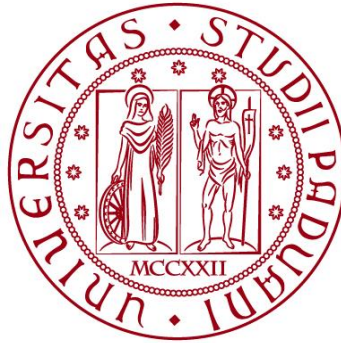


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
Corso di Laurea in Biologia Evoluzionistica



TESI DI LAUREA

**VALUTAZIONE DELLA CONSERVAZIONE DI
BOMBINA VARIEGATA NELLA PROVINCIA DI
TRENTO**

Tutor: Prof. Andrea Pilastro

Dipartimento di Biologia

Co-tutor: Dott. Antonio Romano

CNR- Istituto per la bioeconomia

Co-tutor: Dott. Matteo Trenti

MUSE- Museo delle Scienze di Trento

Laureando: Giorgio Iaderosa

ANNO ACCADEMICO 2022/2023

INDICE

1. INTRODUZIONE

1.1. IDONEITÀ AMBIENTALE

1.2. SCOPO DELLA TESI

2. MATERIALI E METODI

2.1. LA SPECIE TARGET: L'ULULONE DAL VENTRE GIALLO (*Bombina variegata*)

2.2. AREA DI STUDIO

2.3. POZZE D'ALPEGGIO

2.3.1. RISERVA NATURALE DELLA SCANUPPIA

2.3.2. MONTE BALDO

2.4. ATTIVITÀ DI CAMPO

2.4.1. CATTURA DEGLI INDIVIDUI

2.4.2. DATI AMBIENTALI

2.5. ANALISI DEI DATI

2.5.1. RICONOSCIMENTO INDIVIDUALE

2.5.2. PREPARAZIONE DEI DATASET

2.5.3. PARAMETRI POPOLAZIONISTICI E BIOMETRIE

2.5.4. SCALED-MASS INDEX (SMI)

3. RISULTATI

3.1. PARAMETRI POPOLAZIONISTICI

3.2. BIOMETRIE E SCALED-MASS INDEX

3.3. ANALISI BIOMETRICHE SULLE POPOLAZIONI

3.4. CONFRONTO FRA LE POPOLAZIONI

3.5. ANALISI SULLE NUOVE ENTRATE

4. DISCUSSIONE

5. CONCLUSIONI

6. BIBLIOGRAFIA

1.INTRODUZIONE

Gli anfibi sono il gruppo di vertebrati con maggior pericolo di estinzione a livello globale, con molti taxa ad altissimo rischio (Blaustein et al., 1994). Studi recenti hanno infatti stimato che gli anfibi si stiano estinguendo ad un tasso di circa 211 volte superiore a quello dell'estinzione di fondo, ovvero di quella dettata da dinamiche naturali senza interferenza dell'attività dell'uomo (McCallum, 2007) e la IUCN stima che circa il 40% delle specie siano correntemente a rischio di estinzione; la magnitudine di questo declino si può imputare principalmente alla perdita e alterazione degli habitat naturali. È stato stimato che oltre il 50% delle zone umide naturali come torbiere, zone paludose, riparie e pianie alluvionali siano già state perse in Europa, in seguito a imponenti interventi di bonifica e di rettifica dei corsi d'acqua e allo sviluppo agricolo, industriale e urbano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005); per questo motivo gli ambienti residuali come specchi d'acqua artificiali utilizzati in agricoltura, pozze d'alpeggio e abbeveratoi per il bestiame, risultano fondamentali per la conservazione delle specie garantendo una minima disponibilità di habitat necessari durante le fasi di riproduzione e di dispersione (*stepping stones*) (Rodica et al., 2012). La perdita e la conseguente frammentazione degli habitat hanno comportato l'isolamento delle popolazioni e il deterioramento delle dinamiche meta-popolazionali, rendendo difficile la dispersione e la colonizzazione di nuove aree da parte delle specie e riducendo molto la capacità di generare variabilità genetica all'interno delle popolazioni.

In questo contesto è fondamentale trovare un modo che ci permetta di valutare lo stato della specie a livello di popolazione, le sue dinamiche e il suo andamento al variare delle caratteristiche ambientali per poter così individuare le variabili ambientali più importanti per la sua conservazione.

L'abbondanza locale è tra gli strumenti maggiormente usati per stimare lo stato della popolazione perché fortemente correlata alla idoneità ambientale (Weber et al., 2017). Nelle zone dove l'idoneità è alta, infatti, il singolo individuo può impegnare meno tempo nei rifugi e dedicarne di più al foraggiamento e all'attività riproduttiva portando ad una dinamica di popolazione positiva con conseguente incremento dell'abbondanza (Thuiller et al., 2014; Corbet et al., 1993; Brambilla & Ficetola, 2012; Fitzgerald-Dehoog et al., 2012).

Un altro strumento utilizzato in questa tesi e in generale in ecologia è quello di utilizzare un indice correlato alla salute dell'individuo ovvero un Body Condition Index (BCI), che partendo dalla relazione tra tratti specifici a livello individuale, come il peso e la dimensione (Peig & Green, 2009) aiuti ad inferire la condizione a livello di popolazione; questo perché il BCI è legato alla quantità di grasso e alle

riserve energetiche dell'individuo e risulta strettamente correlato alla fitness o comunque a qualcuno dei suoi tratti, come sopravvivenza, probabilità di accoppiamento, abilità nella fuga e di foraggiamento (Jakob et al., 1996). Nonostante alcune critiche per via delle assunzioni molto strette che bisogna fare e per i dubbi sulla correlazione, data quasi per scontata, tra BCI e fitness poste da alcuni ricercatori (Wilder Shawn et al., 2016), questo metodo è sicuramente un buon punto di partenza per ottenere informazioni sulla condizione della popolazione in modo indiretto, intuitivo e non invasivo, caratteristica auspicabile quando si studiano specie minacciate e già sotto pressione da fattori antropici.

Il lavoro di tirocinio svolto e di conseguenza questa tesi hanno come specie focus l'Ululone dal ventre giallo, *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758), una specie di anfibio anuro inserita nell'allegato II della direttiva habitat perché minacciata in tutto il suo areale distributivo. L'Ululone ha un range altitudinale piuttosto elevato ed è considerata una specie pioniera di molti ambienti umidi, colonizza laghi, stagni, fiumi, piscine artificiali, abbeveratoi, sorgenti termali, pozzanghere, serbatoi, cave di ghiaia e argilla, fossi e le piccole polle d'acqua formatesi nei solchi lasciati dalle ruote dei veicoli.

Risulta quindi fondamentale acquisire informazioni e monitorare lo status e la salute delle varie popolazioni studiate, soprattutto in ambienti legati alle pratiche agricole e pastorali tradizionali che, per via del cambio dell'uso del suolo si stanno sempre più sostituendo agli ambienti naturali quasi ovunque scomparsi.

Si spera che i risultati, anche se preliminari e implementabili in futuro, possano aiutare ad indirizzare gli sforzi per la conservazione di questa specie.

Questo progetto di tesi svolto nel 2021 si inserisce in un progetto più ampio: "Monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario nella rete Natura 2000 del Trentino" che per l'ululone dal ventre giallo prevede il campionamento annuale della specie in 81 siti selezionati allo scopo di stimare il *trend* demografico delle varie popolazioni e la probabilità di sopravvivenza, tassello fondamentale per la comprensione dello status di conservazione della specie sul territorio provinciale.

1.1 IDONEITÀ AMBIENTALE

Il concetto di "idoneità ambientale" presuppone che un ambiente più idoneo sarà in grado di supportare una popolazione vitale, che abbia quindi un tasso di crescita intrinseco positivo, sulla base delle condizioni abiotiche e biotiche inclusi fenomeni densità dipendenti e le interazioni tra specie (Soberòn, 2007; Soberon & Nakamura, 2009) e include il complesso delle caratteristiche ecologiche che rendono un habitat variamente utilizzabile da una specie o una popolazione;

affinché essa sia alta e l'habitat sia dunque fortemente idoneo, quest'ultimo deve favorire e supportare le esigenze biologiche a livello individuale, a livello di popolazione e di metapopolazione. La valutazione dell'idoneità ambientale ha come punto focale l'individuazione dell'ambiente migliore sulla base di alcuni parametri ecologici di risposta di una popolazione, come ad esempio la sua dimensione (numero o densità di individui) e la variazione di questa nel tempo (tasso di crescita o *population growth rate*), per individuare quali caratteristiche ambientali, di temperatura, parametri chimico fisici o altro contraddistinguano quell'habitat.

All'interno dell'areale di una specie vi è quasi sempre un'enorme eterogeneità nelle caratteristiche ambientali sia abiotiche che biotiche e ciò ha effetti misurabili sulle varie popolazioni, con risposte diverse all'interno delle stesse che variano in base alle condizioni ambientali. Si può quindi considerare l'ambiente più idoneo quello in cui una popolazione esprima una fitness individuale e media più elevata (Acevedo et al., 2017; Brambilla & Ficetola, 2012) e comprenderne le caratteristiche ambientali che lo rendono più idoneo rispetto ad altri è di vitale importanza per lo studio dello status di conservazione di una specie e per programmare in maniera consona, attività di riqualificazione e tutela ambientale ed eventuali progetti di reintroduzione.

Diversi studi mostrano evidenze dell'esistenza di una correlazione tra l'idoneità ambientale e la dimensione della popolazione, come mostrato in una meta-analisi relativamente recente che deriva da modelli di distribuzione (Species Distribution Models, SDM), e correla positivamente la variazione spaziale nell'abbondanza nelle popolazioni di specie di invertebrati, vertebrati e piante, all'idoneità ambientale dei siti (Weber et al., 2017).

Tuttavia, altri studi evidenziano che la relazione tra abbondanza e idoneità ambientale potrebbe essere più complessa di una semplice relazione lineare. VanDerWall et al. (2009) mostrano che l'idoneità predice solamente il limite superiore dell'abbondanza locale in diverse popolazioni di 69 vertebrati e che il modello lineare da loro costruito spiega solamente il 12 % della variazione in abbondanza.

Quindi alcune circostanze possono essere meglio descritte da una relazione triangolare, per cui alte abbondanze corrispondono ad alta idoneità, però ad alta idoneità possono corrispondere sia alte che basse abbondanze, mentre a bassa idoneità l'abbondanza tende ad essere bassa, questo perché l'idoneità ambientale sembra essere correlata alla capacità portante più che all'abbondanza in senso stretto, indicando quindi di essere una condizione necessaria ma non sufficiente a garantire la possibilità di un'alta abbondanza.

Quindi un ambiente con alta idoneità non è detto abbia alta abbondanza, questo perché non è detto che la popolazione abbia raggiunto la capacità portante dell'habitat. Questa deviazione da una relazione di tipo lineare è dovuta a:

- L'origine della relazione triangolare tra abbondanza e idoneità potrebbe derivare dal fatto che si considerano solamente le condizioni abiotiche, ma l'abbondanza potrebbe anche essere in funzione dell'interazione tra specie, dispersione e loro storia (Gaston, 2003, Peterson et al., 2011).
- Demograficamente l'idoneità dovrebbe essere più legata alla capacità portante della regione e così fissare il limite superiore della relazione triangolare, formando un limite (Thuiller et al., 2014).
- In una metapopolazione dominata da dinamiche source/sink, siti produttivi nelle tessere ambientali "source" sono probabilmente più rari e i siti "sink" molto più comuni.
- Infine, barriere fisiche e /o ecologiche potrebbero prevenire la colonizzazione di una tessera ambientale potenzialmente idonea, oppure una specie potrebbe non colonizzare una area climaticamente idonea perché non ha avuto abbastanza tempo per diffondersi (Weber et al., 2017).

