.20	1.00	-0.27	<b>-0.621</b>	0.36	<b>Età</b>	0.33	0.15	1.00	-0.32	-0.32	-0.01
<b>St.Ripr</b>	-0.04	0.12	-0.27	1.00	0.15	0.02	<b>St.Ripr</b>	-0.28	-0.14	-0.32	1.00	-0.17	0.17
<b>St.Ripr2</b>	-0.16	-0.17	<b>-0.621</b>	0.15	1.00	0.02	<b>St.Ripr2</b>	-0.35	0.23	-0.32	-0.17	1.00	0.33
<b>anno_fact</b>	0.00	0.18	0.36	0.02	0.02	1.00	<b>anno_fact</b>	-0.42	0.31	-0.01	0.17	0.33	1.00

Correlazione arvicola campestre						
	Area	Sesso	Età	St.Ripr	St.Ripr2	anno_fact
<b>Area</b>	1.00	-0.06	0.01	0.00	-0.23	-0.26
<b>Sesso</b>	-0.06	1.00	0.34	-0.09	-0.05	0.50
<b>Età</b>	0.01	0.34	1.00	-0.28	-0.43	0.44
<b>St.Ripr</b>	0.00	-0.09	-0.28	1.00	0.16	-0.56
<b>St.Ripr2</b>	-0.23	-0.05	-0.43	0.16	1.00	0.12
<b>anno_fact</b>	-0.26	0.50	0.44	-0.56	0.12	1.00

TABELLA 3.12: CORRELAZIONE TRA COVARIATE, PER OGNI SPECIE. LE CORRELAZIONI IMPORTANTI SONO EVIDENZIATE IN GRASSETTO.

I modelli GLMM hanno evidenziato che la massa corporea varia debolmente tra anni in arvicola rossastra (% varianza spiegata: 1.6), mentre varia maggiormente in arvicola delle nevi (% varianza spiegata: 28.72); nell'arvicola campestre la varianza calcolata è 0, indicando poca variazione di massa corporea per questa specie tra i tre anni considerati (Tab. 3.14)

Per valutare come effettivamente vari la massa corporea tra anni, sono stati utilizzati dei GLM dove l'anno è stato inserito come effetto fisso (cioè come covariata insieme a età, tipologia ambientale e sesso). La selezione del modello migliore per ogni specie (vedi Appendice A3) ha evidenziato che nell'arvicola rossastra e in arvicola delle nevi il *best model* è quello che include la tipologia ambientale, l'età e l'anno, mentre per l'arvicola campestre la variazione di massa corporea osservata è spiegata solo da sesso ed età. Tali risultati confermano quanto trovato mediante l'utilizzo dei GLMM. I modelli trovati spiegano bene i dati osservati, con valori di  $R^2$

piuttosto elevati (arvicola delle nevi:  $R^2 = 0.71$ ; arvicola campestre:  $R^2 = 0.61$ ; arvicola rossastra:  $R^2 = 0.45$ ) (Tab. 3.13)

Specie	Best model	R <sup>2</sup>
<i>M. glareolus</i>	Peso ~ Area + Età + anno_fact	0.45
<i>C. nivalis</i>	Peso ~ Area + Età + anno_fact	0.71
<i>M. arvalis</i>	Peso ~ Sesso + Età	0.61

TABELLA 3.13: MODELLO MIGLIORE SELEZIONATO MEDIANTE AIC E SUCCESSIVA SEMPLIFICAZIONE TRAMITE ANOVA, E RELATIVO R<sup>2</sup>, PER OGNI SPECIE CONSIDERATA (DALL'ALTO, IN ORDINE: ARVICOLA ROSSASTRA, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA CAMPESTRE).

Nell'arvicola rossastra, la massa corporea è significativamente minore nel 1997 rispetto sia al 1996, sia al 2016. Inoltre si riscontra una diminuzione di massa corporea significativa in macereto consolidato rispetto a prateria e macereto puro, nonché in giovani e subadulti rispetto agli adulti. Nell'arvicola delle nevi invece non si riscontrano differenze tra anni quando l'anno è modellizzato come effetto fisso, nonostante la notevole percentuale di varianza spiegata dall'effetto random, a sottolineare una eterogeneità nelle masse corporee negli anni piuttosto stocastica. Gli individui giovani e subadulti pesano leggermente di più degli adulti. Infine nell'arvicola campestre emerge che i giovani pesano meno rispetto agli adulti (Tab 3.14).

	EFFETTO ANNO Random	SESSO		ETÀ				AREA				ANNO				R <sup>2</sup>
		Maschio vs Femmine		Giovane vs Adulto	Subadulto vs Adulto		Misto vs Macereto		Prateria vs Macereto		1997 vs 1996		2016 vs 1996			
	VARIANZA	β	α	β	α	β	α	β	α	β	α	β	α	β	α	
<i>M. glareolus</i>	1.59	NS	NS	-10.00	***	-6.72	***	-3.21	**	-0.71	NS	-2.73	*	-0.22	NS	
<i>C. nivalis</i>	30.13	NS	NS	0.04	***	0.008	**	NS	NS	NS	NS	0.004	.	0.001	NS	
<i>M. arvalis</i>	0.00	0.11	NS	-0.62	***	-0.06	NS	/	/	/	/	/	/	/	/	

TABELLA 3.14: SINTESI DEI RISULTATI DEI MODELLI MIGLIORI, PER LE TRE SPECIE CONSIDERATE (DALL'ALTO, IN ORDINE: ARVICOLA ROSSASTRA, ARVICOLA DELLE NEVI, ARVICOLA CAMPESTRE). NELLA SECONDA COLONNA DA SINISTRA VIENE RIPORTATA LA VARIANZA SPIEGATA DALL'EFFETTO RANDOM DELL'ANNO. L'INTERPRETAZIONE DELLA TABELLA È ANALOGA ALLA TABELLA 3.8. PER OGNI COMBINAZIONE, VENGONO RIPORTATI IL VALORE DEL COEFFICIENTE B E LA SUA SIGNIFICATIVITÀ A ('.' SE P-VALUE <0.1; '\*' SE P-VALUE <0.05; '\*\*' SE P-VALUE <0.01; '\*\*\*' SE P-VALUE <0.001; NS = NON SIGNIFICATIVO; / = CONFRONTO NON POSSIBILE PER MANCANZA DI DATI).

## CAPITOLO 4: DISCUSSIONE

Questo lavoro, che ha preso in esame l'*assemblage* e l'analisi di alcuni parametri demografici di micromammiferi in un'area alto alpina, rimarca come le caratteristiche ambientali influenzino la distribuzione di queste specie e la composizione della comunità delle stesse. Se questo lavoro rappresenta uno dei primi contributi in questo senso nelle Alpi Centrali Italiane, non mancano evidenze al riguardo nelle Alpi Francesi (Janeau & Aulagnier, 1997), nelle Alpi Svizzere (Reutter *et al.*, 2003) e nelle Alpi Italiane Occidentali (Locatelli & Paolucci, 1996; Debernardi *et al.*, 1997; Patriarca *et al.*, 1997; Bertolino *et al.*, 2008, Negro *et al.*, 2009). Tuttavia molti di questi studi si sono concentrati prevalentemente su aspetti demografici della comunità di micromammiferi, mentre qui si è cercato di porre in relazione i cambiamenti degli *assemblages* di piccoli mammiferi alpini rispetto alla tipologia ambientale occupata e, in ultima analisi, all'ecologia delle specie considerate. Tra le altre specie si anticipa come la dissertazione riguarderà solo marginalmente e in maniera descrittiva il toporagno comune (*Sorex araneus*), in quanto i dati raccolti sono troppo esigui per analizzare dettagliatamente lo status di questa specie, e spiegare i risultati trovati.

In generale è noto come nelle regioni montane le condizioni ambientali influenzino gli adattamenti dei piccoli mammiferi, con diversificazione delle strategie di utilizzo dell'habitat (Luque-Larena *et al.*, 2001). Inoltre, diversi fattori ambientali, come la disponibilità di risorse trofiche e di ripari, la diversità e l'altezza del fogliame, la densità della vegetazione, la struttura del suolo e le condizioni microclimatiche (Luque-Larena *et al.*, 2001), influenzano la dinamica e persistenza di popolazioni di micromammiferi, determinando in ultima analisi la selezione dell'habitat da parte di ogni singola specie (Ecke *et al.*, 2001, Hansson, 1997). Inoltre anche fenomeni come la competizione interspecifica per le risorse o la predazione possono essere importanti per spiegare la distribuzione delle specie in vari ambienti (Johannesen *et al.*, 1999).

Pertanto, la scelta di lavorare in tre aree campione caratterizzate da fattori comuni, come quota, condizioni climatiche o predazione, permette di evitare effetti confondenti legati a questi fattori per poter esaminare come la tipologia ambientale influenzi gli *assemblages* di micromammiferi in un ambiente alto-alpino. In questo senso, l'analisi dell'*assemblage* di micromammiferi relativa al 2016, ha rivelato risultati interessanti e in accordo parziale con le predizioni ipotizzate. Innanzitutto si osserva che le tre tipologie ambientali considerate (prateria alpina, macereto consolidato e macereto puro) sono caratterizzate da una ricchezza di specie limitata, come lecito attendersi in un ambiente abbastanza povero di risorse e al limite altitudinale di distribuzione di diverse specie. Nello specifico la diversità di specie tra ambienti è comunque risultata diversificata: la diversità maggiore di specie si riscontra nella prateria alpina, seguita dal macereto consolidato ed infine dal macereto puro, in cui sono presenti solo due specie. Le specie trovate sono distribuite in maniera abbastanza omogenea in prateria e nel macereto puro, mentre nel macereto consolidato c'è maggiore eterogeneità. È possibile che queste differenze siano imputabili a diverse disponibilità trofiche nelle tipologie ambientali considerate, con una maggior abbondanza in prateria (Tilman & Downing, 1996) e meno in aree di macereto.

Scendendo più nello specifico ogni tipologia ambientale esaminata è risultata essere caratterizzata da un diverso *assemblage* di piccoli mammiferi. In pieno accordo con quanto predetto (**P1a**), la composizione della zoocenosi nell'area di studio ha evidenziato come l'arvicola delle nevi sia totalmente dissociata dalle altre specie e che sia confinata nell'ambiente di macereto puro. Questa distribuzione rispetta i tipici ambienti selezionati dalla specie, un microtino che vive nelle regioni montane a quote medio-alte (1000–4700 m) (Janeau & Aulagnier, 1997; Amori, 1999; Nappi, 2002; Nappi *et al.*, 2007; Luque-Larena *et al.*, 2001) ed occupa formazioni rocciose stabili con pendii aperti, caratterizzati nelle vicinanze da macchie di prateria e di arbusti dove la specie effettua il foraggiamento. Inoltre l'arvicola delle nevi mostra

alcune caratteristiche morfologiche e comportamentali, come un'eccellente capacità di salita per muoversi in ambienti rocciosi, una lunga coda (circa la metà della lunghezza del corpo), lunghe vibrisse (fino a 60 mm) e piedi posteriori ben sviluppati, che sono considerati adattamenti specifici a tali habitat d'alta quota (Luque-Larena *et al.*, 2001).

Come atteso (Delattre *et al.*, 1996) l'analisi dell'*assemblage* dei micromammiferi ha anche evidenziato la presenza di arvicola campestre sia in ambienti di prateria alpina sia di macereto consolidato. Tuttavia questa specie non è risultata essere la predominante in tali tipologie ambientali, come predetto (**P1b**) bensì essere presente in maniera simile all'arvicola rossastra, la vera sorpresa di questo lavoro. Quest'ultima specie, in totale disaccordo con la terza predizione (**P1c**), è risultata essere ben presente in addirittura tutte e tre le tipologie ambientali esaminate. Diversi studi hanno sottolineato che l'arvicola rossastra, specie soprattutto generalista, predilige boschi densi (di conifere o latifoglie) con una fitta copertura arborea o arbustiva (Mazurkiewicz, 1994), come anche riscontrato in varie località dell'Arco Alpino occidentale (Patriarca & Debernardi, 1997; Bertolino *et al.*, 2008) e orientale (Locatelli & Paolucci, 1998b). Tutto ciò è in controtendenza rispetto a quanto riscontrato in questo studio. Lo spostamento a quote superiori dell'arvicola rossastra, e di conseguenza la colonizzazione di nuovi territori d'alta quota, può essere imputabile a numerosi fattori biotici e abiotici, tra i quali modificazioni ambientali e microclimatiche (Parmesan, 2006). Ad esempio, l'innalzamento della temperatura durante il ventesimo secolo, che secondo alcuni studi climatologici ha provocato in ambienti artico-alpini un aumento notevole delle temperature (Di Piazza & Eccel, 2012; Eccel, 2013; Bellin *et al.*, 2015), sta causando uno *shift* altitudinale del *range* di distribuzione di molte specie, sia vegetali sia animali (Parmesan, 2006; Guralnick, 2007), come per esempio si riscontra nel camoscio alpino (Mason *et al.*, 2014). Poiché l'arvicola rossastra è una specie generalista con alta plasticità ecologica, è altamente probabile che riesca a rispondere in modo plastico alle modificazioni ambientali, attuando reazioni adattative rapide, come l'occupazione di territori a