La maggior abbondanza nei siti più idonei è comunque derivante da una sommatoria di risposte positive a livello individuale e di popolazione che dipendono dall'idoneità ambientale.

Per esempio in habitat idonei gli individui possono perdere meno tempo in rifugi o alla ricerca di microhabitat e spendere più tempo per le attività di foraggiamento (Corbet et al., 1993; Thuiller et al., 2014,) elevando in questo modo la propria fitness, con ripercussioni positive sull'abbondanza a livello di popolazione.

Quindi le caratteristiche ambientali e la loro variazione nello spazio possono portare ad una diversa disponibilità di cibo e avere così ripercussioni negative sulla fitness individuale.

È quindi ipotizzabile che l'idoneità ambientale sia correlata anche alla disponibilità di cibo con una risposta individuale conforme nell'attività di foraggiamento, con gli individui negli ambienti con più alta idoneità che mostrano un Body Condition Index (BCI) più alto rispetto a quelli in siti a meno idoneità, dovuto ad un'attività di foraggiamento più lunga ed una maggiore disponibilità di cibo (Díaz-López et al., 2017).

Gli indici corporei che si basano sulla morfologia degli individui, sono utilizzati da tempo, sia per i vertebrati che per gli invertebrati ed oltre che essere correlati con le riserve energetiche ed essere un buon proxy della fitness (MacCracken, 2012), della salute o del vigore dell'animale (Peig & Green, 2009), il fatto che si basino

sulla relazione tra massa corporea (M) e misure della lunghezza (L) rende questa famiglia di indici poco invasivi ed ottimali per lo studio di specie minacciate o con problemi di conservazione, al contrario di altri approcci più precisi ma che richiedono la rimozione degli individui.

Questi indici hanno lo scopo di interpretare la variazione della massa corporea per una data grandezza individuale come un attributo di costituzione fisica.

Esistono una varietà di formule che sono state proposte per standardizzare la dimensione corporea e ci sono molti dibattiti su quale metodo sia il migliore come Cis (Stevenson & Woods; 2006).

Tra i metodi convenzionali, il semplice rapporto tra M e L o L elevato ad una specifica potenza (L^2 , L^3) sono stati usati per molto tempo. Esempi sono l'indice di Fulton "K" (dove $K = M / L^3$) ancora usato in studi ecologici, o il Body Mass Index (BMI = M / L^2) universalmente applicato nelle scienze mediche.

Sugli studi ittici viene spesso utilizzato un indice identificato come, condizione Relativa o "K_n", calcolato come la massa individuale osservata (M_i) diviso la massa predetta (M_i^* , dove $M_i^* = a_{Lib}$).

Le stime di a e b sono determinate da una regressione (OLS) di M su L (entrambe log trasformate) per tutte le popolazioni studiate.

Come sottolineato da Kotiaho (1999), se si assume che i Cis riflettano o la quantità totale o percentuale di riserve energetiche, non dovrebbero essere utilizzati per il confronto tra individui di differenti grandezze.

Questo perché, ad ogni stadio di crescita e sviluppo, ci sono sia un range ottimale strutturale e di "capitale" energetico e una distribuzione ottimale di questo capitale tra i differenti componenti corporei, In altre parole, ci si aspetta che la quantità assoluta o proporzionale di riserve energetiche cambi con i normali processi di crescita, anche in un ambiente ottimale. Sarebbe quindi errato dire che gli adulti sono in condizioni migliori dei giovani dato che hanno una quantità assoluta di riserve energetiche maggiore (grasso e proteine) oppure che i giovani stanno meglio rispetto agli adulti per via del maggior contenuto relativo (% di grassi, % di proteine ecc..) di riserve energetiche.

Lo stesso problema si riscontra generalmente per il confronto tra maschi e femmine e ad esempio tra sottospecie, per questo il metodo dovrebbe tenere conto dei normali processi di crescita standardizzando la massa sulla lunghezza per permettere così un confronto tra individui di differenti grandezze corporee, diverso sesso e diverse classi di età.

1.2 SCOPO DELLA TESI

Questa tesi ha lo scopo di valutare lo stato di conservazione delle popolazioni monitorate, utilizzando un approccio indiretto con un indice significativo riguardo la salute delle popolazioni, ovvero lo Scaled Mass Index (SMI), un particolare BCI (Body Condition Index), con il fine di individuare le problematiche che le interessano, assumendo che con valori più elevati di BCI gli individui vivano in habitat migliori, il che permetterebbe di fare considerazioni - confrontando popolazioni con habitat piuttosto diversi fra loro - riguardo quali i parametri ambientali siano determinanti nel definire la qualità dell'habitat

L'ipotesi di partenza è quella che in aree ad alta idoneità gli individui possano sfruttare più tempo per le attività di foraggiamento ed essere più attivi con un beneficio sull'attività trofica e sulla loro condizione individuale e che le popolazioni siano più abbondanti; quindi ci si aspetta che negli ambienti più favorevoli le popolazioni mostrino un BCI più elevato ed una abbondanza più elevata rispetto alle zone meno idonee.

A queste analisi si aggiungeranno delle valutazioni condotte sui cambiamenti intra annuali nelle popolazioni prese in esame, che vadano a dare indizi su eventuali trend in dimensioni e indice di massa corporea nel corso dell'anno.

2. MATERIALI E METODI

2.1 LA SPECIE TARGET: L'ULULONE DAL VENTRE GIALLO (*Bombina variegata*)



Figura 2.1: *Bombina variegata* (Vista dorsale), foto di Karol Tabarelli de Fatis/Arch. MUSE

Bombina variegata (Linnaeus, 1758) è un anfibio anuro di dimensioni comprese tra 3 e 5 cm circa nell'adulto (lunghezza muso-urostilo o snout-vent length: SVL); il corpo è di colore bruno-grigiastro nella porzione dorsale, il ventre è di colore giallo con macchie di tonalità scura e tendente al nero; l'occhio presenta pupilla cuoriforme. La forma, la dimensione e la distribuzione

delle macchie sono uniche per ciascun individuo e non subiscono modificazioni nell'arco della vita, se non in fase giovanile. La cute è ruvida e ricca di verruche, al centro delle quali si trovano numerose piccole "spine cornee" di colore nero; non possiede ghiandole parotoidi né timpani visibili esternamente.

Gli ululoni non possiedono ghiandole velenifere specializzate, ma se disturbati, secernono attraverso la pelle una sostanza tossica ed irritante sotto forma di schiuma biancastra. I colori vivaci del ventre hanno quindi funzione aposematica nei confronti dei predatori, segnale enfatizzato qualora gli animali si sentano minacciati attraverso l'inarcamento della schiena con un display che prende il nome di "unken reflex", comune ad altre specie di anfibii.

I maschi sono sprovvisti di sacche vocali e durante la stagione riproduttiva producono un suono di richiamo flautato che ricorda un flebile e ritmato richiamo molto caratteristico, da cui deriva la prima parte del nome comune "ululone dal ventre giallo".

In questo stesso periodo i maschi sviluppano dei calli nuziali sul lato interno dell'avambraccio e su diverse dita delle zampe anteriori (fig. 2.2), aventi la funzione di rendere, durante l'accoppiamento, più salda la presa delle braccia attorno al corpo della femmina, cinta all'altezza dell'inguine.



Il periodo di attività della specie dura generalmente dai primi giorni di Aprile a Ottobre con variazioni anche di alcuni

Figura 2.2: Zampe anteriori di femmina e di maschio con i caratteristici calli nuziali di *B. variegata*, foto di Karol Tabarelli de Fatis/Arch. MUSE

mesi in base alla temperatura e l'altitudine del sito di svernamento (Sindaco et al., 2006) con un massimo dell'attività riproduttiva tra maggio e luglio, il periodo di inizio attività sembra essere legato alla temperatura dell'acqua (Di Cerbo & Biancardi, 2004). Durante la stagione di attività o si verificano diversi periodi di accoppiamento e di deposizione preceduti da un'intensa attività di vocalizzazione da parte dei maschi.

La specie risulta attiva sia di giorno che di notte e l'attività riproduttiva solitamente è molto intensa in seguito a eventi di precipitazione, per poi diminuire nei giorni successivi; non tutte le femmine mature si riproducono e solamente una piccola percentuale lo fa più di una volta durante la stessa stagione riproduttiva (Barandun & Rayer, 1997). La fecondazione è esterna e la deposizione delle uova avviene in acqua, con la produzione di ammassi gelatinosi formati da 1 a 60 uova pigmentate, che vengono solitamente attaccati alla vegetazione o a steli d'erba sporgenti sull'acqua e che si schiudono in 4 - 10 giorni circa (Barandun & Rayer, 1997). Le larve terminano il processo di metamorfosi in 6-9 settimane, a seconda dell'area geografica e dalle condizioni del sito. Una volta metamorfosati gli

individui impiegano dai 2 ai 3 anni per raggiungere la maturità sessuale durante i quali attuano un'intensa dispersione. *B. variegata* è una specie molto longeva i cui individui possono raggiungere anche i 20 anni di età, come osservato in uno studio a lungo termine effettuato su una popolazione in Lombardia (Dino et al., 2010). Si tratta inoltre di una specie generalista che si nutre di differenti specie di invertebrati acquatici e terrestri proporzionalmente alla loro abbondanza nell'habitat: gli adulti predano di norma grandi invertebrati come lumbricidi, gasteropodi, aracnidi, larve di efemerotteri, mentre nelle fasi giovanili preferiscono piccoli invertebrati gregari come i collemboli (István et al., 2005).

B. variegata è considerata una specie pioniera e può abitare ampi range altitudinali e una moltitudine di ambienti acquatici: è distribuita soprattutto in aree collinari e montuose fino ai 1900 metri di quota sulle Alpi, e i 2200 metri nei Balcani. Gli habitat occupati da *B. variegata* nel periodo di attività possono essere specchi d'acqua di origine naturale e naturale o artificiale, talvolta anche effimeri come canali d'irrigazione, abbeveratoi, pozze d'alpeggio, raccolte d'acqua in depressioni del terreno create dal passaggio di mezzi pesanti, e così via (Plăiașu et al., 2012). Predilige ambienti di radura in aree forestali o ambienti acquatici nelle vicinanze di boschi ma non disdegna nemmeno aree di recente antropizzazione come cave, terreni agricoli o campi militarizzati purché ospitino una rete di raccolte d'acqua adatte. Lo svernamento avviene in rifugi rappresentati da massi, cataste di legna o di sassi soprattutto in ambienti antropizzati e in zone forestali presenti nei dintorni delle zone utilizzate durante il periodo di attività, durante il quale, invece, mostra una grande fedeltà al sito con un home-range medio di 200 metri intorno ai siti riproduttivi (Hartel, 2008).