quote più elevate idonei alla presenza della specie (Fløjgaard *et al.*, 2009; Imholt *et al.*, 2015). A conferma di ciò, il fatto che l'arvicola rossastra sia stata trovata non solo in ambienti aperti (praterie d'alta quota) e soprattutto arbustivi (macereto consolidato), ma anche in ambienti più aspri, come sfasciumi rocciosi, induce a pensare che questa specie riesca ad adattarsi in maniera opportunistica a diversi ambienti alto montani. La simpatria in ambiente di macereto puro di arvicola rossastra e arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*), peraltro in proporzioni simili, risulta davvero anomala, e mancano dati al riguardo che l'abbiano testimoniata. E' possibile che le due specie possano occupare il medesimo ambiente dove le risorse sono limitanti effettuando una separazione di nicchia alimentare (Dueser & Shugart, 1978): l'arvicola delle nevi si è adattata ad una dieta ipocalorica (parti vegetali ricche di cellulosa), mentre l'arvicola rossastra, pur appartenendo alla stessa sottofamiglia, occupa, in termini di strategia alimentare, una posizione intermedia tra Arvicolini e Murini che invece selezionano cibi molto più energetici (semi e invertebrati); essa infatti si ciba di funghi, invertebrati oltre che, similmente all'arvicola delle nevi, di elementi vegetali (Butet & Delettre, 2011). Certamente tale sovrapposizione meriterebbe ulteriori approfondimenti per capire come le due specie possano coesistere nello stesso ambiente, e se effettivamente ci sia separazione di nicchia oppure se vi sia qualche forma di competizione tra le due specie. Ad oggi non sono noti casi di competizione tra arvicola rossastra e arvicola delle nevi (Janeau & Aulagnier, 1997), sebbene sia noto come micromammiferi possano essere in competizione diretta tra loro per l'accesso a determinate risorse (Eccard & Ylonen, 2003), con conseguente separazione dell'habitat indotta da competizione (Johannesen *et al.*, 1999). Tali fenomeni di competizione potrebbero peraltro insorgere anche tra arvicola rossastra e arvicola campestre (Cameron, 1964; Henttonen *et al.*, 1977; De Jonge, 1983; Haupt *et al.*, 2010). Anche in questo caso, è possibile che la sovrapposizione spaziale tra le due specie, che si osserva sia in prateria sia in macereto consolidato, sia resa possibile da una differenziazione di strategia alimentare, e quindi in ultima

analisi da una separazione di nicchia. Infatti mentre l'arvicola rossastra è onnivora, l'arvicola campestre si ciba di parti vegetali (radici, foglie, ecc). Tali aspetti restano comunque interrogativi da approfondire ulteriormente, per esempio con studi dedicati che confrontino la dieta di queste specie in tale ambiente. A complicare ulteriormente il quadro, occorre considerare le interazioni interspecifiche tra toporagno comune e gli Arvicolini (arvicola rossastra e campestre): vari studi hanno sottolineato il comportamento aggressivo dei toporagni (e crocidure) nei confronti delle arvicole. Infatti sia per arvicola campestre (Liesenjohann *et al.*, 2013) e sia per arvicola rossastra (Liesenjohann *et al.*, 2011) sono note predazione sui piccoli da parte di Crocidura rossiccia (*Crocidura russola*) e toporagno comune. Di conseguenza in quest'ultimo caso, oltre ad una competizione interspecifica per le risorse, andrebbe considerato il fenomeno della predazione da parte di un gruppo, gli "insettivori", nei confronti delle arvicole, le quali mostrano in risposta stati di stress psicologico ed anche adattamenti antipredatori spazio-temporali (turni di guardia, modificazioni delle tane). Liesenjohann (2013), inoltre, ha evidenziato che l'impatto della predazione dei toporagni cambia in base alla disponibilità di cibo tra l'estate e l'autunno, con conseguenti implicazioni nel comportamento delle arvicole.

La differenziazione tra tipologie ambientali ritrovata in termini di *assemblage*, può essere ulteriormente spiegata con un approfondimento di alcune caratteristiche demografiche delle popolazioni trovate, che nel complesso rispecchiano quanto predetto (**P2a**), cioè che i parametri demografici considerati siano migliori nelle aree più idonee per ogni specie. Innanzitutto, occorre fare qualche valutazione in merito all'età degli individui catturati nelle diverse specie. Essenzialmente due sono le caratteristiche principali di questo monitoraggio rispetto a questo parametro: l'assenza di piccoli catturati di arvicola delle nevi, e la presenza di piccoli degli altri Arvicolini riscontrata unicamente nei periodi centrali del campionamento, che equivalgono alla piena estate (luglio e agosto). Nei micromammiferi, il periodo della riproduzione è

estremamente variabile (Mazurkiewicz, 1994), variando in base a specie, popolazione e stagionalità. Ciò è legato al fatto che nelle arvicole diversi fattori (nutritivi, comportamentali e ambientali) possono influenzare direttamente o indirettamente l'età di maturazione degli individui, e di conseguenza il periodo riproduttivo e il reclutamento dei piccoli (Oli & Dobson, 1999). Di conseguenza, i risultati trovati potrebbero riflettere differenze interspecifiche nella tempistica degli eventi riproduttivi, legate in ultima analisi a differenziazioni nell'ecologia delle singole specie esaminate. Nello specifico, il fatto che nel 2016 si sia monitorata la presenza di piccoli unicamente nei periodi centrali del campionamento porta a pensare che in arvicola rossastra e arvicola campestre il periodo riproduttivo coincida con l'inizio dell'estate (seconda metà di giugno – luglio) (P2c). È possibile che queste due specie, meno adattate ad ambienti relativamente estremi come quello dove è stato effettuato il monitoraggio, 'attendano' il picco di produttività della corta stagione estiva per potersi riprodurre, essendo la gestazione ed il periodo dei parti fasi del ciclo vitale energeticamente dispendiosi. In questo discorso si integra anche il ritrovamento di piccoli solo in prateria e macereto consolidato, ovvero le due aree più adatte per queste specie rispetto ad un ambiente aspro come il macereto puro (Mazurkiewicz, 1994; Sundell *et al.*, 2012; Torre & Arrizabalaga, 2008): in tali aree la disponibilità di risorse trofiche per la madre o la presenza di rifugi adatti ai giovani favoriscono la riproduzione e soprattutto il tasso di sopravvivenza dei piccoli, che può essere condizionato da molti fattori abiotici e biotici, tra cui anche le condizioni climatico/ambientali (Ryszkowski, 1971; Meri *et al.*, 2008). Non sorprende dunque che in queste aree le popolazioni di queste due specie siano strutturate in maniera completa. Con riferimento all'arvicola rossastra è particolarmente interessante notare come i piccoli siano stati ritrovati solo in prateria e macereto consolidato mentre in macereto puro sono stati ritrovati solo individui adulti. Nell'ottica di una differenza in termini di risorse trofiche e di minor adattabilità della specie a questo ambiente limitante, è possibile che il macereto puro non sia idoneo alla crescita e alla sopravvivenza di giovani e che

gli adulti lo colonizzino in un secondo momento provenendo da altre aree. Nei piccoli mammiferi (e non solo), il grado di dispersione o di migrazione possono essere determinati da variabili estrinseche ambientali, come la densità di popolazione e la distribuzione spaziale delle risorse (Remy *et al.*, 2014). In territori eterogenei, tutto ciò risulta nella formazione di dinamiche *source-sink*. Queste particolari strutture di popolazione sono caratterizzate da alcune 'fonti' (*source*) di individui, che sono responsabili della maggior produzione di giovani (Doyle, 1990), in cui le nascite superano le morti ( $b > d$ ) e gli emigrati sono più numerosi degli immigrati; invece altre popolazioni diventano importatori (*sink*), ricevendo un surplus di individui dalle aree 'source' (Heinrichs *et al.*, 2016). È possibile che nel caso dell'area di studio considerata, il macereto puro sia per l'arvicola rossastra un'area *sink*, mentre la prateria alpina o la zona arbustiva sono zone *source*, dove sono presenti più femmine e i piccoli, questi ultimi soggetti a maggior dispersione, e conseguente rischio di predazione (Meri *et al.*, 2008). In quest'ottica, è possibile che le zone rocciose di macereto siano adatte ad individui che raggiungono la fase adulta in questo ambiente e che provengono, per dispersione, dalle zone *source* più idonee ai giovani. Aneddoticamente, si riporta che un individuo di arvicola rossastra è stato catturato una prima volta in macereto consolidato per poi essere ricatturato diverse volte nel macereto puro. Pur essendo un unico dato, tale osservazione supporta l'ipotesi che le popolazioni di micromammiferi presenti nelle tre aree non siano isolate, ma anzi che vi possano essere forme di dispersione. Certamente, un'analisi sulla densità delle specie nelle aree campione, nonché un tentativo di marcatura con tag radio per studiare gli spostamenti di questi animali, potrebbero rappresentare due interessanti linee di ricerca da per approfondire questi aspetti.

Nell'arvicola delle nevi invece, l'assenza di ritrovamento di piccoli può essere spiegato da diverse ipotesi alternative. In questa specie, il periodo riproduttivo può cambiare con il clima e con l'altitudine ma generalmente va da giugno a fine agosto alle quote più alte (1800 – 2600 m), e le femmine possono riprodursi 2 o 3 volte l'anno (luglio, agosto e settembre) (Janeau &

Aulagnier, 1997; Baláž & Ambros, 2012). Il periodo dello svezzamento nei piccoli dura circa 2-3 settimane (Janeau & Aulagnier, 1997). È possibile che nell'habitat roccioso ove la specie è stata rinvenuta il periodo dello svezzamento sia più lungo (un mese; Locatelli & Paolucci, 1998a) e che i giovani di arvicola delle nevi stiano nascosti nella tana e difesi dalla madre, uscendo allo scoperto (e quindi con possibilità di essere catturati) solo quando ormai subadulti. È altresì possibile che invece i parti siano anticipati rispetto alle altre specie di Arvicolini rinvenute, a testimonianza di un miglior adattamento alla scarsità di risorse da parte di questa specie, e che dunque al momento in cui il campionamento è stato effettuato gli individui siano tutti subadulti o adulti. Inoltre è anche possibile che alcuni cambiamenti climatico/ambientali, come la riduzione della durata del periodo invernale, possono influenzare la fenologia delle specie montane, con una conseguente anticipazione del periodo riproduttivo degli individui (Ozgul *et al.*, 2010). Al riguardo, Baláž & Ambros (2012) effettuarono un monitoraggio sui monti Tatra (Slovacchia), trovando femmine gravide di questa specie solo in maggio. Un possibile effetto di non chiarezza per questa ricerca quindi potrebbe essere legato al fatto che il monitoraggio è iniziato solo in estate (inizio luglio). Prevedere in futuro un'anticipazione del monitoraggio potrebbe permettere di fare maggior luce sulle dinamiche temporali dei parti in queste specie, o quantomeno di escludere alcune delle ipotesi discusse.

Nel quadro generale presentato si colloca l'analisi della variazione della massa corporea a livello intraspecifico tra tipologie ambientali e durante le settimane di campionamento, che rispecchia la predizione che le qualità fenotipiche individuali migliorino nei momenti della stagione più produttivi (cioè la parte centrale dell'estate) (**P2b**). La massa corporea è stata utilizzata da molti ecologi come variabile chiave per analizzare le qualità fenotipiche (Labocha *et al.*, 2014). Nei roditori questo carattere riflette una migliore condizione fisica, un migliore potenziale riproduttivo e una miglior sopravvivenza invernale (Inchausti & Ginzburg, 1998; Koskela *et al.*, 1998; Sullivan *et al.*, 1999; Ozgul *et al.*, 2010). Inoltre la massa corporea è influenzata da diversi

fattori sia demografici, come sesso od età (Schulte-Hostedde *et al.*, 2001), sia ambientali, ad esempio la temperatura (Arim *et al.*, 2007) o la stagionalità (Lindstedt & Boyce, 1985).

Nel monitoraggio effettuato è emerso in maniera evidente che in arvicola rossastra e arvicola campestre la massa corporea diminuisce in maniera proporzionale dall'inizio dell'estate verso l'autunno; invece in arvicola delle nevi la massa corporea è caratterizzata da oscillazioni, ma il trend generale è stabile durante tutta l'estate e l'autunno. Questo potrebbe essere dovuto al fatto che l'arvicola delle nevi è meglio adattata ad ambienti estremi di alta montagna (Janeau & Aulagnier, 1997), ed ha la capacità di immagazzinare l'energia, attraverso le risorse trofiche, per affrontare l'inverno. Infatti l'arvicola delle nevi è adattata fisiologicamente al microclima dei detriti rocciosi, alla minor percentuale di ossigeno e ad ambienti poveri di risorse trofiche, caratterizzati in inverno da un profondo manto nevoso (Luque-Larena *et al.*, 2001; Mercheva *et al.*, 2007). Probabilmente tale adattamento fisiologico non è presente nelle altre due specie di Arvicolini in quanto specie meno 'estreme' rispetto all'arvicola delle nevi. Pertanto queste due specie risultano molto più suscettibili al deperimento e al congelamento delle risorse, trovandosi di fatto in ambienti subottimali limitanti come quelli di alta montagna. Un'ulteriore considerazione riguarda la massa corporea dell'arvicola rossastra, maggiore nel macereto puro rispetto alla prateria e alla brughiera. Per quanto questo sia probabilmente un semplice effetto confondente legato al fatto che in macereto puro sono stati catturati solo adulti, una seconda ipotesi da esplorare è che l'arvicola rossastra in macereto puro trovi un ambiente che, per quanto estremamente diverso da quello forestale, lo 'ricorda' per la presenza di rifugi sicuri (più che in prateria e macereto consolidato). In quest'ottica, gli individui presenti in macereto puro potrebbero sentirsi più sicuri rispetto a pericoli esterni come la predazione, con un miglioramento generale delle condizioni fenotipiche individuali (tra cui quindi un aumento della massa corporea).