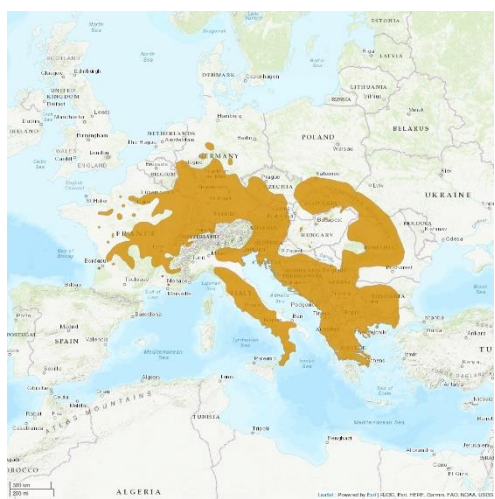


Figura 2.3: Areale di *B. variegata*, IUCN

L'Ululone dal ventre giallo è costituito da due sottospecie, la nominale e la ssp. *pachypus*. L'areale di *B. variegata variegata* (Fig.2.3) comprende gran parte dell'Europa centro-meridionale e in particolare le regioni centrali di Francia e Germania, la Svizzera nord-occidentale, l'Italia nord-orientale (Friuli Venezia Giulia, Veneto, Trentino-Alto Adige e Lombardia) (Barbieri et al., 2004) e la regione dei Balcani fino alla catena montuosa dei Carpazi. Popolazioni isolate sono presenti in Ungheria, Germania settentrionale e in maniera limitata

nella parte nord-occidentale della Francia, mentre non si hanno dati recenti sulla sua attuale presenza nel Regno Unito dove la specie è stata introdotta in passato. In Lussemburgo sopravvive una sola popolazione così come in Olanda. *B. variegata pachypus* invece occupa tutta la parte centro-meridionale dell'Italia continentale (<http://www.iucn.it/scheda.php?id=-291037272>) ed è spesso trattata come buona specie.

B. variegata è considerata in declino in gran parte d'Europa, soprattutto per quanto riguarda la parte occidentale e nord-occidentale del suo areale, ed è stata per questo inserita nell'allegato II e IV della Direttiva Habitat 92/43/CEE, come specie d'interesse comunitario la cui salvaguardia richiede la designazione di zone speciali di conservazione e una protezione rigorosa (Commissione Europea, 1992), e nell'allegato II della convenzione di Berna come specie strettamente protetta (Consiglio d'Europa, 1979). È inserita nella lista rossa della IUCN come specie di minor preoccupazione (LC) perché il suo areale risulta maggiore di 20.000 km², dunque si ritiene che la popolazione sia piuttosto ampia e, seppure sia accertato un declino della stessa, è poco probabile che questo sia abbastanza rapido per rientrare in una categoria di minaccia (IUCN, 2009). In Italia si è osservato che il declino è particolarmente accentuato per la sottospecie appenninica (*B. v. pachypus*) considerata come "Endangered" dalla IUCN Italia. La sottospecie nominale invece mostra cali significativi soprattutto nell'area prealpina della Lombardia. In Trentino Alto Adige, l'ululone non è considerato una specie rara ma rispetto al passato risulta in regressione per la scomparsa di molte popolazioni, soprattutto dalle zone di fondovalle, principalmente per scomparsa di habitat idonei. Le aree di maggior presenza sono attualmente la Piana Rotaliana, la Val di Cembra, il primo tratto della Val di Fiemme, il monte Calisio, l'Altopiano di Piné e la Valsugana. Nel Trentino occidentale la presenza dell'ululone è più rara con popolazioni rinvenute sul Monte Baldo, al Lago di Loppio e in alcune zone della Valle dei laghi e del versante occidentale della Val di Non (Caldonazzi et al., 2002; Cornetti, 2002; Di Cerbo et al, 2010; Scala, 2005; Sartori 2012, Sartori 2013).

Le cause del declino sono attribuibili principalmente alla perdita e al degrado degli habitat dovuto alle opere di bonifica e di rettifica dei corsi d'acqua, all'abbandono dei sistemi agro-pastorali tradizionali con scomparsa degli ambienti marginali tipici e delle raccolte d'acqua legate a queste attività come le pozze d'alpeggio, gli abbeveratoi per il bestiame e le vasche in cemento utilizzate per la riserva di acqua nelle campagne ma anche l'inquinamento delle acque per immissione di prodotti chimici e di fertilizzanti. Un'altra causa di declino è attribuibili alla diffusione di malattie e parassitosi, come la chitridiomicosi causata dal fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Canestrelli et al., 2013).

2.2 AREA DI STUDIO

Lo studio è stato condotto interamente sul territorio della provincia di Trento (46°04'00"N 11°07'00"E), focalizzandosi su due pozze d'alpeggio, in ambiente



Figura 2.4: Area dello studio, sono evidenziati i siti di interesse

montano, situate nel Parco Naturale Locale del Monte Baldo (sito 72) e nella Riserva Naturale della Scanupia (sito 83).

Questi siti fanno parte di progetto di monitoraggio più ampio cominciato nel 2018 dalla sezione di zoologia dei vertebrati (MUSE), che comprende altre aree del trentino con lo scopo di monitorare il trend demografico delle popolazioni di *B. variegata* nel territorio provinciale.

Le conoscenze pregresse ottenute dagli anni precedenti ci hanno permesso di individuare questi due siti sia per via dell'abbondante presenza di individui di *B. variegata* e per via delle loro caratteristiche ambientali, che li hanno resi meritevoli di un'indagine approfondita sulla fenologia di questa specie in contesti semi naturali.

2.3 POZZE D'ALPEGGIO

Area	Popolazione/Località	Coordinate geografiche	Quota
Monte Baldo	Malga Postemon	45.78 N; 10.92 E	1300 m s.l.m.
Riserva della Scanupia	Malga Palazzo	45.95 N; 11.16 E	1534 m s.l.m.

Tabella 2.1: Coordinate geografiche e altitudine delle pozze d'alpeggio in esame

Le pozze d'alpeggio sono strutture di raccolta e conservazione dell'acqua piovana, piuttosto diffuse nei pascoli nella provincia di Trento, perlopiù di origine artificiale, realizzate in passato con la stesura di strati di argilla e fogliame che ovviassero alla naturale permeabilità del terreno che vengono spesso mantenuti al giorno d'oggi come supporto alle malghe circostanti per l'abbeverata del bestiame. L'apporto

d'acqua è principalmente di origine meteorica e le pozze possono essere soggette a disseccamento in caso di siccità. In genere si trovano in quelle che erano naturali depressioni del terreno, il che fa sì che vengano naturalmente alimentate per dilavamento durante le piogge e che la profondità sia normalmente compresa fra 0.5 e 2 metri. L'importanza naturalistica delle pozze d'alpeggio è stata messa in evidenza e valorizzata da diversi programmi portati avanti dalla provincia di Trento sin dagli anni '80. (Giovannini, 2015; Brusa et al., 2011)

2.3.1 RISERVA NATURALE DELLA SCANUPPIA

La riserva naturale della Scanuppia si trova sul massiccio della Vigolana, sopra l'abitato di Besenello (TN). Si trova sulla sinistra Adige e occupa una superficie di 583 ettari, dai 1450 m. in prossimità della Malga Palazzo ai 2132 m. di Cima Vigolana; l'area è in buona parte ricoperta da boschi di abeti rossi e bianchi, alle quote più basse da faggete, sostituiti poi da



Figura 2.5: Pozza d'alpeggio del sito di Scanuppia

larici e infine dai pini mughi salendo di quota, mentre il resto è suddiviso tra alpe e pascolo dove è intensa l'attività zootecnica con allevamento di vacche per la produzione di carne.

Nella riserva si trova il sito di Malga Palazzo, preso in esame in questa tesi, una grande pozza d'alpeggio di circa 666 m² frequentata abitualmente dagli animali in pascolo per l'abbeveramento o per trovarvi refrigerio.

La pozza si trova ad una quota di 1534, in località Malga Palazzo, è molto vicina al bosco (m 60) che si può individuare come probabile sito di svernamento degli ululoni, ma è molto distante da altri potenziali habitat, il che fa sì che la popolazione locale sia molto isolata e gli individui siano frequentemente ricatturati nel corso dell'anno.

La pozza non presenta copertura di vegetazione e come accade nella quasi totalità delle pozze equivalenti l'acqua è molto torbida per via dello smottamento creato dal bestiame e anche per via del grande apporto di sostanze dall'esterno tra cui le deiezioni degli animali.

Oltre ai moltissimi invertebrati ed a *B. variegata*, vi si riproducono il rospo comune (*Bufo bufo*), la rana montana (*Rana temporaria*) e il tritone alpestre (*Ichtyosauria alpestris*). Tra i Rettili è facile osservare individui giovani di *Natrix helvetica* principalmente in attività predatoria.

2.3.2 MONTE BALDO



Figura 2.6: Pozza d'alpeggio del sito del Monte Baldo

Il sito in esame, identificato nella pozza d'alpeggio presso Malga Postemon, si trova all'interno del Parco Naturale Locale del Monte Baldo.

Si trova a destra Adige sul complesso montano prealpino condiviso con la regione Veneto. La quota è di circa 1300 m s.l.m. e

l'ambiente è caratterizzato principalmente da praterie montane utilizzate dagli allevatori per il pascolo d'alpeggio, circondate da boschi, non molto estesi, di conifere.

La pozza presso Malga Postemon, è una pozza d'alpeggio di grandi dimensioni, circa 1281 m², utilizzata in maniera discontinua dal bestiame e con una forte componente di copertura vegetale di piante flottanti come *Potamogeton sp.*

Come tutte le pozze d'alpeggio è fortemente esposta al sole e circondata da prati.

L'alimentazione idrica della pozza è sia di origine meteorica sia dalla vicina stazione dell'acquedotto da cui scende un rivolo che si immette nella pozza.

Per quanto riguarda la fauna, all'interno della pozza sono stati rinvenuti oltre all'ululone dal ventre giallo, *Libellula depressa* e *Ahesna cyanea* sia in fase adulta che larvale, il tritone alpino (*Hychiosauria alpestris*), oltre ad individui di *Natrix helvetica* probabilmente in attività predatoria; nei prati nei dintorni è stato inoltre osservato qualche esemplare di *Vipera berus*.

2.4 ATTIVITÀ DI CAMPO

2.4.1 CATTURA DEGLI INDIVIDUI

L'attività di campo si è svolta tra il 2 Giugno e il 6 Settembre 2021.

I siti sono stati visitati in quattro sessioni di cattura con cadenza approssimativamente trisettimanale, e in fasce orarie diverse (9-12;12-18)

Le catture sono avvenute mediante l'uso di un retino e per ogni sessione è stata annotata l'ora di inizio e di fine, per poter poi normalizzare lo sforzo di campionamento.

Tutti gli individui catturati in ogni sessione sono stati prelevati e messi temporaneamente in secchi con acqua, fino alla fine dell'attività di campionamento, per essere poi spostati nella zona preposta per la marcatura e la raccolta delle biometrie e del pattern ventrale. In particolare sono stati rilevati:

- Lunghezza totale del corpo (muso-urostilo, SVL): effettuata mediante l'utilizzo di un calibro ($\pm 0,02$ mm.).
- Massa corporea: misurato con una bilancia digitale (precisione $\pm 0,1$ g.);
- Sesso dell'individuo: rilevato in rapporto alla presenza (maschi) o assenza (femmine) di callosità nuziali sull'avambraccio degli arti anteriori negli individui adulti.
- Particolari caratteristiche dell'individuo: danni e menomazioni corporei (mancanza di arti o presenza di cicatrici);
- Pattern ventrale: rilevato mediante macchina fotografica digitale (Nikon J5). Per il rilievo, ciascun individuo è stato adagiato con la porzione ventrale rivolta verso l'alto all'interno di una Capsula Petri rivestita con gomma piuma, ed è quindi stato coperto con un vetro antiriflesso, utile a immobilizzare l'animale senza comunque creargli danno. Al termine del rilievo tutti gli animali sono stati liberati nel sito da cui erano stati prelevati.