A completamento dell'analisi dei parametri demografici è interessante notare come siano stati catturati molti più maschi che femmine. Ciò probabilmente non è legato ad uno sbilanciamento effettivo tra i sessi, bensì ad alcune concause che favorirebbero la cattura di individui di sesso maschile. Innanzitutto, nei piccoli mammiferi i maschi sono molto più mobili, mentre le femmine, soprattutto nei periodi riproduttivi (quindi in estate), rimangono nei pressi della tana ed accudiscono i piccoli. Infatti in molti roditori i piccoli appena nati, depositati in un nido, sono inetti e bisognosi di aiuto, e le madri sono addette al foraggiamento e alla difesa del territorio circostante alla zona del nido (Wolff, 2007). Tale scelta è legata al fatto che sia le altre femmine per competizione sulle tane, sulle risorse e sui siti adatti al nido, sia i maschi, per eliminare gli individui non imparentati, possono compiere infanticidio nei confronti dei piccoli (Wolff, 2007). Oltre a ciò l'alterata probabilità di catturare maschi rispetto alle femmine potrebbe essere dovuta ad una stimolazione olfattiva (Montgomery, 1979). Molti studi hanno dimostrato il fatto che l'odore di un conspecifico, dello stesso sesso e dello stesso stato riproduttivo, o di un'altra specie influenzi l'entrata o meno in trappola di un individuo (Andrzejewski *et al.*, 1997), pur non modificando significativamente i risultati (Gurnell & Little, 1992). In questo caso, avendo catturato molti maschi, le femmine potrebbero essere state attratte meno dall'esca della trappola e distolte dall'odore dei maschi precedentemente catturati. Infine un'altra ipotesi alternativa potrebbe essere l'impatto dell'esca sui maschi e sulle femmine. Infatti si è osservato che la tipologia dell'esca alimentare può suscitare risposte diverse nella cattura di individui appartenenti a classi d'età, sesso e habitat diversi (Golley *et al.*, 1975). Siccome nei piccoli mammiferi con dimorfismo sessuale, i maschi hanno necessità fisiologiche differenti (Ostfeld, 1990; Boutin & Larsen, 1993) è possibile che siano più attratti dall'esca alimentare e più confidenti ad entrare nelle trappole ("*trap happy*").

L'insieme delle considerazioni sopra discusse, che fa chiaramente emergere come la distribuzione di risorse giochi un ruolo fondamentale nella determinazione della comunità di

micromammiferi presenti nell'area e della demografia delle popolazioni ivi presenti, induce a riflettere sulle modalità con cui questi sistemi potrebbero cambiare in relazione al cambiamento climatico in atto. Tra tutti gli effetti del cambiamento climatico, quello legato ad un aumento di temperatura sembra essere il più rilevante in ambiente alpino, con conseguenze, tra il resto, sulla fenologia vegetazionale ed animale (si veda l'Introduzione della tesi, pag. 13, per ampi riferimenti a quanto detto). Se la distribuzione spazio temporale di risorse è uno dei fattori che maggiormente influenzano l'*assemblage* di micromammiferi, come i risultati relativi allo studio del 2016 sembrano evidenziare, ne consegue che l'*assemblage* stesso potrebbe subire modificazioni legate al cambiamento climatico. I dati di cattura del 2016 e del 1996-97 supportano almeno in parte questa idea, indicando che rispetto a 20 anni fa, nel 2016 l'*assemblage* dei piccoli mammiferi nell'area di Cornisello ha mostrato un cambiamento evidente negli habitat occupati dalle singole specie.

Nello specifico rispetto a vent'anni fa non è cambiata di molto la composizione globale delle popolazioni monitorate, dove sono state registrate le quattro specie principali (*M. glareolus*, *C. nivalis*, *M. arvalis* e *S. araneus*), sebbene altre specie opportuniste e generaliste (*Apodemus spp.* e *Sorex alpinus*) presenti nel 1996-97 non sono state monitorate nel 2016. Ciò che è cambiato in maniera evidente, in parziale accordo con quanto predetto (**P3a**) sono la presenza e prevalenza di queste specie in ogni singolo ambiente. Innanzitutto, l'arvicola campestre, descritta come specie generalista ed opportunistica, nel 2016 si è spinta ad occupare e selezionare in maniera più stabile gli ambienti di prateria alpina, un risultato coerente con altri studi (Delattre *et al.*, 1996). Per quanto riguarda arvicola rossastra e arvicola delle nevi è interessante notare che nel 1996-97 le due specie fossero associate insieme in macereto consolidato, sebbene l'arvicola delle nevi selezionasse preferenzialmente un habitat più roccioso (macereto puro). Invece, nel 2016 è stata evidenziata una netta dissociazione tra arvicola delle nevi, confinata in macereto puro, e le altre specie (*M. arvalis* e *M. glareolus*), occupanti habitat diversi; in particolare

arvicola rossastra seleziona ambienti più arbustivi (macereto consolidato) e arvicola campestre ambienti erbacei ed aperti come la prateria. Questa netta dissociazione tra le varie specie sottolinea come di fatto rispetto a 20 anni fa l'arvicola delle nevi si sia 'ritirata' esclusivamente nell'habitat di macereto puro, più idoneo alla specie, e rappresentante un ambiente più 'di limite' nel panorama alpino.

L'indisponibilità di dati di monitoraggio di queste specie nel periodo intercorso tra il 1997 e il 2016 rende estremamente difficile supportare qualsiasi tipo di ipotesi relativamente al cambiamento osservato. Tuttavia, in maniera del tutto speculativa, è possibile ragionare sulle possibili cause di quanto osservato. Una ipotesi è che quanto riscontrato sia in effetti imputabile al cambiamento climatico che stiamo osservando. È noto che i cambiamenti climatici possano indirettamente portare a modificazioni delle nicchie ecologiche delle specie, per esempio mediante alterazione delle risorse a disposizione o cambiamenti ambientali (Tylianakis *et al.*, 2008; Gilman *et al.*, 2010). È noto come il riscaldamento climatico stia innalzando la distribuzione delle specie verso latitudini ed altitudini più elevate (Moritz *et al.*, 2008; Myers *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2011). Ad esempio, un recente studio, basato sull'analisi delle borre di Barbagianni (*Tyto alba*) provenienti da diverse aree campione in Italia, ha mostrato, dalla fine degli anni '70, un consistente aumento delle specie xerothermofile nelle comunità di piccoli mammiferi (Szpunar *et al.*, 2008). In questo scenario, si colloca molto bene lo spostamento altitudinale dell'arvicola rossastra, specie tipicamente forestale. Forse, negli ultimi vent'anni, questa specie si è adattata talmente bene a questo ambiente alto-alpino da poter competere con l'arvicola delle nevi, relegando di fatto quest'ultima al suo habitat preferito, cioè il macereto consolidato, dove attualmente l'arvicola rossastra sembra essere presente ma forse solo con individui in dispersione da ambienti *source* di prateria (si veda sopra). È altresì possibile che l'aumento di densità da parte dell'arvicola rossastra nei siti di prateria alpina e di macereto consolidato, magari legato ad un miglioramento delle condizioni ambientali favorevoli alla

permanenza di questa specie, abbia potuto portare ad una dispersione dell'arvicola delle nevi da questi siti subottimali verso siti maggiormente idonei, come il macereto puro, caratterizzati da una minor presenza di arvicola rossastra. A ulteriore suggello di questa ipotesi – ed in maniera del tutto speculativa perché potrebbe trattarsi di un fatto puramente stocastico – in arvicola rossastra la massa corporea è aumentata dal 1996-97 al 2016 (contrariamente a quanto predetto, **P3b**). Questo potrebbe essere un ulteriore indice del fatto che questa specie generalista si sia ben adattata al nuovo ambiente d'alta quota colonizzato (Khokhlova *et al.*, 2001), relegando l'arvicola delle nevi in un altro ambiente. Non è mai stata rilevata una competizione tra queste due specie, appartenenti a diverse tipologie ambientali; tuttavia con l'avanzamento di quota dell'arvicola rossastra e la sua sovrapposizione con l'habitat dell'arvicola delle nevi, se le nicchie ecologiche si equivalgono, potrebbero instaurarsi relazioni di competizione interspecifica per le risorse, per l'accoppiamento o per i siti di rifugio. Ad esempio, in un'area forestale del Kentucky, sembra che l'arvicola campestre americana (*Microtus pennsylvanicus*) abbia invaso l'habitat forestale del lemming americano (*Synaptomys cooperi*), isolandolo. Quest'ultimo al contempo ha selezionato meno questi ambienti, occupati dall'arvicola, per colonizzare ambienti di prateria in cui era meno presente *M. pennsylvanicus* (Krupa & Haskins, 1996). Questo modello potrebbe essere applicato anche alla situazione instauratasi a Cornisello tra arvicola delle nevi e arvicola rossastra. Per provare a lavorare in questa direzione, occorrerebbe innanzitutto un monitoraggio a lungo termine (si veda la sezione successiva per dettagli) dove poter analizzare eventuali trend in relazione all'innalzamento della temperatura (Dunne *et al.*, 2003) nell'area di studio, e ad eventuali modifiche della composizione e fenologia vegetazionale (Theurillat & Guisan, 2001) per esempio mediante utilizzo dell'indice di produttività primaria NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, Pettorelli *et al.*, 2005).

Chiaramente non si possono scartare a priori altri processi che potrebbero essere stati coinvolti nelle variazioni dell'abbondanza e della diversità osservate nei piccoli mammiferi, come ad esempio l'effetto della predazione. I piccoli mammiferi giocano un ruolo chiave nella catena trofica secondaria, essendo preda di molti mammiferi carnivori e rapaci. Infatti nel Nord Europa i predatori possono generare fluttuazioni cicliche delle arvicole (Korpimäki *et al.*, 2002; Ims & Fuglei, 2005). Pertanto, le variazioni osservate nell'*assemblage* dei piccoli mammiferi potrebbero essere provocate da relazioni preda-predatore, un'ipotesi che non è stato possibile testare per la mancanza di dati idonei riguardanti la pressione predatoria su queste specie.

Infine in relazione a tutti i risultati presentati occorre notare che molti fattori possono o meno influenzare il successo di cattura nei piccoli mammiferi, inclusi quelli che il ricercatore riesce a controllare, come il modello di trappole (O'Farrell *et al.*, 1994). Le differenze meccaniche delle trappole a vivo, come la sensibilità del meccanismo di scatto, possono influenzare il successo di cattura tra i gruppi demografici aventi le dimensioni correlate con l'età e il sesso (Wiener & Smith, 1972; Rose *et al.*, 1977; Slade *et al.*, 1993). Anche le variabili ambientali come il meteo e i parametri microclimatici, la stagionalità, le fasi lunari e la disponibilità di cibo condizionano le catture (Wiener & Smith, 1972). Oltre a ciò, fattori intrinseci come le caratteristiche delle specie oggetto di studio possono influenzare il successo di cattura, tra cui il comportamento (ad esempio individui paurosi o confidenti verso le trappole), la classe d'età e il sesso, e la massa corporea degli individui (Neal & Cock, 1969; Gliwicz, 1970; Anthony *et al.*, 2005). Generalmente, più consistente è il campionamento più bassa è la probabilità che tali errori metodologici possano in qualche modo influenzare la consistenza dei risultati biologici trovati (Torre *et al.*, 2011; Jung, 2016).

# CONSIDERAZIONI FINALI

Questo lavoro, studiando l'*assemblage* di piccoli mammiferi alpini e i relativi parametri demografici, ha evidenziato interessanti differenze in termini di selezione dell'habitat da parte dei micromammiferi a vent'anni di distanza. Numerosi fattori come le variazioni climatiche, ambientali, demografiche e le relazioni intra ed inter specifiche possono influenzare la comunità dei piccoli mammiferi in un ambiente sensibile come quello alpino. Tuttavia, l'effetto di tali fattori non può in alcun modo essere dimostrato solo attraverso uno studio che confronti unicamente due monitoraggi annuali a vent'anni di distanza, in quanto è impossibile comprendere cosa sia successo nel tempo intercorso tra i due studi, e se le differenze osservate siano frutto di qualche trend oppure di normali oscillazioni tipiche delle dinamiche di popolazione di queste specie. Pertanto questo studio può essere considerato uno studio pilota, che analizza la situazione attuale dell'*assemblage* dei micromammiferi nell'area di studio, introducendo il fatto che effettivamente è avvenuto un cambiamento in questi bioindicatori rispetto a vent'anni fa, ma che non è in grado di spiegare il perché del cambiamento osservato. Solo gli studi a lungo termine possono analizzare tali aspetti (Wiens, 1977; Brown *et al.*, 2001; Gauthier *et al.*, 2013; Dornelas *et al.*, 2014).

Ci si augura pertanto che le ipotesi speculative descritte in questo studio possano essere confermate o smentite con studi a lungo termine, necessari per lo studio dei piccoli mammiferi come bioindicatori (Iriarte *et al.*, 1989; Calkins *et al.*, 2012; Radchuk *et al.*, 2016; Santoro *et al.*, 2016). Tra l'altro, più dati verranno raccolti, più sarà facile abbassare la probabilità che errori di campionamento possano in qualche modo influenzare i risultati trovati.

Attraverso studi a lungo termine, sarà possibile capire in maniera approfondita e dettagliata le modificazioni avvenute ad *assemblages* di piccoli mammiferi e studiare quanto della variabilità che si osserva sia legata al cambiamento climatico e quanto a fluttuazioni demografiche

stocastiche o ad altri fattori (dispersione indotta da densità, competizione). Solo studi olistici su lungo termine, che si avvalgano di approcci multidisciplinari in cui al lavoro su campo vengono affiancate attente analisi statistiche ed elaborazioni con software georeferenziati (GIS) potranno dunque permettere di far luce sull'ecologia di queste specie, troppo a lungo e ingiustamente considerate prive di interesse rispetto ai loro 'parenti' di taglia maggiore, nonostante la loro estrema rilevanza da un punto di vista ecologico.