Figura 2.6: Istantanee durante la raccolta dei dati biometrici, foto di Karol Tabarelli de Fatis/Arch. MUSE

2.4.2 DATI AMBIENTALI

Per quanto riguarda le caratteristiche morfologiche e ambientali, per ogni sito sono state prese:

- Copertura: si intende qualsiasi elemento presente sulla superficie dell'acqua, come alghe e piante flottanti o detrito di varia natura. Con 1 si sono registrate le condizioni con una copertura maggiore del 50% e con 0 condizioni di copertura inferiori.
- Perimetro e profondità: le dimensioni (in cm) dei siti sono state prese con un metro rigido nelle vasche in cemento, prendendone la lunghezza dei lati e con un odometro per i siti più grandi come le pozze d'alpeggio nelle quali si è misurato il perimetro. La profondità (in cm) è stata presa nel punto più profondo tramite l'utilizzo di un metro rigido.
- Comunità biologica: per ogni sito si sono annotate la presenza di altre specie, sia di anfibi, sia di potenziali predatori della fase adulta e larvale e potenziali prede.
- Presenza di larve o giovani di *B. variegata*



Figura 2.5: Attività di cattura presso la pozza di Malga Postemon, foto di Karol Tabarelli de Fatis/Arch. MUSE

2.5 ANALISI DEI DATI

2.5.1 RICONOSCIMENTO INDIVIDUALE

La marcatura degli individui catturati si è basata sulla *PMR* o *Photographic Mark-recapture*, che consiste nel fotografare i pattern ventrali degli individui per poi riconoscerli mediante software, metodo di marcatura non invasivo (Gollmann, 2011) diventato popolare grazie allo sviluppo di tecnologie di fotografia digitale e di software per l'analisi e il riconoscimento di immagini (Bolger et al., 2012).



Figura 2.7: Interfaccia di Wild_ID 10

Per il riconoscimento dei pattern ventrali e l'identificazione individuale degli animali catturati, che permette di ricostruirne la storia di cattura, è stato usato il programma Wild_ID 10, il cui utilizzo nel riconoscimento di anfibi è già stato documentato in altri studi (Elgue et al.,

2014). Il programma sfrutta un algoritmo che identifica dei *SIFT* (Scale Invariant Feature Transform operator) in ogni immagine: coordinate di landmarks che conservano le informazioni su scala e orientamento, individua quindi dei candidati di coppie per i SIFT con un algoritmo *brute-force* che confronta ogni SIFT di un'immagine con quelli di un'altra e confronta la bontà delle coppie generate assegnando ad ogni coppia un valore tra 0 e 1. Per limitare le interferenze dovute ad agenti esterni durante il processo di riconoscimento da parte del software tutte le foto dei pattern ventrali sono state ruotate con lo stesso orientamento e raccolte in cartelle relative alle singole sessioni di cattura.

La conferma dei 20 match proposti dal software è a discrezione dell'operatore (figura 2.7), Una volta terminati i confronti, il software restituisce un file .txt contenente tutti i match individuati. Individuare gli esemplari ricatturati è uno step fondamentale per questo lavoro perché consente innanzitutto di conoscere il numero di individui effettivamente catturati durante l'attività di monitoraggio.

2.5.2 PREPARAZIONE DEI DATASET

Per ogni sessione di raccolta dati è stato compilato un foglio di Microsoft Excel che conteneva per ogni individuo i dati delle biometrie, la sessione e l'area di cattura e il numero della foto scattata. A seguito dei riconoscimenti individuali con Wild_ID è stato usato un breve script di Python per confrontare i fogli excel e i file .txt prodotti da Wild_ID, ottenendo un output che identificasse ciascun individuo unico con una sigla contenente una lettera (B per gli individui catturati nel sito del monte Baldo ed S per gli individui catturati nel sito di Scanupia) e un numero. In tal modo è stata ricostruita la storia di cattura di tutti gli individui in entrambi i siti.

2.5.3 PARAMETRI POPOLAZIONISTICI E BIOMETRIE

L'elaborazione dei dati raccolti durante l'attività di campo ha interessato esclusivamente gli individui adulti, facilmente sessabili e rappresentativi delle popolazioni indagate.

Data la difficoltà nel distinguere le femmine adulte dai sub adulti, entrambi privi di calli nuziali, si sono considerati adulti solo gli individui con SVL maggiore di 34,5 mm (Cayuela et al., 2014). Per gli individui ricatturati per cui erano state misurate lunghezze sia inferiori che superiori a tale valore è stata presa come riferimento la media fra le lunghezze misurate. Il rapporto sessi è stato calcolato dividendo il numero di maschi per il numero totale di individui in ogni sessione, per valutarne le variazioni durante il periodo di attività. La significatività statistica della sex ratio è stata verificata attraverso un test binomiale a due code con probabilità di controllo di 0,5. In ogni sito, le variazioni nel rapporto sessi tra le differenti sessioni è stata evidenziata graficamente quantificando il numero di maschi e femmine presenti nel sito riproduttivo in in ogni sessione.

A tal fine e per le analisi successive è stato indicato per ogni individuo il periodo d'ingresso nelle popolazioni utilizzando le sessioni come indicatore temporale.

Nel dettaglio sono stati indicati con:

- "1": tutti gli individui catturati solo o anche nella prima sessione;
- "2": gli individui catturati esclusivamente nella seconda sessione e ricatturati nella terza e nella quarta;
- "3": gli individui catturati esclusivamente nella terza sessione e ricatturati nella quarta;
- "4": gli individui catturati esclusivamente nella quarta sessione

Il confronto tra le due aree è stato effettuato con modelli lineari dopo aver testato la normalità delle distribuzioni con il test di Shapiro.

Il rapporto fra le lunghezze degli individui è stato testato con test t di student.

Per ogni individuo sono state utilizzate per le analisi esclusivamente le misure biometriche relative alla prima cattura.

Le analisi sono state condotte sia in parallelo fra i due siti per osservare l'andamento delle singole popolazioni sia confrontando le popolazioni dei due siti fra loro.

2.5.4 SCALED-MASS INDEX (SMI)

Lo Scaled Mass Index (SMI) è un indice di uso relativamente recente (Peig & Green, 2009) che risulta conveniente e più preciso di altri metodi per il calcolo del Body

Condition Index (BCI) poiché standardizza la massa ad un valore fisso di una misurazione del corpo lineare; per calcolarlo si usa la seguente formula:

$$\widehat{M}_i = M_i \left[\frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{SMA}}$$

Dove M_i ed L_i sono rispettivamente massa corporea e lunghezza muso-cloaca (SVL) dell'individuo in esame, b_{SMA} è l'esponente scalare stimato dalla regressione Standardized Major Axis (SMA) del logaritmo naturale della massa sul logaritmo naturale della lunghezza; L_0 è un valore di lunghezza arbitrario che può essere individuato nella media delle lunghezze, nella mediana o in altri valori significativi, nel caso di questa tesi è stato scelto il valore medio delle lunghezze, e M_i è la massa prevista per l'individuo i quando la misura del corpo lineare è standardizzata a L_0 .

La scelta della lunghezza in esame per ogni individuo (L_i) viene effettuata cercando la misura lineare maggiormente correlata con la massa corporea per rendere il valore dell'SMI maggiormente significativo.

Questo consente di poter confrontare i valori di massa corporea degli individui fra popolazioni differenti utilizzando un valore unico per L_0 e lo stesso coefficiente angolare se le differenze nell'equazione non sono statisticamente significative; l'SMI si è dimostrato inoltre più valido di altri indici di massa corporea nel predire le variazioni nella composizione in grassi e proteine delle riserve energetiche degli animali (Peig & Green, 2009), predizioni riscontrate valide anche su altri anfibii (*Lithobates catesbeianus* e *Taricha granulosa*) in condizioni controllate (MacCracken & Stebbings, 2012).

L'SMI si basa su un adattamento del modello Thorpe-Lleonart, che utilizza un arrangiamento della funzione $Y=\alpha X^\beta$, che standardizza una misura corporea Y ad un'altra X , nel SMI viene usato un coefficiente β derivante da una regressione SMA (Standardized Major Axis) anziché da una regressione semplice come nel caso del modello Thorpe-Lleonart.

L'utilizzo della regressione SMA è dovuto al fatto che questo tipo di regressione assume variazioni sia su X che su Y ed è raccomandato per accertare la relazione fra le biometrie quando il principale componente di interesse è l'esponente scalare (Seim & Sæther, 1983, Warton et al., 2006).

La massa e la lunghezza vengono trasformate in forma logaritmica naturale per effettuare la regressione, che viene calcolata con la funzione $\ln(M)=\ln(\alpha)+\beta\ln(L)$. In questo modo la formula riportata sopra standardizza tutti gli individui alla lunghezza L_0 e calcola la massa corporea più verosimile se avessero tale lunghezza in accordo al trend calcolato fra M e L , risultando quindi in un'esclusione della fase di crescita dai calcoli, in modo tale da prendere in considerazione unicamente le

condizioni corporee degli individui; dunque a differenza degli indici di condizione corporea tradizionali l'SMI è compatibile con queste assunzioni alla base degli studi sui BCI (Peig & Green, 2009):

- La crescita è un processo moltiplicativo di materiale vivente e che dunque rende modelli non lineari M-L più appropriati di quelli lineari
- L'esistenza delle allometrie rende necessaria una stima empirica dell'esponente di scala
- La specificità del pattern morfogenetico che determina le proporzioni corporee di una determinata specie, sottospecie o sesso in una specie rende necessaria una stima affidabile dell'esponente di scala in ciascun caso
- L'interdipendenza mutuale fra M ed L è dovuta alla crescita corporea ed entrambi sono indicatori della taglia
- Il cambio concomitante della composizione corporea con la taglia a causa della morfogenesi fa sì che solo individui della stessa taglia siano comparabili fra loro

Il coefficiente b_{sma} è stato calcolato utilizzando Rstudio e il pacchetto **smatr** (Warton et al., 2012) effettuando una regressione di secondo ordine tra il logaritmo naturale della massa e della lunghezza, L_0 è stata assunta come la media delle lunghezze corporee degli individui.

Il coefficiente angolare della regressione è stato stimato utilizzando tutti gli individui adulti insieme, dato che una possibile differenza del tasso di crescita tra i sessi ed i due siti è stata esclusa perché non statisticamente significativa.

Dopo aver verificato la normalità delle distribuzioni, la variazione del SMI lungo le sessioni è stata stimata per i due siti mediante modelli lineari, utilizzando come variabili indipendenti le sessioni, l'ordine di entrata, le aree di studio ed un eventuale effetto combinato tra di loro.

L'individuazione del modello migliore è stata svolta partendo dal modello più complesso, ovvero con tutte e tre le variabili ed interazioni, arrivando poi a quello più parsimonioso escludendo le variabili non significative tramite un test ANOVA e l'indice di Akaike (AIC)

Per le analisi riguardanti l'SMI in questa tesi si è prestata particolare attenzione agli SMI degli individui maschi, considerati maggiormente affidabili per l'impossibilità di presenza di uova, che possono falsare le misure sulle femmine.

3. RISULTATI

3.1 PARAMETRI POPOLAZIONISTICI

A seguito delle operazioni di riconoscimento individuale del pattern ventrale per mezzo di Wild_ID si è osservato che il totale degli individui catturati era di 126 (49 maschi, 77 femmine) nel sito di Scanuppia e 286 (138 maschi, 148 femmine) nel sito del Monte Baldo. Il numero di catture effettuate ed il numero di individui effettivi divisi per sesso è riportata nella tabella 3.1. La sex ratio è risultata paritaria in tutte le sessioni nella popolazione del Monte Baldo (p-value >0.05), anche se il rapporto sessi della quarta sessione può essere distorto e non rappresentativo per via dei pochi individui catturati. Per il sito di Scanuppia, invece nella seconda sessione il rapporto sessi si è mostrato sul margine della significatività, in favore delle femmine (p = 0.05). Tutti questi dati si possono osservare nella tabella 3.1.

SITO	SESSIONE	ADULTI CATTURATI	MASCHI CATTURATI	FEMMINE CATTURATE	SEX RATIO	p-value TEST BINOMIALE	NUOVE CATTURE
Scanuppia	Sessione	90	36	54	0.4	0.07	90
	Sessione	67	25	42	0.373	0.05	7
	Sessione	83	33	50	0.398	0.08	24
	Sessione	53	23	30	0.566	0.41	5
Monte Baldo	Sessione	135	70	65	0.481	0.73	151
	Sessione	100	59	41	0.41	0.09	69
	Sessione	92	46	46	0.5	1	59
	Sessione	10	4	6	0.4	0.75	7

Tabella 3.1: Individui catturati per ogni sito, con indicazioni su quantità di adulti, maschi e femmine, sex ratio e p-value del test binomiale

La sex-ratio della popolazione di Scanuppia presa complessivamente si è dimostrata spostata verso le femmine in modo significativo (p=0.02)

3.2 BIOMETRIE E SCALED-MASS INDEX

I t-test hanno confermato una differenza significativa nella lunghezza degli esemplari maschi rispetto alle femmine in entrambe le popolazioni, i valori riscontrati sono stati i seguenti, riportati sotto forma di boxplot in figura 3.1:

Nel sito di Scanuppia i maschi hanno una SVL media di 48,6mm e le femmine di 51,6mm. ($p < 0.001$, D.F.=110.41)

Nel sito del Monte Baldo i maschi hanno una SVL media di 41,3mm e le femmine di 39,5mm. ($p = 0.003$, D.F.:275.85)

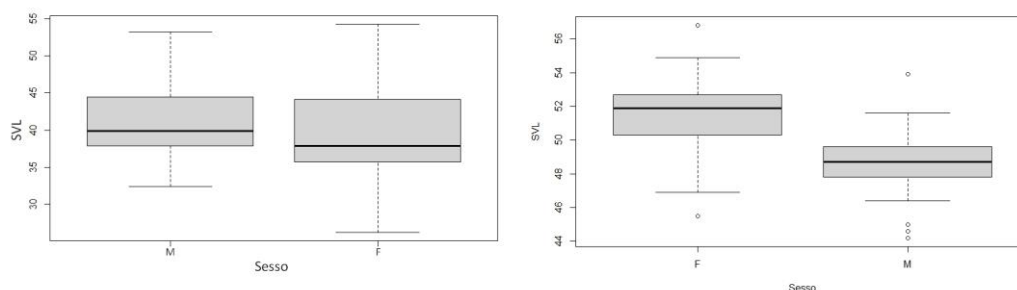


Figura 3.1: Boxplot dei valori di SVL degli individui rispetto al loro sesso nel sito del Monte Baldo e di Scanuppia

I modelli lineari costruiti per confrontare gli indici di massa corporea fra i sessi non hanno mostrato differenze significative nell'SMI dei maschi rispetto a quello delle femmine, come espresso nella tabella 3.2

SESSO	INTERCETTA	p-value
Femmine	8.32251	< 2e-16
Maschi	-0.07647	0.47

Tabella 3.2: Regressione lineare dell'SMI degli individui catturati contro il loro sesso

Questi dati sono stati espressi sotto forma di boxplot nella figura 3.2

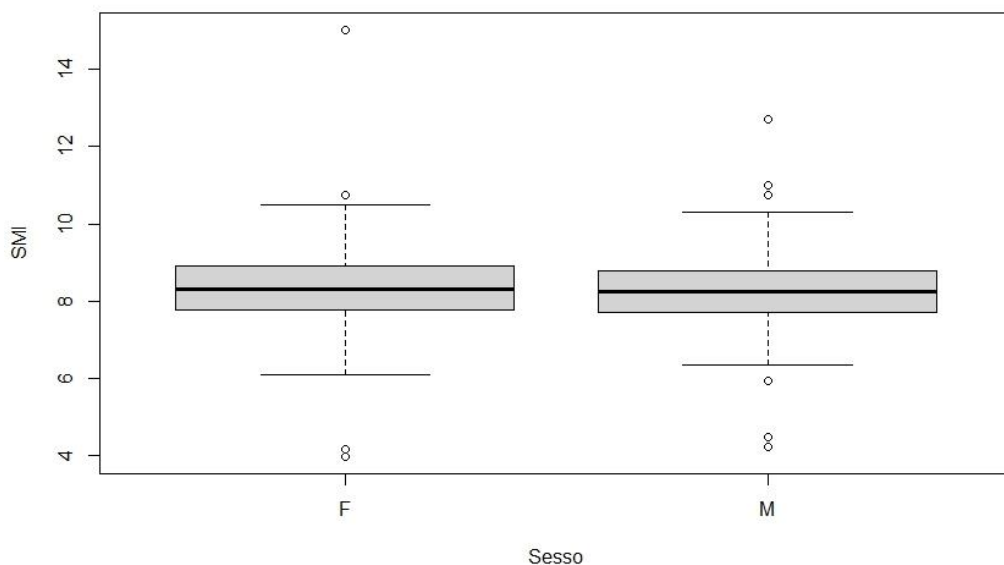


Figura 3.2: Boxplot dei valori di SMI degli individui rispetto al loro sesso

Anche a livello sito specifico non sono state riscontrate differenze significative nelle dimensioni corporee fra maschi e femmine, come si può riscontrare nella tabella 3.3.

SITO	SESSO	INTERCETTA	p-value
Scanuppia	Femmine	8.22169	<2e-16
	Maschi	+0.06743	0.47
Monte Baldo	Femmine	8.27720	<2e-16
	Maschi	-0.13082	0.27

Tabella 3.3: Regressione lineare dell'SMI degli individui catturati nei due siti contro il loro sesso

3.3 ANALISI BIOMETRICHE SULLE POPOLAZIONI

È stato costruito un modello lineare che confrontava l'SMI degli individui con la sessione di cattura; dopo aver controllato la bontà del modello con un test ANOVA, si è potuto osservare che presso il sito di Monte Baldo vi è un significativo aumento

delle dimensioni corporee medie con il procedere della stagione, mentre a Scanupia vi è una significativa riduzione delle condizioni corporee. (cfr. tabella 3.4 e figure 3.3 e 3.4)

SITO	SESSIONE	INTERCETTA	p-value
Monte Baldo	Sessione 1	10.8053	< 2e-16
	Sessione 2	+0.1972	0.35
	Sessione 3	+0.7216	0.001
	Sessione 4	+1.0537	0.048
Scanupia	Sessione 1	11.9882	< 2e-16
	Sessione 2	-0.5875	0.0005
	Sessione 3	-0.6208	0.0001
	Sessione 4	-0.9421	3.05e-07

Tabella 3.4: Regressione lineare dell'SMI degli individui catturati nei due siti contro le sessioni di cattura

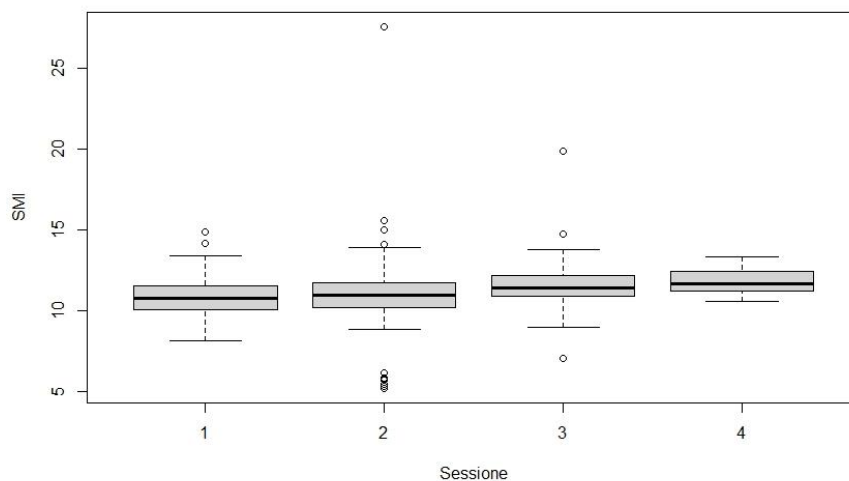


Figura 3.3: Boxplot dei valori di SMI degli individui della popolazione del Monte Baldo nel corso della stagione riproduttiva

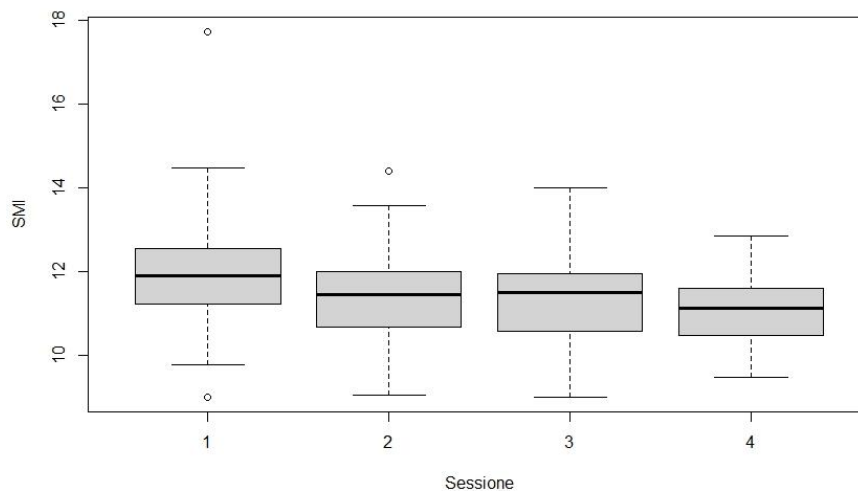


Figura 3.4: Boxplot dei valori di SMI degli individui della popolazione di Scanuppia nel corso della stagione riproduttiva

3.4 CONFRONTO FRA LE POPOLAZIONI

Il modello lineare che confrontava direttamente gli SMI degli individui fra le due popolazioni in esame, ha evidenziato che la SMI media degli individui catturati presso il sito di Scanuppia è significativamente più alta di quella degli individui del Monte Baldo. Tale differenza è stata riscontrata, per quanto ridotta, anche confrontando solamente gli individui di sesso maschile, considerati più affidabili per le misure biometriche grazie all'assenza di uova.