# BIBLIOGRAFIA

1. AA.VV. (2007). Piano faunistico. Parco Naturale Adamello Brenta, Strembo, (TN). [online] URL: [http://www.pnab.it/fileadmin/parco/documenti/pf\\_testo.pdf](http://www.pnab.it/fileadmin/parco/documenti/pf_testo.pdf).
2. AA.VV. (2012). Analisi delle metodologie di monitoraggio della Pernice bianca (*Lagopus mutus* L.) nel Parco Naturale Adamello Brenta. [online] URL: [http://www.pnab.it/uploads/media/Progetto\\_ Pernice\\_bianca\\_Relazione\\_Finale.pdf](http://www.pnab.it/uploads/media/Progetto_ Pernice_bianca_Relazione_Finale.pdf).
3. Aars, J., & Ims, R. A. (2002). Intrinsic and climatic determinants of population demography: the winter dynamics of tundra voles. *Ecology*, 83(12), 3449-3456.
4. Amori, G. (1999). *Chionomys nivalis* (Martins, 1842). *Atlas of European Mammals*, Academic Press, London, 256-257.
5. Andrzejewski, R., Babinska-Werka, J., Liro, A., Owadowska, E., & Szacki, J. (1997). The attractiveness of conspecific and interspecific odor for bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriologica*, 42(2), 231-234.
6. Anthony, N. M., Ribic, C. A., Bautz, R., & Garland Jr, T. (2005). Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 1018-1026.
7. Arim, M., Bozinovic, F., & Marquet, P. A. (2007). On the relationship between trophic position, body mass and temperature: reformulating the energy limitation hypothesis. *Oikos*, 116(9), 1524-1530.
8. Armanini, M. (2011). Il gallo cedrone (*Tetrao urogallus* L.) nel Parco Naturale Adamello Brenta: dalla caratterizzazione forestale delle arene di canto ad un modello predittivo della distribuzione potenziale. Tesi di laurea in Scienze Forestali ed Ambientali, Università degli Studi di Padova, A.A. 2010/2011.
9. Arrighetti, A. (1973). Clima. In: Tomasi G. (a cura di), *L'ambiente naturale e umano dei parchi in Trentino*. Provincia Autonoma di Trento, 185-193.
10. Arrighetti, A. (1973 bis). Ecologia vegetale e fitogeografia. In: Tomasi G. (a cura di), *L'ambiente naturale e umano dei parchi in Trentino*. Provincia Autonoma di Trento, 185-193.
11. Baláž, I., & Ambros, M. (2012). Somatic characteristics and reproduction potential of snow vole and Tatra vole (Rodentia) in Slovakia. *Biologia*, 67(4), 809-817.

12. Barbieri, F., Caldonazzi, M., Pedrini, P., & Zanghellini, S. (1994). Gli anfibi ed i rettili del Parco Naturale Adamello Brenta riconoscimento, distribuzione, habitat, abitudini. Parco Naturale Adamello Brenta, Strembo (TN).
13. Barlow, K. E. (1999). Expedition Field Techniques. Bats. Londra, The Expedition Advisory Centre, *Royal Geographical Society*.
14. Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2014). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. *R package version, 1(7)*.
15. Bellin, A., Marcolini, G., & Chogna, G. (2015). Omogeneizzazione ricostruzione delle serie storiche dei dati neve disponibili in Trentino: relazione conclusiva. Provincia autonoma di Trento e Università degli Studi di Trento.
16. Beniston, M. (2003). Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic change, 59(1)*, 5-31.
17. Beniston, M. (2006). Mountain weather and climate: a general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiologia, 562(1)*, 3-16.
18. Berteaux, D., Humphries, M. M., Krebs, C. J., Lima, M., McAdam, A. G., Pettorelli, N., ... & Stenseth, N. C. (2006). Constraints to projecting the effects of climate change on mammals. *Climate Research, 32(2)*, 151-158.
19. Bertolino, S., Vieceli, S., Tontini, L., & Giacoma, C. (2008). Roditori e Soricomorfi nelle valli Ferret e Veni. *Revue Valdôtaine Histoire Naturelle, 61-62*.
20. Bierman, S. M., Fairbairn, J. P., Petty, S. J., Elston, D. A., Tidhar, D., & Lambin, X. (2006). Changes over time in the spatiotemporal dynamics of cyclic populations of field voles (*Microtus agrestis* L.). *The American Naturalist, 167(4)*, 583-590.
21. Bisi, F., Nodari, M., Oliveira, N. M. D. S., Ossi, F., Masseroni, E., Preatoni, D. G., ... & Martinoli, A. (2013). Habitat selection and activity patterns in Alpine mountain hare (*Lepus timidus varronis*). *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde, 78(1)*, 28-33.
22. Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution, 24(3)*, 127-135.
23. Boutin, S., & Larsen, K. W. (1993). Does food availability affect growth and survival of males and females differently in a promiscuous small mammal, *Tamiasciurus hudsonicus*?. *Journal of Animal Ecology, 364-370*.

24. Brown, J. H., Whitham, T. G., Ernest, S. M., & Gehring, C. A. (2001). Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science*, 293(5530), 643-650.
25. Burger, J. R., Chesh, A. S., Castro, R. A., Tolhuysen, L. O., Torre, I., Ebensperger, L. A., & Hayes, L. D. (2009). The influence of trap type on evaluating population structure of the semifossorial and social rodent *Octodon degus*. *Acta Theriologica*, 54(4), 311-320.
26. Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2003). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. *Springer Science & Business Media*.
27. Butet, A., & Delettre, Y. R. (2011). Diet differentiation between European arvicoline and murine rodents. *Acta theriologica*, 56(4), 297.
28. Caldonazzi, M., Pedrini, P., Zanghellini, S., & Barbieri F. (1994). Gli uccelli del Parco Naturale Adamello Brenta. *Documenti Parco Adamello Brenta*, Strembo (TN).
29. Calkins, M. T., Beever, E. A., Boykin, K. G., Frey, J.K., & Andersen, M. C. (2012). Not-so-splendid isolation: modeling climate-mediated range collapse of a montane mammal *Ochotona princeps* across numerous ecoregions. *Ecography*, 35(9), 780-791.
30. Cameron, A. W. (1964). Competitive exclusion between the rodent genera *Microtus* and *Clethrionomys*. *Evolution*, 630-634.
31. Carleton, M. D., & Musser, G. G., (2005). Order Rodentia. In *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (ed. Wilson, D. E., & Reeder, D. M.) vol. *JHU Press*.
32. Caughley, G. (1977). Analysis of vertebrate populations.
33. Chemini, C., & Rizzoli, A. (2014). Land use change and biodiversity conservation in the Alps. *Journal of Mountain Ecology*, 7.
34. Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.
35. Cornulier, T., Yoccoz, N. G., Bretagnolle, V., Brommer, J. E., Butet, A., Ecke, F., ... & Huitu, O. (2013). Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science*, 340(6128), 63-66.
36. Crawley, M. J. (1993). GLIM for ecologists.
37. Crawley, M. J. (2007). The R book. *England: John Wiley & Sons, Ltd CrossRef Google Scholar*.

38. De Jonge, G. (1983). Aggression and group formation in the voles *Microtus agrestis*, *M. arvalis* and *Clethrionomys glareolus* in relation to intra-and interspecific competition. *Behaviour*, 1-73.
39. Debernardi, P., Patriarca, E., Perrone, A., Cantini, M., & Chiarenzi, B. (1997). Small mammals found in discarded bottles in alpine and pre-alpine areas of NW-Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 9(1-2).
40. Delany, M. J. (1974). The ecology of small mammals. *Edward Arnold*, London.
41. Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Quéré, J. P., & Fichet, E. (1996). Effect of landscape structure on Common Vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology*, 11(5), 279-288.
42. Dierenfeld, H., & Merceron, A. (2012). Learning analytics with excel pivot tables.
43. Di Piazza, A., & Eccel, E. (2012). Analisi di serie giornaliere di temperatura e precipitazione in Trentino nel periodo 1958-2010. Provincia autonoma di Trento.
44. Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C., & Magurran, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181), 296-299.
45. Dorst, J., Favarger, C., Hainard, R., Paccaud, O., Rougeot, P.C., Schaer, J.P., & Veyret P. (1973). Guida del naturalista nelle Alpi. *Zanichelli*, Bologna, 333.
46. Doyle, A. T. (1990). Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of Mammalogy*, 71(1), 14-23.
47. Dueser, R. D., & Shugart, H. H. (1978). Microhabitats in a Forest-Floor Small Mammal Fauna. *Ecology*, 59(1), 89-98.
48. Dunne, J. A., Harte, J., & Taylor, K. J. (2003). Subalpine meadow flowering phenology responses to climate change: integrating experimental and gradient methods. *Ecological Monographs*, 73(1), 69-86.
49. Eccard, J. A., & Ylönen, H. (2003). Interspecific competition in small rodents: from populations to individuals. *Evolutionary Ecology*, 17(4), 423-440.
50. Eccel, E. (2013). Progetto "CLITRE.100" (elaborazione ed analisi delle serie secolari in Trentino, scenari di evoluzione climatica, progetto di atlante climatico trentino): relazione conclusiva. Sustainable Agro-Ecosystems and Bioresources Department, Fondazione Edmund Mach.

51. Ecke, F., Löfgren, O., Hörnfeldt, B., Eklund, U., Ericsson, P., & Sörlin, D. (2001). Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins*, 165-171.
52. Epstein, P. R. (2001). Climate change and emerging infectious diseases. *Microbes and infection*, 3(9), 747-754.
53. Evans, A. L., Singh, N. J., Friebe, A., Arnemo, J. M., Laske, T. G., Fröbert, O., ... & Blanc, S. (2016). Drivers of hibernation in the brown bear. *Frontiers in zoology*, 13(1), 7.
54. Faraway, J. J. (2006). Extending the Linear Model with R: Generalized Linear. *Mixed Effects and Nonparametric Regression Models*, 1.
55. Farneti, G., Pratesi, F., & Tassi, F. (1971). Guida Alla Natura d'Italia. *Arnoldo Mondadori*.
56. Faucon, M. P., Parmentier, I., Colinet, G., Mahy, G., Ngongo Luhembwe, M., & Meerts, P. (2011). May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of the *Crepidiorhopalon tenuis* in Katanga (DR Congo). *Restoration ecology*, 19(3), 333-343.
57. Fernandez, M. H. (2001). Bioclimatic discriminant capacity of terrestrial mammal faunas. *Global Ecology and Biogeography*, 10(2), 189-204.
58. Ferrari, G. (2013). La marmotta alpina (*Marmota marmota*) nel Parco Naturale Adamello Brenta: dai rilievi di campo ai modelli predittivi. Tesi di laurea in Produzioni Animali e Controllo della Fauna Selvatica, Università degli Studi di Bologna, A.A. 2012/2013.
59. Festi, F., & Prosser F. (2008). Flora del Parco Naturale Adamello Brenta. *Documenti del Parco n°17*. Ed. Osiride, Rovereto (TN).
60. Fløjgaard, C., Morueta-Holme, N., Skov, F., Madsen, A. B., & Svenning, J. C. (2009). Potential 21st century changes to the mammal fauna of Denmark—implications of climate change, land-use, and invasive species. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 8(1), 012016.
61. Forrest, J. L., Wikramanayake, E., Shrestha, R., Areendran, G., Gyeltshen, K., Maheshwari, A., ... & Thapa, K. (2012). Conservation and climate change: Assessing the vulnerability of snow leopard habitat to treeline shift in the Himalaya. *Biological Conservation*, 150(1), 129-135.
62. Fronza F., & Tamanini M. (1997). Nei Parchi del Trentino, guida naturalistica escursionistica alle aree protette. *Panorama Trento*: 42 - 65

63. Gagliardi A., & Tosi G. (a cura di) (2012). Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento. Regione Lombardia, Università degli Studi dell'Insubria, *Istituto Oikos*: 34 – 39, 367 – 369
64. Galluzzi M. (2014). Modelli predittivi di idoneità ambientale per la marmotta alpina (*Marmota marmota L.1758*) nel Parco Naturale Adamello Brenta. Tesi di laurea in Scienze e Tecnologie dei Sistemi Forestali, Università degli Studi di Firenze, A.A 2013/2014.
65. Gandolfo, C., & Sulli, M. (1993). Studi sul clima del Trentino per ricerche dendroclimatologiche e di ecologia forestale. Provincia autonoma di Trento. Servizio foreste, caccia e pesca.
66. Gauch, H. G. (1982). Multivariate analysis in community ecology (No. 1). *Cambridge University Press*.
67. Gauthier, G., Bêty, J., Cadieux, M. C., Legagneux, P., Doiron, M., Chevallier, C., ... & Berteaux, D. (2013). Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1624), 20120482.
68. Gillies, C. S., Hebblewhite, M., Nielsen, S. E., Krawchuk, M. A., Aldridge, C. L., Frair, J. L., ... & Jerde, C. L. (2006). Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology*, 75(4), 887-898.
69. Gilman, S. E., Urban, M. C., Tewksbury, J., Gilchrist, G. W., & Holt, R. D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 325-331.
70. Gliwicz, J. (1970). Relation between trappability and age of individuals in a population of the bank vole. *Acta Theriologica*, 15(2), 15-32.
71. Gliwicz, J., & Jancewicz, E. (2016). Cascade Effect of Climate Warming: Snow Duration-Vole Population Dynamics-Biodiversity. *Europe*, 6(7), 8.
72. Glor, R. E., & Warren, D. (2011). Testing ecological explanations for biogeographic boundaries. *Evolution*, 65(3), 673-683.
73. Golley, F. B., Petruszewicz, K., & Ryszowski, L. (1975). Small mammals: their productivity and population dynamics (Vol. 5). *Cambridge University Press*.
74. González-Cabello, A., & Bellwood, D. R. (2009). Local ecological impacts of regional biodiversity on reef fish assemblages. *Journal of biogeography*, 36(6), 1129-1137.
75. Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2004). A primer of ecological studies. Sunderland, MA.