SITO	INTERCETTA SMI	p-value	INTERCETTA SVL	p-value
Monte Baldo	8.17557	< 2e-16	40.8964	< 2e-16
Scanuppia	+0.34834	0.002	+9.5576	< 2e-16

Tabella 3.4: Regressione lineare dell'SMI degli individui catturati nei due siti contro l'area di cattura

Un'altra differenza estremamente significativa è stata riscontrata confrontando le lunghezze SVL, rappresentative delle dimensioni corporee, degli individui nei due siti, con gli individui del sito di Scanuppia significativamente più grandi di quelli del sito del Monte Baldo. Questi differenti trend si possono osservare numericamente nella tabella 3.4 e sono riportati graficamente nelle figure 3.5 e 3.6

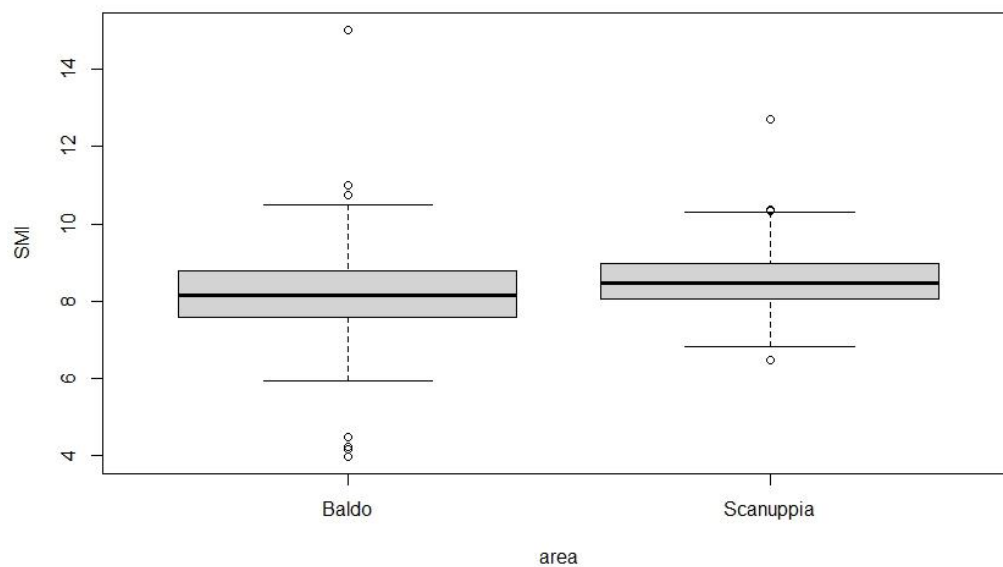


Figura 3.5: Boxplot dei valori di SMI degli individui in confronto all'area di cattura

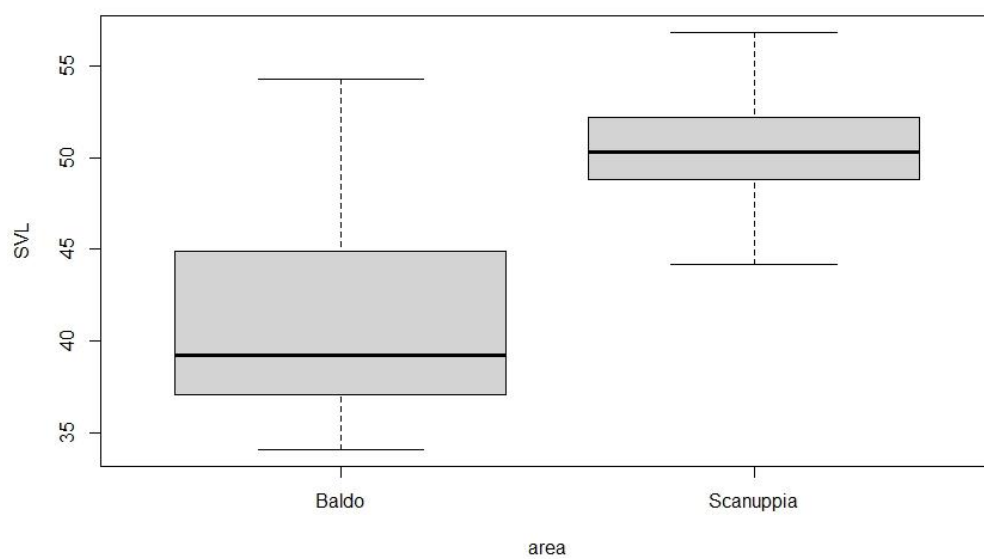


Figura 3.6: Boxplot dei valori di SVL degli individui in confronto all'area di cattura

3.5 ANALISI SULLE NUOVE ENTRATE

Presso il sito del Monte Baldo si è osservato che, nel modello lineare costruito che confrontasse la sessione di entrata in acqua dell'individuo con il suo SMI, appare un aumento dell'intercetta altamente significativo per gli individui entrati alla

terza sessione ($p\text{-value} < 0.01$), mentre per il sito di Scanuppia non sono state riscontrate differenze statisticamente rilevanti ($p > 0.05$).

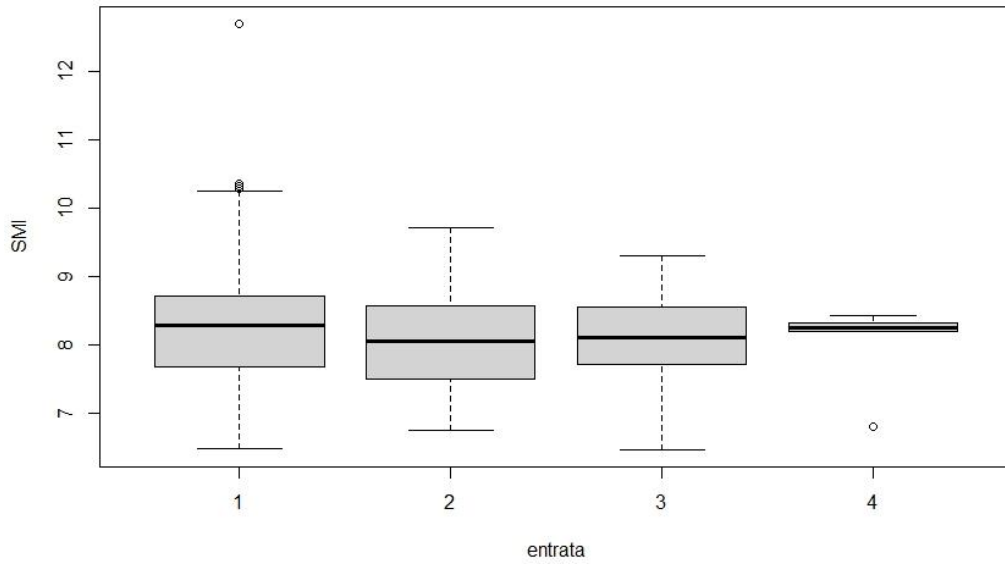


Figura 3.7: Boxplot dei valori di SMI degli individui in confronto alla sessione di entrata in acqua dell'individuo presso il sito del Monte Baldo

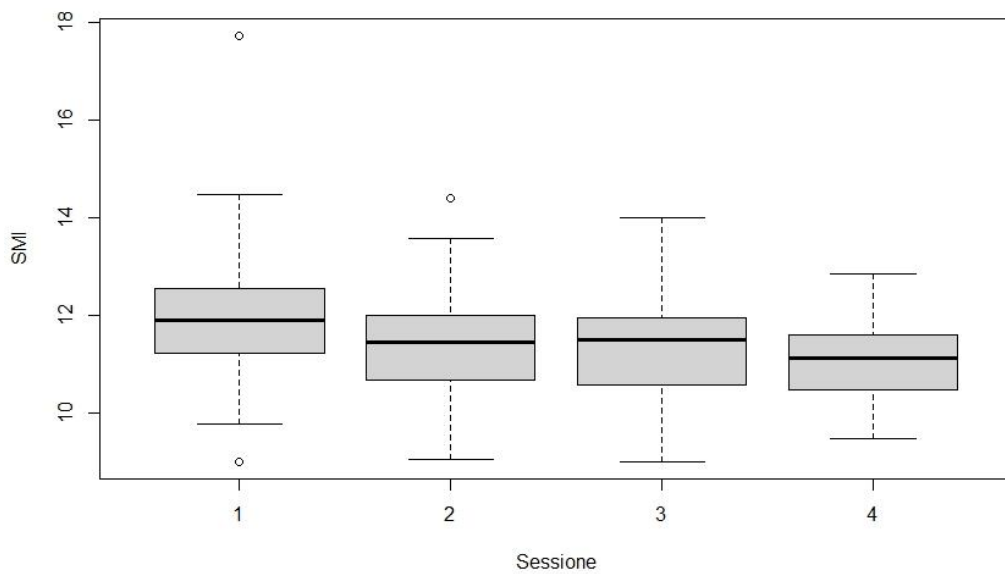


Figura 3.8: Boxplot dei valori di SMI degli individui in confronto alla sessione di entrata in acqua dell'individuo presso il sito di Scanuppia

4. DISCUSSIONE

In questo studio sono state monitorate due popolazioni riproduttive di *B. variegata* in Trentino durante un'intera stagione riproduttiva. Nel sito di Scanuppia la sex-ratio degli individui in acqua è stata costantemente vicina all'equilibrio per l'intera stagione eccetto in una singola sessione di cattura, in cui è risultata sbilanciata significativamente verso le femmine. È interessante notare che comunque in tutte le sessioni i p-value dei test binomiali sono stati molto vicini al livello di significatività. Presso il Monte Baldo invece la popolazione ha mostrato una sex ratio che non discostava significativamente dall'equilibrio, né durante l'intera stagione di campionamento, né nelle singole sessioni.

Entrambi i dati sembrerebbero in disaccordo con lo studio condotto da Barandun & Rayer (1998) in Svizzera, che mostrava invece un forte sbilanciamento a favore dei maschi nei siti riproduttivi, ma questo potrebbe essere spiegato dal fatto che i siti di Scanuppia e sono utilizzati anche per foraggiamento e altre attività, e nel loro studio gli autori riscontrarono che i siti non utilizzati per la riproduzione presentavano una sex-ratio degli individui bilanciata; lo stesso studio evidenziava una forte filopatria degli individui di questa specie, che potrebbe far pensare che anche individui non riproduttivi utilizzino i siti di provenienza in cui sono metamorfosati. Questa evidenza appare coerente con quanto osservato nel sito del Monte Baldo, frequentato da numerosi.

La differenza fra le dimensioni medie degli individui dei due siti, sia in termini di lunghezza che di indice di massa corporea è risultata evidente e statisticamente significativa. Questa differenza può essere spiegata da diversi fattori. Scheele et al. (2014) e Mikoláš et al. (2016) in due differenti studi condotto in Polonia e Romania hanno evidenziato come i siti circondati da boschi mostrano un BCI più alto di quelli circondati da prati. Scheele e coautori spiegano questo trend con una maggior disponibilità di risorse, maggiore abbondanza d'acqua e di microclimi umidi negli habitat forestali.

Il sito di Scanuppia è circondato su tre lati da un bosco, mentre il sito di Monte Baldo risulta essere ascrivibile ad una pozza di alpeggio, essendo immerso in un contesto aperto di prati di alta quota, e questo fa supporre che il primo sia più favorevole alla popolazione che lo abita e uno dei fattori alla base del BCI più alto.