76. Greenwood J.J.D., 1996. Basic techniques. In: Sutherland W.J. (Eds.). Ecological census techniques: a handbook. *Cambridge University Press*, 11-110
77. Grenouillet, G., Buisson, L., Casajus, N., & Lek, S. (2011). Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography*, *34*(1), 9-17.
78. Groff, C., Angeli, F., Asson, D., Bragalanti, N., Pedrotti, L., Rizzoli, R., & Zanghellini P. (a cura di) (2017). Rapporto Orso 2016 del servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento. [online] URL: [https://orso.provincia.tn.it/content/download/13796/242047/file/Rapporto%20Orso\\_2016\\_web.pdf](https://orso.provincia.tn.it/content/download/13796/242047/file/Rapporto%20Orso_2016_web.pdf)
79. Groff, C., Bragalanti, N., Rizzoli, R., & Zanghellini P. (a cura di) (2014). Rapporto Orso 2013 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento. [online] URL: [https://orso.provincia.tn.it/content/download/12570/226351/file/rapportoORSO\\_2013.pdf](https://orso.provincia.tn.it/content/download/12570/226351/file/rapportoORSO_2013.pdf).
80. Groff, C., Dalpiaz, D., Frapporti, C., Rizzoli R., & Zanghellini P. (a cura di) (2009). Rapporto Orso 2008 del Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento. [online] URL: [https://orso.provincia.tn.it/content/download/12718/228393/file/RapportoOrso\\_2008.pdf](https://orso.provincia.tn.it/content/download/12718/228393/file/RapportoOrso_2008.pdf).
81. Guralnick, R. (2007). Differential effects of past climate warming on mountain and flatland species distributions: a multispecies North American mammal assessment. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(1), 14-23.
82. Gurnell, J., & Flowerdew, J.R. (1982). Live trapping small mammals. A practical guide. An occasional publication of the *Mammal Society*. Haervest House, 62 London Road, Reading, Berkshire.
83. Gurnell, J., & Little, J. (1992). The influence of trap residual odour on catching woodland rodents. *Animal Behaviour*, *43*(4), 623-632.
84. Haeberli, W., Hoelzle, M., Paul, F., & Zemp, M. (2007). Integrated monitoring of mountain glaciers as key indicators of global climate change: the European Alps. *Annals of glaciology*, *46*(1), 150-160.
85. Hampe, A., & Petit, R. J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology letters*, *8*(5), 461-467.

86. Hansson, L. (1997). Population growth and habitat distribution in cyclic small rodents: to expand or to change?. *Oecologia*, 112(3), 345-350.
87. Hansson, L., & Henttonen, H. (1985). Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia*, 67(3), 394-402.
88. Haupt, M., Eccard, J. A., & Winter, Y. (2010). Does spatial learning ability of common voles (*Microtus arvalis*) and bank voles (*Myodes glareolus*) constrain foraging efficiency?. *Animal cognition*, 13(6), 783-791.
89. Heinrichs, J. A., Lawler, J. J., & Schumaker, N. H. (2016). Intrinsic and extrinsic drivers of source–sink dynamics. *Ecology and evolution*, 6(4), 892-904.
90. Henttonen, H., Kaikusalo, A., Tast, J., & Viitala, J. (1977). Interspecific competition between small rodents in subarctic and boreal ecosystems. *Oikos*, 581-590.
91. Hoffmann, A., Decher, J., Rovero, F., Schaer, J., Voigt, C., & Wibbelt, G. (2010). Field methods and techniques for monitoring mammals. In: Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. *Pensoft Publishers*, Sofia, Bulgaria, 482-529.
92. Hörnfeldt, B. (2004). Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos*, 107(2), 376-392.
93. Imholt, C., Reil, D., Eccard, J. A., Jacob, D., Hempelmann, N., & Jacob, J. (2015). Quantifying the past and future impact of climate on outbreak patterns of bank voles (*Myodes glareolus*). *Pest management science*, 71(2), 166-172.
94. Ims, R. A., & Fuglei, E. V. A. (2005). Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *Bioscience*, 55(4), 311-322.
95. Ims, R. A., & Yoccoz, N. G. (1997). Studying Transfer Processes in Metapopulations-11: Emigration, Migration, and Colonization.
96. Ims, R. A., Henden, J. A., & Killengreen, S. T. (2008). Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(2), 79-86.
97. Inchausti, P., & Ginzburg, L. R. (1998). Small mammals cycles in northern Europe: patterns and evidence for a maternal effect hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 67(2), 180-194.
98. Inouye, D. W., Barr, B., Armitage, K. B., & Inouye, B. D. (2000). Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(4), 1630-1633.

99. Iriarte, J. A., Contreras, L. C., & Jaksić, F. M. (1989). A long-term study of a small-mammal assemblage in the central Chilean matorral. *Journal of Mammalogy*, *70*(1), 79-87.
100. James, F. C., & McCulloch, C. E. (1990). Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box?. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *21*(1), 129-166.
101. Janeau, G., & Aulagnier, S. (1997). Snow vole (*Chionomys nivalis* Martins 1842). *Mt. Ecol*, *4*, 1-11.
102. Janžekovič, F., & Novak, T. (2012). PCA—a powerful method for analyze ecological niches. *Principal Component Analysis-multidisciplinary Applications*, 127-142.
103. Johannesen, E., & Mauritzen, M. (1999). Habitat selection of grey-sided voles and bank voles in two subalpine populations in southern Norway. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 215-222). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
104. Johnson, R. K., Hering, D., Furse, M. T., & Clarke, R. T. (2006). Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods* (pp. 115-137). Springer Netherlands.
105. Jolliffe, I. (2002). Principal component analysis. *John Wiley & Sons*, Ltd.
106. Jongman, R. H., Ter Braak, C. J., & van Tongeren, O. F. (1995). Data analysis in community and landscape ecology. *Cambridge University Press*.
107. Jung, T. S. (2016). Comparative efficacy of Longworth, Sherman, and Ugglan live-traps for capturing small mammals in the Nearctic boreal forest. *Mammal Research*, *61*(1), 57-64.
108. Kalko, E. K. V., & Handley, C. O. (1993). Comparative studies of small mammal populations with transects of snap traps and pitfall arrays in southwest Virginia. *Virginia Journal of Science* *44*(1).
109. Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., ... & Stenseth, N. C. (2008). Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, *456*(7218), 93-97.
110. Kelt, D. A., Meserve, P. L., Patterson, B. D., & Lang, B. K. (1999). Scale dependence and scale independence in habitat associations of small mammals in southern temperate rainforest. *Oikos*, 320-334.

111. Khokhlova, I., Degen, A. A., Boris, R. K., & Georgy, I. S. (2001). Body mass and environment: a study in Negev rodents. *Israel Journal of zoology*, 47(1), 1-13.
112. Kingston, T., Jones, G., Zubaid, A., & Kunz, T. H. (2000). Resource partitioning in rhinolophoid bats revisited. *Oecologia*, 124(3), 332-342.
113. Kitahara, M., & Fujii, K. (2005). Analysis and understanding of butterfly community composition based on multivariate approaches and the concept of generalist/specialist strategies. *Entomological Science*, 8(2), 137-149.
114. Korpela, K., Delgado, M., Henttonen, H., Korpimäki, E., Koskela, E., Ovaskainen, O., ... & Huitu, O. (2013). Nonlinear effects of climate on boreal rodent dynamics: mild winters do not negate high-amplitude cycles. *Global Change Biology*, 19(3), 697-710.
115. Korpimäki, E., Norrdahl, K., Klemola, T., Pettersen, T., & Stenseth, N. C. (2002). Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experimentation and model extrapolation. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 269(1495), 991-997.
116. Korslund, L., & Steen, H. (2006). Small rodent winter survival: snow conditions limit access to food resources. *Journal of Animal Ecology*, 75(1), 156-166.
117. Koskela, E., Jonsson, P., Hartikainen, T., & Mappes, T. (1998). Limitation of reproductive success by food availability and litter size in the bank vole, *Clethrionomys glareolus*. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 265(1401), 1129-1134.
118. Krebs, C. J. (1966). Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological monographs*, 36(3), 239-273.
119. Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. New York, Harper & Row, 654.
120. Krol, E., Redman, P., Thomson, P. J., Williams, R., Mayer, C., Mercer, J. G., & Speakman, J. R. (2005). Effect of photoperiod on body mass, food intake and body composition in the field vole, *Microtus agrestis*. *Journal of Experimental Biology*, 208(3), 571-584.
121. Krupa, J. J., & Haskins, K. E. (1996). Invasion of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) in southeastern Kentucky and its possible impact on the southern bog lemming (*Synaptomys cooperi*). *American Midland Naturalist*, 14-22.
122. Labocha, M. K., Schutz, H., & Hayes, J. P. (2014). Which body condition index is best?. *Oikos*, 123(1), 111-119.
123. Lambin, X., & MacKinnon, J. (1997). The relative efficiency of two commercial live-traps for small mammals. *Journal of Zoology*, 242(2), 400-403.

124. Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, *129*(2), 271-280.
125. Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. *Cambridge University Press*.
126. Leslie, P. H., Chitty, D., & Chitty, H. (1953). The estimation of population parameters from data obtained by means of the capture-recapture method: III. An example of the practical applications of the method. *Biometrika*, *40*(1/2), 137-169.
127. Liesenjohann, M., Liesenjohann, T., Trebaticka, L., Haapakoski, M., Sundell, J., Ylönen, H., & Eccard, J. A. (2011). From interference to predation: type and effects of direct interspecific interactions of small mammals. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *65*(11), 2079-2089.
128. Liesenjohann, M., Liesenjohann, T., Palme, R., & Eccard, J. A. (2013). Differential behavioural and endocrine responses of common voles (*Microtus arvalis*) to nest predators and resource competitors. *BMC ecology*, *13*(1), 33.
129. Lindstedt, S. L., & Boyce, M. S. (1985). Seasonality, fasting endurance, and body size in mammals. *The American Naturalist*, *125*(6), 873-878.
130. Locatelli, R., & Paolucci, P. (1996). L'arvicola delle nevi (*Microtus nivalis* Martins, 1842) nell'Italia Nord Orientale: biometrie, morfologia dentale e scelte dell'habitat. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*.
131. Locatelli, R., & Paolucci, P. (1998a). Insettivori e piccoli roditori del Trentino. Provincia Autonoma, Servizio parchi e foreste demaniali.
132. Locatelli, R., & Paolucci, P. (1998b). Bio-ecologia di arvicola delle nevi *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) nelle Alpi orientali. In: Bon M. & Mezzavilla F. (red.) 1998 - *Atti II Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia* *48*, 221-224.
133. Luque-Larena, J. J., López, P., & Gosálbez, J. (2001). Scent matching modulates space use and agonistic behaviour between male snow voles, *Chionomys nivalis*. *Animal Behaviour*, *62*(6), 1089-1095.
134. Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and distributions*, *15*(1), 59-69.
135. Martinoli, A., Preatoni, D. G., Tosi, G. (2001). Presenza e distribuzione dei pipistrelli (*chiroptera*) nel Territorio del Parco Naturale Adamello Brenta. Parco Naturale Adamello Brenta, Strembo (TN). [online] URL:

[http://www.pnab.it/uploads/media/Relazione\\_Finale\\_chirotteri\\_pnab.pdf](http://www.pnab.it/uploads/media/Relazione_Finale_chirotteri_pnab.pdf).

136. Mason, T. H., Stephens, P. A., Apollonio, M., & Willis, S. G. (2014). Predicting potential responses to future climate in an alpine ungulate: interspecific interactions exceed climate effects. *Global change biology*, 20(12), 3872-3882.
137. Mawdsley, J. R., O'Malley, R., & Ojima, D. S. (2009). A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 23(5), 1080-1089.
138. Mazurkiewicz, M. (1994). Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. *Acta Theriologica*, 39(2), 113-126.
139. McCullagh, P., & Nelder, J. A. (1989). Generalized Linear Models. *Monograph on Statistics and Applied Probability* 37.
140. Meri, T., Halonen, M., Mappes, T., & Suhonen, J. (2008). Younger bank voles are more vulnerable to avian predation. *Canadian Journal of Zoology*, 86(9), 1074-1078.
141. Merritt, J. F. (2010). The biology of small mammals. *JHU Press*.
142. Metcheva, R., Beltcheva, M., & Chassovnikarova, T. (2008). The snow vole (*Chionomys nivalis*) as an appropriate environmental bioindicator in alpine ecosystems. *Science of the total environment*, 391(2), 278-283.
143. Mezger, D., & Pfeiffer, M. (2011). Partitioning the impact of abiotic factors and spatial patterns on species richness and community structure of ground ant assemblages in four Bornean rainforests. *Ecography*, 34(1), 39-48.
144. Michel, N., Burel, F., Legendre, P., & Butet, A. (2007). Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology*, 22(8), 1241-1253.
145. Montgomery, W. I. (1979). An examination of interspecific, sexual and individual biases affecting rodent captures in Longworth traps. *Acta theriologica*, 24(3), 35-45.
146. Moritz, C., Patton, J. L., Conroy, C. J., Parra, J. L., White, G. C., & Beissinger, S. R. (2008). Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science*, 322(5899), 261-264.
147. Morueta-Holme, N., Fløjgaard, C., & Svenning, J. C. (2010). Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PloS one*, 5(4), 10360.
148. Mustoni, A. (2004). L'orso bruno sulle Alpi. *Litotipo Anaune*, Fondo (TN).