Un altro fattore che potrebbe avere influito sulle dimensioni biometriche delle popolazioni è la differente quota dei due siti; è infatti noto in letteratura che, in molte specie di anfibi con il crescere della quota, tendono a crescere anche le

dimensioni corporee delle popolazioni (Khatiwada et al., 2019). Ciò pare conforme alla regola di Bergmann, che teorizza un rapporto fra altitudine, latitudine e dimensioni corporee. La regola di Bergmann era riferita esclusivamente agli animali omeotermi e alcuni studi (Adams et al., 2007) mostrassero che gli anfibi non seguissero questa regola, Ashton (2002) ha evidenziato come nella maggior parte delle specie di anfibi da lui prese in esame si trovasse riscontro di tale rapporto, conformemente al criterio proposto da Mayr (1963) per sancire la validità della regola. Ciò ha trovato ulteriori conferme anche in altri studi (Ray C., 1960; Morrison, 2003; Cvetkovic et al., 2008; Romano et al., 2010).

In entrambi i siti è stata ravvisata una forte componente di disturbo dovuta al pascolo del bestiame, che regolarmente entrava nelle pozze per abbeverarsi, emettendo sovente deiezioni, con conseguente intorbidimento e aumento del trofismo dell'acqua. Gli effetti negativi sulle popolazioni di anfibi dovuti al disturbo da parte del bestiame sono stati evidenziati da Janin et al. (2011). Nelle pozze di entrambi i siti ma soprattutto in quello di Scanuppia sono stati osservati individui di *Natrix helvetica* in attività di predazione e studi recenti condotti in Polonia hanno evidenziato come la congenera *Natrix natrix* sia un abituale predatore di *B. variegata* (Łaciak et al., 2023) e che circa metà delle morti da loro registrate fosse attribuibile con certezza alla predazione da parte di tale animale.

In entrambe le pozze sono state osservate quelle che Sas-Kovacs et al. (2005) identificano come prede abituali di *B. variegata*: insetti emitteri del genere Gerridae, ninfe di libellula e specie terrestri di aracnidi che cadendo in acqua possono rappresentare prede occasionali.

Una differenza fra i due siti è rappresentata dalla copertura vegetale molto fitta presente nella pozza del Monte Baldo, completamente assente invece presso Scanuppia, che secondo Warren et al. (2008) tende ad essere positivamente correlata con la densità di popolazione in pozze non effimere e i dati sembrano essere in accordo con quanto osservato presso i siti in esame in questo studio e con quelli prodotti da Hartel et al. (2007).

Le differenze negli indici di condizione corporea fra i due siti è probabile siano dovute a un effetto combinato di questi fattori e forse di altri non considerati in questo studio.

Nonostante maschi e femmine abbiano dimensioni statisticamente differenti, tale differenza non si esprime anche a livello di indice di massa corporea e il sesso dell'individuo, né a livello intra-popolazionale né a considerando le due

popolazioni accorpate. Questo va in disaccordo con gli studi di Shine (1979) ma potrebbe essere dovuto ad artefatti dovuti ad erronea identificazione di alcuni subadulti come femmine.

Sono stati evidenziati due trend evidenti nelle dimensioni corporee medie delle popolazioni nel corso dell'anno che, con eccezione della seconda sessione di cattura presso il sito di Scanupia, sono sempre stati statisticamente significativi. Nella popolazione di Scanupia tale trend è di diminuzione delle dimensioni, viceversa in quella del Monte Baldo è di aumento delle dimensioni nel tempo. Uno studio di Joshi et al. (2018) condotto sull'anuro *Nyctibatrachus humayuni*, endemico di una ristretta porzione dell'India, ha evidenziato un trend negativo delle condizioni corporee degli individui prima dell'accoppiamento, con tendenza invertita a seguito dello stesso, molto più marcato nei maschi, che sembrerebbe conforme anche a quanto osservato su *B. variegata* nel presente studio. Nello studio, Joshi e coautori fanno risalire questo trend nell'indice di massa corporea al costo energetico dei comportamenti per la riproduzione: vocalizzazioni, corteggiamento e accoppiamento. Questo, insieme al differente turnover degli individui potrebbe far pensare a tempistiche riproduttive diverse fra i due siti.

Un'altra ipotesi più semplice è che poiché gli anfibi sono un taxon a crescita indeterminata in cui la dimensione corporea è positivamente correlata all'età dell'individuo (Halliday et al., 1988), le dimensioni minori degli individui nel sito del Monte Baldo facciano pensare ad una popolazione con minore aspettativa di vita e mediamente più giovane e che quindi il trend di aumento delle dimensioni corporee medie presente, seppure in modo non sempre statisticamente significativo, negli individui di nuova entrata nella pozza sia segno di un abbandono precoce del sito riproduttivo da parte degli individui meno in salute in favore di quelli con maggiore BCI.

Gli anfibi sono considerati da decenni la classe di vertebrati più altamente esposta a declino a livello mondiale (Stuart et al., 2004; Beebee & Griffiths, 2005; Becker et al. 2007). Il declino è imputato principalmente a una forte frammentazione degli habitat a causa dell'intervento umano, all'inquinamento delle acque, ai patogeni introdotti in aree in cui erano assenti, tra cui spiccano i funghi del genere *Batrachochytrium*, all'accresciuta esposizione ai raggi UV, alle specie alloctone invasive introdotte nelle acque, al cambiamento climatico e ad altri fattori ancora. Tutto questo evidenzia la necessità di mantenere costantemente monitorata la situazione delle popolazioni locali di anfibi per poter agire tempestivamente con azioni di conservazione qualora si evidenziassero situazioni di declino. Nel caso di

B. variegata, essendo questo anfibio una specie pioniera che si riproduce spesso in pozze effimere, di conseguenza appare importante anche monitorare l'idroperiodo delle pozze. Kijanovic et al. (2023) ha evidenziato infatti l'incapacità delle larve di ululone di accelerare la propria metamorfosi al calare delle condizioni di ossigenazione dell'acqua, contrariamente a ciò che avviene invece in altre specie di anfibi (Gomez-Mestre, 2016), il che fa supporre una maggiore vulnerabilità a un disseccamento rapido dei siti riproduttivi.

Come già detto sopra, inoltre, nelle pozze in esame è presente una forte componente di disturbo da parte del bestiame e, sebbene in climi freschi e con precipitazioni stagionali la presenza di allevamenti possa avere effetti positivi sugli habitat degli anfibi, fornendo una maggiore quantità di zone umide di quelle naturali, una review di Howell et al. (2019) riguardante diversi studi aventi come target ambienti umidi nelle aree di pascolo e comunità di anfibi, ha mostrato come lo sovrasfruttamento possa provocare un calo dell'ossigenazione e l'aumento della temperatura dell'acqua, la scomparsa della vegetazione sulle sponde presso cui si riparano spesso gli individui e l'aumento dei livelli di azoto ambientale, tutti fattori che possono mettere a rischio le popolazioni che usano tali pozze per la riproduzione e che sono attualmente presenti nella popolazione di studio.

Un altro fattore di rischio emerge da recenti articoli (Pröhl et al., 2021; Hantzschmann et al., 2020) sulla genetica della conservazione di questa specie. Il primo studio mostra che la maggior parte della diversità genetica presente in una popolazione e la maggior parte del *gene flow* multi generazionale avviene in un raggio massimo di circa 2500m dalla pozza riproduttiva, seppure studi precedenti (Beshkov & Jameson, 1980; Barandun & Reyer, 1998) mostrassero range di dispersione degli individui non superiori ai 300m; lo studio di Hantzschmann e coautori colloca il range di dispersione degli individui fra i 400 e i 2400m, ipotizzando un precedente collegamento fra le popolazioni prese in esame con recente isolamento delle stesse a causa del fatto che nessuno degli individui catturati e marcati avesse compiuto migrazioni da una sotto-popolazione all'altra, da questa osservazione gli autori ipotizzano una differenziazione genetica incipiente fra le sotto-popolazioni che in futuro potrebbero condurle a diventare popolazioni geneticamente indipendenti le une dalle altre; gli autori si riferiscono specificatamente poi alle popolazioni prese in esame in Trentino come alcune di quelle con la maggior interconnettività.

Un altro studio (Cornetti L., 2013) ha evidenziato come proprio nelle popolazioni di *B. variegata* delle alpi italiane la frammentazione delle popolazioni sia molto elevata e la diversità genetica all'interno delle stesse sia molto bassa.

Una bassa diversità genetica nella popolazione la rende meno capace di adattarsi e quindi più suscettibile a stress ambientali, come dimostrato da diversi studi anche in particolare sugli anfibi (Beebee et al., 2005; Allentoft & O'Brien, 2010)

Lo studio di Pröhl e coautori evidenzia come la diversità genetica delle popolazioni prese in esame fosse molto bassa e contenuta quindi principalmente all'interno di ogni singola popolazione, con pochissimi trasferimenti orizzontali con altre; associa anche la frammentazione degli habitat a causa dell'attività umana con la perdita di diversità genetica, raccomandando che progetti di conservazione delle popolazioni mirino innanzitutto ad innalzare tale diversità, tenendo però conto dei problemi riguardanti l'outbreeding depression che possono essere causati dalla traslocazione di individui provenienti da popolazioni distanti.

5. CONCLUSIONI

Lo scopo di questa tesi era quello di effettuare considerazioni sullo stato di conservazione delle popolazioni in esame e confrontarle fra loro per valutarne la salute, sebbene le informazioni ottenute dai dati non siano esaustive e sufficienti per trarne considerazioni definitive sono stati comunque evidenziati dei pattern significativi che differenziano visibilmente le popolazioni fra loro.

La popolazione di Scanupia presenta individui più grandi, che rimangono in acqua per più tempo e che vivono in un ambiente che molti studi considerano come maggiormente vantaggioso per la specie in esame e questi fattori paiono indicare che la popolazione sia quella più in salute delle due, ma il basso turnover degli individui e la dimensione demografica più piccola fanno sorgere preoccupazioni riguardanti la diversità genetica della popolazione, che la renderebbe molto più fragile se sottoposta a stress improvvisi.

Uno studio che coinvolga quindi l'esame della genetica di popolazioni di questi animali sarebbe fondamentale per comprendere a fondo lo stato di salute delle popolazioni trentine di *B. variegata*, oltre alle dimensioni effettive delle popolazioni e metapopolazioni osservate, consentendo di stabilire quanto effettivamente i vari bacini riproduttivi siano in comunicazione fra loro.

6. BIBLIOGRAFIA

Adams C. Dean, Church O. James; 2007. Amphibians do not follow Bergmann's rule. *Evolution* 62-2, pp: 413-420

Allentoft, O'Brien; 2010. Global Amphibian Declines, Loss of Genetic Diversity and Fitness: A Review. *Diversity* 2010, 2, pp: 47-71

Ashton G. Kyle; 2002. Do amphibians follow Bergmann's rule?. *Canadian journal of zoology*. 80.4. ProQuest Central, pg: 708

Barandun J., Reyer H.U; 1997. Reproductive ecology of *Bombina variegata*: development of eggs and larvae. *Journal of Herpetology* vol 31, pp: 107-110

Barandun J., Reyer H.U, Anholt B. ,1997. Reproductive ecology of *Bombina variegata* : aspects of life history. *Amphibia-Reptilia*, pp: 347-355

Barandun J. Reyer H. U.; 1998. Reproductive ecology of *bombina variegata*: habitat use. *Copeia*, pp: 497-500

Barbieri F. ; Bernini F., Guarino F. M., Venchi A. , 2004. Distribution and conservation status of *Bombina variegata* in Italy (amphibia, bombinatoridae).

Beebee TJC; 2005. Conservation genetics of amphibians. *Heredity* (2005) 95, pp: 423–427

Beebee TJC; 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125 pp: 271–285

Blaustein A. R., Wake D. B., Sousa W.P.; 1994. Amphibian Declines: Judging stability, Persistence, and Susceptibility of Population to local and Global Extinctions. *Conservation Biology* ,Vol 8, No 1, pp: 60-71

Bolger T. D., Morrison T. A., Vance B., Lee D., Farid H.; 2012. A computer-assisted system for photographic mark–recapture analysis. *Methods in Ecology and Evolution* ,pp: 813–822

Brambilla M. & Ficetola G. F.; 2012. Species distribution models as a tool to estimate reproductive parameters: a case study with a passerine bird species. *J. Anim. Ecol.* 81, pp: 781–787

Brusa et al.; 2011. La vegetazione delle pozze di alpeggio: valutazioni ecologiche orientate alla definizione di criteri naturalistici nella progettazione. Studi Trent. Sci. Nat., 88 pp: 77-88

Caldonazzi M., Pedrini P., Zanghellini S.; 1990. Gli Anfibi e i Rettili. In: AA.VV. La Catena del Lagorai, contributo alla conoscenza della fauna. Nat. Alp. 41(1-2), pp: 40-47

Canestrelli D., Zampiglia M., Nascetti G.; 2013. Widespread occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in contemporary and historical samples of the endangered *Bombina pachypus* along the Italian peninsula. PLoS One 8: e63349

Cayuela H., Besnard A., Bonnaire E., Perret H., Rivoalen J, Miaud C., Joly P.; 2014. To breed or not to breed: past reproductive status and environmental cues drive current breeding decisions in a long-lived amphibian. *Oecologia*

Commissione Europea; 1992. Direttiva 92/43/EEC del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. Gazzetta Ufficiale, L 206, 22/07/1992, pp: 7-50.

Consiglio d'Europa; 1979. Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa. <http://conventions.coe.int>

Corbet Sarah A., Fussel M., Ake R., Fraser A., Gunson C., Savage A., Smith K.; 1993. Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecol. Entomol.* 18, pp: 17–30.

Cornetti L.; 2013. Conservation genetics of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) and the common lizard (*Zootoca vivipara*) in the Italian Alps. Tesi di dottorato in Biologia Evoluzionistica e Ambientale. Università degli Studi di Ferrara.

Cvetkovic´ D. et al.; 2008. Bergmann's rule in amphibians: combining demographic and ecological parameters to explain body size variation among populations in the common toad *Bufo bufo*.

Díaz-López G. et al.; 2017. Relationship between body weight and body condition score with energy content in the carcass of Pelibuey ewes. *Austral J. Vet. Sci.* 49,pp: 77–81

Di Cerbo A. R., Sassi A., Biancardi C. M.; 2010. Gli anfibi e i rettili della valle di fiemme (trentino orientale). 8° Congresso Nazionale, Società Herpetologica Italica, pp: 121-127

Di Cerbo A & Biancardi C. M.; 2004. Seasonal activity and thermobiology of Bombina v. variegata in lombardy (seriana valley, northern italy). Italian Journal of Zoology, pp: 143-146

Di Cerbo, A.R., Bressi; 2007. Bombina variegata (Linnaeus, 1758). In: Fauna d'Italia, vol. XLII, Amphibia, pp: 280-287

Dino M., Milesi S., Di Cerbo A. R.; 2010. A long term study on bombina variegata (anura: bombinatoridae) in the “parco dei colli di bergamo” (north-western lombardy). 8° Congresso Nazionale Società Herpetologica Italica, pp: 225-231

Elgue E., Pereira G., Coppes A. F., Maneyro R.; 2014. Validity of photo-identification technique to analyze natural markings in Melanophryniscus montevidensis (Anura: Bufonidae). Phyllomedusa 13, pp: 59–66

Fitzgerald-Dehoog L., Browning J. & Allen B. J.; 2012. Food and heat stress in the California mussel: evidence for an energetic trade-off between survival and Growth. Biol. Bull. 223, pp: 205–216.

Gaston K. J.; 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. – Oxford Univ. Press.

Giovannini e Giovannini; 2015. Quaderni foreste e fauna della provincia autonoma di Trento.

Gollmann G., Gollmann B.; 2011. Ontogenetic change of colour pattern in bombina variegata: implications for individual identification. Herpetology Notes, v. 4, pp: 333-335

Halliday T.R., Verrell P.A.; 1988. Body Size and Age in Amphibians and Reptiles. Journal of Herpetology, Vol. 22, No. 3, pp. 253-265

Hantschmann et al.; 2021. Conservation genetics of yellow-bellied toads (Bombina variegata): a matter of geographical scale and isolation. Conservation Genetics pp:83–96

Hartel et al.; 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* (2007) 583 pp: 173–182

Hartel T.; 2008. Movement activity in a *Bombina variegata* population from a deciduous forested landscape North-Western Journal of Zoology. Vol. 4 – 1: pp: 79-90

Howell H. J., C. C. Mothes, S. L. Clements, S. V. Catania, B. B. Rothermel, and C. A. Searcy; 2019. Amphibian responses to livestock use of wetlands: new empirical data and a global review. *Ecological Applications* 29(8):e01976. 10.1002/eap.1976

István S., Severus D., Covaciu M., Cupşa D, ştefan cicort A., Popa L.; 2005. Food analysis in adults (males/females) and juveniles of *bombina*. *Biologie animal* , Tom LI.

IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <http://iucnredlist.org>

Janin A. and Lena J.P. and Joly P.; 2011. Beyond occurrence: body condition and stress hormone as integrative indicators of habitat availability and fragmentation in the common toad. *Biol Conserv*, 144, pp: 1008-1016

Jakob E. M., Marshall S. D. & Uetz G. W.; 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77, pp: 61–77.

Joshi et al.; 2018. Interrelationship among annual cycles of sex steroids, corticosterone and body condition in *Nyctibatrachus humayuni*. *General and Comparative Endocrinology* 260 pp: 151–160

Khatiwada et al.; 2019. Amphibian community structure along elevation gradients in eastern Nepal Himalaya. *BMC Ecology*

Kijanovic et al.; 2023. Inability of yellow-bellied toad to accelerate metamorphosis in desiccation conditions. *Journal of Zoology*, Royal society of London

Kotiaho, J. S.; 1999. Estimating fitness: comparison of body condition indices revisited. *Oikos* 87, pp: 399-400.

Łaciak et al.; 2023. Tastier than thought? Telemetric research reveals predation on the poisonous yellow-bellied toad *Bombina variegata*. *Ecology*; 104:e3996.

Matocq M.D., Villablanca F.X.; 2001. Low genetic diversity in an endangered species: recent or historic pattern? *Biological Conservation* 98 pp: 61-68

Mayr E.; 1963. *Animal species and evolution*. Harvard University. Press, Cambridge, Mass.

McCallum ML; 2007. amphibian decline or extinction? current declines dwarf background. *J of Herpetology*, pp: 483–491.

MacCracken G. James and Stebbings L. Jennifer; 2012. Test of a Body Condition Index with Amphibians. *J of herpetology*, Vol. 46, No.3, pp: 346-350

Millennium Ecosystem Assessment; 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. Synthesis. Washington, DC: WorldResources Institute

Mikoláš Peter; 2016 . Can Change of Landscape Composition Increase Interspecies Competition Among Amphibians and Thus Decrease the Body Condition of the Endangered *Bombina variegata*? *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 25, No. 6 ,pp: 1-6

Morrison et al.; 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 2003 72, pp: 270–279

Peig J., and A. J. Green; 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative. *Oikos* 118, pp: 1883-1891.

Peterson A. T. et al.; 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. – Princeton Univ. Press.

Plăiașu R., B ncil R., Samoil C., Hartel T., Cog Iniceanu D.; 2012. Waterbody availability and use by amphibian communities in a rural landscape. *Herpetological journal*, 22, pp: 13–21

Pröhl et al.; 2021. Conservation genetics of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*): population structure, genetic diversity and landscape effects in an endangered amphibian. *Conservation Genetics* pp: 513–529

Ray C.; 1960. The application of Bergmann's and Allen's rules to the poikilotherms. *J. Morphol*, 106, pp: 85-108

Sartori M., P. Pedrini, S. Endrizzi, E. Romanazzi; 2013. Proposte d'intervento per l'azione C 12 a favore dell'Ululone dal ventre giallo (*Bombina variegata*). Relazione tecnica Progetto Life+T.E.N. 000187

Sartori Matteo; 2012. Gli anfibi in Valle dell'Adige: stato di conservazione e proposte gestionali. Tesi di Laurea Magistrale. in Scienze e Gestione della Natura. Alma Mater Studiorum Università di Bologna.

Seim E. and Sæther B. E.; 1983. On rethinking allometry: which regression model to use?. *J. Theor. Biol.* 104, pp: 161-168.

Scheele B. C. et al.; 2014. Identifying core habitat before it's too late: the case of *Bombina variegata*, an internationally endangered amphibian. *Biodiversity and Conservation*, 23, 3, pp: 775-780

Shine R.; 1979. Sexual selection and sexual dimorphism in the amphibia. *Copeia*, 1979, pp: 297-306

Sindaco et al.; 2010. Atlas of Italian Amphibians and Reptiles. *Societas Herpetologica Italica*, Edizioni Polistampa, Firenze, pp. 792.

Stevenson, R. D. and Woods, W. A.; 2006. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integr. Comp. Biol.* 46, pp: 1169-1190.

Wilder Shawn M., Raubenheimer David, Simpson J. Stephen; 2016. Moving beyond body condition indices as an estimate of fitness in ecological and evolutionary studies. *Function Ecology*. 30, pp: 108-115

Thuiller, W. et al.; 2014. Does probability of occurrence relate to population dynamics?. *Ecography* 37, pp: 1155–1166.

VanDerWal J. et al.; 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. – *Am. Nat.* 174, pp: 282–291.

Warren et al.; 2008. Relationship of Endangered Amphibians to Landscape Disturbance. *Journal of wildlife management* 72(3), pp:738–744

Warton D. I. et al.; 2006. Bivariate line-fitting methods for allometry. *Biol. Rev.* 81, pp: 259-291.

Warton, David I., Duursma, Remko A., Falster, Daniel S. and Taskinen, Sara; 2012. smatr 3 - an R package for estimation and inference about allometric lines *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 257-259

Weber, M. M., Stevens, R. D., Diniz-Filho, J. A. F. & Grelle, C. E. V; 2017. Is there a correlation between abundance and environmental suitability derived from ecological niche modelling? A meta-analysis. *Ecography* 40, pp: 817–828.

Weber, M. M. et al.; 2014. Have old species reached most environmentally suitable areas? A case study with South American phyllostomid bats. – *Global Ecol. Biogeogr.* 23, pp: 1177–1185.

6. RINGRAZIAMENTI

Voglio ringraziare tutte le persone che mi sono state vicine in un percorso universitario che mi ha molto provato dal punto di vista mentale, a partire dai miei parenti e i miei amici, senza cui sicuramente non sarei arrivato a questo risultato.

Voglio inoltre ringraziare i miei tutor, il professor Andrea Pilastro, il dott. Antonio Romano e il dott. Matteo Trenti per la pazienza e l'attenzione che mi hanno dedicato durante il processo di scrittura di questa tesi.

Ringrazio il Dott. Karol Tabarelli de Fatis e il dott. Matteo R. Di Nicola per avermi fornito alcune delle foto utilizzate nella tesi e nella presentazione.

Ringrazio infine il MUSE per avermi fatto partecipare ad un'esperienza di tirocinio che non dimenticherò mai per quanto mi è piaciuta.