149. Myers, P., Lundrigan, B. L., Hoffman, S. M., Haraminac, A. P., & Seto, S. H. (2009). Climate-induced changes in the small mammal communities of the Northern Great Lakes region. *Global Change Biology*, *15*(6), 1434-1454.
150. Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, *22*(2), 175-186.
151. Nappi, A. (2002). Vertical distribution of the snow vole *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) (Rodentia, Arvicolidae) in Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, *13*(1-2).
152. Nappi, A., Bertarelli, C., De Sanctis, A., Norante, N., Paci, A. M., Ricci, F., & Romano, C. (2007). Dati sulla distribuzione dell'arvicola delle nevi (Martins, 1842) (Mammalia, Rodentia, Cricetidae) lungo l'Appennino centro-settentrionale. *Biogeographia*, *28*.
153. Neal, B. R., & Cock, A. G. (1969). An analysis of the selection of small African mammals by two break-back traps. *Journal of Zoology*, *158*(3), 335-340.
154. Negro, M., Isaia, M., Palestrini, C., & Rolando, A. (2009). The impact of forest ski-pistes on diversity of ground-dwelling arthropods and small mammals in the Alps. *Biodiversity and Conservation*, *18*(11), 2799-2821.
155. Nelder, J. A., & Baker, R. J. (1972). Generalized linear models. *Encyclopedia of statistical sciences*.
156. Newman, C., & Macdonald, D. W. (2013). The Implications of climate change for terrestrial UK Mammals. *Terrestrial biodiversity Climate change impacts report card Technical paper*.
157. Novak, T., Thirion, C., & Janžekovič, F. (2010). Hypogean ecophase of three hymenopteran species in Central European caves. *Italian Journal of Zoology*, *77*(4), 469-475.
158. Odasso, M. (2002). I tipi forestali del Trentino: catalogo, guida al riconoscimento, localizzazione e caratteristiche ecologico-vegetali. Centro di Ecologia Alpina (TN).
159. O'Farrell, M. J., Clark, W. A., Emmerson, F. H., Juarez, S. M., Kay, F. R., O'Farrell, T. M., & Goodlett, T. Y. (1994). Use of a mesh live trap for small mammals: are results from Sherman live traps deceptive?. *Journal of Mammalogy*, *75*(3), 692-699.
160. Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, *10*, 631-637.

161. Oksanen, J. (2015). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. *R package version*, 1(7), 11-12.
162. Oli, M. K., & Dobson, F. S. (1999). Population cycles in small mammals: the role of age at sexual maturity. *Oikos*, 557-565.
163. Ossi, F., Gaillard, J. M., Hebblewhite, M., & Cagnacci, F. (2015). Snow sinking depth and forest canopy drive winter resource selection more than supplemental feeding in an alpine population of roe deer. *European journal of wildlife research*, 61(1), 111-124.
164. Ostfeld, R. S. (1990). The ecology of territoriality in small mammals. *Trends in Ecology & Evolution*, 5(12), 411-415.
165. Osti, F. (1988). La fauna del Trentino. In: Boato S., Arrighetti A., Osti F., Parchi e riserve naturali del Trentino. *Temi Editrice* (TN).
166. Ozgul, A., Childs, D. Z., Oli, M. K., Armitage, K. B., Blumstein, D. T., Olson, L. E., ... & Coulson, T. (2010). Coupled dynamics of body mass and population growth in response to environmental change. *Nature*, 466(7305), 482-485.
167. Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., ... & Dubash, N. K. (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, *IPCC*, 151.
168. Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37-42.
169. Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 637-669.
170. P.A.T. Provincia Autonoma di Trento (2010). Prima revisione del Piano faunistico provinciale. (Art. 5 L.P. 9 dicembre 1991, n°24).
171. Patriarca, E., & Debernardi, P. (2014). Insectivora, Chiroptera, Lagomorpha, Rodentia and Carnivora of the Gran Paradiso National Park: checklist and preliminary ecological characterization. *Journal of Mountain Ecology*, 4.
172. Pearman, P. B. (2002). The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs*, 72(1), 19-39.
173. Pedrotti, F. (2005). Vegetazione. In: Sartori G., Mancabelli A., Wolf U., Corradini F., *Atlante dei suoli del Parco Naturale Adamello Brenta Suoli e paesaggi*. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. 13-15.

174. Peterson, A. T. (2003). Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, 9(5), 647-655.
175. Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in ecology & evolution*, 20(9), 503-510.
176. Pignatti, S. (1998.) I Boschi d'Italia, Sinecologia e Biodiversità. Ed. *UTET*, Torino.
177. Podani, J. (2007). Analisi ed esplorazione multivariata dei dati in ecologia e biologia (Vol. 3). *Liguori Editore Srl*.
178. Radchuk, V., Ims, R. A., & Andreassen, H. P. (2016). From individuals to population cycles: the role of extrinsic and intrinsic factors in rodent populations. *Ecology*, 97(3), 720-732.
179. Remy, A., Gaillard, J. F., Odden, M., & Andreassen, H. P. (2014). Concurrent effects of age class and food distribution on immigration success and population dynamics in a small mammal. *Journal of Animal Ecology*, 83(4), 813-822.
180. Rete Natura 2000. Servizio Conservazione della Natura e Valorizzazione Ambientale della Provincia Autonoma di Trento 2004-2010. [online] URL: <http://www2.areeprotette.provincia.tn.it/natura2000/habitat/index.html>.
181. Reutter, B. A., Helfer, V., Hirzel, A. H., & Vogel, P. (2003). Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, 30(4), 581-590.
182. Rissler, L. J., & Apodaca, J. J. (2007). Adding more ecology into species delimitation: ecological niche models and phylogeography help define cryptic species in the black salamander (*Aneides flavipunctatus*). *Systematic Biology*, 56(6), 924-942.
183. Robertson, M. P., Caithness, N., & Villet, M. H. (2001). A PCA-based modelling technique for predicting environmental suitability for organisms from presence records. *Diversity and distributions*, 7(1-2), 15-27.
184. Rose, R. K., Slade, N. A., & Honacki, J. H. (1977). Live trap preference among grassland mammals. *Acta theriologica*, 22(21), 297-307.
185. Rowe, R. J. (2007). Legacies of land use and recent climatic change: the small mammal fauna in the mountains of Utah. *The American Naturalist*, 170(2), 242-257.
186. Rushton, S. P., Ormerod, S. J., & Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions?. *Journal of applied ecology*, 41(2), 193-200.

187. Ryszkowski, L. (1971, January). Reproduction of bank voles and survival of juveniles in different pine forest ecosystems. In *Annales Zoologici Fennici*, Societas Biologica Fennica Vanamo, 85-90.
188. Santoro, S., Sanchez-Suarez, C., Rouco, C., Palomo, L. J., Fernández, M. C., Kufner, M. B., & Moreno, S. (2016). Long-term data from a small mammal community reveals loss of diversity and potential effects of local climate change. *Current Zoology*, zow109.
189. Sarzo, A. (2012). Geologia. In: Degasperi F. (a cura di), *Naturalmente trentino: i paesaggi, la natura, i luoghi*. Società degli Alpinisti tridentini: 225-233, 403-409.
190. Schulte-Hostedde, A. I., Millar, J. S., & Hickling, G. J. (2001). Sexual dimorphism in body composition of small mammals. *Canadian Journal of Zoology*, 79(6), 1016-1020.
191. Sergio, F., Blas, J., Forero, M. G., Donazar, J. A., & Hiraldo, F. (2007). Size-Related Advantages for Reproduction in a Slightly Dimorphic Raptor: Opposite Trends between the Sexes. *Ethology*, 113(12), 1141-1150.
192. Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of information.
193. Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 591-611.
194. Sikes, R. S., & Gannon, W. L. (2011). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 235-253.
195. Simonetta, A., & Martini, A. (1998). Metodi di cattura, immobilizzazione e trasporto degli animali. *Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria*. Greentime, 394-407.
196. Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*.
197. Skalski, J. R., Hoffmann, A. & Smith, S. G. 1993 Testing the significance of individual- and cohort-level covariates in animal survival studies. In *Marked individuals in the study of bird population* (ed. J.-D. Lebreton & P. M. North), 9–28. Basel, Switzerland: Birkhäuser.
198. Slade, N. A., Eifler, M. A., Gruenhagen, N. M., & Davelos, A. L. (1993). Differential effectiveness of standard and long Sherman live-traps in capturing small mammals. *Journal of Mammalogy*, 74(1), 156-161.
199. Smiraglia, C. (1992). Guida ai ghiacciai e alla glaciologia. *Zanichelli*, Bologna: 243.
200. Smith, M. H., Gardner, R. H., Gentry, J. B., Kaufman, D. W., & O'Farrell, M. H. (1975). Density estimations of small mammal populations. *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Cambridge University Press, London, 25-54.

201. Spagnesi, M., De Marinis, A.M., & Catalano U. (2002). Mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi"—*Quaderni di Conservazione 14*.
202. Speakman, J. R., Ergon, T., Cavanagh, R., Reid, K., Scantlebury, D. M., & Lambin, X. (2003). Resting and daily energy expenditures of free-living field voles are positively correlated but reflect extrinsic rather than intrinsic effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *100*(24), 14057-14062.
203. Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K. S., & Lima, M. (2002). Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, *297*(5585), 1292-1296.
204. Stenseth, N. C., Viljugrein, H., Saitoh, T., Hansen, T. F., Kittilsen, M. O., Bølviken, E., & Glöckner, F. (2003). Seasonality, density dependence, and population cycles in Hokkaido voles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *100*(20), 11478-11483.
205. Sullivan, T. P., Lautenschlager, R. A., & Wagner, R. G. (1999). Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *Journal of Applied Ecology*, *36*(3), 327-344.
206. Sundell, J., Church, C., & Ovaskainen, O. (2012). Spatio-temporal patterns of habitat use in voles and shrews modified by density, season and predators. *Journal of Animal Ecology*, *81*(4), 747-755.
207. Szpunar, G., Aloise, G., Mazzotti, S., Nieder, L., & Cristaldi, M. (2008). Effects of global climate change on terrestrial small mammal communities in Italy. *Fresenius Environmental Bulletin*, *17*(9b), 1526-1533.
208. Ter Braak, C. J., & Prentice, I. C. (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in ecological research*, *18*, 271-317.
209. Ter Braak, C.J.F., 1995. Ordination. In: Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. (Eds.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 91–173.
210. Theurillat, J. P., & Guisan, A. (2001). Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic change*, *50*(1-2), 77-109.
211. Tilman, D., & Downing, J. A. (1996). Biodiversity and stability in grasslands. *Ecosystem management: selected readings*, *367*, 363-365.

212. Toepfer, C. S., Williams, L. R., Martinez, A. D., & Fisher, W. L. (1998). Fish and habitat heterogeneity in four streams in the central Oklahoma/Texas plains ecoregion. *Proceedings-Oklahoma Academy Of Science* 78, 41-48.
213. Tomasi, G. (1963). I laghi del Trentino. *Monauni*, Trento.
214. Tomasi, G. (1990). Aspetti naturalistici. In: Flaim S. (a cura di), *Incontri col Parco*. Edizioni Arca, Trento, 31-40.
215. Torre, I., & Arrizabalaga, A. (2008). Habitat preferences of the bank vole *Myodes glareolus* in a Mediterranean mountain range. *Acta Theriologica*, 53(3), 241-250.
216. Torre, I., Guixé, D., & Sort, F. (2011). Comparing three live trapping methods for small mammal sampling in cultivated areas of NE Spain. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 21(2).
217. Tuomisto, H. (2012). An updated consumer's guide to evenness and related indices. *Oikos*, 121(8), 1203-1218.
218. Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., & Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 11(12), 1351-1363.
219. Vaniscotte, A., Pleydell, D. R., Raoul, F., Quéré, J. P., Jiamin, Q., Wang, Q., ... & Takahashi, K. (2009). Modelling and spatial discrimination of small mammal assemblages: an example from western Sichuan (China). *Ecological modelling*, 220(9), 1218-1231.
220. Warner, B. G., Asada, T., & Quinn, N. P. (2007). Seasonal influences on the ecology of testate amoebae (Protozoa) in a small Sphagnum peatland in Southern Ontario, Canada. *Microbial Ecology*, 54(1), 91-100.
221. Weihong, J. I., Veitch, C. R., & Craig, J. L. (1999). An evaluation of the efficiency of rodent trapping methods: the effect of trap arrangement, cover type, and bait. *New Zealand Journal of Ecology*, 45-51.
222. Wiener, J. G., & Smith, M. H. (1972). Relative efficiencies of four small mammal traps. *Journal of Mammalogy*, 53(4), 868-873.
223. Wiens, J. A. (1977). On Competition and Variable Environments: Populations may experience "ecological crunches" in variable climates, nullifying the assumptions of competition theory and limiting the usefulness of short-term studies of population patterns. *American Scientist*, 65(5), 590-597.
224. Wolff, J. O. (2007). Social biology of rodents. *Integrative zoology*, 2(4), 193-204.

225. Yang, L. H., & Rudolf, V. H. W. (2010). Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. *Ecology letters*, 13(1), 1-10.
226. Ylönen, H., Jacob, J., & Kotler, B. P. (2003, January). Trappability of rodents in single-capture and multiple capture traps in arid and open environments: Why don't Ugglan traps work?. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 537-541). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
227. Yoccoz, N. G., Steen, H., Ims, R. A., & Stenseth, N. C. (1993). Estimating demographic parameters and the population size: an updated methodological survey. *The Biology of Lemmings* (eds. NC Stenseth & RA Ims), 565-587.
228. Yoccoz, N. G., & Ims, R. A. (1999). Demography of small mammals in cold regions: the importance of environmental variability. *Ecological Bulletins*, 137-144.
229. Yoccoz, N. G., Delestrade, A., & Loison, A. (2010). Impact of climatic change on alpine ecosystems: inference and prediction. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine*, (98-4).
230. Youlatos, D. (2004). Multivariate analysis of organismal and habitat parameters in two neotropical primate communities. *American Journal of Physical Anthropology*, 123(2), 181-194.
231. Zanghellini, S., Da Trieste, F. (1990). Flora del Parco: origine e caratteristiche. In: Flaim S. (a cura di), Incontri col Parco. *Edizioni Arca*, Trento, 55-61.
232. Zibordi F., (1998) Indagine sull'ecologia trofica di una popolazione di Ermellino (*Mustela erminea*) in alta Val Nambrone (Parco Naturale Adamello Brenta). Tesi di laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Milano, A.A. 1997/1998.
233. Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3-14.

# APPENDICE A1

## CONFRONTO METODOLOGICO DEL SUCCESSO DI CATTURA TRA TRAPPOLE UGGLAN E SHERMAN

Molti fattori possono influenzare il successo di cattura dei piccoli mammiferi, inclusi quelli che il ricercatore può controllare, come il tipo di trappola (Kalko *et al.*, 1993; O'Farrell *et al.*, 1994; Lambin & MacKinnon, 1997; Weihong *et al.*, 1999; Jacob *et al.*, 2002; Ylönen *et al.*, 2003; Anthony *et al.*, 2005; Burger *et al.*, 2009; Torre *et al.*, 2010; Torre *et al.*, 2016; Jung, 2016), che può influenzare la classe d'età e il sesso degli individui catturati. Siccome un campionamento sbilanciato dei gruppi demografici legato all'uso di trappole diverse può alterare la possibilità di confrontare i risultati di studi diversi, causando stime erranee della densità, della sopravvivenza, del rapporto tra i sessi e della percentuale di piccoli (Burger *et al.*, 2009), è opportuno controllare per questo fattore.

In questo studio, nel monitoraggio del 1996-97 sono state utilizzate le trappole tipo Sherman, mentre nel 2016 le catture sono state effettuate tramite trappole Ugglan. Per valutare che l'uso di due tipologie di trappole diverse non abbia influenzato il successo di cattura, sono state disposte due griglie in una medesima tipologia ambientate (macereto puro), l'una con 16 trappole Ugglan (griglia B), l'altra con 10 trappole Sherman (griglia D) (il numero differente di trappole è dovuto ad una diversa disponibilità di queste ultime).

A causa della mancata disponibilità delle Sherman per confronto durante il primo periodo del monitoraggio del 2016, la griglia "D" di confronto è stata monitorata unicamente nelle ultime due settimane di campionamento (dal 5 al 9 settembre e dal 29 settembre al 3 ottobre).

Nel corso delle due sessioni considerate, nella griglia B sono state catturate 5 arvicole delle nevi (*C. nivalis*) e 3 arvicole rossastre (*M. glareolus*), mentre nella griglia D sono state catturate 11 arvicole delle nevi e 5 arvicole rossastre. Per tenere conto di alcune fluttuazioni notate nella

griglia 'B', dove nelle ultime settimane di campionamento il successo di cattura è calato drasticamente, il successo di cattura è stato standardizzato calcolando dapprima le 'notti trappola' (NT), dove:

$$NT = N_{sessioni} \times N_{notti} \times N_{trappole}$$

A questo punto, il successo di cattura (SC) è stato calcolato come:

$$SC = \frac{N_{individui}}{NT}$$

Il successo di cattura è stato calcolato per entrambe le griglie, sia considerando tutti gli individui, sia considerando separatamente le due specie trovate (arvicola delle nevi e arvicola rossastra) (Tab. A2.1).

Variabili	Griglia B	Griglia D
<b>N ind</b>	0.09	0.16
<b><i>M. glareolus</i></b>	0.04	0.05
<b><i>C. nivalis</i></b>	0.05	0.11


TABELLA A2.1: SUCCESSO DI CATTURA, ESPRESSO COME PROBABILITÀ DI CATTURA PER NOTTI/TRAPPOLA. LE VARIABILI CONSIDERATE SONO IL NUMERO DI INDIVIDUI TOTALE (N IND), IL NUMERO DI ARVICOLE ROSSASTRE (*M. GLAREOLUS*) E DI ARVICOLE DELLE NEVI (*C. NIVALIS*).

La significatività delle differenze tra tipologia di trappola relativamente a questi tre indici è stata esplorata mediante un test di Student (T – test) a coppie, dopo aver verificato la normalità dei dati mediante test Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965). È emersa una differenza significativa a favore delle trappole Sherman, nello specifico con una media di differenza di probabilità di cattura pari a 0.034 ( $p < 0.001$ ). Come si nota, questa differenza sembra riscontrarsi soprattutto con riferimento alle arvicole delle nevi, mentre non si osservano grandi differenze per quanto riguarda l'arvicola rossastra.

Una prima considerazione riguarda il successo di cattura della griglia B, crollato nella seconda parte del campionamento (cioè quella in cui è stato effettuato tale confronto metodologico) per motivi ignoti: fluttuazioni demografiche, predazione da parte di ermellino alle trappole o migrazione di individui sono solo alcune delle ipotesi che possono spiegare quanto osservato. Pertanto, si ritiene che il calo di successo di cattura delle trappole Ugglan sia forse maggiormente imputabile a questo crollo di catture nella seconda parte del periodo di campionamento, che non ad un minor successo di cattura legato alla tipologia di trappola. Peraltro anche in altri studi è emerso che non ci sono differenze della percentuale di catture effettuate con le due tipologie di trappole (Jung 2016). Probabilmente, tale differenza nel successo di cattura è legato al fatto che le due tipologie di trappola non sono state testate per lo stesso periodo di tempo, fattore determinante in specie con fluttuazioni di successo di cattura così evidenti nel corso di una stagione, e che sono state poste in due siti diversi (sebbene caratterizzati dalla stessa tipologia ambientale).L'insieme di queste considerazioni, e del supporto trovato in letteratura, fanno supporre che non vi siano differenze tra le tipologie di trappola tali da invalidare il confronto tra i due studi (2016 e 1996-97). In ogni caso, si raccomanda che tali confronti vengano effettuati, se possibile, durante un'intera stagione di campionamento e attrae nello stesso sito, onde controllare per la maggior quantità possibile di potenziali effetti confondenti. Infine, si raccomanda laddove possibile l'utilizzo della stessa tipologia di trappole durante un monitoraggio per controllare per questo fattore; si ritiene che la scelta migliore ricada sulle trappole Ugglan in quanto le Sherman hanno mostrato in più di una occasione un certo grado di malfunzionamento del meccanismo di scatto, che per la modalità con cui viene regolato si presta maggiormente ad errori stocastici che possono influenzare il successo di cattura dei piccoli mammiferi oggetto di monitoraggio.

# APPENDICE A2

## SCHEDA DI CAMPO PER LA RACCOLTA DEI DATI DELLE CATTURE



### piccoli Mammiferi

SIT - fauna provincia di Varese

SCHEDA BIOMETRIA

MARCA

<b>Data</b>	<b>Rilevatori</b>		
<b>Controllo</b>	<b>Stazione</b>	<b>Nodo griglia</b>	
<b>Specie</b>			

Peso	Classe d'età			
<input type="text"/>	Indeterminato <input type="checkbox"/>	Giovane <input type="checkbox"/>	Sub adulto <input type="checkbox"/>	Adulto <input type="checkbox"/>

Sesso	Γ	Non riproduttivo <input type="checkbox"/>	Non riproduttiva <input type="checkbox"/>	Tappo vaginale <input type="checkbox"/>	? INDET.
	E	Testicoli addominali <input type="checkbox"/>	Vagina chiusa <input type="checkbox"/>	Capeczoli evid. <input type="checkbox"/>	
	Testicoli scrotali <input type="checkbox"/>	Vagina aperta <input type="checkbox"/>	Gravida <input type="checkbox"/>		

Biometria		Ricatture							
Testa-corpo	mm	Data							
Coda	mm	Stazione							
Piede posteriore	mm	Controllo							
Padiglione auricolare	mm	Nodo							
Distanza uro-genitale	mm	Peso							

	Parassiti									ALTRI PARASSITI	
	Zecche			Pulci			Trombiculidi			Specie:	
	-	+	++	-	+	++	-	+	++		
coda										Posizione: - assenza di parassiti + presenti in meno del 50% dell'area interessata ++ presenti in più del 50% dell'area interessata	
genitali											
pie' pos.											
pie' ant.											
orecchie altro											

**Campione numero:**

NOTE

# APPENDICE A3

## SELEZIONE DEL MODELLO MIGLIORE PER OGNI SPECIE

### ANALISI DELLA VARIAZIONE DELLA MASSA CORPOREA NEL 2016 (OBIETTIVO 2)

Nell'arvicola rossastra la famiglia che meglio rappresenta la distribuzione di massa corporea osservata è la gaussiana. Il *full model* è costruito a partire dalle variabili: area, sesso, età e settimana. La procedura di selezione del modello ha supportato come modello migliore quello con tutte le covariate tranne il sesso (AIC=338.36), seguito dal *full model* che presenta  $\Delta AIC$  pari a 1.99 e quindi non può essere eliminato (Tab. A3.1).

Modelli arvicola rossastra	AIC	$\Delta$ AIC
<b>Family models:</b>		
Peso ~ Area + Sesso + Età + week_fact, family=gaussian	340.36	
Peso ~ Area + Sesso + Età + week_fact, family=Gamma	347.73	
<b>Full model:</b>		
Peso ~ Area + Sesso + Età + week_fact	340.3639	1.9965
Peso ~ Area + Sesso + Età	348.5646	10.1972
Peso ~ Area + Sesso + week_fact	377.9616	39.5942
<b>Peso ~ Area + Età + week_fact</b>	<b>338.3674</b>	<b>0</b>
Peso ~ Sesso + Età + week_fact	346.557	8.1896
Peso ~ Area + Sesso	379.7866	41.4192
Peso ~ Area + Età	346.268	7.9006
Peso ~ Area + week_fact	384.2974	45.93
Peso ~ Sesso + Età	364.829	26.4616
Peso ~ Sesso + week_fact	388.3754	50.008
Peso ~ Età + week_fact	343.9267	5.5593
Peso ~ Area	384.4023	46.0349
Peso ~ Sesso	400.4457	62.0783
Peso ~ Età	362.4881	24.1207
Peso ~ week_fact	394.2618	55.8944
<b>Null model:</b>		
Peso ~ 1	404.7835	66.4161

TABELLA A3.1: ELENCO DEI MODELLI CANDIDATI PER L'ARVICOLA ROSSASTRA. IL MODELLO MIGLIORE È INDICATO IN GRASSETTO.  $\Delta$ AIC = AIC MODELLO X – AIC MODELLO MIGLIORE. 'FAMILY MODELS' RIPORTA I VALORI DI AIC PER I MODELLI CON LE DUE FAMIGLIE CANDIDATE (GAUSSIANA E GAMMA).

Nell'arvicola delle nevi la distribuzione adatta per descrivere i dati è quella normale; il *full model* include la settimana, l'età e il sesso, e la procedura di selezione del modello migliore risulta essere quello che include solo l'età (AIC=151.888) seguito dal modello includente settimana ed età ( $\Delta$ AIC=0.43), dal Full model ( $\Delta$ AIC=0.91) ed infine dal modello con sesso ed età ( $\Delta$ AIC=1.03) (Tab. A3.2).

Modelli arvicola delle nevi	AIC	$\Delta$ AIC
<b>Family models:</b>		
Peso ~ Sesso + Età + week_fact , family=Gaussian	152.7933	
Peso ~ Sesso + Età + week_fact , family=Gamma(link='log')	153.4107	
<b>Full model:</b>		
Peso ~ Sesso + Età + week_fact	152.7933	0.9142
Peso ~ Sesso + Età	152.9127	1.0336
Peso ~ Sesso + week_fact	156.8778	4.9987
Peso ~ Età + week_fact	152.3018	0.4227
Peso ~ Sesso	161.3276	9.4485
<b>Peso ~ Età</b>	<b>151.8791</b>	<b>0</b>
Peso ~ week_fact	156.0444	4.1653
<b>Null model:</b>		
Peso ~ 1	159.4335	7.5544

TABELLA A3.2: ELENCO DEI MODELLI CANDIDATI PER L'ARVICOLA DELLE NEVI. IL MODELLO MIGLIORE È INDICATO IN GRASSETTO.  $\Delta$ AIC = AIC MODELLO X – AIC MODELLO MIGLIORE. 'FAMILY MODELS' RIPORTA I VALORI DI AIC PER I MODELLI CON LE DUE FAMIGLIE CANDIDATE (GAUSSIANA E GAMMA).

Infine per l'arvicola campestre è stato necessario effettuare una trasformazione logaritmica della variabile di risposta, per poter usare la distribuzione normale come famiglia da inserire nel modello. L'analisi di selezione del modello ha evidenziato come modello migliore quello privo della covariata "Sesso", con un AIC di -73.87 (Tabella A3.3), seguito dal modello con età e settimana ( $\Delta$ AIC=0.14), dal *full model* ( $\Delta$ AIC=1.10), e dal modello includente sesso età e settimana ( $\Delta$ AIC=1.42).

Modelli arvicola campestre	AIC	$\Delta$ AIC
<b>Family models:</b>		
Logpeso ~ Area + Sesso + Età + week_fact, family=gaussian	-72.76997	
<b>Full model:</b>		
Logpeso ~ Area + Sesso + Età + week_fact	-72.76997	1.10181
Logpeso ~ Area + Sesso + Età	-57.10051	16.77127
Logpeso ~ Area + Sesso + week_fact	-52.83246	21.03932
<b>Logpeso ~ Area + Età + week_fact</b>	<b>-73.87178</b>	<b>0</b>
Logpeso ~ Sesso + Età + week_fact	-72.44347	1.42831
Logpeso ~ Area + Sesso, data=Camp	-29.63173	44.24005
Logpeso ~ Area + Età, data=Camp	-54.26054	19.61124
Logpeso ~ Area + week_fact	-48.32677	25.54501
Logpeso ~ Sesso + Età	-59.05149	14.82029
Logpeso ~ Sesso + week_fact	-52.87663	20.99515
Logpeso ~ Età + week_fact	-73.73665	0.13513
Logpeso ~ Area	-31.36938	42.5024
Logpeso ~ Sesso	-30.88851	42.98327
Logpeso ~ Età	-56.25377	17.61801
Logpeso ~ week_fact	-48.83582	25.03596
<b>Null model:</b>		
Logpeso ~ 1	-32.56713	41.30465

TABELLA A3.3: ELENCO DEI MODELLI CANDIDATI PER L'ARVICOLA CAMPESTRE. IL MODELLO MIGLIORE È INDICATO IN GRASSETTO.  $\Delta$ AIC = AIC MODELLO X – AIC MODELLO MIGLIORE. 'FAMILY MODELS' RIPORTA I VALORI DI AIC PER I MODELLI CON LE DUE FAMIGLIE CANDIDATE (GAUSSIANA E GAMMA).

A tal punto, poiché per nessuna delle tre specie è stato possibile identificare direttamente un modello migliore, è stato necessario applicare la procedura di semplificazione del modello tramite analisi della devianza. Tale procedura ha evidenziato, per ogni specie, come il modello con AIC più basso sia effettivamente quello da considerare come modello migliore (Tabella A3.4). Infatti tutte le analisi della devianza sono risultate non significative. Ciò significa che le covariate aggiuntive, presenti nei modelli con AIC compreso tra 0 e 2 e confrontati con il modello migliore, non aumentano la bontà del modello migliore.

Pertanto, il modello migliore per l'arvicola rossastra include area, età e settimane; per l'arvicola campestre viene selezionato il modello con l'età e le settimane; infine per l'arvicola delle nevi è stato scelto il modello con età e settimane, sebbene il principio di parsimonia avesse individuato il modello solo con l'età, perché si è ritenuto importante descrivere l'andamento della massa corporea della specie anche tra settimane.

Analisi della devianza arvicola rossastra		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Peso ~ Area + Età + week_fact	509.28	
<b>Model1:</b> Peso ~ Area + Sesso + Età + week_fact	493.58	0.4445

Analisi della devianza arvicola delle nevi		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Peso ~ Età + week_fact	504.61	
<b>Model1:</b> Peso ~ Sesso + Età + week_fact	472.58	0.3133
<b>Model2:</b> Peso ~ Sesso + Età	733.75	0.141
<b>Model 3:</b> Peso ~ Età	765.24	0.1423

Analisi della devianza arvicola campestre		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Logpeso ~ Età + week_fact	0.052882	
<b>Model1:</b> Logpeso ~ Area + Sesso + Età + week_fact	0.043888	0.3506
<b>Model2:</b> Logpeso ~ Area + Età + week_fact	0.048861	0.4039
<b>Model3:</b> Logpeso ~ Sesso + Età + week_fact	0.047837	0.2302

TABELLA A3.4: ANALISI DELLA DEVIANZA PER LE TRE SPECIE CONSIDERATE.

### ANALISI DELLA VARIAZIONE DELLA MASSA CORPOREA TRA 2016, 1996 E 1997 (OBIETTIVO 3)

La procedura di selezione del modello migliore per questa analisi è stata del tutto analoga rispetto a quanto descritto sopra, con la differenza che la settimana di campionamento (non considerata qui) è stata sostituita dall'anno di monitoraggio.

Per l'arvicola rossastra e campestre sono state selezionate le distribuzioni normali come quelle che meglio descrivono la distribuzione dei dati, mentre per l'arvicola delle nevi la distribuzione Gamma è emersa come la migliore. La selezione del modello migliore secondo AIC ha evidenziato che in arvicola rossastra e in arvicola delle nevi il modello con AIC più basso è costruito con le covariate età, area e anno, mentre nell'arvicola campestre il modello include l'età e il sesso (Tab. A3.5).

Modelli GLM	<i>M. glareolus</i>		<i>C. nivalis</i>		<i>M. arvalis</i>	
<b>Family models:</b>	AIC	ΔAIC	AIC	ΔAIC	AIC	ΔAIC
Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact, family=gaussian(link='log')	658.5206		411.8886		<b>283.9502</b>	
Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact, family=Gamma(link='log')	657.8165		<b>411.7391</b>		293.4473	
Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fac, family=gaussian	<b>657.4682</b>		413.5727		284.208	
Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact, family=Gamma	659.6811		410.7129		296.6273	
<b>Full model:</b>						
Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact	657.4682	1.1488	410.7129	0.6727	283.9502	5.4396
Peso ~ Sesso + Età + anno_fact	665.0382	8.7188	411.0473	1.0071	281.9792	3.4686
<b>Peso ~ Area + Età + anno_fact</b>	<b>656.3194</b>	<b>0</b>	<b>410.0402</b>	<b>0</b>	287.5962	9.0856
Peso ~ Area + Sesso + anno_fact	698.8068	42.4874	427.4506	17.4104	320.0127	41.5021
Peso ~ Area + Sesso + Età	660.6989	4.3795	422.4417	12.4015	280.3874	1.8768
Peso ~ Area + Sesso	698.8649	42.5455	439.7635	29.7233	316.879	38.3684
Peso ~ Area + Età	659.1709	2.8515	422.7011	12.6609	285.1493	6.6387
Peso ~ Area + anno_fact	705.3594	49.04	439.7013	29.6611	320.7153	42.2047
<b>Peso ~ Sesso + Età</b>	669.5999	13.2805	419.4149	9.3747	<b>278.5106</b>	<b>0</b>
Peso ~ Sesso + anno_fact	705.4292	49.1098	451.4241	41.3839	318.2155	39.7049
Peso ~ Età + anno_fact	663.7819	7.4625	412.8686	2.8284	285.9666	7.456
Peso ~ Area	706.7871	50.4677	455.2403	45.2001	317.104	38.5934
Peso ~ Sesso	703.7716	47.4522	457.4344	47.3942	315.1864	36.6758
Peso ~ Età	667.3066	10.9872	421.2165	11.1763	283.3017	4.7911
Peso ~ anno_fact	710.6279	54.3085	461.5648	51.5246	319.1328	40.6222
<b>Null model:</b>						
Peso ~ 1	708.8408	52.5214	471.9278	61.8876	315.5501	37.0395

TABELLA A3.5: ELENCO DEI MODELLI CANDIDATI PER LE TRE SPECIE. IL MODELLO MIGLIORE È INDICATO IN GRASSETTO. ΔAIC = AIC MODELLO X – AIC MODELLO MIGLIORE. ‘FAMILY MODELS’ RIPORTA I VALORI DI AIC PER I MODELLI CON LE DUE FAMIGLIE CANDIDATE (GAUSSIANA E GAMMA), CON IL VALORE PIÙ BASSO DI AIC EVIDENZIATO IN GRASSETTO.

L’analisi della devianza mirata alla valutazione dell’effettiva necessità di tenere tutti i parametri selezionati mediante AIC ha confermato che in arvicola rossastra e in arvicola delle nevi il modello migliore è quello che include la tipologia ambientale, l’età e l’anno mentre per l’arvicola campestre il *best model* è confermato essere costituito da sesso ed età (Tab. A3.6).

Analisi della devianza arvicola rossastra		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Peso ~ Area + Età + anno_fact	1878.7	
<b>Model1:</b> Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact	1831.9	0.2682
<b>Model2:</b> Peso ~ Area + Età	1996.2	0.03756 *

Analisi della devianza arvicola delle nevi		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Peso ~ Area + Età + anno_fact	2.2338	
<b>Model1:</b> Peso ~ Area + Sesso + Età + anno_fact	2.1121	0.1979
<b>Model2:</b> Peso ~ Sesso + Età + anno_fact	2.2720	0.119

Analisi della devianza arvicola campestre		
	Residual Deviance	Pr(>Chi)
<b>Best model:</b> Peso ~ Sesso + Età	724.61	
<b>Model1:</b> Peso ~ Area + Sesso + Età	722.75	0.7425

TABELLA A3.6: ANALISI DELLA DEVIANZA PER LE TRE SPECIE CONSIDERATE.

# RINGRAZIAMENTI

*Il mio più sincero ringraziamento va al correlatore Dino Scaravelli, che mi ha trasmesso fin dalle lezioni di Bologna la passione e la curiosità nei riguardi di questi piccoli animali e nel loro ruolo rilevante in tutti gli ecosistemi. Mi ha seguito passo passo durante il progredire degli studi e ha creduto con me fin dall'inizio in questo progetto, con cui tutt'ora stiamo cercando di proseguire. La sua esperienza, la sua saggezza e la sua forza d'animo saranno i pilastri su cui mi baserò in ambito lavorativo. Questo progetto, oltre ad essere stata un'esperienza che mi ha fatto crescere molto a livello formativo e scientifico, è stata una meravigliosa esperienza di vita che terrò per sempre nel cuore e ha reso più delineato il mio obiettivo di vita.*

*Un grazie particolare va a Mustoni Andrea, che ha reso concreta la realizzazione del progetto e mi ha dato la possibilità di svolgerlo in un territorio meraviglioso come il Parco Naturale Adamello Brenta. Le opportunità che mi ha concesso, fin dalla tesi triennale, sono state esperienze meravigliose che mi hanno resa più forte e mi decisa nel cammino da intraprendere, seppur con le mille difficoltà che si possono incontrare.*

*Per questo ringrazio davvero molto anche l'intero gruppo di ricerca della sezione faunistica ed in particolare Marco, Michele e Filippo con i quali ho condiviso sia le giornate in campo soleggiate che piovose e buie, tuttavia divertenti ed istruttive, e che mi hanno aiutato, con molta pazienza, nella stesura di questa tesi.*

*Un ulteriore ringraziamento va al Parco Naturale Adamello Brenta che mi ha dato ospitalità prima come tirocinante, poi come tesista triennale ed infine come tesista magistrale, rendendo possibile la riuscita di questo progetto.*

*Inoltre ringrazio Francesca e Valentina della Fondazione Edmund Mach, per il loro aiuto e il loro contributo in durante la stesura e il lavoro di campo. Ringrazio anche Valentina dell'Università di Torino per avermi dato la possibilità di effettuare un primo tirocinio in questo ambito nel Parco Nazionale del Gran Paradiso.*

*Infine ringrazio il mio professore Grasso Donato, il quale mi ha prima di tutto accettata come tesista e secondariamente mi ha assistito nel percorso intrapreso, trasmettendomi l'entusiasmo e la curiosità da possedere in questo lavoro.*

*Ovviamente grazie a tutte le persone splendide che ho conosciuto durante questa esperienza, alle quali mi sono molto affezionata e che sono diventati dei buoni amici: i compagni della foresteria Enrico, con la quale non si smette mai di ridere, Nicola, con cui era sempre una discussione per "Topo" o "TOPO" ed infine Georgia, con cui si sono condivise mattine molto anticipate; infine gli amici della Val Rendena Marco e Michele con i quali, fin dalla tesi delle marmotte, ho trascorso momenti davvero belli.*

*Ed ora voglio ringraziare le persone che mi sono state vicino durante questi due anni, trascorsi a Parma:*

*... prima di tutto il ringraziamento più importante va ai miei genitori e alla mia sorellina Chiara, che mi hanno sostenuto durante tutta la vita, restandomi accanto nelle difficoltà e condividendo con me i traguardi conseguiti. Grazie per aver reso possibile tutto questo e avermi dato la possibilità di esaudire le mie passioni e i miei sogni, senza dare nessun peso ai possibili sacrifici che ciò avrebbe comportato.*

*Infine grazie mamma e papà, per avermi trasmesso l'infinita passione per la montagna e la natura, che ha rappresentato il principio di tutto.*

*E grazie Chiara per aver reso quest'ultimo anno di Università così speciale ed unico e per aver fatto parte e creato momenti indimenticabili che non scorderò mai.*

*... inoltre un ringraziamento davvero immenso va alle mie amiche di Trento, Sofia e Annalisa e di Bologna, Virginia, le quali mi sono accanto ormai da molti anni e con le quali ho un'amicizia sincera e duratura; e ai miei amici dell'Università Chiara, Irene, Rocco, Daniele, Giacomo "Botta", Alessandro, Francesco "Frank", Matteo "Fonta", Giacomo "Jack", che ho avuto la fortuna di conoscere e con i quali ho instaurato in questi anni una bellissima amicizia, trascorrendo momenti di "felicità" immensa. Spero di condividere con voi in futuro molti altri istanti spensierati.*

*... grazie a tutte le persone che ho conosciuto in questi anni universitari con i quali ho vissuto momenti splendidi che non dimenticherò e che rimarranno limpidi nella mia mente.*

*Ed ora te, Federico... ti ringrazio con tutto il cuore per il sostegno che mi trasmetti ormai da anni e per credere in me completamente, per essere un pilastro fondamentale della mia vita ed averla resa migliore ogni istante di più. Anche questa esperienza di tesi, incorniciata dalle alte cime della Presanella, farà parte del nostro percorso insieme, espresso ora e sempre dalla passione di una vita per entrambi.*